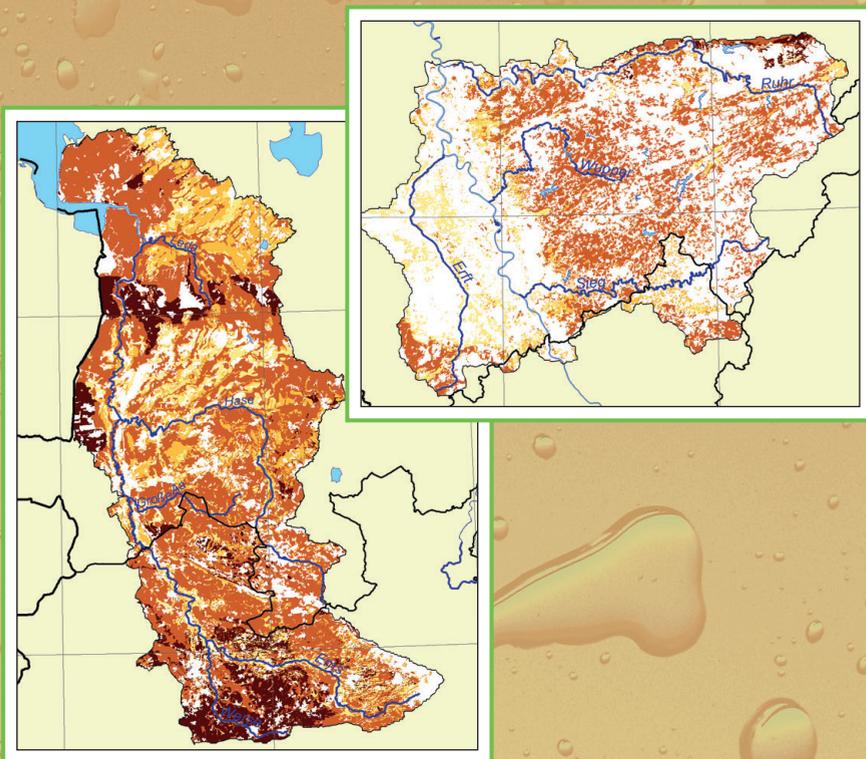


Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems

Ist-Zustands- und Maßnahmenanalysen

Ralf Kunkel und Frank Wendland



Forschungszentrum Jülich GmbH
Programmgruppe Systemforschung und
Technologische Entwicklung (STE)

Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems

Ist-Zustands- und Maßnahmenanalysen

Ralf Kunkel und Frank Wendland

Das diesem Band zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung im Förderschwerpunkt „Flussgebietsmanagement“ (Förderkennzeichen 0330038) gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment

Band/Volume 62

ISSN 1433-5530 ISBN 3-89336-437-4

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen
Nationalbibliografie; detaillierte Bibliografische Daten sind im Internet
über <<http://dnb.ddb.de>> abrufbar.

Herausgeber und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
Zentralbibliothek, Verlag
D-52425 Jülich
Telefon: 02461 61-5368 · Telefax: 02461 61-6103
e-mail: zb-publikation@fz-juelich.de
Internet: <http://www.fz-juelich.de/zb>

Umschlaggestaltung: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2006

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment Band/Volume 62

ISSN 1433-5530
ISBN 3-89336-437-4

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (Druck, Fotokopie oder in einem anderen Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung des Verlages reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
1.1.	Hintergrund	3
1.2.	Das BMBF-Verbundvorhaben REGFLUD	5
1.3.	Aufgabenstellung des FZ Jülich im REGFLUD-Projekt	9
2.	Wasserhaushaltsmodellierung	13
2.1.	Einführung	15
2.2.	Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen	16
2.3.	Berechnung der Gesamtabflusshöhe	19
2.4.	Berechnung der Oberflächenabflusshöhe	20
2.5.	Berechnung der Grundwasserneubildung und des Zwischenabflusses	21
2.6.	Datengrundlagen	24
2.7.	Ergebnisse	25
2.8.	Validierung der berechneten Werte	30
2.9.	Austragsrelevante Abflusskomponenten	33
3.	Modellierung des Stickstoffhaushalts im Boden	35
3.1.	Stickstoffeinträge in den Boden	37
3.2.	Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden	43
3.3.	Stickstoffausträge aus dem Boden	48
4.	Simulation des Nitratabbaus im Grundwasser.....	51
4.1.	Analyse des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter	56
4.1.1.	<i>Differenzierung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten</i>	58
4.1.2.	<i>Auswertung der Grundwasseranalysen</i>	59
4.2.	Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer	65
4.2.1.	<i>Morphologie der Grundwasseroberfläche</i>	69
4.2.2.	<i>Grundwasserwirksame Vorfluter</i>	71
4.2.3.	<i>Durchlässigkeitsbeiwert</i>	73

4.2.4.	<i>Nutzbarer Hohlraumanteil</i>	75
4.2.5.	<i>Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers</i>	77
4.2.6.	<i>Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer</i>	80
4.3.	Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer	82
5.	Quantifizierung der Nitrateinträge in die Oberflächengewässer	87
6.	Auswirkung von Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffüberschüsse auf die Nährstoffeinträge in die Gewässer	97
7.	Zusammenfassung und Diskussion	107
8.	Literaturverzeichnis.....	117

1

Einleitung

1.1. Hintergrund

Mit Erlass der Wasserrahmenrichtlinie der EU „Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (WRRL) sind auf europäischer Ebene neue institutionelle Rahmenbedingungen, Umweltziele und Handlungsvorschriften für den Gewässerschutz vorgegeben worden. Der Ordnungsrahmen sieht klare Berichts- und Umsetzungsvorgaben für die Mitgliedsstaaten vor, die auf Flussgebietseinheiten zu beziehen sind. Die Abgrenzung der Flussgebietseinheiten orientiert sich dabei ausschließlich an den natürlichen bzw. ökologischen Grenzen der Gewässersysteme, nicht jedoch an den politischen oder administrativen Unterteilungen und Zugehörigkeiten des jeweiligen Raumes. Flussgebiete haben daher länderübergreifenden und nationale Grenzen in der EU überspringenden Charakter.

Mit diesem Erlass ging auch eine neue Bewertung des Gewässerschutzes einher, die nicht nur in Deutschland zu verstärkten politischen und wissenschaftlichen Aktivitäten auf diesem Gebiet führte. Dieser Umstand geht jedoch nicht auf einen



Abb. 1: Zeitachse der Wasserrahmenrichtlinie (nach BMU, 2005).

plötzlichen drastischen Anstieg der Umweltbelastungen der Gewässer oder auf eine Trendwende bei der Verbesserung der Gewässerqualität zurück, sondern ist die Folge eben dieser, durch die WRRL hervorgerufenen, institutionellen Änderung (Becker et al., 2005).

Endziel der WRRL ist die Erreichung eines europaweit „guten Gewässerzustandes“ bis 2015. Um dies zu erreichen, gibt es für die Mitgliedsstaaten der EU feste zeitliche Vorgaben (siehe Abb. 1). So wurde z.B. in Deutschland für jedes Flusseinzugsgebiet im Jahre 2005 gemäß Art. 5 WRRL eine Gewässerzustandsanalyse abgeschlossen (BMU, 2005). Diese Analysen haben dabei sowohl biologischen/ökologischen und morphologischen Merkmalen, chemisch-physikalischen Beschaffenheiten als auch mengenmäßigen Kriterien von Stoffeinträgen aus Punkt- und diffusen Quellen berücksichtigt und diese einem einheitlichen, kombinierten und integrierenden Beurteilungsansatz unterworfen. Die nächsten Umsetzungsschritte der EG-Wasserrahmenrichtlinie betreffen die Monitoring-Programme, die bis Ende 2006 anwendungsbereit sein müssen sowie die Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne (Art. 13), die bis Ende 2009 fertig zu stellen sind.

Als wichtige Neuerung führt die WRRL nach Becker et al. (2005) ökonomische Beurteilungs- und Abwägungsprozesse in den Gewässerschutz ein und weist diesen eine Rolle bei der Umsetzung der WRRL in konkreten Fällen zu: Wirtschaftliche Analysen sollen unter dem Gesichtspunkt der Kostenwirksamkeit und der Verhältnismäßigkeit zur Grundlage möglicher Produkt- und Verfahrenseinschränkungen werden (Art. 16, Abs. 6). Dabei ist es den Mitgliedsstaaten ausdrücklich gestattet, ökologische, soziale und wirtschaftliche Auswirkungen von Umweltschutzmaßnahmen zu berücksichtigen sowie geographische und klimatische Gegebenheiten mit aufzunehmen (Art. 9, Abs. 1). Das bekannte Verursacherprinzip (Art. 9, Abs. 1) wird bei der Zurechnung und Zuweisung der umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten ausdrücklich als Grundprinzip festgeschrieben. Den Mitgliedstaaten werden allerdings Ausnahmen vom dem Leitprinzip erlaubt, in dem ihnen die Möglichkeit eingeräumt wird, nach wirtschaftlichen Analysen für die im Hinblick auf die Wassernutzung gesondert auszuweisenden Sektoren Industrie, Haushalt und Landwirtschaft statt der Verursacherkosten nur „angemessene Beiträge“ einfordern zu dürfen (Art. 9, Abs. 1, 2. Unterabsatz.).

Zusammenfassend verlangt die WRRL die Errichtung von Managementsystemen für Flusseinzugsgebiete, die in klare zeitliche Vorgaben und umfassende Berichtspflichten eingefasst sind. Die Etablierung solcher Managementsysteme für jede Flussgebietseinheit stellt an die mit der Gewässernutzung und den Gewäs-

erschutz befassten staatlichen Stellen zum Teil neue Anforderungen. Da es sich hierbei zum Teil um „Neuland“ handelt, sind zur Lösung der vielfältigen Umsetzungsfragen auch Beiträge der entsprechenden Fachwissenschaften gefordert. In Deutschland hat nicht zuletzt die WRRL dazu beigetragen, das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) der Forschungsförderschwerpunkt „Flussgebietsmanagement“ eingerichtet wurde, innerhalb dessen diese Untersuchung zwischen 2001 und 2005 durchgeführt wurde.

1.2. Das BMBF-Verbundvorhaben REGFLUD

Das Forschungsprojekt REGFLUD (*Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland-Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen (N und P) der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems*) nimmt die aus der WRRL und ihrer Umsetzung herrührenden wissenschaftlichen Herausforderungen auf. Die Untersuchungen im REGFLUD-Projekt konzentrieren sich exemplarisch auf zwei Flusseinzugsgebiete, einem Teilsystem des Rheins zwischen den Nebenflüssen Sieg, Erft, Wupper und Ruhr mit einer Fläche von ca. 12100 km² und zum anderen das gesamte Flusseinzugsgebiet der Ems mit einer Fläche von ca. 12900 km². Die Lage der Untersuchungsgebiete in Deutschland und die untersuchten Teileinzugsgebiete sind in Karte 1 dargestellt.

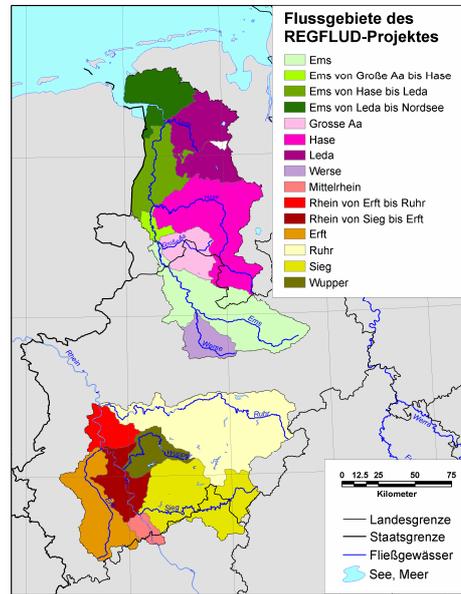
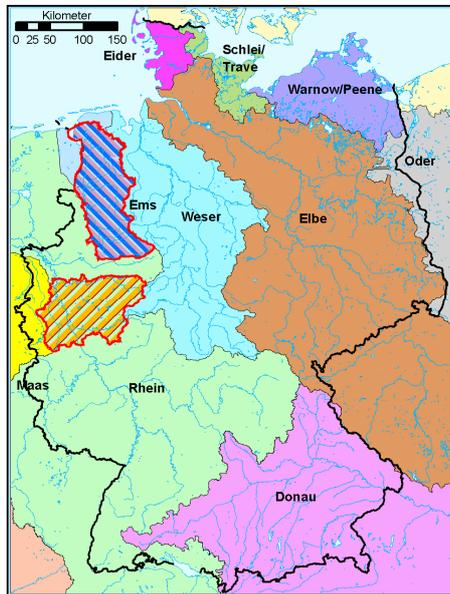
Das Einzugsgebiet der Erft im Südwestteil der Untersuchungsregion liegt größtenteils in der Niederrheinischen Bucht, einer im Windschatten der Eifel liegenden Flachlandsregion, die Niederschlagshöhen von großflächig weniger als 700 mm/a aufweist (siehe Karte 2). Dennoch ist die Niederrheinische Bucht aufgrund der im Untergrund anstehenden Sande und Kiese eine ausgesprochene Grundwasserneubildungsregion, die großräumig zur Gewinnung von Grundwasser für die Wasserversorgung genutzt wird. Bedingt durch die fruchtbaren Lössböden ist die Niederrheinische Bucht durch intensiven Ackerbau (Weizen, Zuckerrüben) geprägt (vgl. Karte 3). Die Flusseinzugsgebiete von Sieg, Wupper und Ruhr sowie das Quellgebiet der Erft liegen im Rheinischen Schiefergebirge, einer Mittelgebirgsregion mit Jahresniederschlägen zwischen etwa 1000 und 1400 mm/a (Karte 2). Im Untergrund stehen wenig wasserwegsame Grauwacken und Schiefersteine an, weshalb das Rheinische Schiefergebirge zu den Gebieten mit überwiegend geringen Grundwasservorkommen (Aust et al., 1980) zählt. Die wenig fruchtbaren Böden des Rheinischen Schiefergebirges sind weitestgehend von Waldflächen

bedeckt, wobei die Talböden zumeist unter Grünlandnutzung stehen. Im Rheinischen Schiefergebirge überwiegt daher eine extensivere Form der Landnutzung. Das Einzugsgebiet der Ruhr ist im mittleren und im nördlichen Teil stark zersiedelt und weist eine nur geringe landwirtschaftliche Nutzung auf.

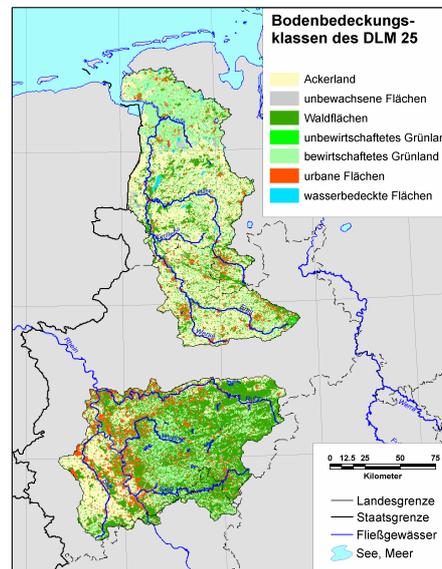
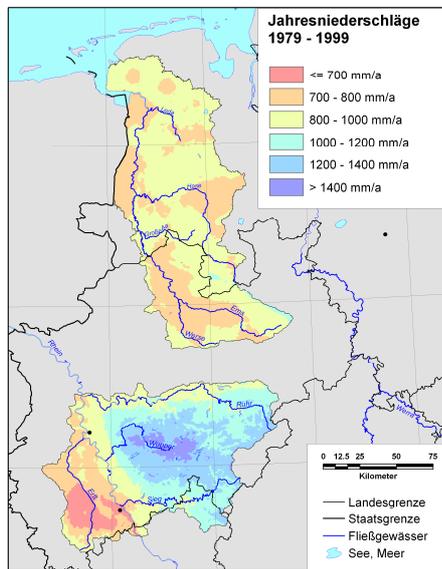
Die Ems durchströmt die Landschaftsräume Westfälische Bucht und Norddeutsches Tiefland. In der Westfälischen Bucht liegen die Niederschlagshöhen großräumig zwischen 700 und 800 mm/a. Im Untergrund stehen kreidezeitliche Sedimente an, die an manchen Stellen an die Oberfläche treten, wie z.B. die Kalksteine der Baumberge und die aus den Halterner Sanden aufgebaute Haard. In den meisten Regionen ist die Landschaft jedoch eiszeitlich überprägt und wechselt zwischen meist grundwassernahen Sandböden (Westmünsterland, Emssand-Ebene, Senne) und stauwasserbeeinflussten Lehm Böden (Kernmünsterland). Die Landnutzung ist agrarisch geprägt, wobei in den Sandgebieten Grünland und in den Lehm- und Lößgebieten Ackerland dominiert. Im saalezeitlich geprägten norddeutschen Tiefland dominieren sandige Böden und Hochmoore. Im Unterlauf der Ems und östlich des Dollarts treten regional dominierend Marschböden auf. Auf den relativ unfruchtbaren Sandböden ist intensive landwirtschaftliche Nutzung weit verbreitet. Im Nordosten und im Süden des Einzugsgebiets treten hohe Viehbesatzdichten auf.

Aus der Vielzahl der auftretenden Gewässerbelastungen werden im REGFLUD-Projekt Stickstoff (N) und Phosphor (P) aus diffusen Quellen untersucht, da diese nach Umfang und Wirkung zu den wichtigsten Belastungstoffen von Gewässern in Deutschland zählen (BMU, 2005). Mit der Ausrichtung auf die Einträge aus der Landwirtschaft wird aufgrund des Umfangs der landwirtschaftlichen Flächennutzung, der Vielfältigkeit der landwirtschaftlichen Nutzformen und landwirtschaftlicher Strukturen sowie den unterschiedlichen naturwissenschaftlichen Immissionsbedingungen eine besonders komplexe diffuse Immissionsquelle für Gewässer und Grundwasser in den Blick genommen. Aufgrund der in den letzten Jahrzehnten erreichten Umweltverbesserungen im Hinblick auf Einträge aus Punktquellen, aber auch aufgrund des zeitlichen und materiellen Rahmens des Forschungsvorhabens, wurden Punktquellen nicht näher betrachtet.

Die beiden betrachteten Flusseinzugsgebiete sind aufgrund ihrer Ausdehnung über unterschiedliche Landschaftseinheiten (Rheinisches Schiefergebirge, Niederrheinische Bucht, Münsterland, Norddeutsches Flachland) sowohl im Hinblick auf die bodenkundlichen und hydrologischen Standortbedingungen als auch hinsichtlich der aktuellen Landnutzungsstrukturen und Problemkonstellationen im Zusammenhang mit der Nährstoffbelastung der Gewässer unterschiedlich zu be-



Karte 1: Flussgebiete in Deutschland und Untersuchungsgebiete des REGFLUD-Projekts (links, schraffiert dargestellt) und die Teileinzugsgebiete des REGFLUD-Projekts (rechts).



Karte 2: Jahresniederschlagshöhen (Mittel für 1979-1999).

Karte 3: Bodenbedeckung (DLM 25).

werten. Es ist daher zu erwarten, dass sich agrarpolitische Maßnahmen zur Reduzierung der N- und P-Belastung der Oberflächengewässer in ihrer Effektivität auch regional unterschiedlich auswirken. Gerade im Hinblick auf die Möglichkeiten der Übertragung der Untersuchungsmethodik des REGFLUD-Projekts auf andere Landschaftsräume ist die Abdeckung der verschiedenen landwirtschaftlichen Aktionsräume und naturräumlichen Standortbedingungen eine wichtige Voraussetzung.

Vorrangiges inhaltliches Ziel des Forschungsprojekts REGFLUD ist die Entwicklung und Bereitstellung wissenschaftlicher Methoden sowie die Entwicklung eines Entscheidungshilfesystems zur Reduktion von diffusen Nährstoffeinträgen in Flusseinzugsgebieten. Die Arbeiten im REGFLUD-Projekt gliedern sich in fünf „Beitragssäulen“, die in Abb. 2 dargestellt sind. Das Teilprojekt FZ Jülich, dessen Ergebnisse in diesem Bericht dokumentiert werden, ist den Beitragssäulen „Standortbedingungen“ sowie „Umweltindikatoren“ zugeordnet.

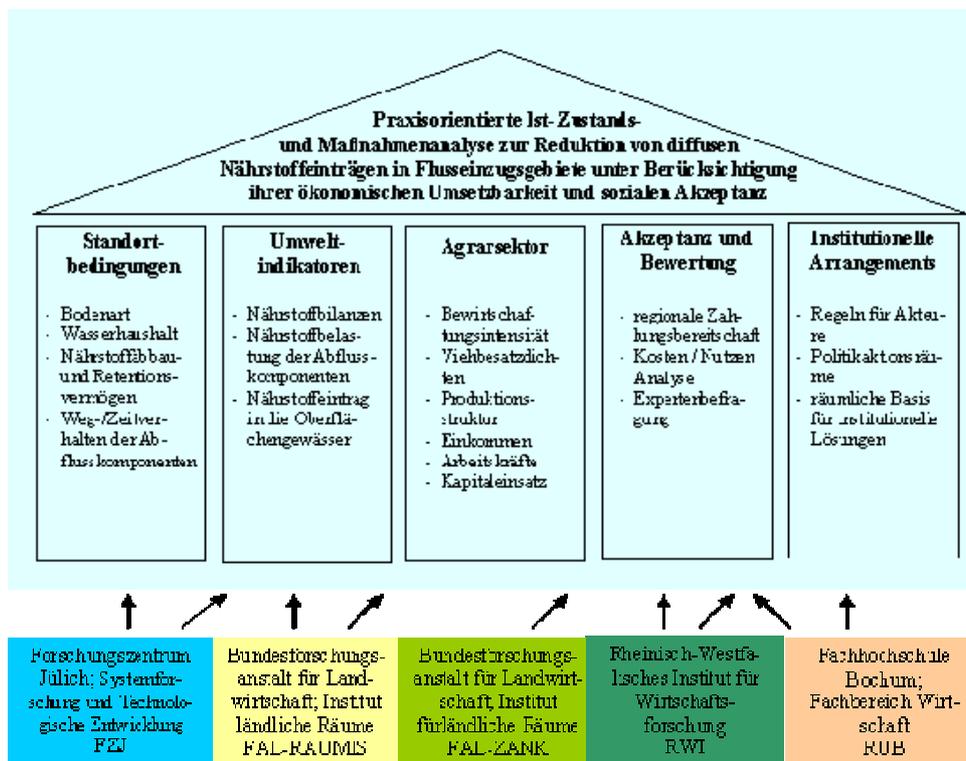


Abb. 2: Beitragssäulen des REGFLUD-Projekts (Kreins et al., 2004).

1.3. Aufgabenstellung des FZ Jülich im REGFLUD-Projekt

Ziel des vom Forschungszentrum Jülich bearbeiteten Teilprojektes war die flächendifferenzierte Modellierung der diffusen Nitrat- und Phosphat-Einträge in die Oberflächengewässer des Flusseinzugsgebietes der Ems und von Teileinzugsgebieten des Rheins über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus bzw. der Nährstoffretention in Boden und Grundwasser. Hierzu wurde eine Verknüpfung des agrarökonomischen RAUMIS-Modells der FAL mit den hydro(geo-)logischen Modellen GROWA, WEKU und MEPHOS des FZJ/STE vorgenommen. Auf diese Weise wurden einerseits die Nitrat- und Phosphat-Einträge in die Vorfluter des Erhebungszeitraumes 1979-1999 modelliert, andererseits wurde der Modellverbund auch für Szenarioanalysen eingesetzt. Mit diesen wurden Vorschläge zur Reduktion der Nährstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft in ihrer Auswirkung auf die Nitrat- und Phosphat-Einträge in die Gewässer regional differenziert prognostiziert und hinsichtlich ihrer Effizienz beurteilt.

Die Ergebnisse der Arbeiten zur Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge werden in zwei Bänden veröffentlicht, welche die Nährstoffe Nitrat und Phosphat separat behandeln. Im vorliegenden Band 1 werden vor allem der Modellansatz und die Ergebnisse der Ist-Zustands- und Maßnahmenanalysen der diffusen Nitratreinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems dokumentiert, während in Band 2 die Quantifizierung und Analyse der Phosphat-Einträge in die Oberflächengewässer im Vordergrund stehen.

Abb. 3 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen Nitratreinträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Den verknüpften Modellen liegt per se eine unterschiedliche Diskretisierung des Untersuchungsgebietes zugrunde. Während GROWA und WEKU eine rasterbasierte Flächendifferenzierung nutzen, ist RAUMIS an die Flächen der Verwaltungseinheiten, die den Agrarstatistiken zugrunde liegen, gebunden. Die Modellverknüpfung setzt somit eine Schnittstelle zwischen den Modellen voraus. Ein GIS-basiertes Regionalisierungstool, das von der FAL und dem FZJ gemeinsam entwickelt wurde, hat diese Aufgabe erfüllt. Mit Hilfe von relevanten Standorteigenschaften (z.B. Bodenart, Hangneigung, Abflusshöhen) wurden die von RAUMIS ermittelten Ergebnisse (z.B. Anbauverfahren und damit verbundene Nährstoffbilanzen) rasterbasiert auf eine gemeinsam genutzte Flächendifferenzierung bezogen.

Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen Nitratreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation. Hierzu wurden der Gesamtabfluss sowie die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Basisabfluss mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002) modelliert, welches mit der gleichen zeitlichen Auflösung ($\Delta t = 1$ Jahr) wie das Modell RAUMIS operiert. Die Modellrechnungen erfolgten rasterbasiert (100m) und wurden auf die hydrologische Zeitreihe 1979-1999 bezogen, d.h. auf die Zeitreihe, für die vom RAUMIS-Modell Nährstoffüberschüsse (Basisjahre des ex-post Zeitraums) ausgewiesen wurden.

Der N-Abbau in der ungesättigten Zone und im Grundwasser wird auf Basis einer gebietsumfassende Klassifizierung des Nitratabbaupotentials in Boden und Grundwasser vorgenommen und die jeweiligen Abbauverluste als Funktion der jeweiligen Standorteigenschaften unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten Kinetik bzw. einer Kinetik erster Ordnung (Wendland & Kunkel, 1999c) flächendifferenziert quantifiziert.

Zur Bestimmung des Zeitverzugs zwischen dem Nährstoffaustrag aus dem Boden und dem Nährstoffeintrag in die Flüsse wurde eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Verweilzeiten der wichtigsten Abflusskomponenten durchge-

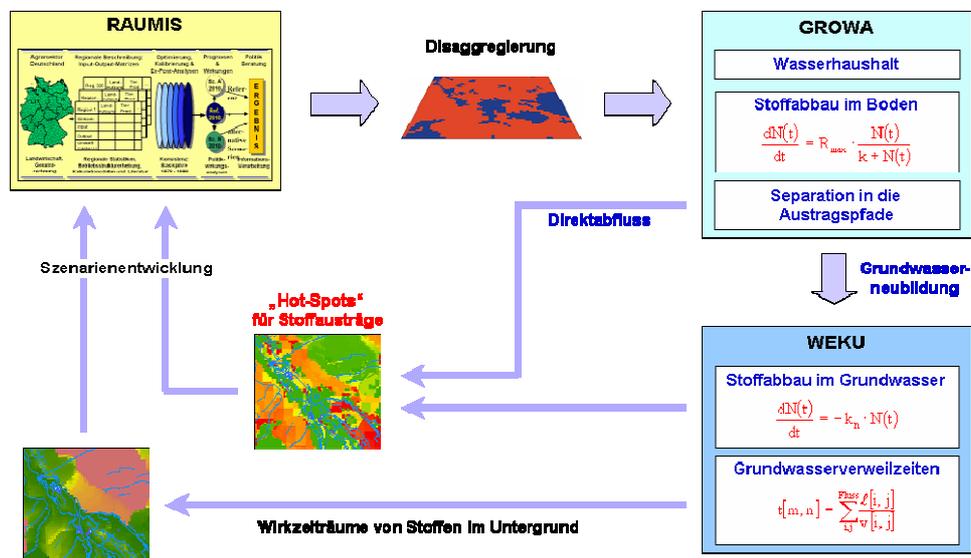


Abb. 3: Kopplung der Modellbausteine im REGFLUD-Verbund (siehe auch Wendland et al., 2005)

führt. Diese Verweilzeitenanalyse ist ebenso für die Quantifizierung der u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge in der ungesättigten Zone und im Grundwasser entscheidend. Diese Modellierungen erfolgen auf Basis des Modells WEKU (Kunkel & Wendland, 1997).

Die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer wurden anhand von im Flusslauf gemessenen Nitratkonzentrationen auf Plausibilität überprüft. Für die Modelle des FZJ bedeutet dies z.B. eine Überprüfung der Modellvorstellungen zur Abflusseparation bzw. zur Quantifizierung des Nitratbaus in Boden und Grundwasser. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, dass die in einem Flusslauf realisierten Nährstofffrachten sich nicht nur aus den diffusen Einträgen zusammensetzen, sondern immer auch einen Anteil an punktuellen Einträgen aufweisen. Diese punktuellen Einträge sind von Behrendt et al. (2000) für die Untersuchungsgebiete quantifiziert worden und wurden den Autoren für die Abtrennung des Anteils der punktförmigen N-Frachten an der Gesamtgewässerbelastung zur Verfügung gestellt.

Im Anschluss an die Ist-Zustandsanalysen zum diffusen Nährstoffeintrag wurde das gekoppelte GROWA-WEKU/RAUMIS-Modell für Szenarioanalysen genutzt. Hierzu wurden vom FZJ die Auswirkungen regional differenzierter Politikmaßnahmen, die von der FAL entwickelt worden sind, konkret auf die hiermit in Zusammenhang stehenden Änderungen des diffusen N- und P-Eintrags in die Grund- und Oberflächengewässer untersucht.

Im folgenden Kapitel 2 des vorliegenden Bandes 1 wird zunächst der Modellansatz zur Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten (GROWA) dargestellt. In den Kapiteln 3 bis 5 dieses Bandes wird dann der Modellansatz zur Simulation der N-Einträge in die Oberflächengewässer (WEKU) beschrieben. Darüber hinaus sind dort die Ergebnisse der Modellverknüpfung mit dem RAUMIS-Modell für die aktuelle Situation kartografisch dargestellt und diskutiert. In Kapitel 6 werden die Auswirkungen von Stickstoffminderungsmaßnahmen auf die Änderungen des diffusen N- Eintrags in die Oberflächengewässer untersucht und in ihrer Wirkung flächendifferenziert diskutiert.

2

Wasserhaushalts- modellierung

2.1. Einführung

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalisch/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) und Phosphorverbindungen (vor allem Phosphat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragungspfad zu.

Nitrat wird nicht adsorptiv an Boden- und Gesteinspartikel gebunden. Aus diesem Grund kommt es zu keinem nennenswerten Nitratrückhalt im Untergrund, so dass die nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoffdünger mit dem fließenden Wasser abtransportiert werden. Dies erfolgt entweder über die Direktabflusskomponenten, durch welche die Nährstoffe mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen oder über die grundwasserbürtigen Abflusskomponenten, durch die die eingetragenen Nährstoffe mit großer Zeitverzögerung den Vorfluter erreichen. Während des Transports der Nährstoffe durch den Boden und das Grundwasser kann es in Abhängigkeit von den jeweils vorliegenden Verhältnissen zu einem erheblichen Nitratabbau kommen.

Im Gegensatz zum Nitrat wird Phosphat unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphat wird häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und wird in gelöster Form nur in ganz geringen Mengen ins Grundwasser eingetragen. Aus diesem Grund treten Phosphateinträge in die Vorfluter über das Grundwasser kaum auf. Phosphat gelangt in der Regel ausschließlich über die Komponenten des Direktabflusses in die Vorfluter. Dies geschieht entweder gebunden an Bodenpartikeln über die Bodenerosion oder über Abspülung, wenn die Aufenthaltszeit im Boden kurz ist, so dass keine adsorptive Anlagerung an Bodenpartikel stattgefunden konnte.

Die Simulation der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter.

2.2. Hydrologische Grundbegriffe und Definitionen

Die aus einer Landschaft abfließende Wassermenge wird durch den Gesamtabfluss ausgedrückt und durch die Wasserbilanzgleichung beschrieben:

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \quad \text{Gl. 1}$$

mit	Q_{ges}	=	Gesamtabfluss	(mm/a)
	N	=	Niederschlag	(mm/a)
	ET_{real}	=	reale Verdunstung	(mm/a)
	ΔS	=	Vorratsänderung	(mm/a)

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung vernachlässigt werden. Der Gesamtabfluss Q_{ges} lässt sich in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten den Vorflutern zuströmen.

Als Oberflächenabfluss (Q_o) wird nach DIN 4049 Teil 1 (DIN 4049-1, 1992) der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt (Abb. 4). Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner & Liebscher, 1990). Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird dieser Abflussanteil als „schneller Direktabfluss“ bezeichnet.

Beim Eindringen in den Boden gelangt das Wasser entweder in den Grundwasserbereich oder an eine wenig wasserleitende Schicht über dem eigentlichen Aquifer. Im letzten Fall wird das infiltrierende Wasser gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasser-ungesättigten Zone dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als Zwischenabfluss (Q_i) bezeichnet und wird in DIN 4049-1 (1992) als der Teil des Abflusses definiert (siehe Abb. 4), der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit des Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den Vorfluter ist länger als die des Oberflächenabflusses und bewirkt ein späteres Ansteigen und langsames Abklingen der Abflussganglinien. Häufig wird der Zwischenabfluss in einen „unmittelbaren“ (schnellen) und einen „verzögerten“ (langsamen) Zwischenabfluss unterschieden, wobei dem „unmittelbaren Zwischenabfluss“ wesentlich höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (Baumgartner & Liebscher, 1990). Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließ-

zeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Die Summe aus Oberflächen- und Zwischenabfluss wird in der DIN 4049-1 (1992) als Direktabfluss (Q_D) bezeichnet. Der Direktabfluss ist damit die Summe aller Abflusskomponenten, welche mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen. Für die vorliegende Untersuchung wurde dieser Definition gefolgt.

Nach DIN 4049-1 (1992) bezeichnet der Begriff der Grundwassererneubildung den Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Die Infiltration ist der Zugang von Wasser unter anderem aus dem Niederschlag in den Bodenraum. Während die Infiltration an der Obergrenze des durchwurzelten Bodenraumes gemessen wird, findet die eigentliche Grundwassererneubildung an der Oberfläche des oberflächennahen Grundwasserkörpers statt (Abb. 4). Grundwassererneubildung findet nur im obersten Grundwasserstockwerk statt, da die Speisung von tieferen Stockwerken als Zusickerung definiert ist.

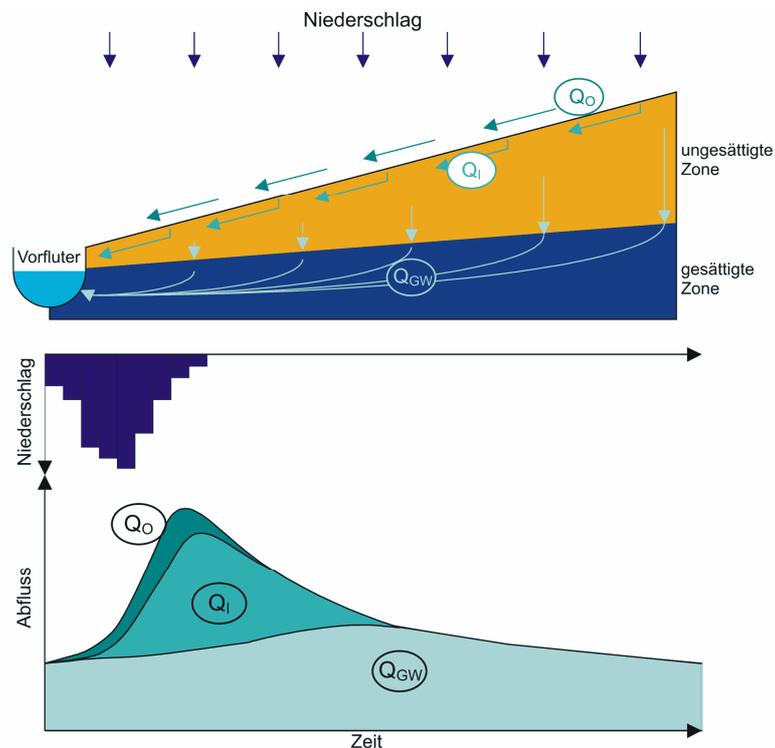


Abb. 4: Die Komponenten des Abflusses (Quelle: Bogaen et al., 2003).

Als Basisabfluss (Q_B) wird nach DIN 4049-1 (1992) der Teil des Abflusses bezeichnet, der nicht zum Direktabfluss eines die Anschwellung (eines Vorfluters) auslösenden Ereignisses zählt. Die Fließzeiten des Basisabflusses sind im Allgemeinen deutlich höher als die der Direktabflusskomponenten. Zum Basisabfluss gehören die Abflussanteile, die in den Boden infiltrieren und den Grundwasserraum erreichen. Dieses Wasser bewegt sich als grundwasserbürtiger Abfluss (Q_G) dem hydraulischen Potential folgend dem Vorfluter zu (siehe Abb. 4). Im langjährigen Mittel ist die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses nahezu gleichbleibend, so dass man bei Betrachtung größerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermenge sprechen kann. Als Teil des Wasserhaushaltes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4059 der Grundwasserneubildung.

Von Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) wird der Basisabfluss in den „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und den „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss) unterschieden. Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Q_{gw}) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - Q_D \quad \text{Gl. 2}$$

mit	Q_{gw}	=	mittlere Grundwasserneubildungsrate	(mm/a)
	N	=	mittlere Niederschlagshöhe	(mm/a)
	ET_{real}	=	mittlere reale Verdunstungshöhe	(mm/a)
	Q_D	=	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)

Die Simulation der hydrologischen Situation in den Untersuchungsgebieten erfolgte mit dem GROWA-Modell, welches im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“ zur Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten und des Nitratabbauvermögens im Boden entwickelt und auf das gesamte Einzugsgebiet der Elbe angewendet worden ist (Kunkel & Wendland, 1998, 2002). In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell kontinuierlich erweitert und auf andere Landschaftsräume übertragen, z.B. auf das Bundesland Niedersachsen (Tetzlaff et al., 2003; Wendland et al., 2003), das Bundesland Nordrhein-Westfalen (Bogena et al., 2005) und die Metropolregion Hamburg (Tetzlaff et al., 2004). Es wird daher auf eine ausführliche Beschreibung des Modells verzichtet und nur die grundlegende Verfahrensweise dargestellt.

2.3. Berechnung der Gesamtabflusshöhe

Das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002) ist ein empirisches Verfahren, mit dem verschiedene Wasserhaushaltskomponenten flächendifferenziert berechnet werden können: reale Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe und Grundwasserneubildungshöhe. Die Berechnung der realen Verdunstungshöhe basiert auf der Beziehung von Renger & Wessolek (DVWK, 1996), die aus umfangreichen Feldversuchen zur Ermittlung der realen Verdunstung für verschiedene Landnutzungsarten (Ackerland, Grünland, Laubwald, Nadelwald) abgeleitet wurde. Der Gültigkeitsbereich der von Renger & Wessolek angegebenen Beziehung ist auf ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte beschränkt. Hennings (2000) gibt für das Verfahren eine maximale Hangneigung von 3,5% an. Darüber hinaus gelten noch klimatologische Einschränkungen. Bei landwirtschaftlicher Nutzung soll der Niederschlag einen Wert von 800 mm/a bzw. bei forstwirtschaftlicher Nutzung 1300 mm/a nicht überschreiten.

Um eine flächendeckende Berechnung der Gesamtabflusshöhen zu gewährleisten, wurden eine Reihe von Erweiterungen der Methodik im Hinblick auf die Berücksichtigung von Relief, Grundwassereinfluss, Versiegelung und Geologie vorgenommen (Kunkel & Wendland, 2002, Wendland & Kunkel, 1999a, Bogena et al., 2005, Tetzlaff et al., 2004). Die Gesamtabflusshöhen werden nach diesem Ansatz nach der folgenden Beziehung berechnet:

$$\begin{aligned}
 Q_{ges} &= N_j - ET_{real} \\
 &= N_j - f_h \cdot [a \cdot N_{So} + b \cdot N_{Wi} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_{pot} + e \cdot V + g]
 \end{aligned}$$

Gl. 3

mit:	ET _{real}	=	mittlere jährliche Höhe der realen Verdunstung	(mm/a)
	f _h :	=	topographischer Korrekturfaktor	
	N _j	=	Jahresniederschlagshöhe	(mm/a)
	N _{So} :	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr	(mm/a)
	N _{Wi} :	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr	(mm/a)
	W _{pfl} :	=	pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	(mm)
	ET _{pot} :	=	mittlere jährliche potenzielle Verdunstung	(mm/a)
	V:	=	Versiegelungsgrad	(%)
	a, ..., g:	=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten	

Tabelle 1: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach ¹DVWK (1996), ²Renger & Strebel (1980) und ³Proksch (1990).

Landnutzung	a	b	c	d	e
Ackerland ¹	0,08	0,39	153	0,12	-109
Grünland ¹	0,10	0,48	286	0,10	-330
Nadelwald ¹	0,29	0,33	166	0,19	-127
Laubwald ²	0,047	0,047	0	0,02	430,1
Brachland ³	0,074	0,07	0	0	59,2

Als Basisdaten werden klimatische Größen (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), Bodenparameter (pflanzenverfügbares Bodenwasser) und die Versiegelung benötigt. Die Regressionskoeffizienten (a...g) sind abhängig von der Bodenbedeckung. Die Werte können Tabelle 1 entnommen werden.

2.4. Berechnung der Oberflächenabflusshöhe

Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle. Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen Fragestellungen in der Regel mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen.

Aufgrund der langjährigen Betrachtungsweise mittels empirischer Verfahren und der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren langjährigen Nährstoffüberschüssen ist eine ereignisbezogene Ermittlung der über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten nicht möglich. Die Bestimmung der über Abschwemmungsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgte daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Zu deren Berechnung wurde ein Ansatz des US Soil Conservation Service (1972) verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird:

$$Q_O = Q_{ges} \cdot (500 - N_j)^{1,65} \quad \text{Gl. 4}$$

mit:	Q _o	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	N _j	=	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	Q _{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Nach dieser Beziehung wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag (wie z.B. die Niederrheinische Bucht) ein sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. Bei Niederschlägen von 1000 mm/a beträgt der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss ca. 5 % und steigt bis auf ca. 18 % bei Jahresniederschlägen von 1500 mm, was den Verhältnissen in den Höhenlagen der Mittelgebirge nahe kommt.

2.5. Berechnung der Grundwasserneubildung und des Zwischenabflusses

Im GROWA-Modell werden die Zusicke-rungsraten zum Grundwasser (Grundwasserneubildungshöhe) durch eine Abflusssparation auf der Basis statischer Basisabflussanteile bestimmt. Hierbei wird die Basisabflusshöhe im langjährigen Mittel als konstanter, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe beschrieben:

$$Q_{gw} = BFI \cdot Q_{ges} \quad \text{Gl. 5}$$

mit:	Q _{gw}	=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	(mm/a)
	BFI	=	Basisabflussanteil	(-)
	Q _{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Es wurde ein hierarchischer Ansatz verwendet, bei dem jeweils nur eine Gebietskenngröße als bestimmend für den Basisabflussanteil angesehen wird. Weitere Parameter werden erst dann betrachtet, wenn die primäre Gebietskenngröße nicht relevant ist. Jeder Eigenschaft wird dabei ein charakteristischer BFI-Wert zugeordnet. Der hierarchische Ansatz ist fünfstufig gegliedert (vgl. Abb. 5).

Zunächst wird für den betreffenden Standort bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor wird überprüft, ob künstliche

Entwässerung (Dränage, Entwässerungsgräben) vorkommt. Ist dies ebenfalls nicht der Fall, wird zwischen Fest- und Lockergesteinsbereich unterschieden. Im Lockergesteinsbereich werden zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. Im Festgesteinsbereich wird ausschließlich die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen. Für die fünf abflussrelevanten Gebietseigenschaften (siehe Abb. 5) wurden insgesamt 21 unterschiedliche Standortklassen definiert, denen jeweils ein BFI-Wert zugeordnet wurde. Dies sind im Detail (siehe auch Kunkel & Wendland, 1998, Bogena et al., 2003):

- Zwei Versiegelungsklassen zur Ausweisung der Grundwasserneubildung in urbanen Regionen entsprechend des Versiegelungsgrades.
- Drei Klassen zur Unterscheidung des Einflusses des Grundwasserflurabstandes (in Lockergesteinsbereichen).
- Zwei Klassen zur Differenzierung des Staunäseeinflusses (in Lockergesteinsbereichen).
- Sieben Neigungsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der Hangneigung (in Lockergesteinsbereichen).
- Sieben Durchlässigkeitsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der geologischen Untergrundverhältnisse (in Festgesteinsbereichen).

Die Basisabflussanteile wurden anhand gemessener Abflusswerte für die betrachtete Zeitreihe einzugsgebietsbezogen kalibriert. In Abb. 6 ist der Verfahrensgang im GROWA-Modell zur Ermittlung der Basisabflussanteile zusammenfassend dargestellt. Hierzu wurde die Summe der BFI-Werte jedes Standortparameters eines Einzugsgebietes, gewichtet mit dem jeweiligen Flächenanteil, mit den beobachteten BFI-Werten verglichen. Die BFI-Werte der Standortmerkmale wurden in einem nächsten Schritt so variiert, dass die Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen einzugsgebietsbezogenen Werten für alle betrachteten Einzugsgebiete optimal war. Das bestimmende Maß hierfür war das Minimum der kleinsten Fehlerquadrate (Maximum Likelihood). Zur Abtrennung der Grundwasserneubildung aus den gemessenen Pegelwerten wurde in Lockergesteinsregionen das Verfahren nach Wundt (1958) und in Festgesteinsgebieten das Verfahren nach Kille (1970) angewandt. Als Ergebnis der Kalibrierung ergab sich ein Satz von BFI-Werten, der für die Gesamtheit der betrachteten Einzugsgebiete zu einer optimalen Anpassung führt. Dieser Parametersatz wurde anschließend flächendeckend angewendet.

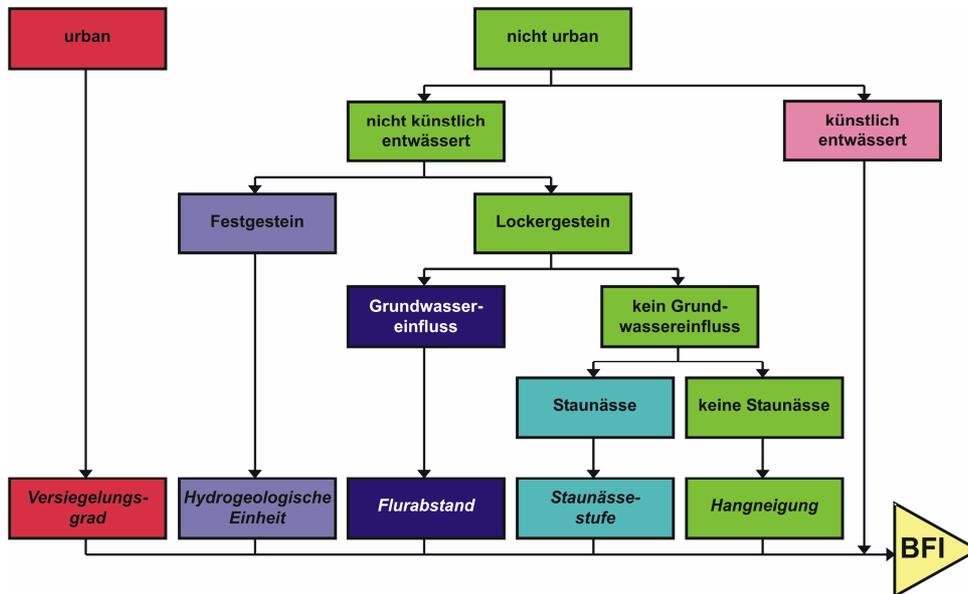


Abb. 5: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell.

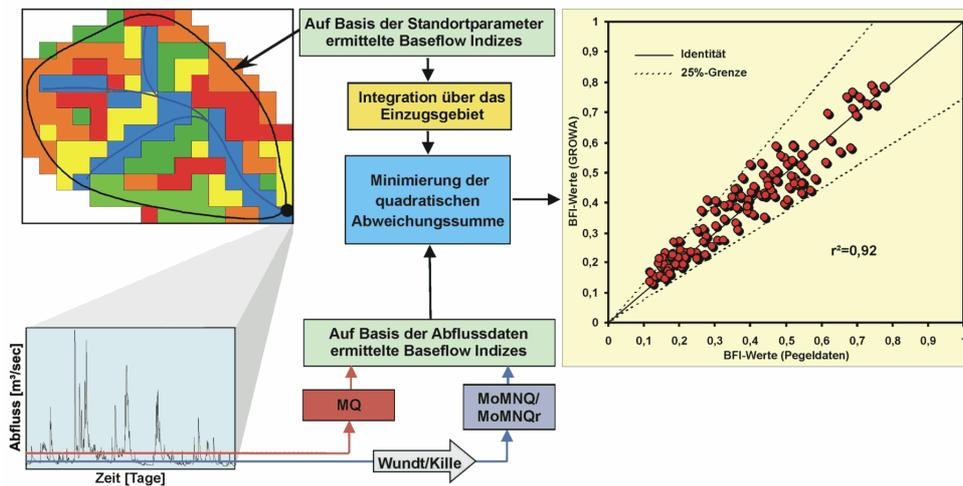


Abb. 6: Verfahrensgang im GROWA-Modell zur Ermittlung der Basisabflussanteile.

2.6. Datengrundlagen

Für die Wasserhaushaltsmodellierung wurden umfangreiche klimatische, topographische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen sowie ein flächendeckender Datensatz zur Bodennutzung benötigt. Die Daten wurden bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen entnommen, die von Bundes- und Landesbehörden erstellt worden sind (siehe Tabelle 2). Bei der Auswahl der Datensätze war entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend für das gesamte untersuchte Gebiet verfügbar waren und andererseits eine möglichst hohe räumliche Auflösung aufwiesen.

Die Eingangsdaten lagen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten mit einer Zellengröße zwischen 50 und 1000 m vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit dem GIS ArcView.

Tabelle 2: Verwendete Datengrundlagen zur Wasserhaushaltsmodellierung.

Datengrundlagen	Maßstab	Datenquelle
Niederschlagshöhen Mai-Okt. Niederschlagshöhen Nov.-Apr. Potentielle Verdunstungshöhen	Rasterdaten 1961-1990, 1000x1000m ²	Deutscher Wetterdienst
Bodenbedeckung Versiegelung	Vektordaten, Mindestgröße von Flächen 25 ha	CORINE, Stat. Bundesamt
Hangneigung Exposition	Rasterdaten, 50x50 m ²	Landesvermessungsämter
Nutzbare Feldkapazität Kapillare Aufstiegshöhe effektive Durchwurzelungstiefe Grundwassereinfluss Staunässeinfluss	Vektordaten, 1:50000	GD NRW (BK 50), NLfB (BÜK 50)
Gesteinstyp Durchlässigkeitsbeiwerte	Vektordaten, 1:100000 bzw. 1:200000	GD NRW (HK 100) NLfB (HÜK 200)
Abflusswerte an Pegeln Pegelbezogene Flussgebiete	Punktdate, tägl. Auflösung Vektordaten, 1:50000	Landesumweltämter, Staatliche Umweltämter

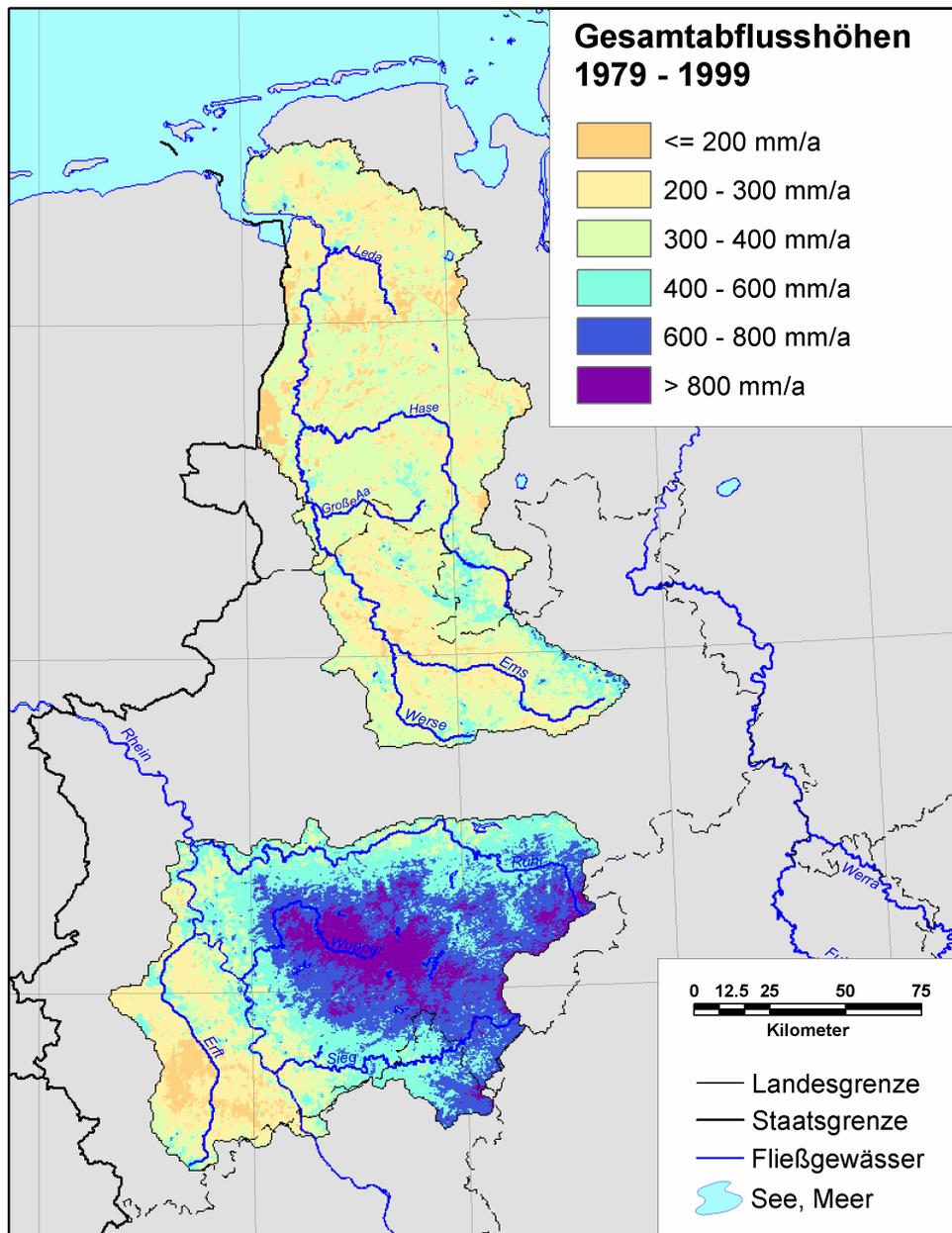
2.7. Ergebnisse

Die räumliche Verteilung der berechneten Gesamtabflusshöhen ist in Karte 4 dargestellt. In den Tieflandsregionen des Emseinzugsgebietes sowie des Rheineinzugsgebietes dominieren Gesamtabflusshöhen von weniger als 400 mm/a. In der Niederrheinischen Bucht treten dabei überwiegend Werte von weniger als 200 mm/a auf. Im Gegensatz dazu ergeben sich für die Mittelgebirgsregionen Gesamtabflusshöhen meist oberhalb von 500 mm/a. Vor allem in den höheren Lagen der Mittelgebirge können großräumig sogar Gesamtabflusshöhen von mehr 800 mm/a erreicht werden. Deutlich erkennbar sind auch die urban geprägten Regionen des Ruhrgebietes, die sich durch Gesamtabflusshöhen zwischen 400 und 600 mm/a auszeichnen.

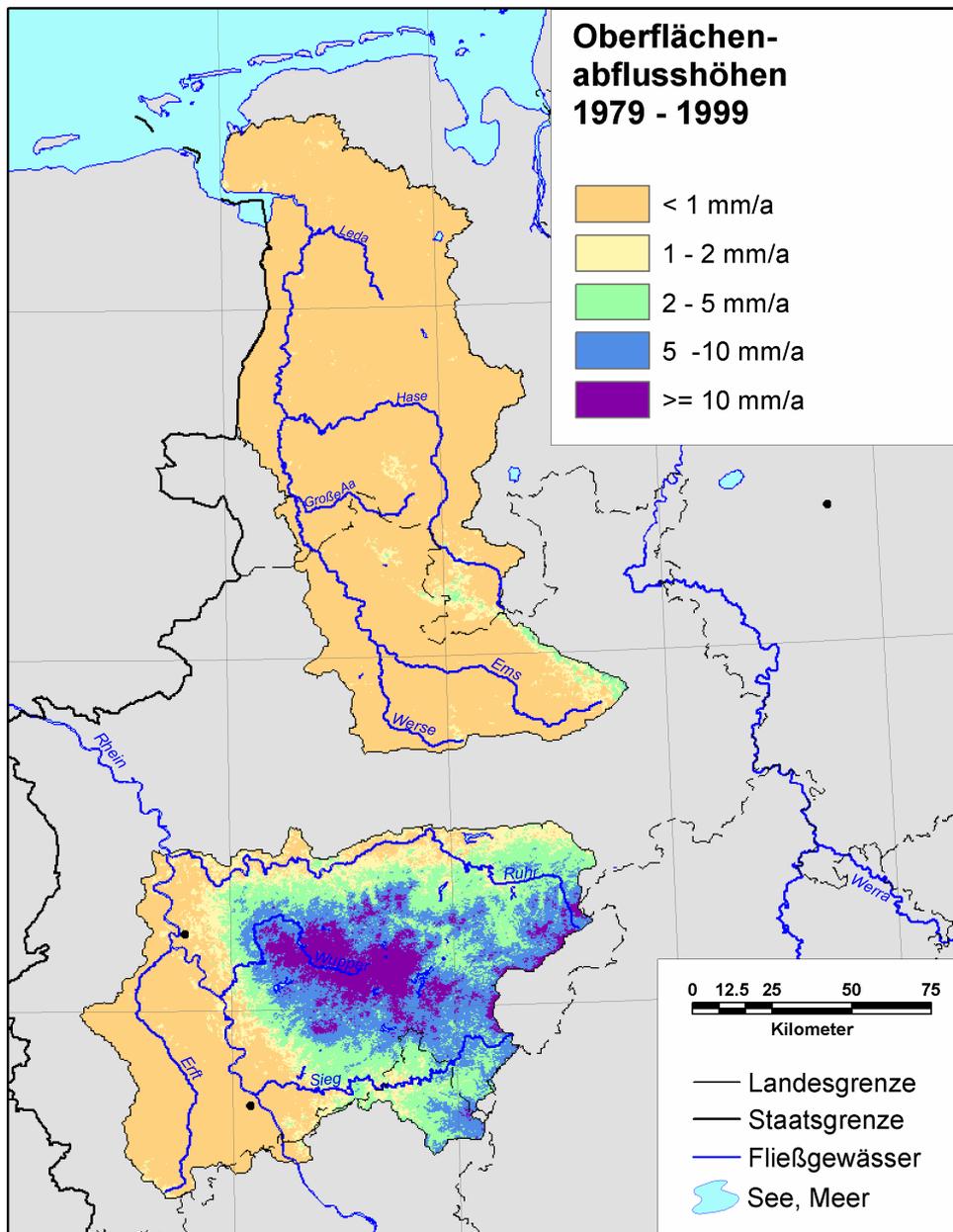
Wie auf Karte 5 ersichtlich ist, treten die höchsten Oberflächenabflüsse in den niederschlagsreichen Kammlagen der Mittelgebirge des Rheineinzugsgebietes auf, wo Oberflächenabflusshöhen von über 200 mm/a keine Seltenheit sind. In den ebenen Lockergesteinsregionen der Einzugsgebiete von Ems und Erft liegen die Oberflächenabflüsse dagegen bei unter 50 mm/a.

Die berechnete Grundwasserneubildungshöhe umfasst eine Spanne zwischen weniger als 25 mm/a und mehr als 250 mm/a. In grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen (z.B. auf Sanderflächen im Emseinzugsgebiet und in der Niederrheinischen Bucht) entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitgehend dem Gesamtabfluss und beträgt meist mehr als 150 mm/a (Karte 7).

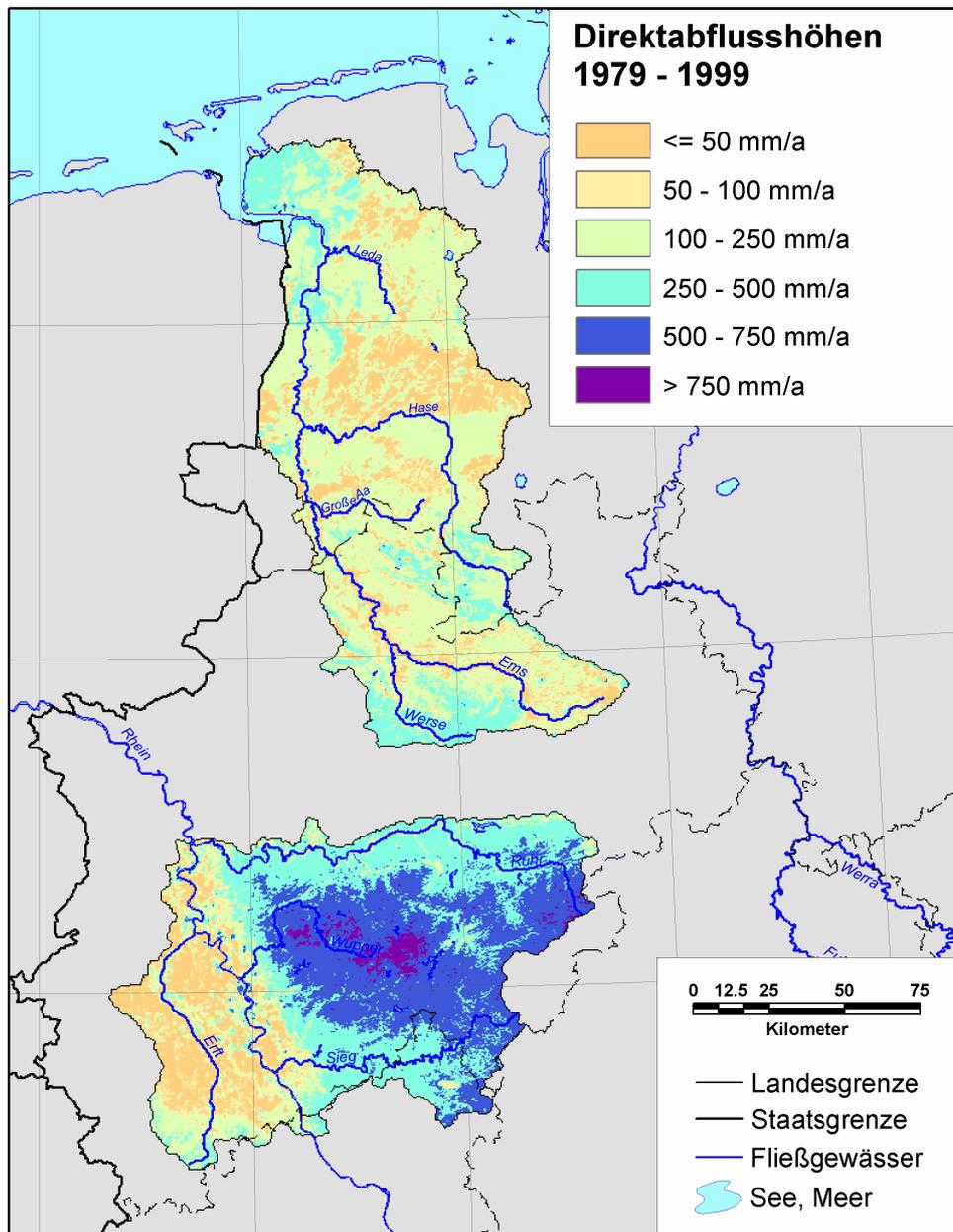
In grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen (z.B. in den Flussmarschen) beträgt die Grundwasserneubildung weniger als 50 mm/a. Der überwiegende Abflussanteil wird dort als Direktabfluss abgeführt und erreicht die Vorfluter über die Bodenoberfläche oder über die ungesättigte Bodenzone. Gleiches gilt für Gebiete, in denen paläozoische Gesteine im Untergrund anstehen, wie z.B. in den Mittelgebirgsregionen des Rheineinzugsgebietes. Die entsprechenden mittleren Direktabflusshöhen des Bezugszeitraums sind in Karte 6 dargestellt.



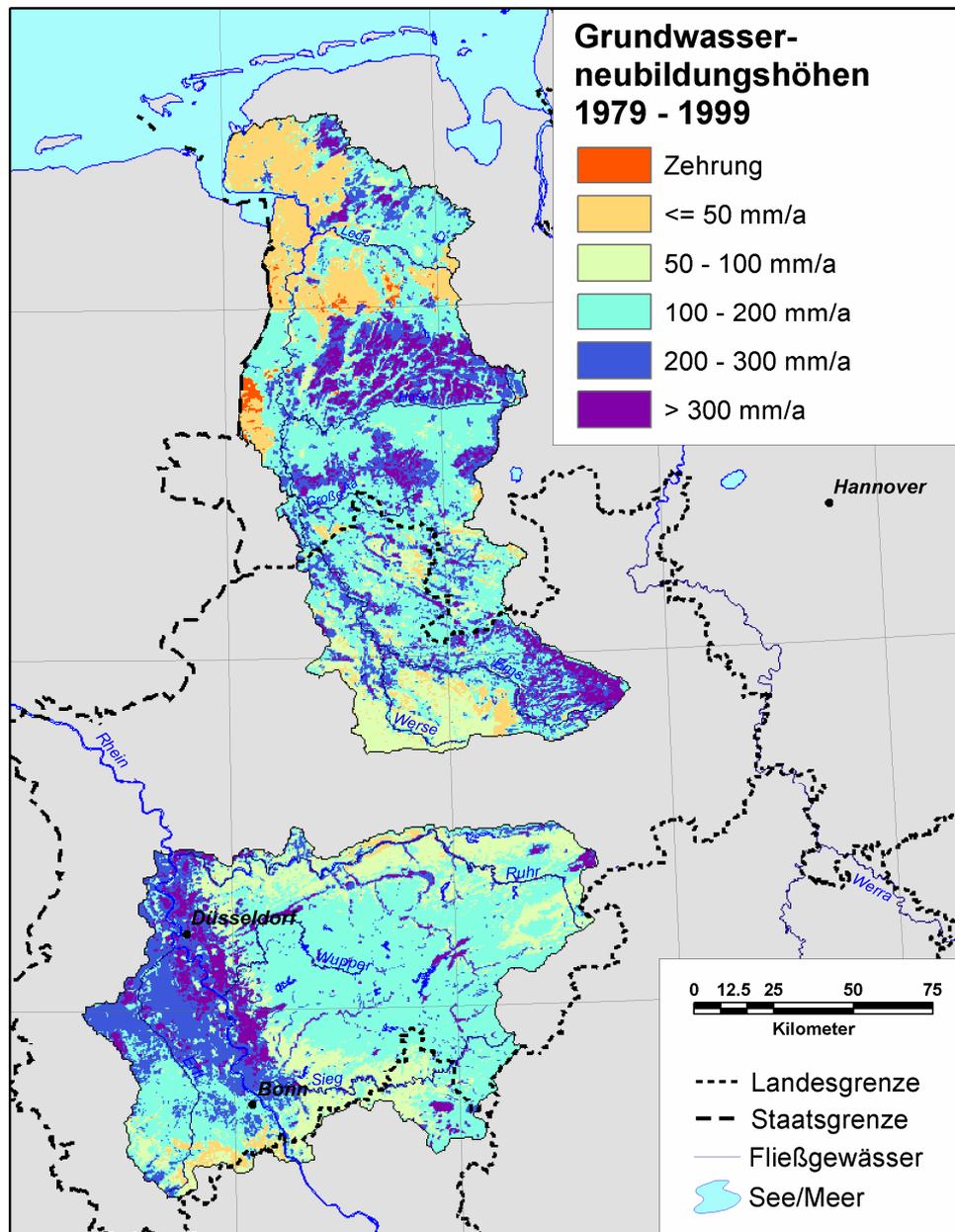
Karte 4: Gesamtabflusshöhen für den Zeitraum 1979-1990.



Karte 5: Oberflächenabflusshöhen für den Zeitraum 1979-1990.



Karte 6: Direktabflusshöhen für den Zeitraum 1979-1990.



Karte 7: Grundwasserneubildungshöhen für den Zeitraum 1979-1990.

2.8. Validierung der berechneten Werte

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern die berechneten Wasserhaushaltsgrößen den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen entsprechen, wurde eine Validitätsüberprüfung durchgeführt. Hierzu kommen grundsätzlich verschiedene Verfahren in Frage. Die zuverlässigste Art der Validierung besteht in einem Vergleich der Modellergebnisse an möglichst vielen, über Lysimeter-Versuche ermittelten, Sickerwasserraten. Für die großräumige Betrachtung ist diese Art der Validierung jedoch nicht praktikabel, da in der Regel nicht genügend Lysimeterstationen zur Verfügung stehen, um statistisch abgesicherte Aussagen für das gesamte Bundesland bzw. die auftretenden Standortkombinationen treffen zu können.

Aus diesem Grunde wurde die Zuverlässigkeit der berechneten Abflusshöhen durch einen Vergleich mit den an Pegeln gemessenen Abflüssen überprüft. Der hierzu angewandte Verfahrensgang ist in Abb. 7 schematisch dargestellt. Zunächst wird eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Gesamtabflusshöhen vorgenommen. Die einzelnen Werte für die Rasterzellen werden dann über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und mit den gemessenen Abflusshöhen verglichen. Hierbei ist darauf zu achten, dass sowohl bei der Berechnung als auch bei den Pegeldurchflusswerten der gleiche Bezugszeitraum zu Grunde gelegt wird. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zu Grunde liegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

Die Validierung der Modellergebnisse wurde für 133 Einzugsgebiete durchgeführt (siehe Karte 8). Um die Eignung des Modells für unterschiedliche Landschaftsräume nachzuweisen, wurde bei der Auswahl der betrachteten Einzugsgebiete eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Landnutzungen sowie verschiedener klimatischer, pedologischer und topographischer Verhältnisse angestrebt. Die Validierung wurde bei verschachtelten Einzugsgebieten immer bezogen auf das Gesamtgebiet des jeweiligen Pegels durchgeführt. Die für die Zeitreihe 1979-1999 berechneten Gesamtabflusshöhen wurden mit den Mittelwerten der mittleren Tagesabflüsse (MQ) der gleichen Zeitreihe verglichen. Abb. 8 zeigt diesen Vergleich für alle 133 Einzugsgebiete.

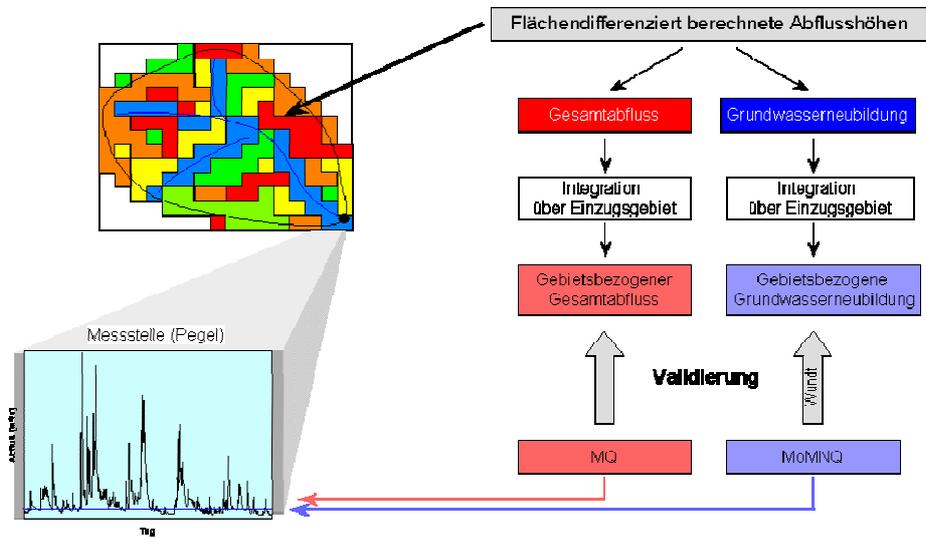
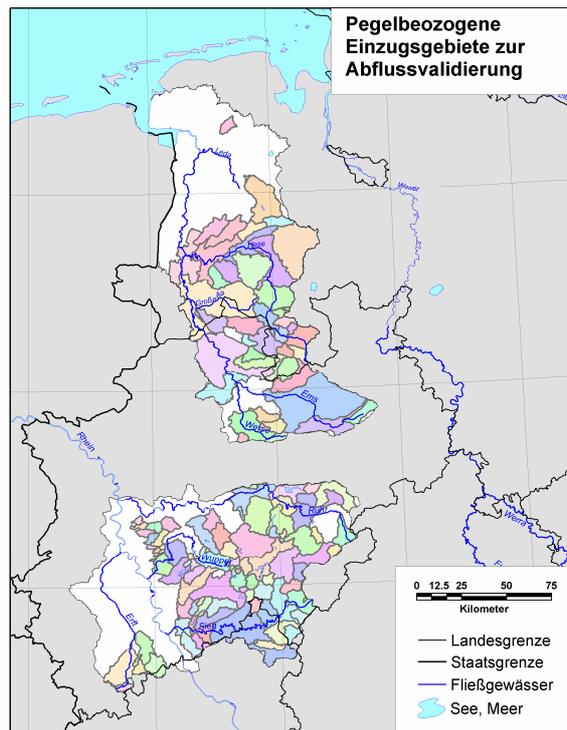


Abb. 7: Verfahrensgang zur Validierung der berechneten Wasserhaushaltsgrößen



Karte 8: Lage der pegelbezogenen Teileinzugsgebiete zur Validierung der Modellergebnisse.

Die mittlere Abweichung beträgt 13,8 %. Für 120 Teileinzugsgebiete liegen die Differenzen von berechneten und gemessenen Werten bei unter 25 %. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten und der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine sehr befriedigende Übereinstimmung dar. Dies gilt in besonderem Maße, wenn man berücksichtigt, dass die berechneten Gesamtabflusshöhen nicht kalibriert wurden. Bei den Einzugsgebieten mit größeren Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Abflusswerten muss im Rahmen von Detailstudien untersucht werden, ob die Ursachen hierfür auf durch das Modell nicht erfasste einzugsgebietsbezogene Besonderheiten oder auf wasserwirtschaftliche Eingriffe zurückzuführen sind.

Bei der Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen ist zu beachten, dass die Grundwasserneubildung nur im Idealfall dem Grundwasserabfluss, also der Wassermenge, die in einem Flusseinzugsgebiet als Quellschüttung bzw. als Basisabfluss die Vorfluter speist, entspricht. Die Grundwasserneubildung kann aus beobachteten Abflusswerten nur indirekt abgeleitet werden. Im Lockergestein und im Festgestein wurde dies auf der Grundlage unterschiedlicher Verfahren durchgeführt. In den Festgesteinsbereichen wurde, um den Einfluss des Zwischenabflusses weitgehend zu eliminieren, der MoMNQ-Wert nach Kille (1970) verwendet. Für die Lockergesteinsregionen wurde der MoMNQ-Wert nach Wundt (1958) zugrunde gelegt, da sich für die Lockergesteinsregionen des Elbe-Einzugsgebiets (Kunkel & Wendland, 1998) und das Bundesland Niedersachsen (Doerhoefer et al., 2001) gezeigt hat, dass dieser Wert ein gutes Maß für die Grundwasserneubildung ist.

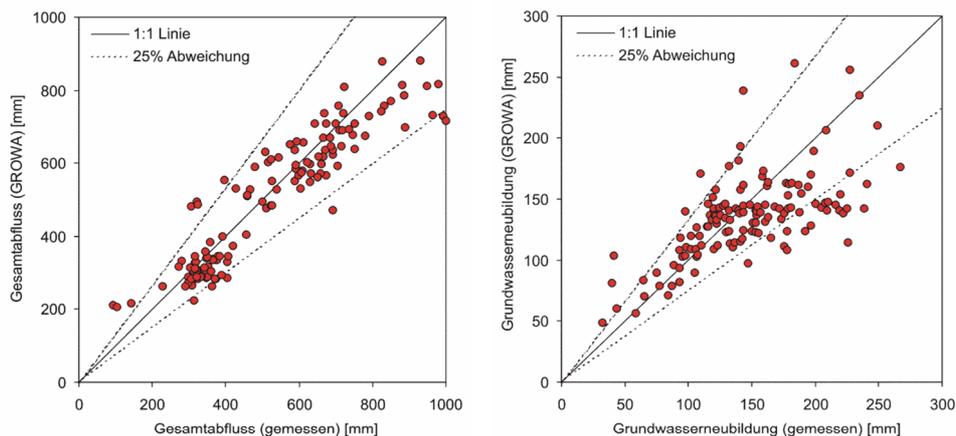


Abb. 8: Vergleich zwischen den gemessenen und berechneten Gesamtabflusshöhen (links) bzw. Grundwasserneubildungshöhen (rechts)

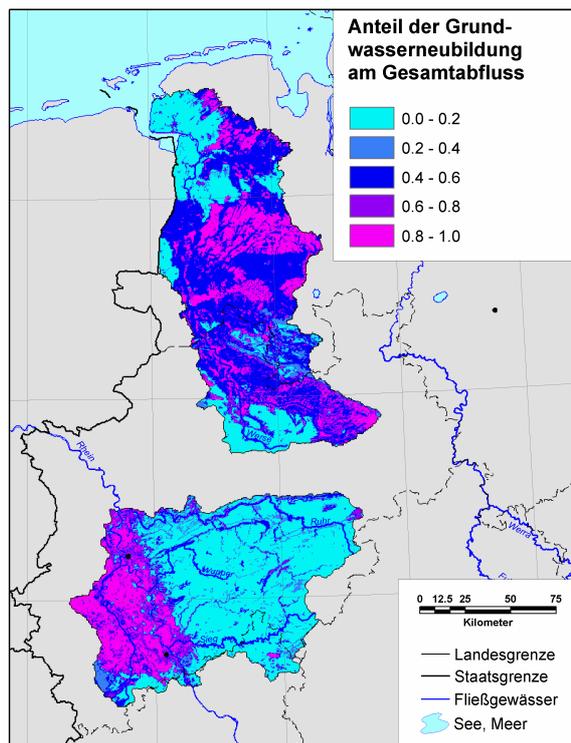
Die rechte Grafik von Abb. 8 zeigt den Vergleich der gemessenen und berechneten gebietsbezogenen Grundwasserneubildungshöhen für alle 133 betrachteten Einzugsgebiete. In den meisten Fällen stellt man, wie schon bei den Gesamtabflüssen, eine befriedigende Übereinstimmung zwischen den berechneten und den gemessenen Werten fest. Die auftretenden Abweichungen sind allerdings, verglichen mit denen des Gesamtabflusses, erhöht, weil sich bei der Direktabfluss- und der Grundwasserneubildungshöhe die Streubeiträge von zwei Teilmodellen (Gesamtabflussmodellierung, Separation der Abflusskomponenten) überlagern. Dementsprechend betragen die mittleren Abweichungen für die Grundwasserneubildungshöhen 19,3 % für alle verwendeten Pegel und 38 Einzugsgebiete weisen eine größere Abweichung als 25 % auf. Diese Einzugsgebiete zeigen jedoch zum Teil erhebliche anthropogene Beeinflussungen (Trinkwassergewinnung, Klärwassereinleitung, landwirtschaftliche Bewässerung, bergbauliche Sumpfungsmaßnahmen etc.), die dazu führen, dass die Grundwasserneubildung und der resultierende Grundwasserabfluss signifikant voneinander abweichen können.

2.9. Austragsrelevante Abflusskomponenten

Aussagen zu den dominanten Abflusskomponenten sind vor allem dann wichtig, wenn diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Vorfluter betrachtet werden. In einer Landschaft, die überwiegend über den Direktabfluss entwässert wird, werden die Nährstoffe im allgemeinen innerhalb kurzer Zeiträume (Wochen) über die Bodenoberfläche oder über die ungesättigte Bodenzone in die Oberflächengewässer gelangen. Dominiert die Grundwasserneubildung, so kann es unter Umständen mehrere Jahrzehnte dauern, bis diese Nährstoffe über den Grundwasserabfluss ein Oberflächengewässer erreichen (Kunkel & Wendland, 2000).

Auf Basis der flächendifferenziert ermittelten Grundwasserneubildungs- und Direktabflusshöhen können die dominanten Abflusskomponenten identifiziert werden. Ein Maß hierfür ist das Verhältnis von Grundwasserneubildungshöhe zur Gesamtabflusshöhe. Ist das Verhältnis größer als 50 %, so überwiegt die Grundwasserneubildung; ist das Verhältnis kleiner, so dominiert der Direktabfluss.

In Karte 9 sind die Anteile der Grundwasserneubildungshöhe an der Gesamtabflusshöhe dargestellt. In den grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen des Niederrheinischen Tieflands und des Emsgebietes entspricht die Basisabflusshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe. Nennenswerte Direktabflüsse sind dort nicht zu erwarten und wurden auch nicht berechnet. In grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen der Westfälischen Bucht und des Emseinzugsgebietes hingegen ist der Anteil des Basisabflusses reduziert. In etwa die Hälfte des Gesamtabflusses wird dort als Direktabfluss abgeführt und erreicht die Vorfluter über die Bodenoberfläche oder über die ungesättigte Bodenzone. Für die Festgesteinsregionen Nordrhein-Westfalens ergeben sich andere Abflussverhältnisse. In Gebieten, in denen paläozoische nicht-karbonatische Gesteine im Untergrund anstehen (Eifel, Bergisches Land, Sauer- und Siegerland), liegt der Anteil der Basisabflusshöhe an der Gesamtabflusshöhe zwischen ca. 10 % und 30 % und ist damit deutlich geringer als in den meisten Lockergesteinsregionen.



Karte 9: Austragspfade für diffuse Nährstoffeinträge in die Vorfluter.

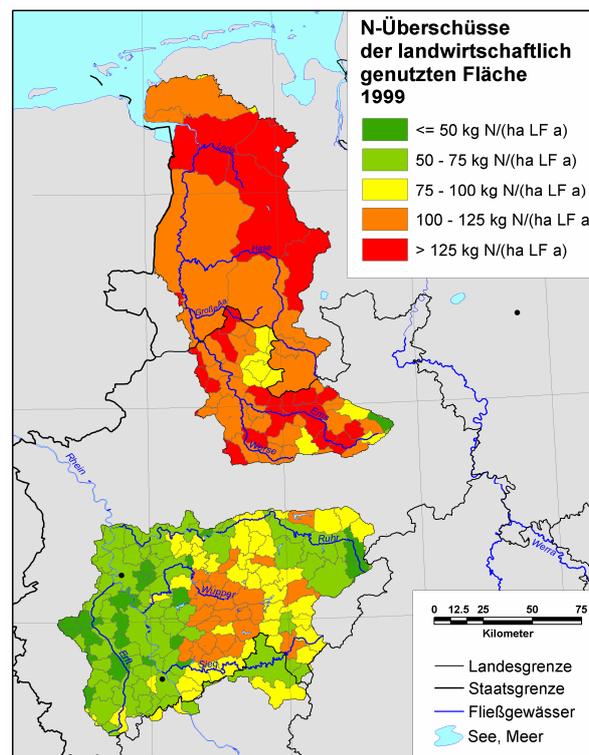
3

Modellierung des Stickstoffhaushalts im Boden

3.1. Stickstoffeinträge in den Boden

Die in den Boden eingetragenen Stickstoffmengen können aus unterschiedlichen Quellen stammen. Zum einen wird durch die Landschaftsnutzung, im Wesentlichen diffus durch die Landwirtschaft (Dünger) und punktuell durch urbane Flächen oder Altlasten diffus Stickstoff eingetragen. Zum anderen werden auch über die Atmosphäre durch trockene oder nasse Deposition signifikante Stickstoffmengen diffus in die Böden eingetragen. Darüber hinaus kann es insbesondere in Niederungsregionen unter bestimmten Bedingungen durch Mineralisationsprozesse zu Stickstofffreisetzungen aus den humushaltigen Bodenhorizonten kommen. Diesen unterschiedlichen Quellen und den damit verbundenen Einträgen muss bei der Modellierung Rechnung getragen werden.

Sowohl im Bezug auf die Höhe der Einträge als auch im Bezug auf die im Rahmen des Projektes analysierten N-Reduktionsmaßnahmen spielen die diffusen Stickstoffeinträge durch mineralische und organische Düngung bei der landwirt-



Karte 10: N-Überschüsse der Landwirtschaftsflächen.

schaftlichen Nutzung der Böden eine entscheidende Rolle. Diese Stickstoffeinträge wurden von der FAL mit dem RAUMIS-Modell ermittelt (Henrichsmeyer et al., 1996). Durch Anrechnung der N-Entzüge mit den Ernteprodukten ergibt sich ein in der Regel positiver N-Bilanzsaldo, der N-Überschuss der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die N-Bilanzierung ist im RAUMIS-Modell eingangsdatenbedingt auf Verwaltungseinheiten, d.h. Kreise oder Gemeinden, bezogen. In Karte 10 sind als Beispiel die von der FAL ermittelten N-Überschüsse für die landwirtschaftlich genutzten Flächen der Gemeinden Nordrhein-Westfalens bzw. der Kreise Niedersachsens für das Basisjahr 1999 dargestellt.

Räumlich betrachtet spiegelt die in Karte 10 dargestellte Situation jedoch nicht die Realität wider, da sich die N-Bilanzierung und die daraus abgeleiteten Überschüsse auf die Flächen bezieht, die landwirtschaftlich genutzt werden. Auf Grundlage räumlich differenzierter Bodennutzungs- bzw. Bodenbedeckungsdaten müssen die ermittelten Überschüsse daher den zugrunde liegenden Landwirtschaftsflächen zugeordnet werden. Die Schwierigkeit hierbei besteht in der Verfügbarkeit räumlich differenzierter Datengrundlagen, mit der die Landnutzung im RAUMIS-Modell exakt nachgebildet werden kann. Fernerkundungsdaten sind für

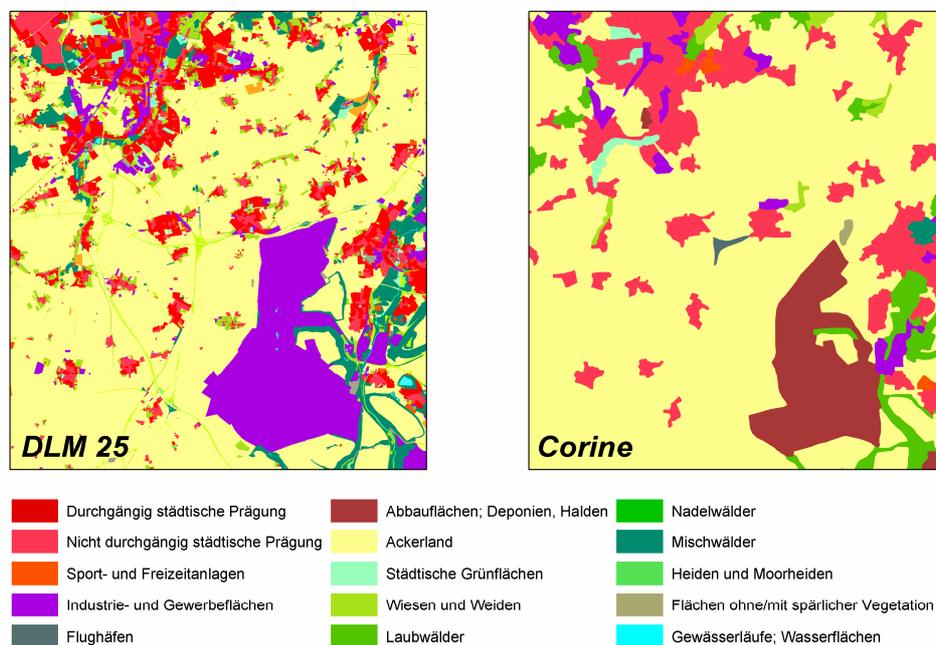


Abb. 9: Vergleich des räumlichen Detaillierungsgrades und der Bodenbedeckungsklassen von CORINE und DLM 25

diesen Zweck am besten geeignet, da hierbei die Möglichkeit besteht, eine fruchtarten- bzw. fruchtfolgenspezifische Landnutzungs-klassifikation für den Bilanzierungszeitraum vorzunehmen. Für das REGFLUD-Untersuchungsgebiet standen diese Daten jedoch nicht flächendeckend zur Verfügung, so dass auf andere Landnutzungs- bzw. Bodenbedeckungsdaten zurückgegriffen wurde.

Zur Disaggregation der N-Überschüsse auf die landwirtschaftlichen Flächen standen flächendeckend für beide Einzugsgebiete der CORINE-Datensatz des Statistischen Bundesamtes und das Digitale Landschaftsmodell (Basis-DLM 25) der Landesvermessungsämter zur Verfügung. In beiden Datensätzen wird allerdings nicht nach landwirtschaftlicher Nutzungsform differenziert, so dass lediglich eine Unterscheidung in die Nutzungsformen „Ackerlandnutzung“ und „Grünlandnutzung“ getroffen werden kann. Die Bodenbedeckung wird in den beiden Datensätzen mit unterschiedlichen Verfahren abgeleitet. Der Corine Datensatz basiert auf der Auswertung von Fernerkundungsdaten aus dem Zeitraum 1989-1992 (Statistisches Bundesamt, 1997) im Hinblick auf ein festgelegtes Klassifikations-schemata. Die Einzelflächen sind auf Mindestgrößen von 25 ha aggregiert. Im Gegensatz dazu basiert das DLM 25 auf der Topografischen Karte 1:25000. Die Daten sind nach dem ATKIS-Objektartenkatalog (ATKIS, 2002) aufgeschlüsselt und sind, da sie keiner Generalisierung unterliegen, räumlich höher aufgelöst als die CORINE-Daten. Dies ist in Abb. 9 an einem Ausschnitt des Untersuchungsgebietes dargestellt. Man erkennt deutlich den höheren Detaillierungsgrad des Basis-DLM gegenüber dem CORINE-Datensatz.

Auf der anderen Seite wird aber auch deutlich, dass die Lage der Flächen in beiden Datensätzen sehr gut übereinstimmt. Vergleicht man hingegen die Gesamtgröße der Landwirtschaftsflächen in den einzelnen Landkreisen miteinander und setzt sie in Relation zu den Flächen, die in RAUMIS auf Basis der Flächennutzungshaupterhebung ausgewiesen wurden, so stellt man deutlich Unterschiede fest. Dies ist in Abb. 10 für die Acker- und Grünlandanteile der einzelnen Berechnungseinheiten in RAUMIS illustriert. Im oberen Teil der Abbildung sind die Anteile der Ackerflächen, in der unteren Abbildung die Grünlandflächenanteile an der Gesamtfläche jeder RAUMIS Berechnungseinheit basierend auf dem CORINE-Datensatz, dem DLM 25 und der Flächennutzungshaupterhebung (RAUMIS) dargestellt. Es wird deutlich, dass die Acker- und Grünlandflächen nach CORINE in allen Fällen größer sind als die der anderen beiden Datensätze. Hier zeigt sich deutlich der Einfluss der Generalisierung der CORINE-Daten auf Flächen mit einer Mindestgröße von 25 ha, die dazu führt, dass kleinräumige Variationen in der Bodenbedeckung zugunsten der häufigsten flächenmäßig überwie-genden Bodenbedeckungsklassen zurücktreten.

Die Stickstoffbilanzierung mit RAUMIS basiert auf der Bodennutzungshaupterhebung, in der die tatsächlich genutzten Landwirtschaftsflächen der Agrarbetriebe dezidiert erfasst werden. Die Flächenanteile sind dem entsprechend am geringsten, da Brach- oder landwirtschaftlich aktuell ungenutzte Flächen, im Gegensatz zu den beiden anderen Datensätzen, hier nicht eingehen. Die Flächenanteile des DLM liegen zwischen den beiden anderen Datensätzen, da aufgrund des Erhebungsverfahrens bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung nicht in die jeweils vorliegende Bodenutzung unterschieden wird.

Auf Basis dieser Betrachtungen wurde die Disaggregation der N-Überschüsse aus der Landwirtschaft auf Basis des DLM 25 durchgeführt. Hierzu wurden in einem ersten Schritt die Objektarten des DLM 25 in die Klassen „Ackerlandnutzung“, „(bewirtschaftete) Grünlandnutzung“ und „andere (nicht landwirtschaftliche) Nutzung“ differenziert. Das Ergebnis ist in Abb. 11 flächendifferenziert als Karte (linker Teil der Abbildung) sowie als relative Flächenanteile für die beiden Einzugsgebiete (rechter Teil der Abbildung) dargestellt. Wie man sieht, überwiegt im mittleren und südlichen Teil des Emsgebietes sowie im westlichen Teil des Rheingebietes die Ackerlandnutzung. Diese Nutzung betrifft im Emsgebiet ungefähr 47 % der Gesamtfläche, im Rheingebiet werden hingegen lediglich 21 % der Fläche ackerbaulich genutzt. Mit 23 % bzw. 19 % sind die Anteile der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung, wie sie typisch für die Mittelgebirgs- und Marschregionen sind, im Ems- und Rheingebiet sehr ähnlich.

Die von der FAL berechneten Gesamtüberschüsse für die administrativen Einheiten, ermittelt in Tonnen pro Jahr, wurden dann, differenziert nach Ackerland- und Grünlandnutzung, auf die jeweiligen Flächen verteilt. Im Ergebnis dieses Schrittes ergeben sich daraus die N-Überschüsse aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung pro Hektar und Jahr. Für die verbleibenden, nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, wurden atmosphärische N-Einträge zwischen $4 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und $16 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ angesetzt. Darüber hinaus wurde für die Niedermoorstandorte in Abhängigkeit von der Landnutzung (Acker-/Grünlandnutzung) eine zusätzliche Netto-Mineralisation zwischen $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und $250 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ angesetzt (Müller & Raissi, 2004).

Als Ergebnis dieser Disaggregationsschritte sind in Karte 11 die N-Überschüsse im Boden dargestellt. Im Vergleich zu Karte 10, in der die N-Überschüsse der Landwirtschaftsfläche für die Verwaltungseinheiten dargestellt sind, ergibt sich hier ein wesentlich differenzierteres Bild. Deutlich heben sich die Regionen im Mittelgebirge bzw. im Nordteil des Emsgebietes heraus, die aufgrund einer überwiegenden Grünlandnutzung bzw. extensiven landwirtschaftlichen Nutzung relativ

geringe N-Überschüsse unter $25 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ aufweisen. Intensiv landwirtschaftlich genutzte Regionen weisen typischerweise N-Überschüsse oberhalb von $25 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ auf. Insbesondere im Emsgebiet können die Stickstoffüberschüsse flächenhaft 50 bis $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ erreichen und sogar übersteigen.

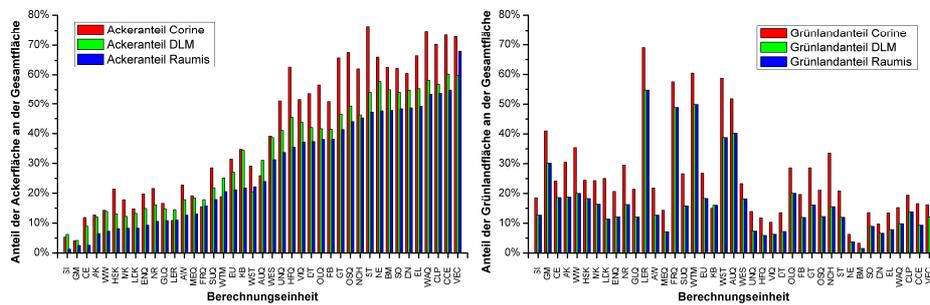


Abb. 10: Vergleich der Anteile der Acker- und Grünlandflächen nach Corine, DLM und RAUMIS relativ zur Gesamtfläche der Bezugseinheiten.

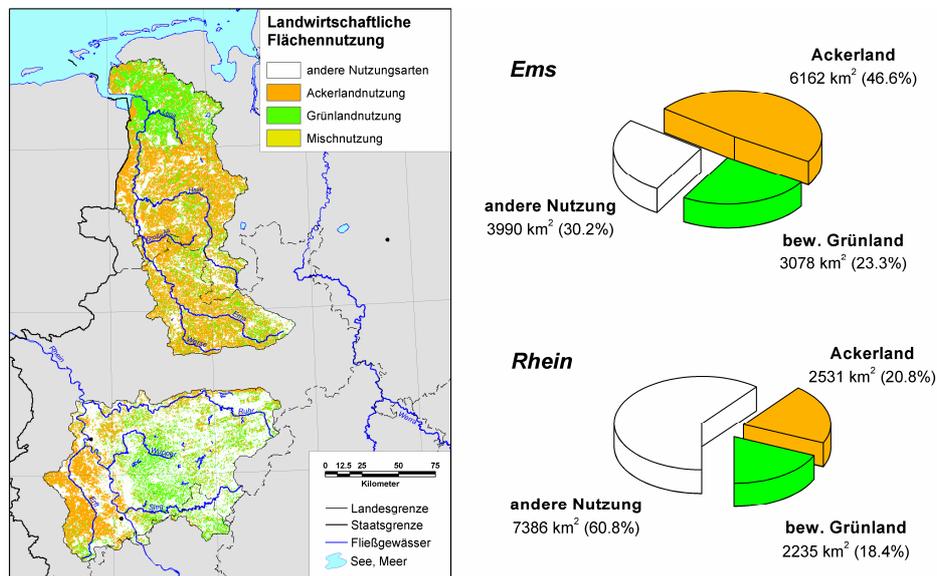
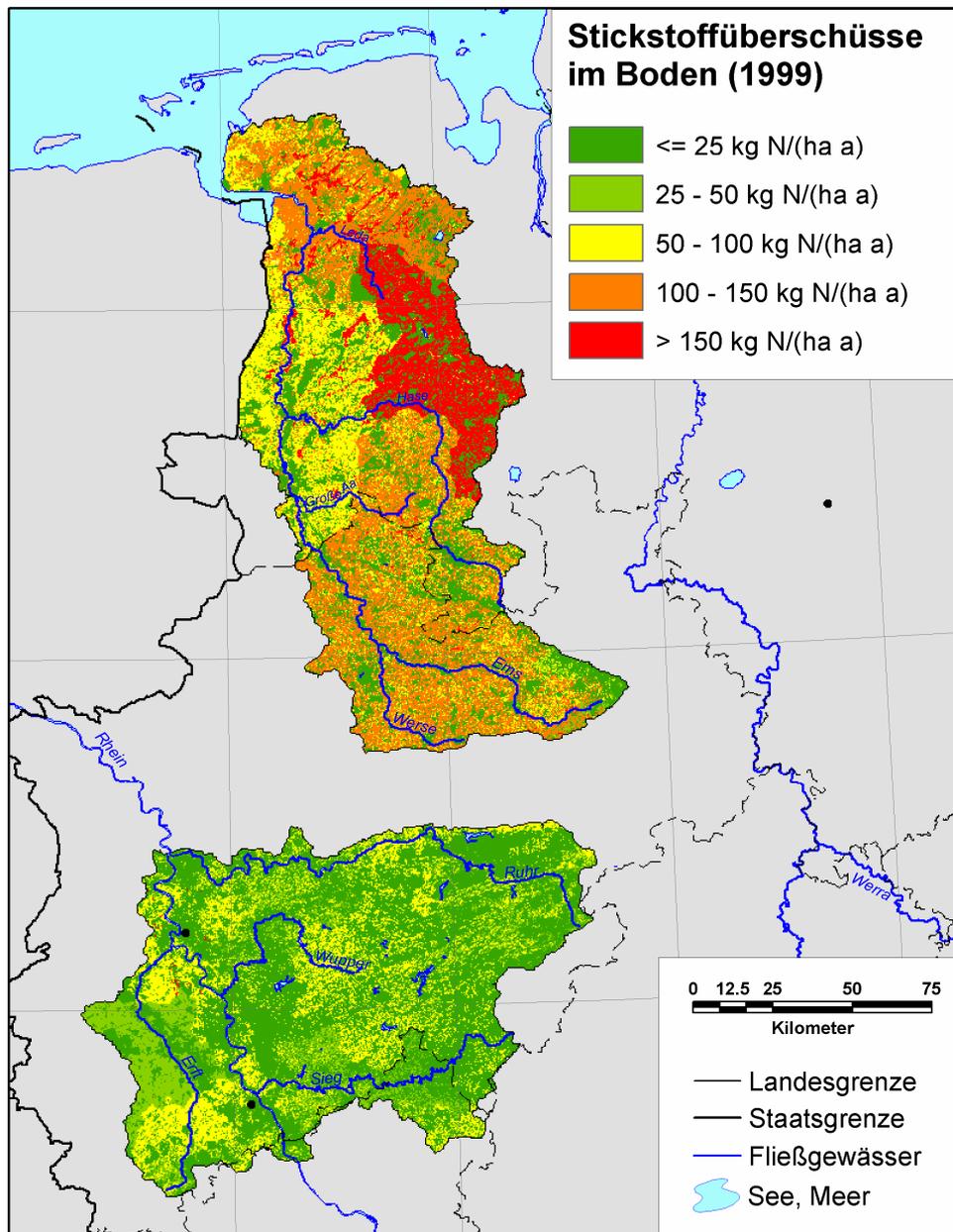


Abb. 11: Landwirtschaftliche Flächennutzung und Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzung im Rhein- und Emsgebiet.



Karte 11: Stickstoffüberschüsse im Boden.

3.2. Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil des Stickstoffs in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (siehe auch Wendland, 1992; Köhne & Wendland, 1992; Wendland et al., 1993).

Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt:

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl. 6}$$

mit:	N(t):	Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t
	t:	Verweilzeit
	D _{max} :	maximale Denitrifikationsrate
	k:	Michaelis-Konstante

In Gl. 6 stellt D_{max} die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate dar. Die Michaelis-Konstante (k) bestimmt den Bereich geringer Konzentrationen, in dem der Nitratumsatz von der Nitratkonzentration kontrolliert wird. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone bestimmt. Die Michaelis-Konstante wurde auf Werte zwischen k=18,7 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ (gute Denitrifikationsbedingungen) und k=2,5 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ (schlechte Denitrifikationsbedingungen) gesetzt (Köhne & Wendland, 1992). Die errechneten Denitrifikationsverluste im Boden als Funktion der Sickerwasserverweilzeit für verschiedene Abbaubedingungen ist in Abb. 12 exemplarisch für eine Ausgangsfracht von 100 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ dargestellt.

Für die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Boden wurde auf eine kürzlich vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb), dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) und der Bezirksregierung

Hannover fertig gestellte Studie zurückgegriffen (NLfB, 2005), in der Angaben Denitrifikationsraten für die Böden Niedersachsens basierend auf der Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen wurden. Dabei wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsraten unterschieden (siehe Tabelle 3). Für die Böden im nordrhein-westfälischen Teil des Untersuchungsgebietes wurde diese Einstufung in Absprache mit dem Geologischen Dienst NRW übertragen.

Karte 12 zeigt die sich aus der Auswertung der BK50 (NRW) bzw. der BÜK 50 (NRW) ergebende Einstufung der in den Untersuchungsgebieten auftretenden Böden hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens. Gute Denitrifikationsbedingungen ergeben sich danach vor allem für die stau- und grundwasserbeeinflussten Böden in den Niederungsregionen des Emseinzugsgebietes sowie bei Böden mit hohem C-Gehalt. Als Böden mit schlechten Denitrifikationsbedingungen werden z.B. die geringmächtigen kohlenstoffarmen Böden der Mittelgebirge sowie die Podsole des Emseinzugsgebietes eingestuft.

Die im Boden denitrifizierbaren Stickstoffmengen, werden neben den Abbaubedingungen, insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden beeinflusst. Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden wurde unter Einbeziehung von Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet (Hennings, 1994, Müller, 2004):

$$t_B = \frac{nFKW_e}{Q_S} \quad \text{Gl. 7}$$

mit: t_B : Verweilzeit des Sickerwassers im Boden
 nFK_B : nutzbare Feldkapazität im Bodenraum
 Q_S : Sickerwasserrate

Die Sickerwasserhöhe ergibt sich dabei aus der Differenz von Gesamtabfluss und Oberflächenabfluss (vgl. Kap.2). Die Sickerwasserverweilzeit im Boden ist in Karte 13 abgebildet. Die Bördelandschaften weisen meist Verweilzeiten von einem Jahr und mehr auf. Hier kommt es im Jahresgang aufgrund der geringen Niederschlagshöhen und dem hohen Wasserspeichervermögen der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch. Verweilzeiten im Boden von weniger als 3 Monaten ergeben sich durchweg für die Mittelgebirge sowie für die künstlich entwässerten Niederungsregionen im Emsland. In den Mittelgebirgsregionen ergeben sich die geringen Verweilzeiten durch die meist hohen Sickerwasserraten sowie die zum Teil geringen Bodenmächtigkeiten.

Tabelle 3: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (NLfB, 2005).

Kennzeichnung der Denitrifikationsstufe		Denitrifikationsrate	Grund-/ Stauwassereinfluss in Wurzelzone (Randbedingung)	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Kurzzeichen	Bezeichnung	kg N/ha*a			
1	sehr gering	< 10 [10]	ganzjährig keine Wassersättigung	flachgr. verwitterte Festgesteine und tiefgr. verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergesteine	Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina Braunerde Bänderparabraunerde Podsol
2	gering	10 – 30 [20]	ganzjährig keine Wassersättigung	schluffige bis tonige Lockergesteine tiefgründig zu Schluff und Ton verwitterte Festgesteine humusreiche sandige Lockergesteine	Pararendzina 1) Parabraunerde 1) (Trocken-) Schwarzerde, Auenböden 4) Terra fusca 1), Terra rossa 1)
3	mittel	30 – 50 [40]	grundwasserfern, aber 3 bis 6 Monate Stauwassereinfluss	schluffige bis tonige Lockergesteine und tiefgr. verwitterte schluffige bis tonige Festgesteine	Pelosol Pseudogley
4	hoch	50 - > 150 [60*]	6 bis 9 Monate Grund- und Stauwassereinfluss Grundwasser unterhalb Torfkörper	fluviale, limnogene und marine Lockergesteine Hoch- und Niedermoor-torfe	Gleye, Stagnogley Auenböden 5), Marschen Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150 [100*]	Grundwasser im Torfkörper	Anmoore, Moore und organ. Mudden	Niedermoor, Anmoorgley
			ganzjährig Grundwassereinfluss lang anhaltende Wassersättigung	z.T. humusreiche, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine Gesteine mit hohem Anteil an fossilem C und reduzierten S-Verbindungen	Gley-Tschernosem Gley-Auenböden verschiedene Böden 3) Pelosole

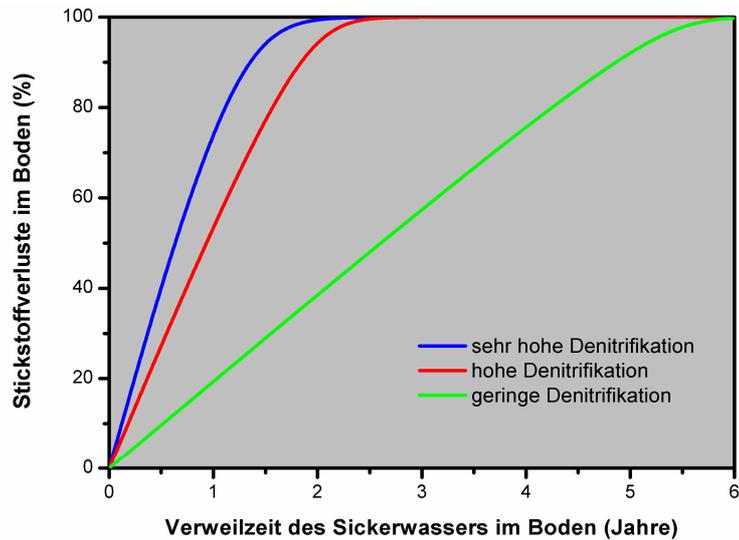
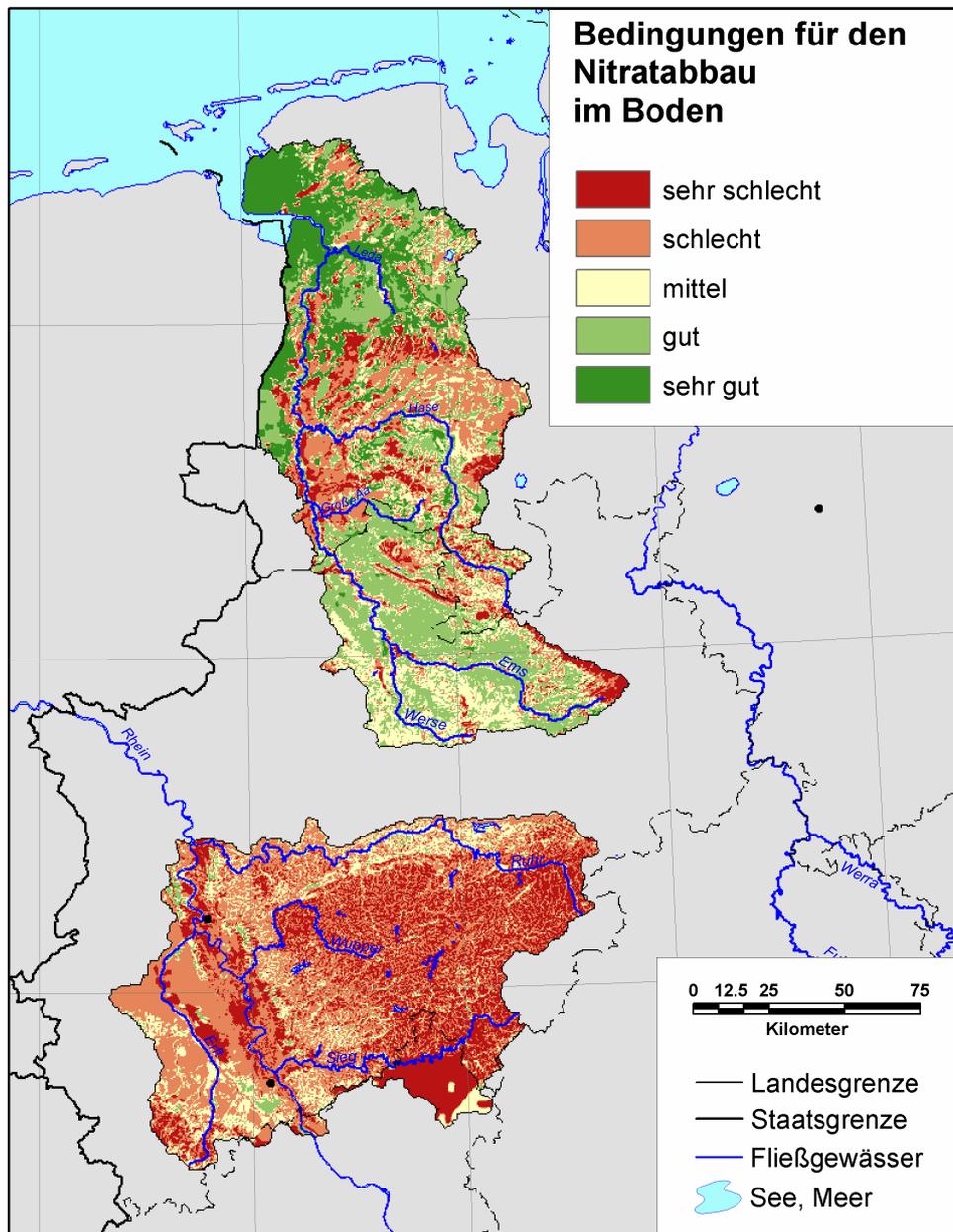
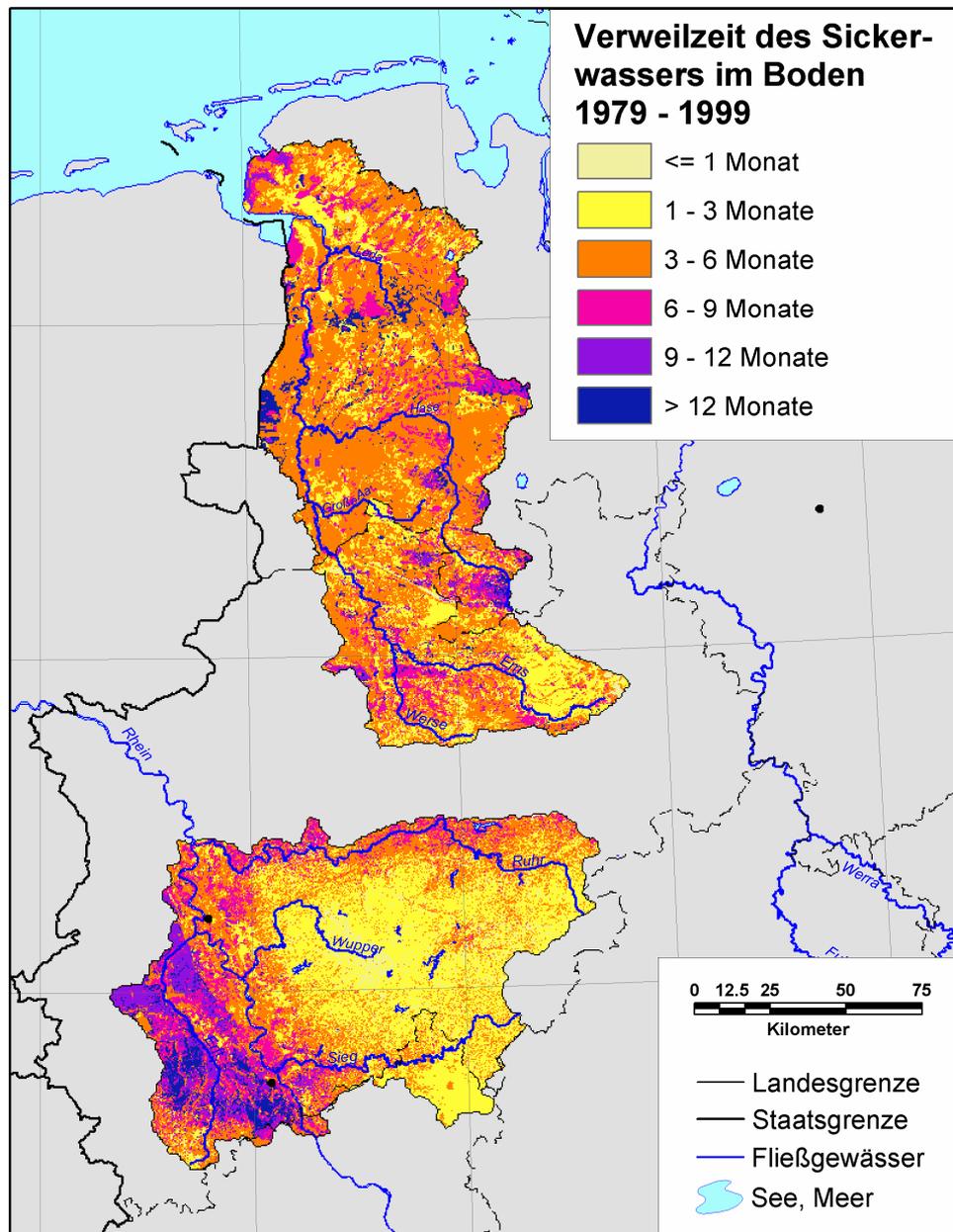


Abb. 12: Stickstoffverluste als Funktion der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden.



Karte 12: Denitrifikationsbedingungen im Boden.



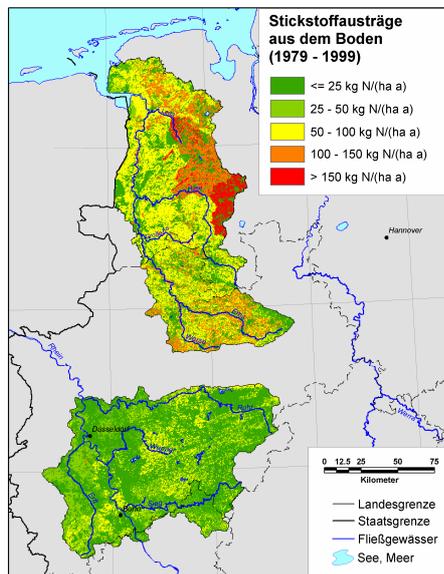
Karte 13: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden.

3.3. Stickstoffausträge aus dem Boden

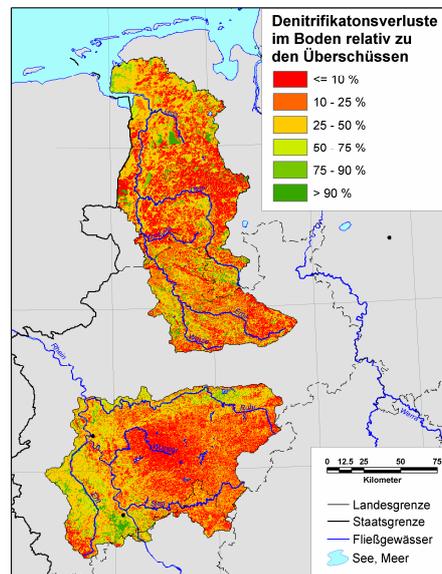
Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Karte 13) mit den Stickstoffüberschüssen im Boden (Karte 11) und den Denitrifikationsbedingungen im Boden (Karte 12) können durch (numerisches) Lösen von Gl. 6 die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die N-Austräge aus dem Boden quantifiziert werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells der STE realisiert. Das Ergebnis der Berechnung, die N-Austräge aus dem Boden, sind in Karte 14 dargestellt. Im Vergleich zu den in Karte 11 dargestellten N-Überschüssen im Boden ergeben sich in vielen Regionen deutlich reduzierte Werte, was die Effektivität der Denitrifikationsprozesse im Boden unterstreicht. Dennoch bleibt das Gesamtbild im wesentlichen erhalten: die Becken- und Bördelandschaften mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung weisen aufgrund der meist guten Abbaubedingungen und der hohen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden relativ geringe N-Austräge aus dem Boden von weniger als $25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auf. Die höchsten N-Austräge aus dem Boden treten in den Podsolen im nordwestdeutschen Tiefland auf. Dort zeigen sich aufgrund der hohen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers Werte von $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und mehr. Die Relevanz der Denitrifikation im Boden unterstreicht auch die Karte 15, in der das Verhältnis zwischen den Denitrifikationsverlusten und den N-Überschüssen dargestellt ist. Man sieht, dass insbesondere im Nordteil des Emsgebietes und in großen Teilen der Niederrheinischen Bucht trotz der meist ungünstigen Denitrifikationsbedingungen im Boden bis zu 80 % des eingetragenen Stickstoffs reduziert werden kann. In den Mittelgebirgen sowie im Zentralteil des Emsgebietes werden im Boden meist weniger als 40 % des eingetragenen Stickstoffs denitrifiziert. Gerade in den Regionen mit hohen N-Überschüssen, z.B. den Landkreisen Vechta/Cloppenburg im Ostteil des Emsgebietes, führen schlechte Abbaubedingungen, hohe N-Überschüsse und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass hohe N-Mengen aus dem Boden ausgetragen werden können.

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate kann die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden. Diese gibt an, mit welcher mittleren Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat in das Grundwasser bzw. über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer eintragen wird.

Gegenüber den in Karte 14 dargestellten Frachten liefert die Normierung auf die realisierten Sickerwasserraten Informationen über die aus den N-Einträgen potenziell folgenden Gewässerbelastungen. Aus Karte 16, in der diese Größe dar-

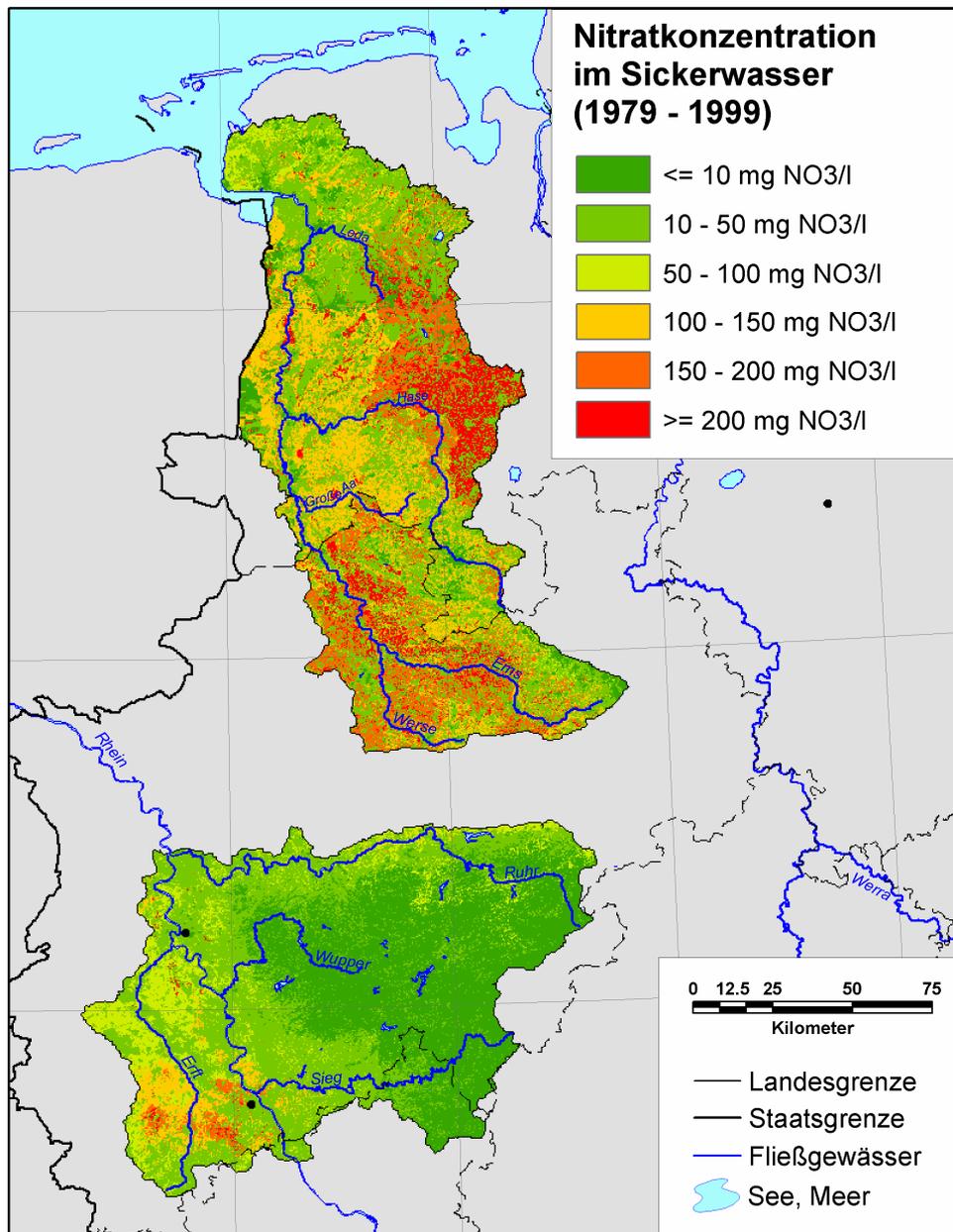


Karte 14: Berechnete Stickstoffausträge aus dem Boden nach Denitrifikation.



Karte 15: Denitrifikationsverluste im Boden relativ zu den N-Überschüssen.

gestellt ist, wird deutlich, dass in den meisten Regionen des Emseinzugsgebietes großflächig mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l und mehr zu rechnen hat. Etwas geringere, aber auch meist über dem Wert der Trinkwasserversorgung (50 mg NO_3/l) liegende Werte errechnen sich auch für die landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen der Niederrheinischen Bucht. Geringe potenzielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich hingegen für die landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirgsregionen sowie für die Leda-Jümme Niederung im Norden des Emsgebietes.



Karte 16: potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser.

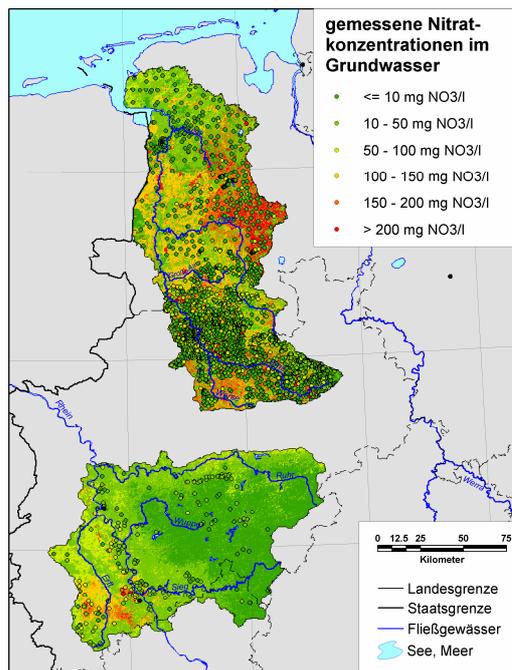
4

Simulation des Nitratabbaus im Grundwasser

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (z.B. Voss, 1985, Schulte-Kellinghaus, 1987, Obermann, 1981). Die Stickstoffausträge aus dem Boden stellen also die Mengen dar, die in das Grundwasser oder über den Direktabfluss in die Vorfluter eingetragen werden. Auch wenn man aufgrund von Mischungs- und Verdünnungsprozessen im Aquifer Überprägungen erwarten kann, sollte doch auf den ersten Blick die Stickstoffbelastung der Grund- und Oberflächengewässer im Wesentlichen den Einträgen entsprechen.

In Karte 17 sind die im Grundwasser tatsächlich auftretenden mittleren Nitratkonzentrationen (siehe nächster Abschnitt) den berechneten potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (vgl. Karte 16) gegenübergestellt. Für das Rhein-gebiet stellt man eine gute Korrelation zwischen den berechneten potenziellen N-Konzentrationen im Sickerwasser und den beobachteten N-Konzentrationen im Grundwasser fest. So treten einerseits in Gebieten mit überwiegend hohen potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, z.B. in der landwirtschaftlich intensiv genutzten Niederrheinischen Bucht, meist auch erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf. Andererseits werden in den Mittelgebirgsregionen, z.B. im Rheinischen Schiefergebirge, deutlich geringere Nitratkonzentrationen sowohl berechnet als auch tatsächlich beobachtet.

Im Emsgebiet hingegen zeigt sich ein anderes Bild. Obwohl die potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf ein recht hohes Belastungsniveau des Grundwassers schließen lassen, werden im Grundwasser im Allgemeinen nur sehr geringe Nitratkonzentrationen beobachtet. Die Ursachen hierfür liegen im hydrochemischen Milieu, welches im Emsgebiet in einigen Regionen zu einer Re-

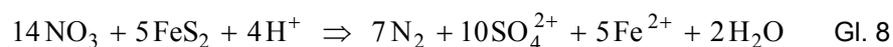


Karte 17: Nitratkonzentrationen im Grundwasser und Vergleich mit der berechneten potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser.

duzierung des Nitratgehaltes im Grundwasser durch Denitrifikationsprozesse führt. Das macht deutlich, dass die Berücksichtigung von Denitrifikationsprozessen im Aquifer unbedingt erforderlich ist, um eine realistische Modellierung des Stickstofftransports im Grundwasser und damit der Stickstoffausträge in die Vorfluter durchführen zu können.

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann, 1981). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1990).

Nach den in Europa und Nordamerika gesammelten Erfahrungen spielt neben partikulären organischen Substanzen vor allem Pyrit (FeS_2) eine wichtige Rolle als Reduktionsmittel im Aquifer (Korom, 1992). Grundlegende Untersuchungen in Deutschland hierzu wurden unter anderem von Kölle et al. (1983), Kölle (1984) und Böttcher et al. (1985, 1989) in dem etwa 30 km nordöstlich von Hannover im pleistozänen Tiefland gelegenen, ca. 300 km² großen Wassergewinnungsgebiet „Fuhrberger Feld“ durchgeführt. Kölle (1987) bezeichnet den Vorrat an reduzierten Schwefelverbindungen als reaktives Stoffdepot eines Aquifers, welches mit Nitrat in Wechselwirkung treten kann. Die dabei ablaufenden Reaktionen sind durch die autotrophe Denitrifikation mit Pyrit als Elektronendonator und *Thiobacillus Denitrificans* als beteiligtem Mikroorganismus charakterisiert. Der wichtigste Teilschritt der autotrophen Denitrifikation verläuft nach der Reaktionsgleichung:



Entsprechend dieser Reaktion verbraucht 1 kg Nitrat zur vollständigen Denitrifikation 0,69 kg Pyrit. Mit schwer mineralisierbaren Kohlenstoffen wie z.B. partikulären, organischen Substanzen (fossile Kohlenstoffverbindungen = „Braunkohle“) läuft eine Denitrifikation nicht oder nur sehr langsam und in einem untergeordneten Umfang ab (Kölle, 1990). Aquifere mit fossilen Kohlenstoffverbindungen enthalten im Regelfall auch reduzierte Schwefel-Eisen-Verbindungen. Da die meisten fossilen Kohlenstoffverbindungen für den Stoffwechselprozess der heterotrophen Denitrifikanten schwerer zugänglich sind als die reduzierten Schwefel-

Eisen-Verbindungen für den Stoffwechselprozess der autotrophen Denitrifikanten, reagiert Nitrat erheblich schneller mit Pyrit als mit fossilen Kohlenstoffverbindungen (Postma et al., 1991). Aus diesem Grund verläuft nahezu der gesamte Umsatz der Denitrifikation in einem pyrit- und kohlehaltigen Aquifer mit Pyrit als Reaktionspartner (Kölle, 1990). Pyrit-haltige Aquifere sind in weiten Teilen des Norddeutschen Flachlandes verbreitet (Hahn, 1990).

Bei Reduktionsvorgängen wird zunächst immer das Oxidationsmittel verbraucht, durch dessen Reduktion der höchste Energiebeitrag freigesetzt wird. Energetisch niedrigere Oxidationsmittel können erst nach Aufbruch der höheren reduziert werden. Daher erfasst die Reduktionswirkung von Stoffdepots im Aquifer zunächst den Sauerstoff und dann das Nitrat (vergleiche hierzu auch Leuchs, 1988; Böttcher et al., 1985; Andersen & Kristiansen, 1984). In dieser Reihenfolge nimmt das Redoxpotential ab. Da sich die Reduktion durch Sauerstoff und die Denitrifikation gegenseitig ausschließen, bilden sich im Aquifer vertikale Zonen aus, in denen jeweils vorwiegend eine dieser Reaktionen abläuft. Naturgemäß erfolgt die Reduktion durch Sauerstoff in der geringsten Tiefe. Die Tiefenlage der einzelnen Zonen ist abhängig von der Geschwindigkeit des Grundwasserumsatzes, der Verfügbarkeit an reduzierten Verbindungen im Aquifer sowie der Menge an nachgeliefertem Nitrat. Oft sind die Zonen nicht sehr scharf voneinander getrennt. Ist ein Grundwasser sauerstofffrei, kann das mit dem Sickerwasser in den Grundwasserleiter eingetragene Nitrat während der Verweilzeit im Aquifer bei Anwesenheit von organischen Kohlenstoffverbindungen und/oder reduzierten Schwefel-Eisen-Verbindungen (Pyrit) zu molekularem Stickstoff (N_2) reduziert werden.

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von Böttcher et al. (1985, 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen im Anströmungsbereich eines Brunnens des Wasserwerks Fuhrberg unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z.B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) bestimmt. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei bestimmender autotropher Denitrifikation durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden. Zur Modellierung der grundwasserbürtigen Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein:

- Stickstoffeinträge in den Aquifer
- Denitrifikationsbedingungen bzw. Nitrat-abbauvermögen im Aquifer
- Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der grundwasserbürtigen Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im letzten Kapitel bereits beschrieben. Im Folgenden wird näher auf die Quantifizierung der beiden anderen Größen eingegangen.

4.1. Analyse des Nitratabbauvermögens der Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg NO₃/l auf (DVWK, 1992). Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (mehr als 0,2 mg Fe(II)/l) bzw. mehr als 0,05 mg Mn(II)/l auftreten. Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z.B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organische Substanzen. Daher ist oft auch der DOC, mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Wo diese reduzierenden Stoffe im Untergrund fehlen, bleibt der Nitratgehalt, den das neu gebildete Grundwasser aufweist, größtenteils erhalten. Hierdurch können stark schwankende Nitratkonzentrationen auftreten, die je nach Eintrag an der Grundwasseroberfläche zwischen weniger als 1 mg NO₃/l und weit über 100 mg NO₃/l liegen können (Kunkel et al., 2004). Der Nitratgehalt des Grundwassers ist daher ein wichtiges Kriterium für die Klassifizierung einer grundwasserführenden Gesteinseinheit hinsichtlich des Nitratabbauvermögens. Kennzeichnend für den nicht nitratabbauenden Grundwassertyp sind weiterhin das Fehlen von Ionen des zweiwertigen Eisens und Mangans sowie das nur untergeordnete Auftreten von durch Kaliumpermanganat oxidierbaren Substanzen.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden in Anlehnung an DVWK (1992), Hannappel (1996), Obermann (1981) und Hölting (1996) Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können. Diese sind in Tabelle 4 aufgeführt, wobei allerdings beachtet werden

muss, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt. In der Regel überlappen beide Grundwassertypen, so dass die in Tabelle 4 dargestellten Konzentrationen als Orientierungswerte zu betrachten sind. Außerdem gilt der Grundsatz, dass nicht jeder Grundwassertyp alle in der Tabelle aufgeführten Kennzeichen in der genannten Ausprägung aufweisen muss. Ist aber ein Wasser sauerstoffarm und nitratfrei und weist einen hohen Gehalt an Eisen und Mangan auf, so ist es damit als reduziert gekennzeichnet. Dabei fehlt übrigens jede Beziehung zwischen der Restkonzentration an Nitrat und der an Eisen etwa derart, dass der Nitratgehalt eines Wassers umso geringer wird, je eisen(II)-reicher es ist oder umgekehrt. Es lässt sich nur sagen, dass Wässer, deren Eisen(II)-Gehalte über 0,2 mg Fe(II)/l liegen, nur selten Nitratkonzentrationen enthalten, die größenordnungsmäßig über 1 mg NO₃/l liegen.

Das hydrochemische Milieu des Grundwassers hängt insbesondere von Wechselwirkungsprozessen des Wassers mit den durchströmten Gesteinen während der Untergrundpassage ab und kann über längere Zeiträume als wenig veränderlich angenommen werden. Fasst man Gesteine gleicher Lithologie und gleicher Hydrodynamik zusammen, so kann erwartet werden, dass die so ausgewiesenen Gesteinseinheiten auch einen ähnlichen Lösungsinhalt aufweisen (vgl. Hannappel und Voigt, 1999; Gabriel und Ziegler, 1997). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassergütedaten) für eine hydrogeologische Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle 4 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Grundwasser erfolgte in vier Schritten. In einem ersten Schritt wurde eine digitale, flächendeckende Karte der hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens zu unterscheidenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten generiert. Parallel hierzu wurden die zur Verfügung

Tabelle 4: Konzentrationsbereiche wesentlicher Indikatorparameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer. (Quelle: Wendland & Kunkel, 1999b)

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierte Grundwässer
Nitrat	< 1 mg NO ₃ /l	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/ Fe (II)/l	< 0,2 mg/ Fe (II)/l
Mangan (II)	> 0,05 mg Mn (II)/l	< 0,05 mg Mn (II)/l
Sauerstoff	< 2 mg O ₂ /l	> 2 mg O ₂ /l

stehenden Grundwasseranalysen in einer GIS-Datenbank zusammengefasst. Als Nächstes wurden die Grundwasseranalysen auf die grundwasserführenden Gesteinseinheiten bezogen und die Lösungsinhalte der betrachteten Grundwasserinhaltsstoffe für die jeweilige Gesteinseinheit statistisch ausgewertet. Auf Basis der statistischen Auswertung wurde schließlich das Nitratabbauvermögen in der jeweiligen grundwasserführenden Gesteinseinheit ausgewiesen.

4.1.1. *Differenzierung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten*

Zur Differenzierung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten standen die Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200000 des Landes Niedersachsen sowie die Hydrogeologische Karte 1:100000 des Landes Nordrhein-Westfalen zur Verfügung. Mit Ausnahme der Restflächen in Rheinland-Pfalz decken die beiden Karten die betrachteten Teilgebiete des Rheins und überlappend das Emsgebiet ab. Auf der Basis der Erkenntnisse früherer Untersuchungen und eigener Arbeiten zum Nitratabbauvermögen im Grundwasser wurden die beiden Kartenwerke zusammengefügt und in die folgenden hydrochemisch deutlich unterscheidbaren Gesteinseinheiten differenziert (siehe auch Kunkel et al., 2004):

Quartäre Sedimente Norddeutschlands sind typische glazial geprägte Gesteinsablagerungen der pleistozänen Urstromtäler und Talauen im Norddeutschen Flachland.

Sande und Kiese der Niederrheinischen Bucht sind überwiegend fluviatile Terrassenablagerungen, deren Liefergebiete in den Mittelgebirgen liegen.

Quartäre fluviatile Talfüllungen sind meist geringmächtige, lateral nicht sehr weit ausgedehnte, wasserwirtschaftlich oftmals jedoch bedeutsame Sedimente im Mittelgebirgsbereich.

Tertiäre Sedimente bezeichnen die tertiären Beckenablagerungen am Übergang von der Niederrheinischen Bucht zum Rheinischen Schiefergebirge.

Kalksteinfolgen des Muschelkalk bezeichnen zum Teil verkarstete Karbonatgesteine, wobei jedoch auch Gips- und Mergel- sowie sandige Gesteine auftreten können. Die Grundwasserleiter weisen oftmals recht große Speichervolumina auf.

Karbonatische Wechselfolgen bezeichnen zusammenfassend Gesteine des Keupers, untergeordnet der Kreide. Es handelt sich hierbei zumeist um kalkhaltige Mergelgesteine mit silikatischen (tonigen oder sandigen) Zwischenlagen.

Paläozoische Kalksteine entstammen vorwiegend meist verkarsteten Gesteinen des Mittel- und Oberdevons des Rheinischen Schiefergebirges (Massenkalk) und des Zechsteins.

Sandsteine und silikatische Wechselfolgen bezeichnen Wechselfolgen von Sandsteinen und Tonsteinen unterschiedlicher Zeitalter. Insbesondere Grundwassermessstellen aus dem Rotliegenden sowie die nicht zum Buntsandstein gehörenden Sandstein- und Tonsteinwechselfolgen des Mesozoikums wurden dieser Einheit zugeordnet. Letztere enthalten in der Regel, wenn auch untergeordnet, Karbonatgesteine und karbonatisch gebundene Sedimentgesteine.

Sandsteinfolgen des Buntsandsteins sind im Allgemeinen durch hohe Durchlässigkeiten der sandigen Deckschichten und hohe Speichervolumina gekennzeichnet. Die wasserwirtschaftliche Bedeutung des Buntsandsteins ist daher oftmals sehr hoch.

Paläozoische Sedimentgesteine werden vorwiegend aus Gesteinseinheiten des Devons und Unterkarbons aufgebaut. Hierbei handelt es sich um stark verfaltete, teilweise auch verschieferte Sedimentgesteine mit meist geringer Wasserführung.

Bei den *Vulkaniten* handelt es sich überwiegend um aus dem Tertiär stammende Basaltoide, die im Süden des Rheineinzugsgebietes vorkommen.

4.1.2. *Auswertung der Grundwasseranalysen*

Zur Klassifizierung des Nitratabbauvermögens der grundwasserführenden Gesteinseinheiten standen Grundwasserbeschaffenhheitsdaten von insgesamt 3277 Grundwassermessstellen zur Verfügung. Diese Daten entstammten den Monitoring-Messnetzen der Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. Die Aufbereitung und Auswertung dieser Daten erfolgte bundesweit bereits im Rahmen eines LAWA-Vorhabens und ist in Kunkel et al. (2004) detailliert beschrieben. Für die Grundwasserleiter im nordrhein-westfälischen Teil des Emseinzugsgebietes standen darüber hinaus Daten von 2486 Messstellen aus analogen und digitalen Beständen des Geologischen Dienstes NRW zur Verfügung, die im Rahmen einer Kooperation des FZJ und des GD NRW aufbereitet und ausgewertet wurden (Schmidt, 2004).

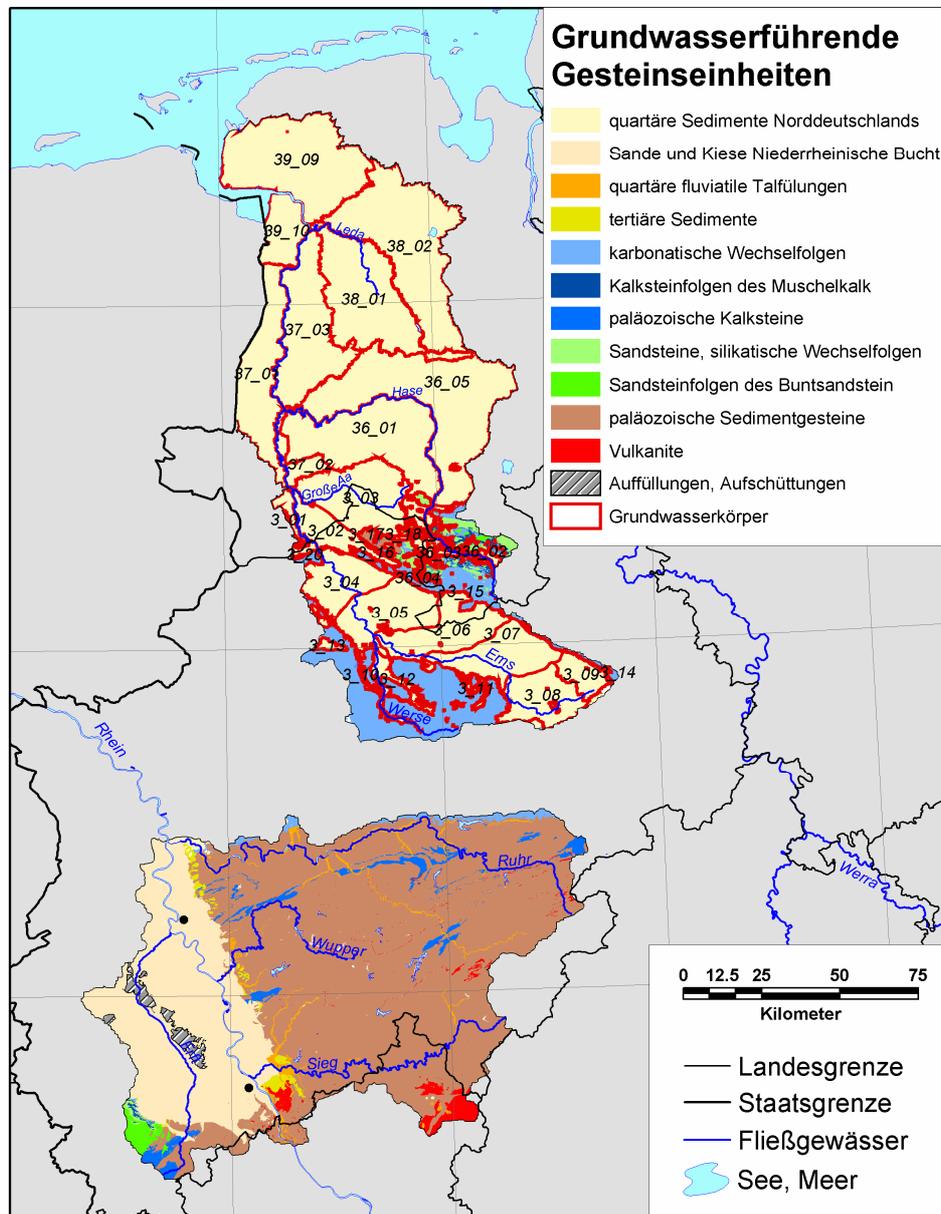
In dieser Studie wurde festgestellt, dass die Lockergesteinsaquifere im Südteil des Emsgebietes hinsichtlich ihres hydrochemischen Milieus unterschiedlich zu bewerten sind. So zeigen beispielsweise die Sennesande im Osten des nord-

rhein-westfälischen Teils des Emsgebietes eindeutig oxidierte Verhältnisse, während die (nord-) westlicher gelegenen Aquifere mehr oder minder deutlicher ausgeprägte reduzierte Verhältnisse aufweisen. Um diesem Umstand bei der Ausweisung des Nitratabbauvermögens Rechnung zu tragen, wurden die quartären Sedimente Norddeutschlands zusätzlich in die Grundwasserkörper, wie sie vom LUA NRW bzw. den NLFb ausgewiesen wurden, differenziert. Bei den anderen grundwasserführenden Gesteinseinheiten war dies aufgrund der eingeschränkten Datenlage nicht möglich. Die räumliche Lage der einzelnen Bezugseinheiten ist zusammenfassend in Karte 18 dargestellt.

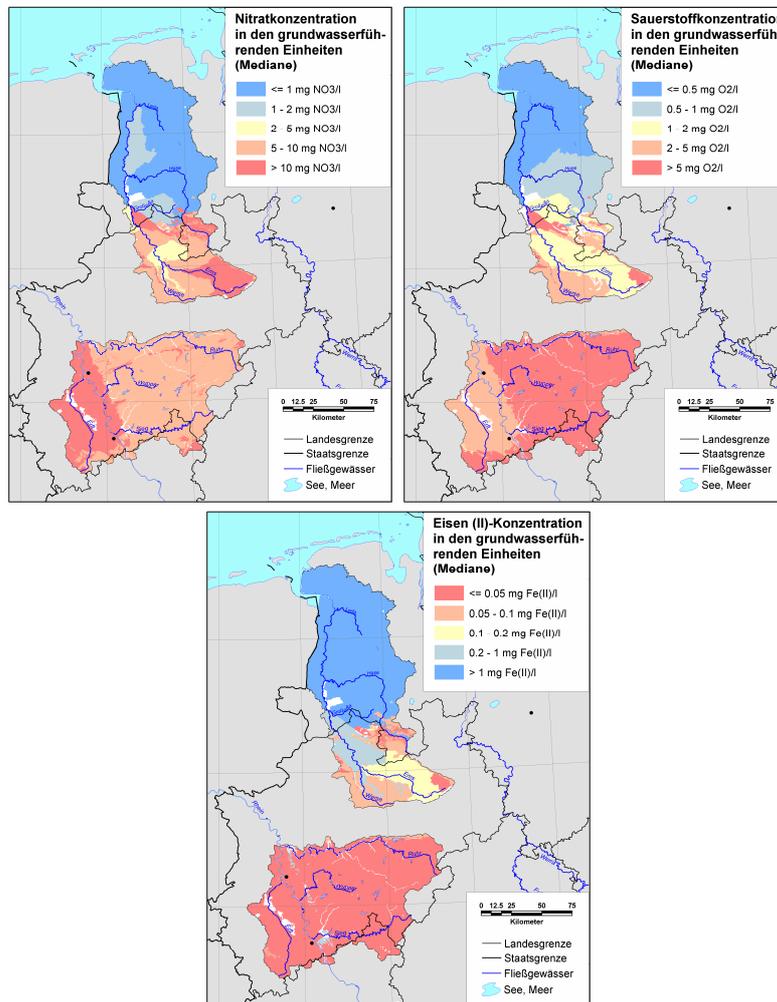
Die Auswertung der Grundwassergütedaten erfolgte gesondert für jede der ausgewiesenen grundwasserführenden Gesteinseinheiten bzw. Grundwasserkörper durch die Bestimmung der Kenngrößen der Häufigkeitsverteilungen für die Grundwasserparameter Nitrat, Eisen (II), Mangan (II) und Sauerstoff. Der grundlegende Verfahrensgang der Auswertung sowie ausführlichere Darstellungen der Ergebnisse finden sich in Wendland & Kunkel (1999a) und Kunkel & Wendland (1999b). Als Ergebnis sind in Karte 19 die Mediane der NO_3 , O_2 und Fe(II)-Konzentrationen für die Bezugseinheiten dargestellt. Wie man erkennt, ergeben sich für alle in Rheingebiet liegenden Einheiten oxidierte Verhältnisse: Die Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen liegen oberhalb von 2 mg/l; die Eisen(II)-Konzentrationen sind mit weniger als 0.05 mg Fe(II)/l sehr klein. Für den Nordteil des Emseinzugsgebietes liegen hingegen eindeutig reduzierte Verhältnisse vor. Die Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen liegen im Allgemeinen unter 2 mg/l, während die Eisen(II)-Konzentrationen meist Werte von 1 mg Fe(II)/l übersteigen.

Für den Südteil des Emseinzugsgebietes ergibt sich ein wesentlich differenzierteres Bild. In den Festgesteinsbereichen kann man generell von oxidierten Bedingungen ausgehen. Auch in den Lockergesteinsbereichen liegen die Nitratkonzentrationen generell oberhalb des Bereichs, der als eindeutig reduziert angesehen werden kann. Die Sauerstoffkonzentrationen liegen jedoch mit etwa 2 mg O_2 /l im Grenzbereich oxidiert/reduziert. Bei den Eisenkonzentrationen tritt von Südost nach Nordwest eine deutliche Erhöhung der Mediane bis hin in den für reduzierte Verhältnisse typischen Bereich auf. Die Region weist damit die Eigenschaften eines Mischtyps auf.

Das Ergebnis der Analyse für die einzelnen Einheiten ist in Tabelle 5 zusammenfasst. Angegeben ist jeweils die Gesamtzahl der jeweils zur Verfügung stehenden Proben (N) und das 25. (P_{25})-, 50. (P_{50} , Median) und 75. (P_{75}) Perzentil der Konzentrationsverteilungen für NO_3 , O_2 , Fe(II) und Mn(II). Eine Bezugseinheit wurde dem Grundtyp mit überwiegend nitratabbauenden Eigenschaften dann zugeord-



Karte 18: Grundwasserführende Gesteinseinheiten und Grundwasserkörper.



Karte 19: Mediane der Nitrat-, Sauerstoff- und Eisen(II)-Konzentrationen in den Bezugseinheiten zur Analyse des Denitrifikationsvermögens im Aquifer.

net, wenn die Sauerstoff- und Nitratgehalte gering sind und weniger als 50% der Messwerte oberhalb des Grenzbereiches für oxidierte Aquifere nach Tabelle 4 (2 mgO₂/l bzw. 1 mg NO₃/l) liegen. Zugleich überschreiten in mehr als 75 % der Fälle die Eisen (II)- und Mangan (II)- Konzentrationen die in Tabelle 4 angegebenen Werte und auch die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (0,2 mg Fe(II)/l bzw. 0,05 mg Mn(II)/l. Als Ergebnis sind die Einheiten mit oxidierten Grundwasserverhältnissen in der Tabelle 4 weiß, die mit reduzierten dunkelgrau und die als Mischtyp eingestuft Grundwasserkörper (3_04 bis 3_10) hellgrau hinterlegt.

Bei den als reduziert eingestuften Lockergesteinsaquiferen ist davon auszugehen, dass die Aquifere dieser Einheiten nitratabbauend sind. Das bedeutet jedoch nicht notwendigerweise, dass es in diesen Regionen zu keinen nennenswerten Nitratausträgen in die Vorfluter kommt. In Bereichen, in denen hohe Direktabflussanteile auftreten (beispielsweise bei künstlicher Entwässerung), kann aufgrund der nur kurzen Untergrundpassage des Sickerwassers das aus dem Boden ausgewaschene Nitrat nicht oder nur unvollständig abgebaut werden. Daher kann es dort trotz guter Nitratabbaubedingungen im Grundwasserleiter zu Nitratausträgen in die Oberflächengewässer kommen. Bei den anderen, als oxidiert eingestuften Bezugseinheiten ist mit keinem bzw. nur unvollkommenen Nitratabbau im Grundwasserleiter zu rechnen.

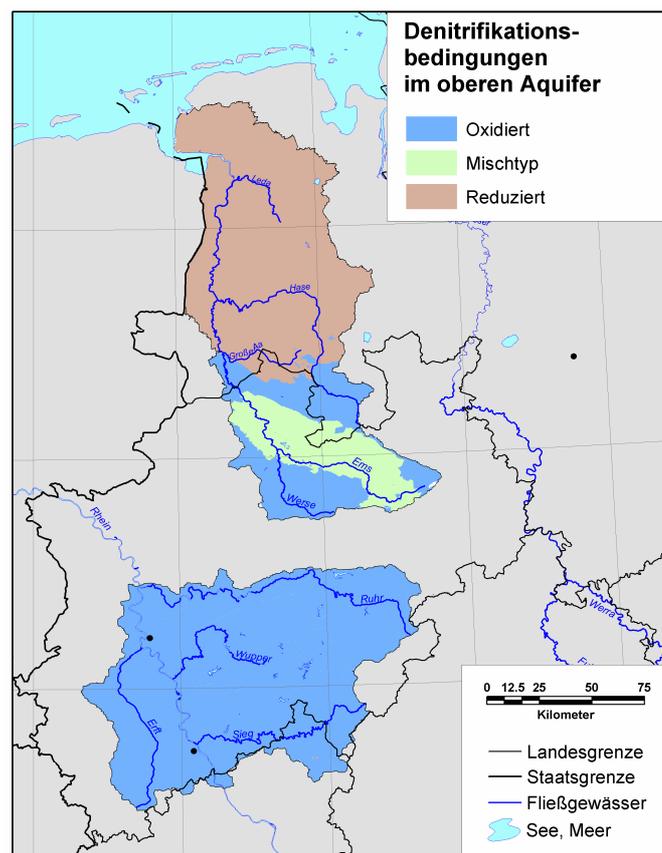
Tabelle 5: Ergebnisse der statistischen Auswertung der Grundwassergütedaten für NO₃, O₂, Fe(II) und Mn(II) für die ausgewiesenen Fest- und Lockergesteinseinheiten. Angegeben ist die Gesamtzahl der jeweils zur Verfügung stehenden Proben und das 25. (P₂₅), 50. (P₅₀, Median) und 75. (P₇₅) Perzentil der Konzentrationsverteilungen. Die Einheiten mit oxidierten Grundwasserverhältnissen sind weiß, die mit reduzierten dunkelgrau und die als Mischtyp eingestuften Grundwässer hellgrau hinterlegt.

	Festgesteinseinheit	N	NO ₃			O ₂			Fe(II)			Mn(II)		
			P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅
9	Sandsteine und silikatische Wechselfolgen	88	6	22.8	48	1.4	1.9	4.2	0.03	0.06	0.28	0.01	0.06	0.13
10	karbonatische Wechselfolgen	457	1.2	6	25	2.3	4.3	9.0	0.02	0.06	0.5	0.01	0.07	0.13
11	Kalksteinfolgen des Muschelkalk	18	10.7	325	52	1.3	4.4	8.2	0.02	0.04	0.14	0.003	0.007	0.03
12	Sandsteinfolgen des Buntsandstein	17	12.8	34	53	4.8	6.4	8.7	0.01	0.02	0.04	0.005	0.007	0.03
14	paläozoische Sedimentgesteine	70	2.7	7.7	21	5.2	7.4	8.4	0.01	0.03	0.1	0.006	0.007	0.06
15	paläozoische Kalksteine	27	19	23	32	7.3	8.2	9.0	0.007	0.02	0.03	0.003	0.003	0.007

	Lockergesteinseinheit	N	NO ₃			O ₂			Fe(II)			Mn(II)		
			P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅
4	Sande und Kiese Niederrhein	139	20.0	31	51	1.6	4.6	6.1	0.007	0.01	0.05	0.007	0.007	0.1
7	tertiäre Sedimente	5	0.2	6.2	15	3.5	5.4	7.2	0.4	0.9	1.3	0.05	0.09	0.13
3_01	Obere Ems links (Plantünner Sandebene West)	11	0.83	5.0	15				0.03	0.5	1.7	0.09	0.13	0.2
3_02	Speller Aa	59	4.0	14	68	5.8	7.4	7.9	0.12	0.55	3.0	0.13	0.13	0.46
3_03	Große Aa	88	0.3	1.4	20	0.4	1.1	1.4	0.50	1.9	4.2	0.10	0.13	0.30
3_04	Niederung der Oberen Ems (Emsdetten/Saerbeck)	279	1	9	34	0.6	1.4	3.7	0.05	0.61	3.0	0.10	0.13	0.28
3_05	Niederung der Oberen Ems (Grevén/Ladbergen)	343	1.1	5	25.3	0.54	1.2	2.1	0.03	0.5	2	0.07	0.13	0.30
3_06	Niederung der Oberen Ems (Sassenberg/Versmold)	213	2	8.9	33	1	2	3.1	0.02	0.15	1.4	0.01	0.13	0.35
3_07	Niederung der Oberen Ems (Beelen/Harsewinkel)	190	3	12.5	29	1.3	1.9	4.1	0.03	0.16	0.9	0.03	0.13	0.25
3_08	Niederung der Oberen Ems (Rietberg/Verl)	243	2.2	17	46	0.7	1.9	4.3	0.01	0.13	1.7	0.01	0.13	0.40
3_09	Senneands (Nordost)	290	7	13	26	3.6	6	8.3	0.002	0.02	0.05	0.005	0.02	0.06
3_10	Münsterländer Kiessandzug (Süd)	18	14.5	32	47	1.3	3.3	5.4	0.07	0.13	0.32	0.04	0.06	0.12
36_01	Hase links Lockergestein	91	0.29	0.73	10	0.44	0.93	1.2	0.72	3.9	9.1	0.09	0.2	0.33
36_05	Hase Lockergestein rechts	138	0.29	0.44	14.8	0.4	1	2.1	0.55	2.2	6.4	0.03	0.1	0.25
37_01	Mittlere Ems Lockergestein links	20	0.14	0.33	1.7	0.22	0.29	0.7	6.5	9.8	17	0.3	0.54	0.76
37_03	Mittlere Ems Lockergestein rechts 2	21	0.26	1.2	5.0	0.16	0.45	0.70	1.9	12	14	0.09	0.18	0.26
38_01	Leda-Jümme Lockergestein links	92	0.29	0.37	1.2	0.1	0.1	0.18	1.8	3.2	9.8	0.03	0.04	0.10
38_02	Leda-Jümme Lockergestein rechts	122	0.29	0.40	1.1	0.30	0.50	0.80	3.4	6.7	9.9	0.10	0.14	0.33
39_09	Untere Ems rechts	88	0.25	0.85	1.24	0.06	0.06	0.53	6.2	11.9	16	0.15	0.28	0.38
39_10	Untere Ems Lockergestein links	91	0.33	0.38	0.91	0.06	0.06	0.06	6.0	11.2	17	0.40	0.56	1.0

Obwohl es auf diese Weise möglich war, alle Bezugseinheiten hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens zu klassifizieren, gibt es in jeder Einheit eine bestimmte Anzahl an Messwerten, die für sich alleine betrachtet eine andere Einstufung rechtfertigen würden. Die Gründe sind vielfältig (z.B. hydrogeochemische Besonderheiten bzw. kleinräumiger geogener Wechsel der Denitrifikationsbedingungen, Aufbrauchen der Denitrifikationskapazität, punktförmige anthropogene Einträge, fehlerhafte Messwerte, Generalisierungen in den zugrunde liegenden hydrogeologischen Übersichtskarten) und können nur im Rahmen weiterer gezielter Untersuchungen aufgeklärt werden. In dem hier untersuchten Zusammenhang sollte dies vor allem als Beleg für die unter Umständen große Heterogenität der im Grundwasserraum anzutreffenden Verhältnisse interpretiert werden.

Als Endergebnis dieser Betrachtungen ist schließlich in Karte 20 das Denitrifikationsvermögen der Aquifere im Untersuchungsgebiet dargestellt.



Karte 20: Denitrifikationsvermögen der Aquifere.

4.2. Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der Nitrat austräge in die Gewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle. Hierzu Zur Modellierung der Verweilzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei dem die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefenaufgelöst nachgebildet werden können. Bei den hier untersuchten makroskaligen Untersuchungsgebieten stehen hingegen im Allgemeinen nur Datengrundlagen ohne Tiefenauflösung zur Verfügung. So weist beispielsweise die hydrogeologische Übersichtskarte 1:100000 (NRW) bzw. 1:200000 (NS) zwar eine recht hohe laterale Auflösung auf; ihr sind jedoch kaum relevante Angaben über die Tiefenstruktur der Aquifere zu entnehmen. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge nutzbar waren, konnte sich die Modellierung des Stofftransports im Grundwasser ausschließlich auf eine zweidimensionale Aufsicht auf den jeweiligen Grundwasserkörper beziehen.

Das WEKU-Modell bietet die Möglichkeit, unter Berücksichtigung solcher zweidimensionaler Datengrundlagen eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten zu liefern. (Kunkel & Wendland, 1997, Kunkel et al., 1999a, Wendland & Kunkel, 2004). Es basiert auf einem analytischen zweidimensionalen Ansatz, mit dem abgeschätzt wird, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder das Meer zu erreichen. Das Modell arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen. Die hierzu benötigten Informationen können durch Grundwassergleichenpläne und hydrogeologische Übersichtskarten zur Verfügung gestellt werden.

Das WEKU-Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, in denen mit Verweilzeiten im Bereich von Jahren und Jahrzehnten zu rechnen ist. Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch die Datenunsicherheiten aufgrund des Detaillierungsgrades der Datengrundlagen werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksich-

tigt (Kunkel, 1994, Kunkel & Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilitäten der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserverweilzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserverweilzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen.

In Abb. 13 ist der Verfahrensgang der WEKU-Verweilzeitenmodellierung schematisch dargestellt. Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus den Grundwassergleichenplänen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient $\bar{\nabla}_j$ nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt. Im zweiten Schritt wird aus den Modelleingabegrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f), nutzbarer Hohlraumanteil (n_f) und hydraulischer Gradient ($\bar{\nabla}_j$) das Feld der Abstandsgeschwindigkeiten \bar{v}_a flächendifferenziert berechnet:

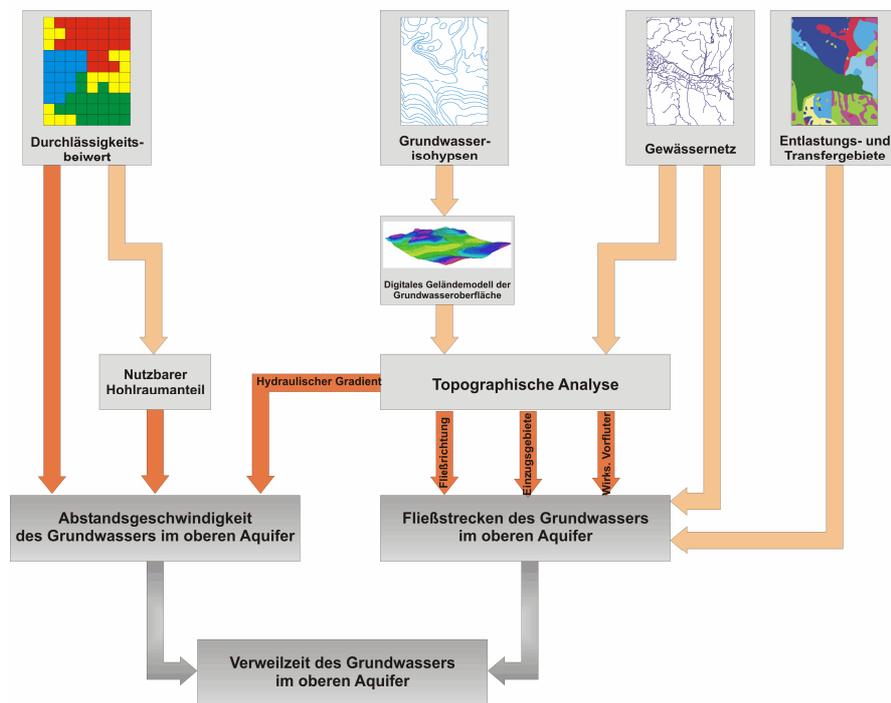


Abb. 13: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die Verweilzeitenberechnung mit dem WEKU-Modell.

$$\bar{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla}j \quad \text{Gl. 9}$$

mit:	v_a :	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	(m/s)
	k_f :	Durchlässigkeitsbeiwert der grundwasserführenden Gesteine	(m/s)
	n_f :	nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteine	(-)
	$\bar{\nabla}j$:	hydraulischer Gradient	(-)

Im dritten Schritt wird die Grundwasserverweilzeit im Aquifer für jede Eintragszelle berechnet, wobei sich die Verweilzeit als Summe der Einzelverweilzeiten in allen Zellen entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort ergibt:

$$t(\bar{r}_0) = \int_{\bar{r}} \frac{d\bar{r}}{v_a(\bar{r})} \quad \text{Gl. 10}$$

mit:	$t(r_0)$:	Grundwasserverweilzeit für das Ausgangselement r_0	(s)
	\bar{r} :	Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg	(m)

Aufgrund der Diskretisierung des Untersuchungsgebietes in Rasterzellen kann das Integral in Gl. 10 durch eine Summation ersetzt werden. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich dann durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten über den gesamten Fließweg, d.h. über im Allgemeinen mehrere Zellen. Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer ist in Abb. 14 illustriert. Dargestellt ist schematisch ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im DHM. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege vom Grundwasser-eintritt bis zum Vorfluter dargestellt. Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder.

Eine Abschätzung der Grundwasserverweilzeiten nach dem hier verwendeten Modellansatz ist streng genommen nur für Lockergesteinsaquifere möglich. Im Festgestein liegen häufig keine laminaren Strömungsverhältnisse vor, so dass das Darcy'sche Gesetz, mit dem das Geschwindigkeitsfeld berechnet wurde, nicht angewendet werden kann. Für die Festgesteinsregionen stehen darüber hinaus keine flächendeckenden Datengrundlagen (Grundwassergleichenpläne) vor. Dies gilt meist auch für die Übergangsbereiche zwischen Fest- und Lockergesteinsbereich, in dem zum Teil sehr heterogene Verhältnisse vorliegen und in denen eine konsistente, regionaltypische Verweilzeitenmodellierung kaum möglich ist. Dennoch wurden, um zumindest eine grobe Abschätzung zu liefern, die Grundwasserverweilzeiten in den Festgesteinsregionen nach obigem Verfahren berechnet. Diese liefern dort jedoch nur einen groben Anhaltswert der tatsächlich auftretenden Grundwasserverweilzeiten. Dies spielt jedoch für die Gesamtaussage der hier durchgeführten Modellierung nur eine untergeordnete Rolle, da zum einen der Grundwasserabfluss in den Festgesteinsregionen eine meist nur untergeordnete Rolle spielt. Zum anderen kann die Denitrifikation in Festgesteinsaquifere im Allgemeinen vernachlässigt werden, so dass die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer von den Grundwasserverweilzeiten weitgehend unabhängig sind.

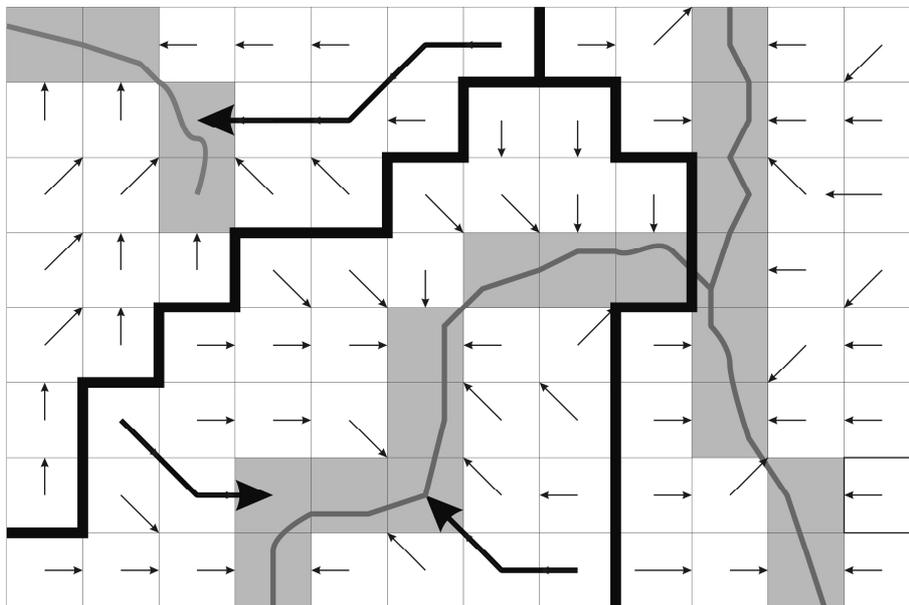
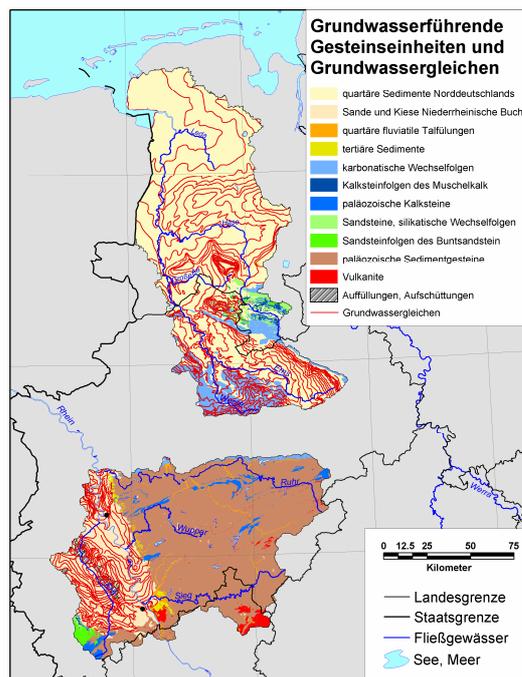


Abb. 14: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell.

4.2.1. Morphologie der Grundwasseroberfläche

Zur Analyse der Morphologie der Grundwasseroberfläche wurden Grundwassergleichenpläne verwendet. Diese werden bei Vorliegen einer ausreichend großen Anzahl von Grundwassermessstellen analog zu den Höhenlinien einer topographischen Karte erstellt. In Grundwassergleichenplänen sind Verbindungslinien gleicher (Standrohr-) Spiegelhöhen einer Grundwasserdruckfläche, die so genannten Grundwasserisohypsen, aufgetragen. Große laterale Abstände einzelner Grundwassergleichen sind typisch für schwach reliefierte Regionen (zum Beispiel Niederungsregionen) mit geringem Grundwassergefälle. Geringe laterale Abstände der Grundwassergleichen treten in Regionen mit ausgeprägtem Relief (zum Beispiel Endmoränenzüge) auf.

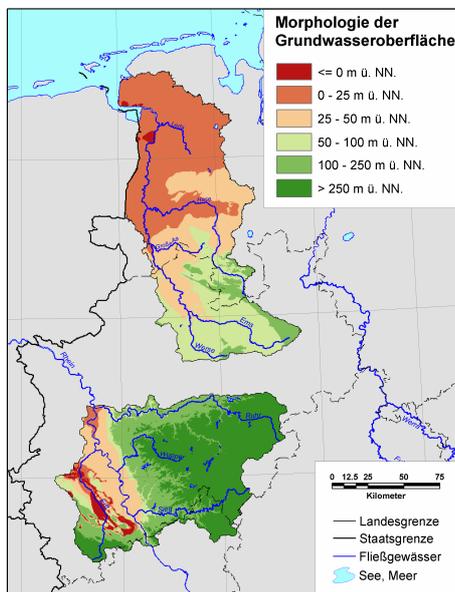
Die verwendeten Grundwassergleichen sind in Karte 21 dargestellt. Der Datensatz weist eine hohe Liniendichte auf, die eine hinsichtlich des Bearbeitungsmaßstabs gute Differenzierung der Grundwasserstände und damit der Fließdynamik im Aquifer ermöglicht. Zur Erstellung des Datensatzes musste auf verschiedene Datenquellen zurückgegriffen werden. Für die Teilgebiete des Bundeslandes Niedersachsen wurden die Grundwasserisohypsen der HÜK 200 im Maßstab 1:200000 verwendet. Die Konstruktion der Grundwassergleichen geht auf Messwerte von ca. 200 Grundwassermessstellen zurück, die im Rahmen des gewässerkundlichen Landesdienstes beobachtet und auf mittlere Wasserstandsverhältnisse bezogen wurden. Für die in Nordrhein-Westfalen gelegenen Teile des Untersuchungsgebietes wurden Angaben aus der Grundwassergleichenkarte 1:300.000 (GwK 300) verwendet, welche überwiegend die Grundwasserstände im Oktober 1973 wiedergibt.



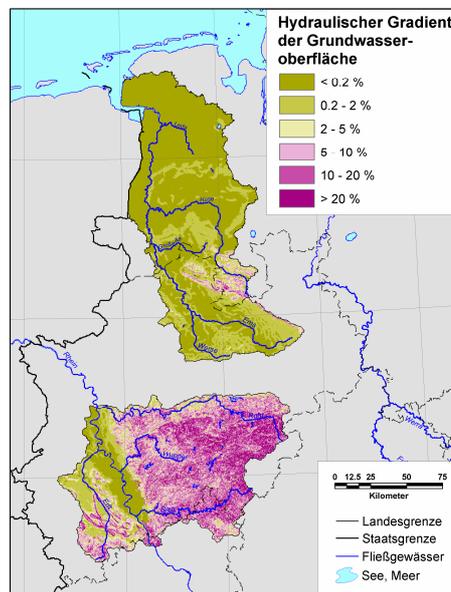
Karte 21: Grundwassergleichen zur Erstellung des Modells der Grundwassermorphologie und grundwasserführende Gesteinseinheiten.

Die hier verwendeten Grundwassergleichenpläne sind mit Maßstäben zwischen 1:200 000 bzw. 1:300 000 als Übersichtskarten konzipiert und bilden daher großräumige Grundwasserverhältnisse ab. Kleinräumige anthropogene Überprägungen, wie Absenkungs- und Entnahmebereiche durch Brunnen sind in den Grundwassergleichen nicht dargestellt. Der Einfluss von Grundwasserentnahmen auf die Strömungsverhältnisse in den Aquiferen kann daher nicht berücksichtigt werden. Flächendeckende Grundwassergleichenpläne höherer Auflösung lagen flächendeckend nicht vor. Es ist jedoch auch klar erkennbar, dass Angaben zu den Grundwasserständen nur für die Lockergesteinsbereiche vorliegen.

Zur Ableitung der wirksamen Vorfluter, Fließrichtungen und hydraulischen Gradienten werden Grundwasserstände für jede betrachtete Elementarzelle, d.h. jedes Rasterelement, benötigt. Diese Informationen liegen in dieser Form jedoch nicht vor, da die Grundwasserisohypsen lediglich Linien gleicher Grundwasserspiegelhöhe angeben. Für Flächenelemente zwischen den Linien sind die Grundwasserstände a priori nicht bekannt. Es ist daher notwendig, die Grundwassergleichen in ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche zu überführen, bei dem für jede Elementarfläche eine eindeutige Grundwasserspiegelhöhe definiert ist. Auf der Grundlage einer Reihe von Tests wurde hierzu eine „minimum curvature“ Interpolation der Grundwassergleichen verwendet. Hierbei



Karte 22: Morphologie der effektiven Grundwasseroberfläche.



Karte 23: effektiver hydraulischer Gradient.

werden die Punkte bekannter Grundwasserspiegelhöhen durch Polynome dritter Ordnung verbunden und die unbekanntes Grundwasserspiegelhöhen für jede Elementarzelle auf Basis der generierten Polynome interpoliert. Da für den gesamten Festgesteinsbereich der Teilgebiete des Rheins keine Grundwasserstandsdaten zur Verfügung standen, wurde dort davon ausgegangen, dass die Strömungsdynamik in der Auflockerungszone in guter Näherung parallel zur Geländeoberkante verläuft. Als Datengrundlagen wurden hierfür die digitalen Geländemodelle 1:50000 von Niedersachsen (Ems) und NRW (Rhein) verwendet.

Diese Datenquellen wurden zu einem flächendeckenden digitalen Geländemodell „effektive Grundwasseroberfläche“ zusammengefügt. Das Ergebnis ist in Karte 22 dargestellt. In den Lockergesteinsregionen bilden die Grundwasserstände die größtenteils im Pleistozän angelegten geologischen Struktureinheiten nach, so dass eine enge Wechselbeziehung zwischen Grundwassermorphologie und den glazialen Zyklen gegeben ist. So ist das im gesamten Norddeutschen Flachland auftretende Relief durch die Gletschervorstöße im Pleistozän geprägt, welche eine wechselvolle Hügel- und Tallandschaft entstehen ließen. Die Topographie der Grundwasseroberfläche folgt weitestgehend diesen Struktureinheiten. In der Niederrheinischen Bucht sind die durch Sümpfungsmaßnahmen des Tagebaus hervorgerufenen Absenkungstrichter der Grundwasseroberfläche deutlich erkennbar. Allgemein steigen die Werte von Norden nach Süden bis auf ein Höhenniveau von ca. 100 bis 250 m über N.N. an.

In Karte 23 sind die auf Basis der Morphologie der Grundwasseroberfläche berechneten hydraulischen Gradienten dargestellt. Im Einzugsgebiet der Ems ergeben sich überwiegend geringe bis sehr geringe hydraulische Gradienten, die nur selten Werte von 0,2 % übersteigen. Lediglich im Oberlauf der Ems werden höhere Gradienten berechnet. Auch in der Niederrheinischen Bucht treten überwiegend geringe Gradienten auf. Lediglich in den durch Sümpfungsmaßnahmen des Braunkohlentagebaus betroffenen Regionen ergeben sich höhere Gradienten, die 5 % und mehr betragen können. Für die Festgesteinsregionen ergeben sich deutlich höhere Gradienten von meist mehr als 5 %.

4.2.2. Grundwasserwirksame Vorfluter

Bei der Analyse des Weg-/Zeitverhaltens des Grundwassers wird der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Dazu ist es notwendig, den lateralen Wassertransport im Aquifer nach-

zubilden. Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist hierzu die zentrale Grundlage, da aus ihm die Fließrichtung und der hydraulische Gradient für jede Elementarzelle direkt bestimmt werden können. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade. Zunehmende Akkumulation dieser Fließpfade führt zu charakteristischen Fließkanälen, die ab einem bestimmten Akkumulationsgrad den grundwasserwirksamen Vorflutern entsprechen.

Digitale Höhenmodelle enthalten im Allgemeinen lokalisierte Senken und ebene Gebiete. Diese resultieren in den meisten Fällen aus der horizontalen und/oder vertikalen Auflösung des Höhenmodells, dem Interpolationsverfahren oder der verwendeten Datengrundlage. In Senken ist der tiefste Punkt der Morphologie erreicht, ohne das Wasser abfließen kann, während im Falle ebener Gebiete keine Strömungsrichtung ableitbar ist. Der Ableitung der Fließrichtungen muss daher ein Präprozessing der Höhendaten vorausgehen, in dem diese Sonderfälle eliminiert werden können. Die Fließrichtungen und Gradienten wurden nach dem D8-Konzept (Douglas, 1986) durch Berücksichtigung des größten Gradienten von der betrachteten Elementarzelle zu einer der benachbarten Zellen ermittelt („downslope flow routing concept“: Mark, 1984, Morris & Heerdegen, 1988). abgeleitet.

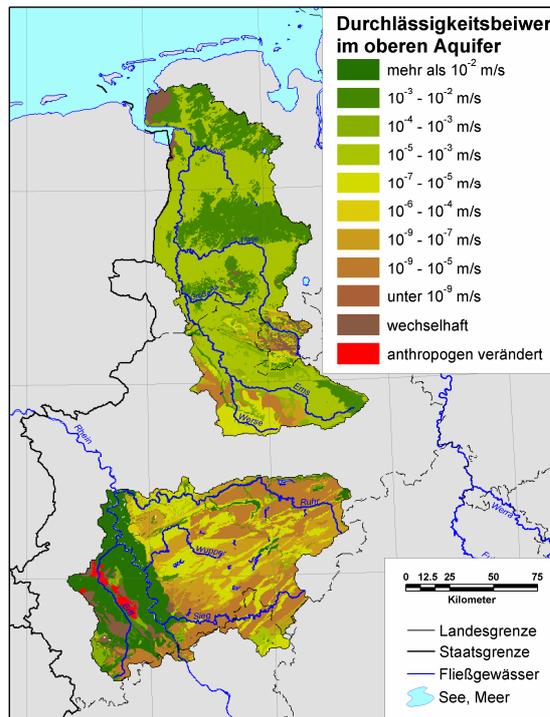
Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche wurde flächendeckend hinsichtlich der lateralen Fließdynamik ausgewertet. Zur Überprüfung wurden die abgeleiteten Fließkanäle mit dem Gewässernetz verglichen und die Vorfluter des Gewässernetzes als grundwasserwirksam ausgewiesen, wenn dies aus der Analyse des Höhenmodells eindeutig hervorging.

Für einige Regionen, insbesondere Niederungsregionen, muss berücksichtigt werden, dass das Grundwasser flächenhaft empor quillt. Die oben diskutierte Betrachtung der Fließwege bis hin zum regional grundwasserwirksamen Vorfluter würde für die betreffenden Regionen zu unrealistisch hohen Grundwasserverweilzeiten führen. Durch den massiven aufwärts gerichteten Wasserstrom kommt es hier zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung, so dass Grundwasserverweilzeiten im Sinne der obigen Betrachtungsweise nicht auftreten. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass hier das versickerte Niederschlagswasser innerhalb relativ kurzer Zeiträume in die Vorfluter einspeist. Um dies zumindest tendenziell zu berücksichtigen, wurden in diesen Gebieten, neben den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche identifizierten regional grundwasserwirksamen Vorflutern, auch kleine Vorfluter als grundwasserwirksam berücksichtigt. Grundlage hierfür war das Gewässernetz des DLM25 der Landesvermessungsämter.

4.2.3. Durchlässigkeitsbeiwert

Für die Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit werden, neben den sich aus der Grundwassermorphologie abgeleiteten hydraulischen Gradienten, auch die hydromechanischen Kenngrößen Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) und nutzbarer Hohlraumanteil (n_f) benötigt. Diese Größen wurden auf Basis der bundesweit digital erstellten Hydrogeologischen Karte 1:200.000 abgeleitet. Hierzu standen für das Bundesland NRW die HÜK 100 mit Angaben zum oberen Grundwasserleiter und für das Bundesland Niedersachsen die HÜK 200 zur Verfügung. In beiden Kartenwerken sind flächendifferenziert unter anderem Durchlässigkeitsspannweiten im Aquifer angegeben. Diese sind flächendifferenziert in Karte 24 dargestellt.

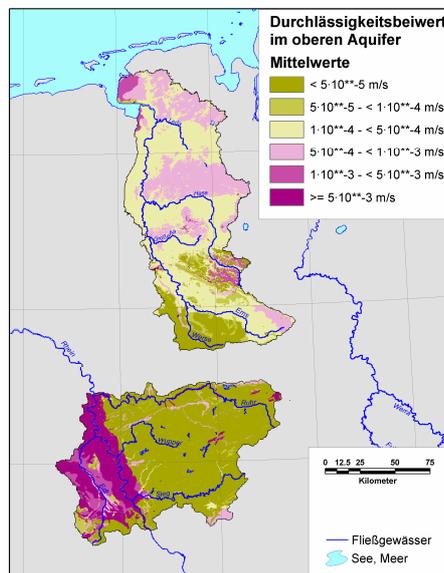
Formal gesehen ist der Durchlässigkeitsbeiwert eine Proportionalitätskonstante, die angibt, in welchem Maße sich die Filtergeschwindigkeit ändert, wenn der hydraulische Gradient variiert. Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter hingegen stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar, da er die Leitfähigkeit des durchströmten Mediums charakterisiert. Aus diesen Gründen wird die Durchlässigkeit der Grundwasserleiter insbesondere in Gebieten wasserwirtschaftlich bedeutender Grundwasservorkommen intensiv, meist durch Pumpversuche oder aus der Korngrößenanalyse repräsentativer Korngrößengemische, untersucht. In Abhängigkeit von der Durchlässigkeit werden die grundwasserführenden Gesteinseinheiten in Grundwasserleiter, Grundwasserhemmer und Grundwasser-nichtleiter klassifiziert (Jordan & Weder, 1995). Nur die grundwasserführenden Gesteinseinheiten mit k_f -Werten oberhalb von 10^{-5} m/s sind Grundwasserleiter im eigentlichen Sinne und erlauben eine signifikante wasserwirtschaftliche Nutzung.



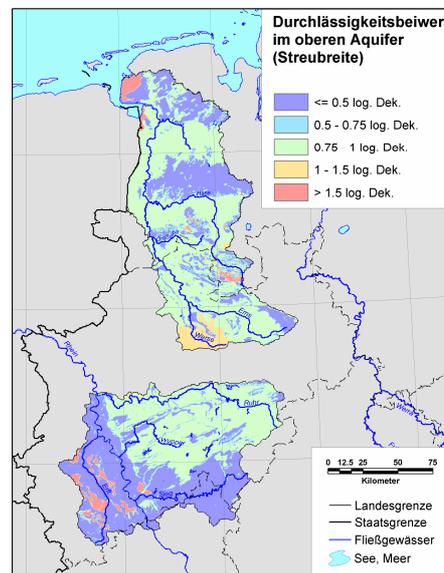
Karte 24: Spannweiten der Durchlässigkeiten.

Der Durchlässigkeitsbeiwert wird durch die Form, Größe und den Ungleichförmigkeitsgrad der Sedimentpartikel sowie durch das Fluid selbst bestimmt. Er wächst proportional zur Querschnittsfläche des wirksamen Korndurchmessers, der wiederum in komplexer Weise von der Korngrößen- und Kornformverteilung abhängt. In den für die Verweilzeitenmodellierung betrachteten Porengrundwasserleitern ist die Korngröße, speziell der Feinkornanteil, maßgeblich für die Durchlässigkeit einer grundwasserführenden Gesteinseinheit. Je geringer der Feinkornanteil ist, desto besser kann im Allgemeinen ein Gestein unter Einwirkung eines Potential- oder Druckgefälles vom Wasser durchströmt werden. Die glaziofluviatilen Sedimente (Talsande, Sander) weisen in der Regel einen geringeren Feinkornanteil auf als glaziale Sedimente (Moränen) und sind häufig besser sortiert. Aufgrund der gleichförmigeren Zusammensetzung des Korngemisches haben sie deshalb im Allgemeinen höhere und meistens auch homogenere Durchlässigkeiten als die Moränen. Dies ist auch in Karte 24 deutlich erkennbar.

Hydrogeologische Gebietsparameter weisen im Allgemeinen große räumliche Variabilitäten auf. Diese führen dazu, dass auch die hieraus berechneten Abstandsgeschwindigkeiten und Grundwasserverweilzeiten große räumliche Variabilitäten aufweisen können. Für die Interpretation der Modellergebnisse ist es daher erforderlich, diese Variabilitäten bei der Modellierung explizit zu berücksichtigen. In-



Karte 25: Mittelwerte der Durchlässigkeitsbeiwerte in den Aquifere-n.



Karte 26: Streubreiten der Durchlässigkeitsbeiwerte in den Aquifere-n in log. Dekaden.

nerhalb des WEKU-Modells erfolgt dies durch Betrachtung von Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Modellparameter. Der Vorteil dieses stochastischen Modellansatzes besteht unter anderem darin, beurteilen zu können, wie berechnete Mittelwerte im Hinblick auf die Variabilitäten der zu Grunde liegenden Gebietsparameter interpretiert werden können und mit welchen Abweichungen zu rechnen ist.

In einer Reihe von Untersuchungen wurden sowohl im Locker- als auch im Festgestein lognormalverteilte Durchlässigkeitsbeiwerte beobachtet (siehe zum Beispiel Freeze & Smith, 1975, Dagan, 1984, Einsele, 1979, Wendland et al., 1993). Dies ist eine Folge der natürlichen Inhomogenitäten im Gestein und der komplexen Wechselwirkung von Durchlässigkeit und der Form, Größe und dem Ungleichförmigkeitsgrad der durchflossenen Partikel. (Freeze & Cherry, 1979). Die Lognormalverteilung ist eine aus der Normalverteilung abgeleitete Verteilung, die in der Natur dann auftritt, wenn sich mehrere statistisch verteilte Größen multiplikativ überlagern. Sie wird wie die Normalverteilung durch zwei Parameter, Median und Streubreite, charakterisiert. Diese können aus den in Karte 24 dargestellten Spannbreiten direkt abgeleitet werden (Kunkel, 1994, Kunkel et al., 1999a), so dass man als Ergebnis die in Karte 25 und Karte 26 dargestellten mittleren Durchlässigkeiten bzw. deren Streuung in logarithmischen Dekaden erhält.

Die Mittelwerte zeigen deutliche Unterschiede zwischen Festgesteinsaquiferen mit Durchlässigkeitsbeiwerten unter 10^{-5} m/s und Lockergesteinsaquiferen mit Durchlässigkeiten von meist oberhalb von 10^{-4} m/s. Die Niederrheinische Bucht mit sehr hohen mittleren Durchlässigkeiten hebt sich klar von den anderen Gesteinseinheiten ab. Die Streubreiten zeigen ein sehr heterogenes Bild. Abhängig von den Spannbreiten ergeben sich hier Streubreiten zwischen 0,5 logarithmischen Dekaden und mehr als 1,5 logarithmischen Dekaden in Regionen mit sehr heterogener Grundwasserführung, z.B. in den Karstregionen.

4.2.4. *Nutzbarer Hohlraumanteil*

Eine Bewegung des Grundwassers im Aquifer ist nur möglich, wenn zusammenhängende Hohlräume vorhanden sind. Je größer der Hohlraumanteil eines Gesteins ist, desto besser kann das Grundwasser durch den Aquifer strömen. Der Gesamthohlraumanteil eines Grundwasserleiters ist eine dimensionslose Größe und entspricht dem Verhältnis von Hohlraumvolumen und Gesamtvolumen des Aquifers. Als nutzbaren Hohlraumanteil bezeichnet man den Anteil des Gesamthohlraums, der nicht durch adhäsiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht.

Die größten nutzbaren Hohlraumanteile liegen bei Grobsanden und Feinkiesen vor. Dieser Korngrößenbereich weist auch die größten Durchlässigkeiten auf. In feinkörnigen Sedimenten treten aufgrund der geringeren Größe der intergranulären Hohlräume und der Bildung von Haftwasserfilmen auf den Kornoberflächen deutlich geringere nutzbare Hohlraumanteile auf. Daneben weisen aber zum Beispiel auch kiesige Flussablagerungen, die häufig aus Mischungen und Wechselagerungen von Kies, Sand und Schluff bestehen, geringere nutzbare Hohlraumanteile auf, als zum Beispiel gut sortierte Mittelsande.

In Lockergesteinsaquiferen, bei denen die Bewegung des Wasser an Poren Hohlräume gebunden ist, wird der nutzbare Hohlraumanteil durch die Packungsdichte, die Form und Anordnung der Körner sowie die Korngrößenverteilung bestimmt. Diese Parameter entsprechen weitgehend den Größen, die auch für die Durchlässigkeitsbeiwerte maßgeblich sind. Zumindest für Porenaquifere kann daher eine Korrelation zwischen Durchlässigkeit und nutzbarem Hohlraumvolumen erwartet werden. Diese Korrelation ist qualitativ für Lockergesteinsaquifere durch eine Vielzahl von Untersuchungen nachgewiesen worden. Obwohl keine allgemeingültigen Beziehungen zwischen nutzbaren Hohlraumanteilen und Durchlässigkeitsbeiwerte existieren, lassen sich für Lockergesteinsaquifere zumindest Richtwerte abschätzen. Diese Abschätzung ist detailliert in Kunkel (1994) sowie Kunkel et al. (1999a) erläutert und wird soll an dieser Stelle lediglich kurz skizziert werden.

Es wird eine exponentielle Beziehung zwischen Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil angesetzt (Ahuja et al., 1988):

$$k_f = B \cdot n_f^n \quad \text{Gl. 11}$$

Nach Logarithmierung und Hinzufügen einer Fehlerverteilung ξ um den Nullpunkt mit Varianz τ^2 zur Berücksichtigung des stochastischen Charakters der Beziehung erhält man

$$K = r \cdot N + b + \xi(0, \tau^2) \quad \text{Gl. 12}$$

wobei gilt: $K = \ln(k_f)$ und $N = \ln(n_f)$. Die Koeffizienten r , $b = \ln(B)$, und τ können durch Anpassung von Gl. 14 an beobachtete Werte der k_f - n_f Beziehung ermittelt werden. Hierzu wurden Ergebnisse der Angaben von Marotz (1968), Ahuja et al. (1988) und Busch & Luckner (1973) verwendet.

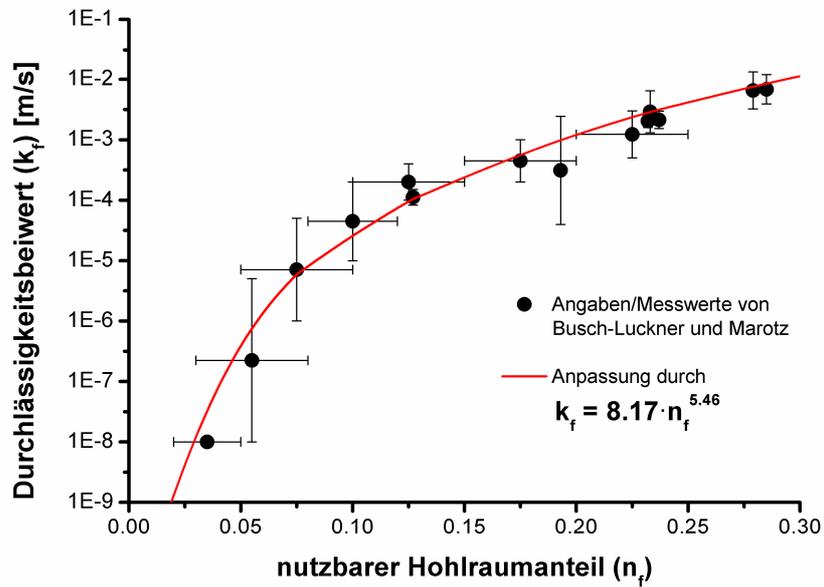
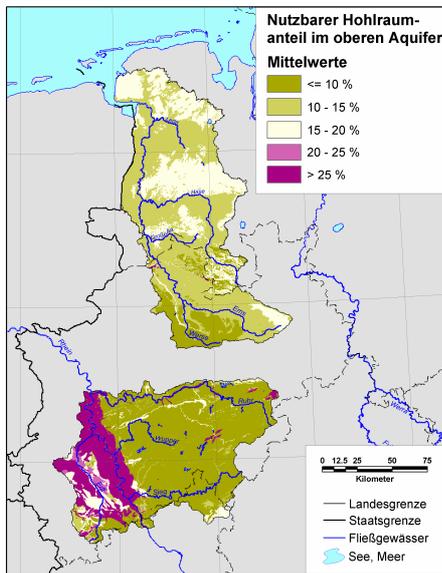
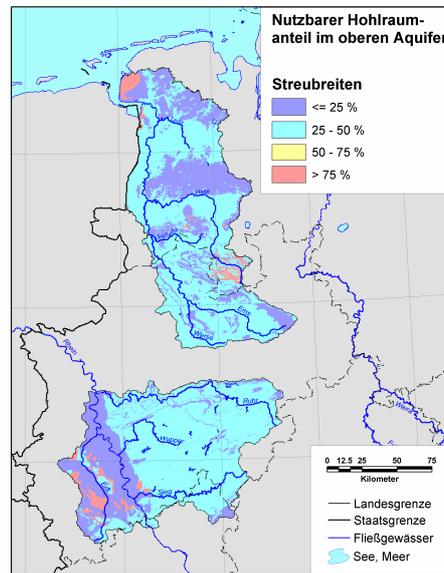


Abb. 15: Abhängigkeit von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil (Quelle: Kunkel et al., 1999a).



Karte 27: Mittelwerte der nutzbaren Hohlraumanteile in den Aquiferen.



Karte 28: Relative Streubreiten der nutzbaren Hohlraumanteile in den Aquiferen.

Das Ergebnis dieser Anpassung ist in Abb. 15 dargestellt. Der lineare Korrelationskoeffizient von $r=0,98$ dokumentiert, dass der gewählte Ansatz die Daten hinreichend genau beschreibt. Für die Parameter r und B ergeben sich $r=5,5$ bzw. $B=8,17$. Auf Basis der mittleren quadratischen Abweichung der Messwerte von der angepassten Kurve wurde die Breite der Fehlerverteilung zu $\tau=0,47$ abgeschätzt.

In Karte 27 sind die auf diese Weise berechneten mittleren nutzbaren Hohlraumanteile flächendifferenziert dargestellt. Es wird deutlich, dass in den Lockergesteinsregionen des Emseinzugsgebietes nutzbare Hohlraumanteile zwischen 10 und 20 % vorherrschen. In der Niederrheinischen Bucht treten mit mehr als 25 % die größten nutzbaren Hohlraumanteile auf. In den Festgesteinsregionen sind nutzbare Hohlraumanteile von weniger als 10 % typisch. Die in Karte 28 dargestellten relativen Streubreiten der nutzbaren Hohlraumanteile liegen in den meisten Fällen bei weniger als 25-50 %. Sie treten damit deutlich gegen die Streubreiten der Durchlässigkeitsbeiwerte, die im Bereich von Größenordnungen liegen, zurück.

4.2.5. Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers

Die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert die Bewegung eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten in der Fließrichtung des Grundwassers. Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Kenngrößen sind der Durchlässigkeitsbeiwert k_f , der nutzbare Hohlraumanteil n_f und der hydraulische Gradient ∇_j (siehe Gl. 10). Alle Eingabegrößen, die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigt werden, können als statistisch verteilte Größen betrachtet werden. Das bedeutet, dass alle Parameter charakteristische Wahrscheinlichkeitsverteilungen aufweisen, die wiederum durch ihre Kenngrößen (Mittelwert, Median, Streubreiten etc.) charakterisiert werden können.

Durch Logarithmierung von Gl. 9 und Umformung von Gl. 12 nach N ergibt sich mit $J=\ln(\nabla_j)$:

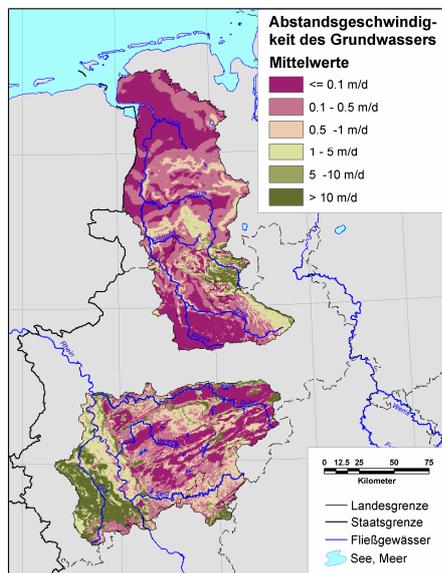
$$V = \ln(v_a) = K - N + J = K \left(1 - \frac{1}{r}\right) + \frac{b}{r} + J + \frac{1}{r} \xi(0, \tau^2) \quad \text{Gl. 13}$$

Die Wahrscheinlichkeitsverteilung von V folgt einer Normalverteilung mit folgendem Mittelwert und Varianz:

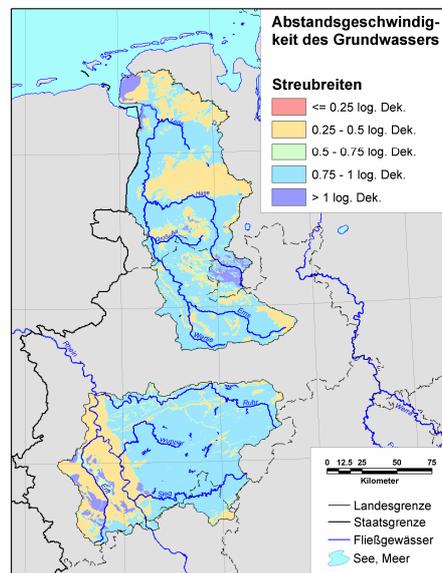
$$\mu_V = \mu_K \left(1 - \frac{1}{r}\right) + \frac{b}{r} + \mu_J \quad \text{Gl. 14}$$

$$\sigma_V^2 = \sigma_K^2 \left(1 - \frac{1}{r}\right)^2 + \frac{\tau^2}{r^2} + \sigma_J^2 \quad \text{Gl. 15}$$

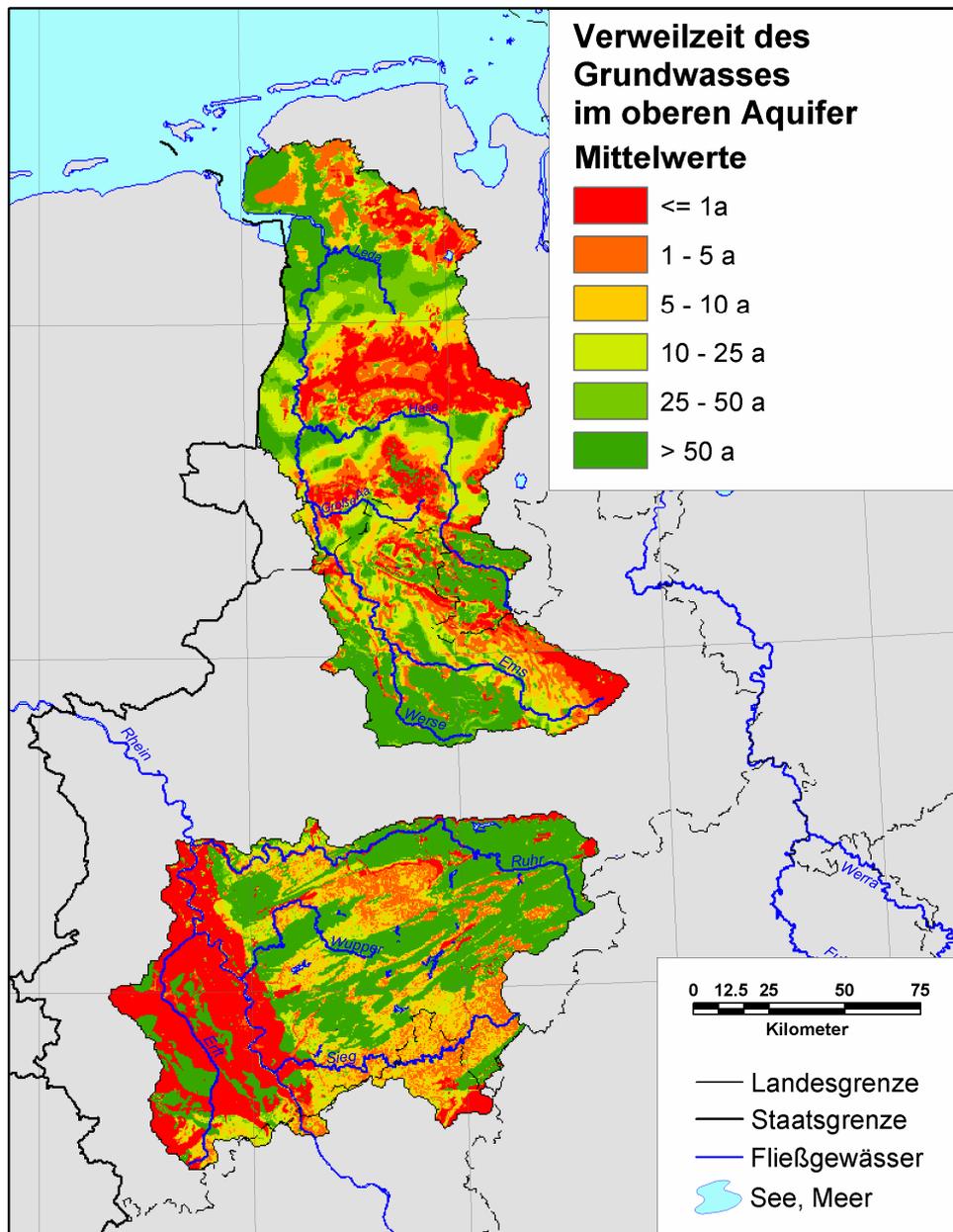
Die auf diese Weise berechneten mittleren Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers im oberen Grundwasserleiter sind in Karte 29 dargestellt. Die Werte umfassen eine Spannweite zwischen weniger als 0,1 m/d und mehr als 10 m/d. Geringe Abstandsgeschwindigkeiten von 0,5 m/d und weniger ergeben sich für den küstennahen Nordwestteil und die Niederungsregionen des Emsgebietes. Grund hierfür sind überwiegend die geringen hydraulischen Gradienten. In der Niederrheinischen Bucht dahingegen sind die Abstandsgeschwindigkeiten aufgrund höherer Gradienten und höherer Durchlässigkeitsbeiwerte der Aquifere deutlich höher. In den Festgesteinsregionen treten meist Werte unter 0,5 m/d auf. Die in Karte 30 dargestellten relativen Streubreiten der Abstandsgeschwindigkeiten folgen weitestgehend den Streubreiten der Durchlässigkeitsbeiwerte. Sie liegen im allgemeinen zwischen 0,25 und 1 logarithmischer Dekade.



Karte 29: Mittelwerte der Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers.



Karte 30: Relative Streubreiten der Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers.



Karte 31: Mittlere Verweilzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer.

4.2.6. Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer

Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserverweilzeiten sind in Karte 31 dargestellt. Aufgetragen ist jeweils die Zeit, die das Grundwasser benötigt, um vom Ort der Einsickerung in den Grundwasserraum bis zum jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zu gelangen. Die sich ergebenden Verweilzeiten sind im Ausgangselement dargestellt. Die große Spannweite der Grundwasserverweilzeiten zwischen weniger als 1 Jahr und mehr als 50, zum Teil mehr als 250 Jahren, ist zu erkennen. Geringe Verweilzeiten ergeben sich generell für Regionen in Vorfluternähe, mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten (Festgesteinsregionen). Die Streubreiten der berechneten Grundwasserverweilzeiten orientieren sich stark an den Abstandsgeschwindigkeiten (Karte 30) und liegen damit im Bereich von 0,25 bis 1 log. Dekaden.

In den Teilgebieten des Rheins treten die unterschiedlichen lithologischen Formationen deutlich hervor. In der Niederrheinischen Bucht dominieren geringe bis sehr geringe Grundwasserverweilzeiten. Ursache hierfür sind in erster Linie die hohen Durchlässigkeiten und die hohen hydraulischen Gradienten. In den Festgesteinseinheiten des Rheinischen Schiefergebirges werden aufgrund der meist geringen Durchlässigkeiten sehr viel höhere Grundwasserverweilzeiten von 25 Jahren und mehr berechnet. Geringere Verweilzeiten sind in der Regel mit einer hohen Gewässernetzdichte und mit geringen Fließstrecken im Aquifer verbunden.

Auch im Einzugsgebiet der Ems treten sehr unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten auf. Besonders kurze Verweilzeiten ergeben sich für den Quellbereich der Ems an den Abhängen des Teutoburger Waldes sowie für die Geestregionen. Mit hohen Verweilzeiten muss generell in den Niederungsregionen mit geringen hydraulischen Gradienten und den Festgesteinsregionen mit geringen Durchlässigkeiten gerechnet werden.

Es sei betont, dass sich die dargestellten Verweilzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt beispielsweise in Gebieten, in denen mächtige bindige Deckschichten an der Oberfläche anstehen, der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 30 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

4.3. Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer wird durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben:

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl. 16}$$

mit: $N(t)$: Nitratgehalt im Grundwasser nach der Verweilzeit t
 t : Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer
 k_n : Denitrifikationskonstante

Die Lösung der Differentialgleichung für den Anfangswert $N(t=0)=N_0$ ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl. 17}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehaltes im Grundwasser exponentiell mit der Verweilzeit im Grundwasser zur Folge. Wie auch schon bei den Grundwasserverweilzeiten erfordert die Berechnung der grundwasserbürtigen N-Austräge die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des N-Abbaus erfolgt analog zur Verweilzeitenberechnung auf Rasterbasis, so dass sich der N-Gehalt nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserverweilzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Die Denitrifikationsbedingungen in den Grundwasser führenden Gesteinseinheiten wurden auf Basis von Grundwasseranalysen qualitativ ermittelt, wobei in drei Stufen (schlechte, mittlere und gute Abbaubedingungen) unterschieden wurde. Für Gesteinseinheiten mit guten Abbaubedingungen können auf Basis einer Reihe von Untersuchungen Werte für die Denitrifikationskonstante abgeleitet werden. Aus den Arbeiten von Böttcher et al. (1989) im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen $0,34$ und $0,56 \text{ a}^{-1}$ ableiten, was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen $1,2$ und $2,1$ Jahren entspricht. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $k_n \approx 0,17 \text{ a}^{-1}$, wobei der Autor davon ausgeht, dass der Nitratumsatz mit leicht metabolisierbarem Kohlenstoff in unge-

störten Grundwasserleitern schneller abläuft (Faktor 2) als ein Nitratumsatz mit reduzierten Schwefelverbindungen. Leicht metabolisierbare Kohlenstoffe treten nach Rohmann & Sontheimer (1985) in vielen Grundwasserleitern jedoch häufig in nur geringen Konzentrationen auf, und/oder sind, wie Obermann (1981) am Beispiel des Wasserwerks Mussum zeigen konnte, durch den gestiegenen Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter bereits weitgehend verbraucht. Neuere Untersuchungen von Walther et al. (2003) im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen $0,2 \text{ a}^{-1}$ und $0,5 \text{ a}^{-1}$. Für die hier betrachteten reduzierten Aquifere wurde daher von einer Denitrifikationskonstante von $k_n=0,34\pm 0,1 \text{ a}^{-1}$ ausgegangen.

Um den Einfluss der Unsicherheiten bei der Bestimmung der Denitrifikationskonstante und den Grundwasserverweilzeiten berücksichtigen zu können, wurde der bereits bei der Betrachtung der Grundwasserverweilzeiten verfolgte Ansatz erweitert. Vergleicht man die Streubreiten der Größen, die zur Modellierung der Denitrifikation notwendig sind, so stellt man fest, dass die Unsicherheiten der Denitrifikationskonstante bzw. der Fließstrecke deutlich gegen die der Abstandsgeschwindigkeiten zurücktreten. Es wurde bereits dargelegt, dass die Abstandsgeschwindigkeiten als lognormalverteilte Größe beschrieben wurde, so dass der Exponentialterm ($k_n \cdot t$) in Gl. 15 ebenfalls als (annähernd) lognormalverteilt betrachtet werden kann. Die Verteilung des Nitratgehalts in einer Rasterzelle als Funktion der Verweilzeit kann daher folgendermaßen beschrieben werden (Kunkel, 1994):

$$f(w) = \frac{-1}{\sqrt{2\pi} \cdot w \cdot \ln(w) \cdot \sigma_{KT}} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left[\frac{\ln(-\ln(w)) - \mu_{KT}}{\sigma_{KT}} \right]^2 \right] \quad \text{Gl. 18}$$

Wobei gilt:

$$\begin{aligned} w &= \frac{N(t)}{N_0} \\ \mu_{KT} &= \ln(k_n \cdot t) - 0.5 \cdot \sigma_{KT}^2 \\ \sigma_{KT}^2 &= \ln \left[\left(\frac{\sigma_{k_n}^2}{k_n^2} + 1 \right) \cdot \left(\frac{\sigma_t^2}{t^2} + 1 \right) \right] \end{aligned} \quad \text{Gl. 19}$$

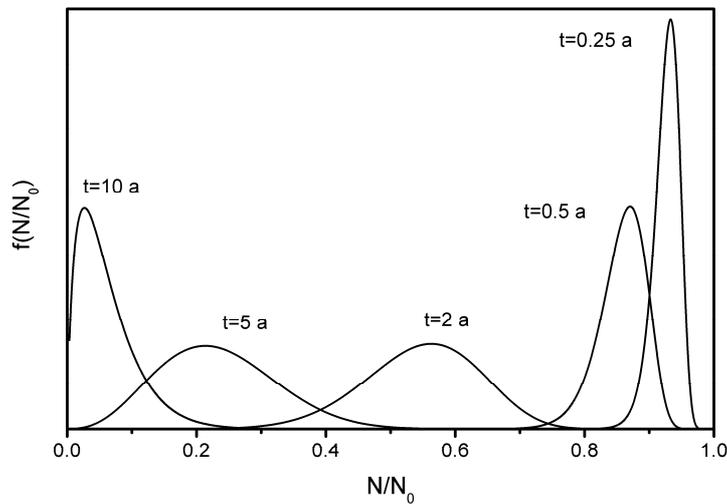
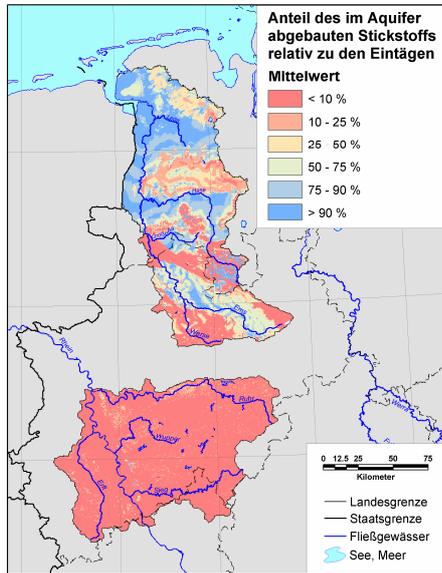


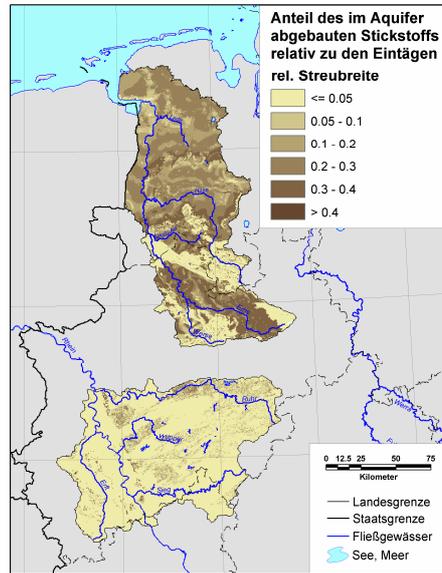
Abb. 16: Verlauf der Verteilung der N-Gehalte im Grundwasser für unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten nach Berücksichtigung der Streubreiten der Eingabegrößen nach Gl. 19 und Gl. 20 für $k_n=0,34\pm 0,1$ a⁻¹ und $\sigma_t=0,2$ log. Dekaden.

In Abb. 16 ist der Verlauf der Verteilung der Nitratgehalte nach verschiedenen Grundwasserverweilzeiten exemplarisch für gute Abbaubedingungen ($k_n=0,34\pm 0,1$ a⁻¹) und einer Streuung der Grundwasserverweilzeiten von 0,2 logarithmischen Dekaden dargestellt. Bei sehr geringen Verweilzeiten von $t=0,25$ a ist der verbleibende N-Gehalt im Grundwasser (erwartungsgemäß) noch sehr hoch; die Breite der Verteilung ist relativ schmal. Mit steigender Verweilzeit nimmt der N-Gehalt im Grundwasser zwar ab, aufgrund der Unsicherheiten in der Denitrifikationskonstante und der Verweilzeit nimmt die Breite der Verteilung deutlich zu. Erst bei großen Verweilzeiten, nach denen der überwiegende Anteil des Nitrats abgebaut wurde, nimmt der Einfluss der Streuung der Eingabegrößen wieder ab.

Der Nitratabbau nach Gl. 16-19 ist vom absoluten N-Gehalt unabhängig; quantifiziert wird jeweils der Anteil des im Aquifer denitrifizierten Stickstoffs. In Karte 32 und Karte 33 sind als Ergebnis die Mittelwerte und Streubreiten der nach Denitrifikation verbleibenden N-Gehalte relativ zu den Einträgen in das Grundwasser jeweils für die Ausgangsrasterelemente dargestellt. In den Teilgebieten des Rheins ist die Denitrifikation im Aquifer vernachlässigbar, was direkt auf die dort sehr ungünstigen Denitrifikationsbedingungen zurückzuführen ist. Im Einzugsgebiet der Ems ergibt sich ein wesentlich detaillierteres Bild. In den Gebieten, in denen eine Denitrifikation im Aquifer möglich ist, werden, können in Abhängigkeit von den Verweilzeiten im Aquifer große Anteile des eingetragenen Nitrats, abge-



Karte 32: Mittlerer Anteil des im Aquifer abgebauten Stickstoffs relativ zu den Einträgen in den Aquifer.



Karte 33: Relative Streubreiten des im Aquifer abgebauten Stickstoffs relativ zu den Einträgen in den Aquifer.

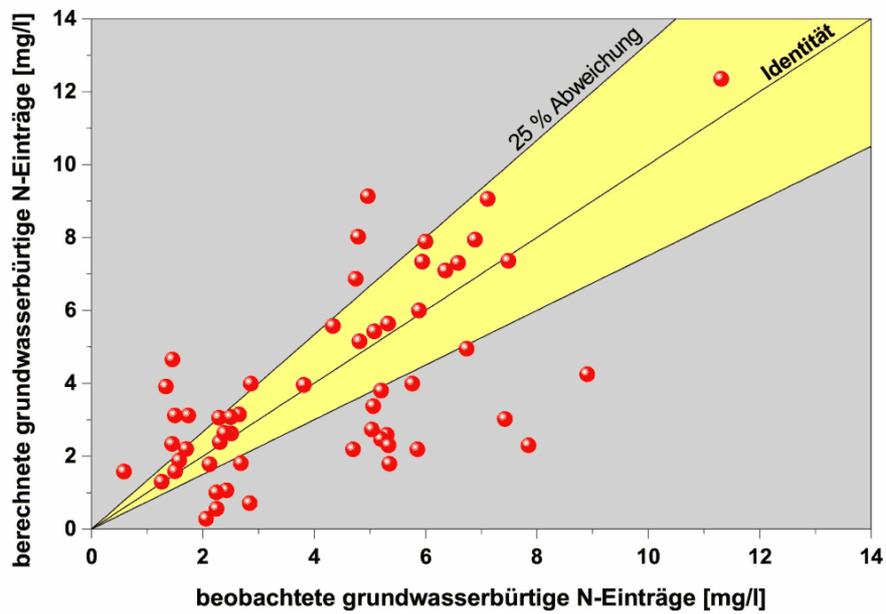


Abb. 17: Vergleich der berechneten grundwasserbürtigen Nitratreinträge in die Vorfluter mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Vorfluter.

baut werden. Lediglich in den Festgesteinsregionen und den Geestgebieten mit geringen Grundwasserverweilzeiten bleibt der Anteil des abgebauten Nitrats unter 25 % der eingetragenen Menge. Die berechneten relativen Streubreiten des denitrifizierten Anteils liegen für Gebiete mit signifikanter Denitrifikation im Bereich von etwa 0,1 bis 0,74. Die für Gebiete mit vernachlässigbarer Denitrifikation berechneten relativen Streubreiten von 0,1 und weniger dürften jedoch die tatsächlichen Streubreiten unterschätzen.

Um die Validität der Modellrechnungen zu überprüfen, wurden die für die aktuelle Situation (1999) berechneten N-Austräge mit beobachteten N-Konzentrationen in den Oberflächengewässern verglichen (Behrendt et al., 2000, 2002). davon ausgegangen, dass die Nitratkonzentrationen im Vorfluter bei Niedrigwasserabflussbedingungen im Winterhalbjahr (bei Temperaturen unterhalb 5° C) ausschließlich durch die grundwasserbürtigen Nitrateinträge bedingt sind (vgl. Abb. 17). Es wird deutlich, dass relativ kleine Unterschiede zwischen den berechneten und den modellierten Werten auftreten. Wie die Abbildung zeigt, wird dieser zum Teil sehr hohe Abbau im Grundwasserleiter von dem angewendeten Ansatz quantitativ nachgebildet. Dies bestätigt die gewählte Methodik.

5

Quantifizierung der Nitrateinträge in die Oberflächengewässer

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer ist immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Für die diffusen Nitrateinträge, die unter anderem aus überschüssigen Düngermengen aus der Landwirtschaft resultieren, ist insbesondere der unterirdische Abfluss von Bedeutung. Gekoppelt an die unterschiedlichen Abflusskomponenten gelangen die Nährstoffe mit unterschiedlicher Zeitverzögerung nach ihrem Eintrag bzw. ihrer Freisetzung in die Oberflächengewässer. Auf ihrem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum, aber auch im Flusslauf unterliegen die Stoffe chemischen, physikalischen und biologischen Dispersions-, Rückhalte-, Umwandlungs- und Abbauprozessen. Durch Rückhalteprozesse (Retention) können die Stoffbelastungen unterliegender Gewässersysteme je nach Standortbedingung deutlich verringert werden, sofern die Rückhaltekapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht überschritten wird. Eine vollständige Schadstoffbeseitigung aus dem Wasserkreislauf ist nur durch chemischen oder biologischen Abbau möglich.

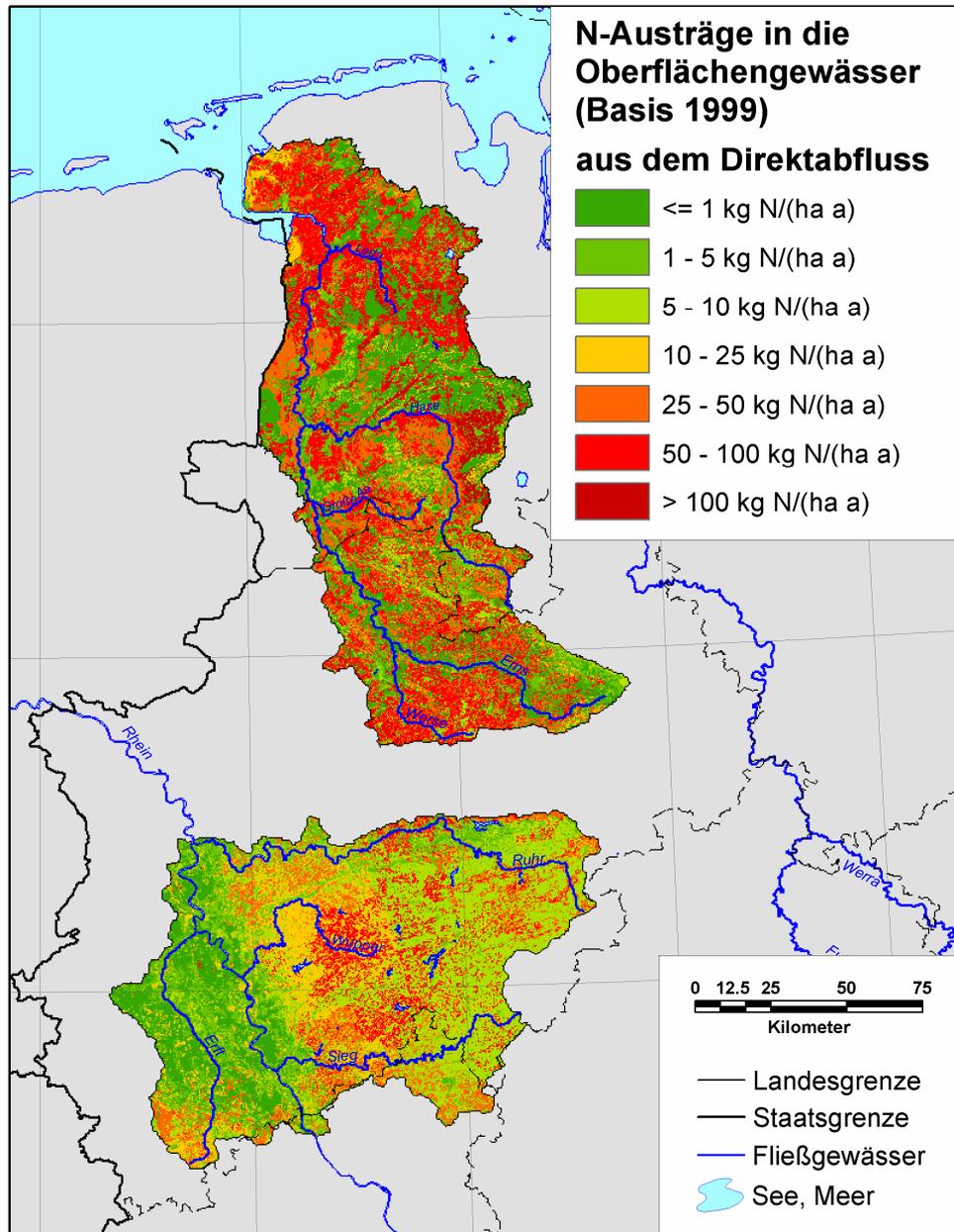
In den letzten Kapiteln wurde die Modellierung des Stofftransports im Boden und Grundwasser beschrieben bzw. diskutiert. Die hierbei zentralen Komponenten sind zum einen der Stofftransport selbst bzw. die Stoffumwandlung im Boden und Grundwasser sowie die relevanten Wasserhaushaltskomponenten Direktabfluss und Basisabfluss. Nachdem diese Größen modellhaft beschrieben wurden, werden im Folgenden die Ergebnisse der Modellierung zusammengefasst und die N-Austräge in die Oberflächengewässer über die jeweiligen Austragspfade quantifiziert und diskutiert.

Eine wichtige Grundlage für die Modellierung des Stickstofftransports und Stickstoffabbaus sind die tatsächlich in den Boden eingetragenen Stickstoffüberschüsse. Die wesentlichen Quellen hierfür sind die atmosphärische Deposition, die Netto-Mineralisation der Böden aufgrund von Grundwasserabsenkungen und die Stickstoffüberschüsse durch die landwirtschaftliche Nutzung der Böden. Die von FAL mit dem RAUMIS-Modell berechneten Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft repräsentieren die Stickstoffmengen, die potenziell in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer gelangen können. Die N-Überschüsse der Landwirtschaftsflächen werden hierbei auf der Basis agrarstatistischer Daten für administrative Einheiten (Landkreise, Gemeinden) berechnet (siehe Karte 10). Nach Disaggregation hinsichtlich der Landnutzung und Berücksichtigung der N-Einträge für die nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen ergeben sich für das Basisjahr 1999 als Mittel über die Einzugsgebiete N-Überschüsse im den Boden von $30,2 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Rhein) bzw. $86,3 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Ems) (siehe auch Karte 11). Die N-Austräge aus dem Boden nach Berücksichtigung der Denitrifikation im

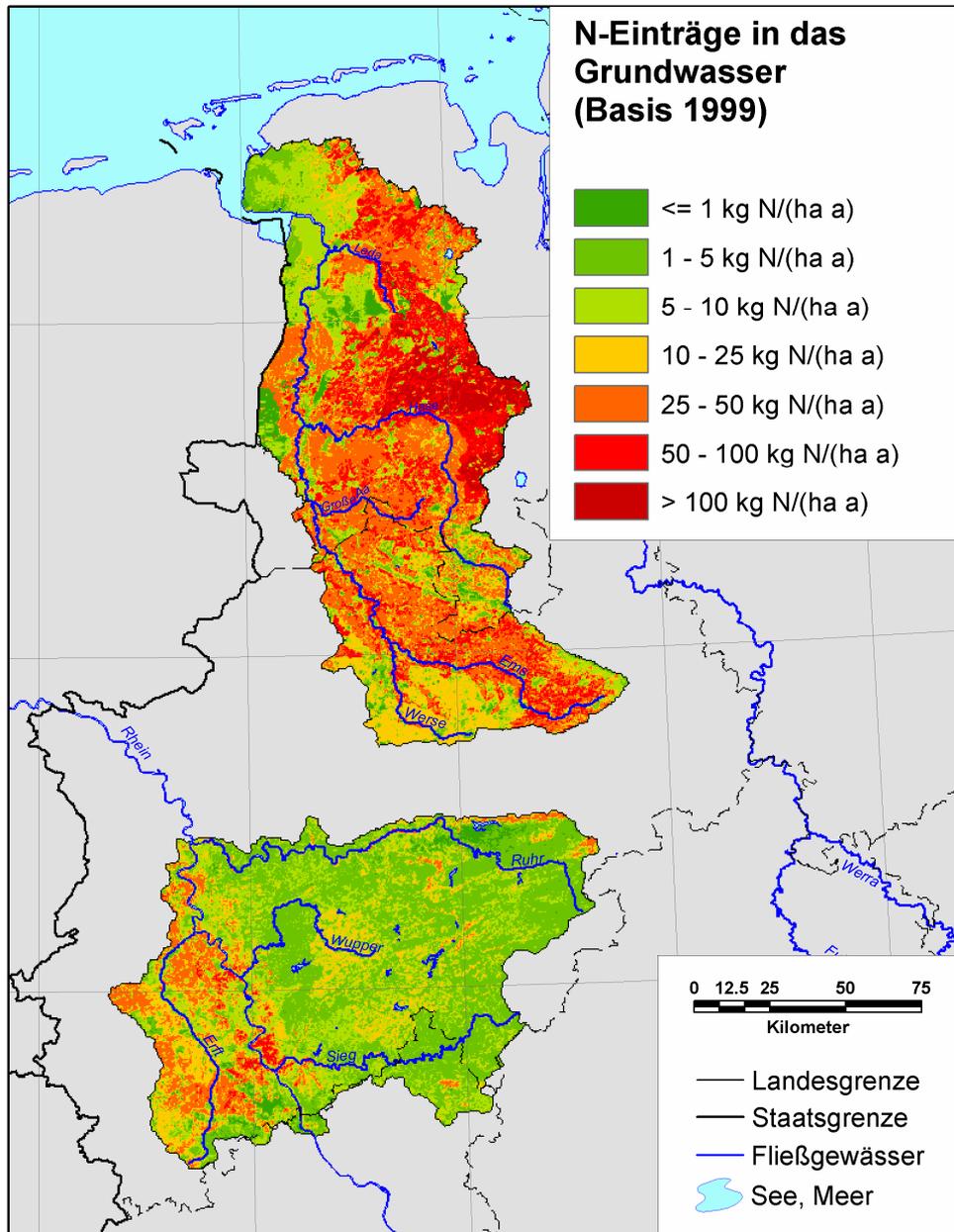
Boden für das Basisjahr 1999 sind in Karte 14 dargestellt. Für das die untersuchten Teilgebiete des Rheins errechnet sich hierfür ein Gebietsmittel von $24,1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$; für das Emseinzugsgebiet ergibt sich ein mittlerer Austrag aus dem Boden von $70,7 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Denitrifikation im Boden reduziert also die N-Überschüsse im Emsgebiet um etwa $16 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, in den Teilgebieten des Rheins werden aufgrund der meist geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden nur etwa $6 \text{ kg N ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ im Boden denitrifiziert. Relativ zu den N-Überschüssen ist jedoch die Denitrifikation im Boden in den beiden Untersuchungsgebieten mit jeweils 20 % nahezu gleich groß.

Geht man davon aus, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist, d.h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, teilen sich die N-Frachten nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf (Karte 9). Ein Teil gelangt über den Direktabfluss ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

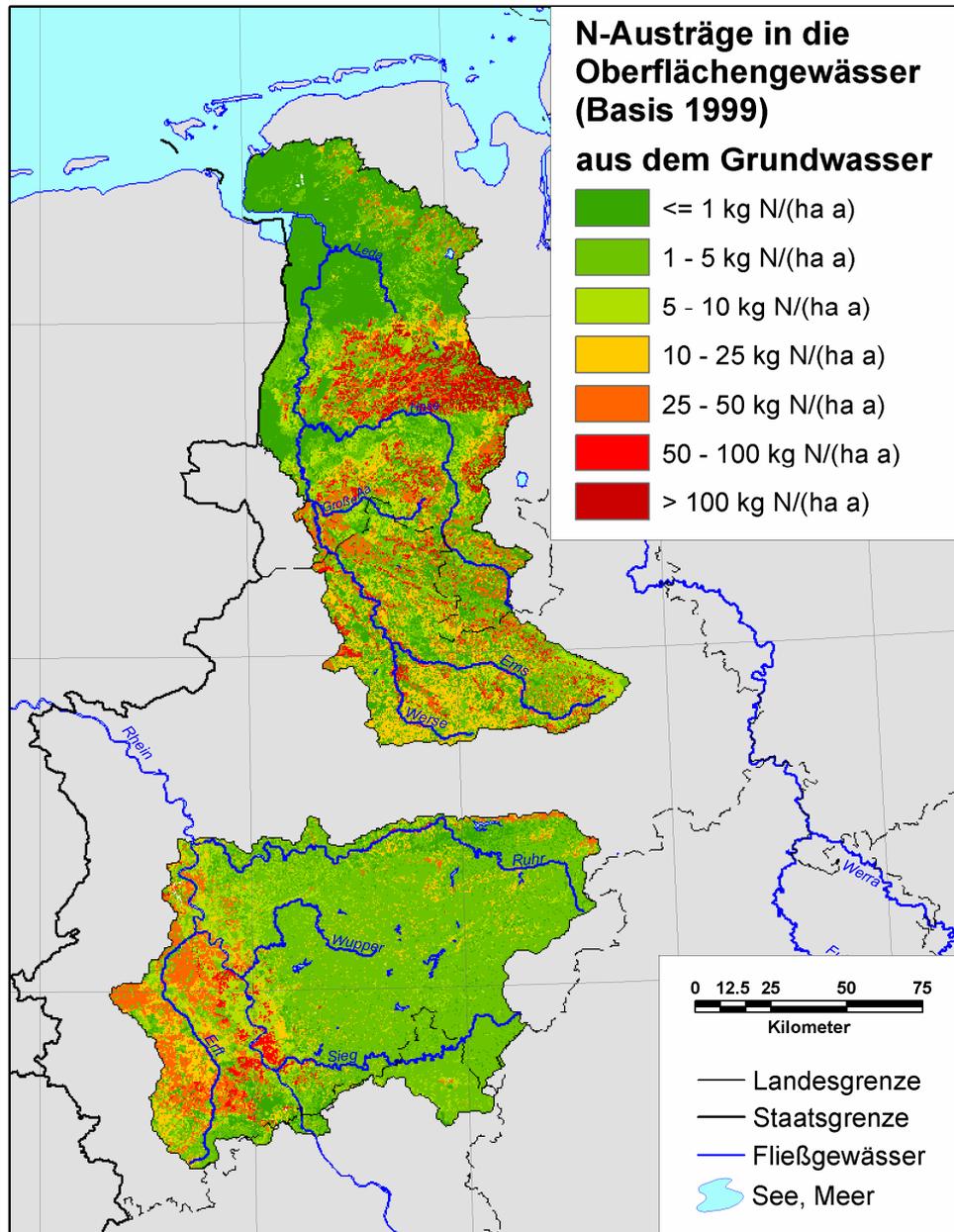
Beim Direktabfluss handelt es sich um die Abflusskomponente, die sich aus der Differenz von Sickerwasserhöhe und Grundwasserneubildungshöhe ergibt (siehe Kapitel 2.2). Hierzu zählen alle schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten einschließlich des Zwischen- und des Dränabflusses. In Karte 34 sind als Ergebnis die N-Austräge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss dargestellt. Deutlich heben sich hier die Regionen ab, die hohe Direktabflussanteile aufweisen. Dies sind insbesondere die Mittelgebirgsregionen des Rheineinzugsgebietes in denen N-Austräge aus dem Direktabfluss im Bereich zwischen 5 und $50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ vorherrschen. In der gleichen Größenordnung liegen die mit dem Direktabfluss in die Vorfluter transportierten Nitrateinträge im Südteil des Emseinzugsgebietes. N-Austräge mit dem Direktabfluss von über $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ wurden insbesondere für die Marschregionen und die Niederungsregionen im Zentraltalteil des Emsgebiets errechnet. Diese ergeben sich durch das Zusammenwirken generell hoher N-Überschüsse und relativ geringer Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden (Karte 13). In den Neubildungsgebieten, z.B. in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Becken- und Bördelandschaften ergeben sich aufgrund der meist guten Denitrifikationsbedingungen, der hohen Verweilzeiten des Wassers im Boden und des geringen Anteils an Direktabfluss im Allgemeinen relativ geringe N-Austräge mit dem Direktabfluss, meist weniger als $10 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Im Mittel über die Untersuchungsgebiete ergeben sich N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss von $14,9 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Rhein) bzw. $34,9 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Ems).



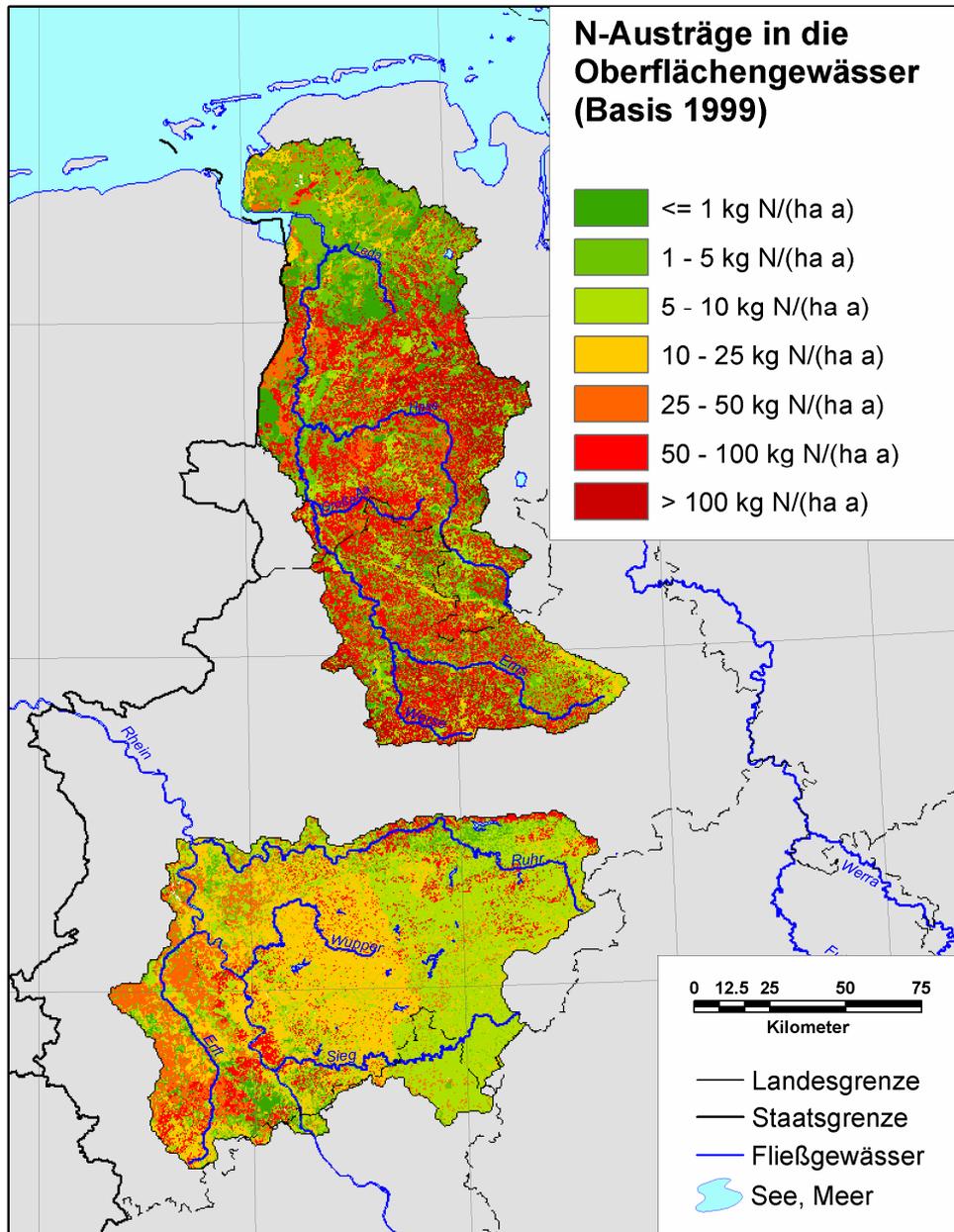
Karte 34: N-Austräge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss für das Basisjahr 1999.



Karte 35: N-Einträge in das Grundwasser für das Basisjahr 1999.



Karte 36: Grundwasserbürtige N-Austräge in die Oberflächengewässer für das Basisjahr 1999.



Karte 37: N-Austräge in die Oberflächengewässer für das Basisjahr 1999 als Summe der Beiträge aus dem Direkt- und Grundwasserabfluss.

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden in das Grundwasser eingetragen. Aus dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserverweilzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen. Dieser Nitratabbau wird dabei umso effektiver, je größer die Verweilzeit des Nitrats im Aquifer ist. In Karte 35 sind die sich nach Denitrifikation im Boden und Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt. Für große Teile des Emseinzugsgebietes ergeben sich hohe bis sehr hohe N-Einträge in das Grundwasser, die meist $25 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ übersteigen. Lediglich in den Marsch- und Festgesteinsregionen mit geringen Basisabflussanteilen ergeben sich geringere N-Einträge in das Grundwasser. In den untersuchten Teilgebieten des Rheins ergeben sich für die Niederrheinische Bucht mit hohen Anteilen an Grundwasserneubildung relativ hohe N-Einträge, während in den direktabflussbestimmten Festgesteinsregionen des Rheinischen Schiefergebirges geringe N-Einträge in das Grundwasser vorherrschen. Damit zeigt sich für die N-Einträge in das Grundwasser ein komplementäres Bild zu den N-Austrägen über die Direktabflussanteile. Im Mittel über die Untersuchungsgebiete ergeben sich jedoch nahezu identische Werte von $9,2 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Rhein) bzw. $35,8 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Ems). Damit teilt sich die N-Fracht in beiden Einzugsgebieten im Mittel zu etwa der Hälfte in die Einträge in das Grundwasser und die Austräge über den Direktabfluss auf, auch wenn sich die Teilgebiete des Rheins ein leichtes Übergewicht der an den Direktabfluss gekoppelten Austräge abzeichnet.

In Karte 36 sind die nach Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Für die Teilgebiete Rhein ist deutlich erkennbar, dass die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser entsprechen. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern. Im Gebietsmittel werden etwa $8 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ über das Grundwasser in die Oberflächengewässer ausgetragen.

Für das Einzugsgebiet der Ems stellt man ein anderes Verhalten fest. Aufgrund der im Allgemeinen gut nitratabbauenden Lockergesteinsaquifere und der meist langen Grundwasserverweilzeiten (siehe Karte 31) wird der größte Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut, so dass hier im Gebietsmittel lediglich $14,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ aus dem Grundwasser in die Vorfluter eingetragen wird. Typisch für das Emsgebiet sind grundwasserbürtige Stickstoffausträge in die Ge-

wässer von weniger als etwas $20 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$; höhere Austräge treten nur in Vorfluternähe sowie großflächig in den Geestgebieten und den Festgesteinsregionen auf. Selbst bei guten Denitrifikationsbedingungen reicht die dort Grundwasser- verweilzeit meist nicht aus, um die Nitrateinträge in das Grundwasser vollständig abzubauen.

In Karte 37 sind schließlich als Endergebnis die sich aus der Summe von Direkt- und Grundwasserabfluss ergebenden N-Austräge in die Oberflächengewässer dargestellt. Im Gebietsmittel errechnen sich für das Einzugsgebiet der Ems N-Austräge in Höhe von $48,4 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, während es in den untersuchten Teilgebieten des Rheins zu deutlich geringeren Werten von $22,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ kommt. Dabei tragen die Austräge aus dem Direktabfluss im Mittel zu etwa $2/3$ zum Gesamtaustrag bei. Räumlich gesehen kommt es im Emsgebiet in fast allen intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu erhöhten N-Austrägen in die Gewässer, die in einigen Regionen $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ übersteigen können. Auch in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Teilgebieten des Rheins ist mit erhöhten N-Austrägen zu rechnen; diese sind allerdings in der Regel deutlich geringer als im Emsgebiet und übersteigen selten $50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

6

**Auswirkung von
Maßnahmen zur
Minderung der
Nährstoffüberschüsse
auf die Nährstoffeinträ-
ge in die Gewässer**

Die von FAL mit dem RAUMIS-Modell berechneten aktuellen Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft repräsentieren die Stickstoffmengen, die potenziell in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer gelangen können. Unter Berücksichtigung der bereits implementierten Agrargesetzgebung der EU (Agenda 2000) wurden aus den Daten für das Basisjahr 1999 N-Überschüsse berechnet, die auf das Jahr 2010 projiziert sind. Diese Projektion dient im Folgenden als Referenzzustand, da sie einen direkten Vergleich der Auswirkungen von Minderungsmaßnahmen unter ansonsten gleichen politischen Rahmenbedingungen ermöglicht. Da sich allerdings der N-Flächenbilanzsaldo bei den unterstellten Rahmenbedingungen bis zum Jahr 2010 im Durchschnitt kaum verändert, weshalb wird an dieser Stelle auf eine gesonderte Darstellung und Diskussion verzichtet.

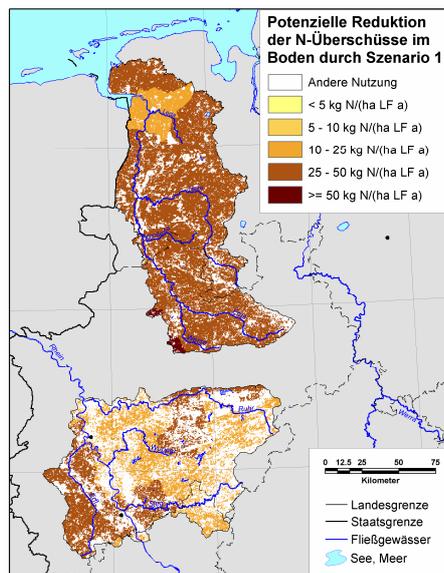
Um die Einsatzmöglichkeiten des Modellsystems zu demonstrieren, wurden zwei Maßnahmen zur Minderung der N-Einträge in den Boden entwickelt (Møller et al., 2003) und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die N-Austräge in die Oberflächengewässer analysiert. Dabei wurde jeweils unterstellt, dass sich der Bodenvorrat an Stickstoff in einem langfristigen Gleichgewichtszustand befindet und die Akkumulation damit vernachlässigt werden kann.

Die erste Maßnahme (Szenario 1) zielt auf eine Reduktion der N-Einträge durch eine bundesweite Abgabe auf Mineralstickstoff in Höhe von 200 %. Konkret wird eine Abgabe in Höhe von 200% auf den Zukaufspreis für mineralischen Stickstoff erhoben, wobei das gesamte Abgabenaufkommen zur Minimierung von Einkommenseinbußen in der Landwirtschaft produktionsunabhängig je Hektar LF zurückerstattet wird. Eine derartige Maßnahme wurde mehrfach seit der Mitte der 80er Jahre diskutiert. Die zweite Maßnahme (Szenario 2) zielt auf eine Reduktion der N-Einträge in die Böden durch eine Limitierung der Viehbesatzdichte auf das aktuelle bundesdeutsche Mittel von 1 Großvieheinheit (GE)/ha, wobei die Möglichkeit des Nachweises von Flächen anderer Betriebe der gleichen Region besteht. Derartige Forderungen nach einer stärkeren Bindung der Viehhaltung an die Fläche wurden mehrfach von unterschiedlichen Seiten in die öffentliche Diskussion eingebracht.

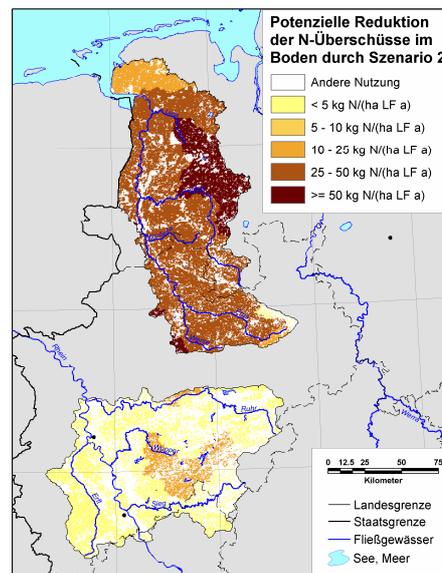
An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die untersuchten Maßnahmen lediglich einer exemplarischen Wirkungsanalyse sowie dem Test des Modellverbundes dienen und nicht als tatsächliche Handlungsempfehlungen zu interpretieren sind. So wäre beispielsweise eine Begrenzung der Viehbesatzdichte auf den Bundesdurchschnitt kurzfristig nicht durchsetzbar, ebenso wenig wie eine Besteuerung des mineralischen Stickstoffes in dieser Höhe.

Die Auswirkungen einer Implementierung einer Mineraldüngersteuer auf die N-Überschüsse im Boden ist in Karte 38 dargestellt. Der besseren Übersichtlichkeit halber sind die Werte als Differenz zum Referenzzustand aufgeführt. Im Mittel für das Emsgebiet würde dieses Szenario zur einer Reduzierung der N-Überschüsse im Boden von $25,2 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ führen, während sich in den Teilgebieten des Rheins eine Minderung um $9,6 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ergibt. Das Szenario hat also eine generelle Reduktion der N-Überschüsse auf den Landwirtschaftsflächen zur Folge. Diese ist umso höher, desto intensiver die Flächen bewirtschaftet werden und kann insbesondere in großen Teilen des Emsgebietes und in Teilen der Niederrheinischen Bucht $25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und mehr betragen. In den Festgesteinsregionen und den Regionen mit überwiegender Grünlandnutzung sind die Auswirkungen erwartungsgemäß deutlich geringer.

Karte 39 zeigt als Differenz zum Referenzzustand die potenziellen Auswirkungen einer Limitierung der Viehbesatzdichte auf die N-Überschüsse im Boden. Auch hier ist eine generelle Reduzierung der Überschüsse zu verzeichnen: im Emsgebiet um $29,6 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und in den Teilgebieten des Rheins um $5,0 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Im Gegensatz zu Szenario 1, welches eine annähernd flächenkonstante Re-



Karte 38: Potenzielle Reduktion der N-Überschüsse im Boden durch eine Mineraldüngersteuer (Szenario 1) gegenüber dem Referenzzustand.



Karte 39: Potenzielle Reduktion der N-Überschüsse im Boden durch eine Limitierung der Viehbesatzdichte (Szenario 2) gegenüber dem Referenzzustand.

duktion der N-Überschüsse um etwa 30 % zur Folge hätte, ist die Auswirkung von Szenario 2 räumlich sehr unterschiedlich. Größere Änderungen der N-Überschüsse ergeben sich hier für die Regionen, in denen es aktuell aufgrund einer hohen Viehbesatzdichte zu einem hohen Aufkommen an Wirtschaftsdünger kommt. Im Emsgebiet kann daher eine Limitierung der Viehbesatzdichte in einigen Regionen zu einer Reduktion der N-Überschüsse von $50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und mehr führen. Die Maßnahme hätte hingegen nur geringe Effekte in Regionen mit extensiver Tierproduktion, wie sie im größten Teil des Rheingebietes vorliegt. Hier beträgt die Reduktion der N-Überschüsse lediglich weniger als $5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

In Karte 40 und Karte 41 sind die sich durch eine Anwendung von Szenario 1 folgenden potenziellen Reduktionen der N-Austräge in die Oberflächengewässer dargestellt. Wie man sieht, würde sich Szenario 1 überwiegend auf die N-Austräge über den Direktabfluss auswirken. Im Emsgebiet wäre hiermit eine nahezu flächenkonstante Reduzierung der N-Einträge in die Vorfluter aus dem Direktabfluss im Mittel um etwa $12,6 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ möglich, in einigen Regionen würden sich die N-Austräge in die Gewässer aus dem Direktabfluss um mehr als $25 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ reduzieren lassen. In den Teilgebieten des Rheins ist die potenzielle Reduktion der N-Austräge mit im Mittel $4,4 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ deutlich geringer und auf die Festgesteinsregionen beschränkt.

In der Niederrheinischen Bucht ist durch Szenario 1 eine Reduzierung der grundwasserbürtigen N-Austräge zu verzeichnen, was auf den hohen Grundwasserneubildungsanteil des Gesamtabflusses zurückzuführen ist. Im Einzugsgebiet der Ems tritt über das Grundwasser keine nennenswerte Reduzierung der N-Austräge in die Vorfluter auf. Die Ursache hierfür liegt in dem hohen Denitrifikationsvermögen der Aquifere, wodurch ein Großteil der N-Einträge in das Grundwasser während der Passage zum Vorfluter abgebaut werden kann. Lediglich in Vorfluternähe reicht die Verweilzeit im Aquifer nicht aus, das eingetragene Nitrat vollständig abzubauen, so dass sich nur für diese Regionen eine nennenswerte Reduzierung der grundwasserbürtigen N-Austräge erzielen lässt.

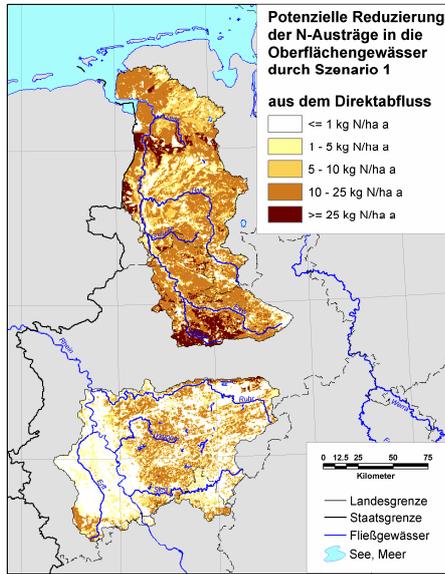
In Karte 42 und Karte 43 sind die sich aus Szenario 1 ergebenden N-Austräge in die Vorfluter bzw. die Reduzierung gegenüber dem Referenzzustand dargestellt. Für die Teilgebiete des Rheins liegen die N-Austräge im Mittel bei etwa $16,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und sind damit annähernd flächendeckend um etwa $6 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ geringer als beim Referenzzustand. Für das Einzugsgebiet der Ems ergibt sich durch Szenario 1 eine Reduzierung der N-Austräge in die Oberflächengewässer im Mittel um $14,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, was zu N-Austrägen in die Oberflächengewässer von etwa $34 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ führen würde. Auch wenn einige Regionen N-

Überschüsse von $5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und weniger aufweisen, können trotz einer Reduzierung der Austräge teilweise immer noch mehr als $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ in die Oberflächengewässer ausgetragen werden.

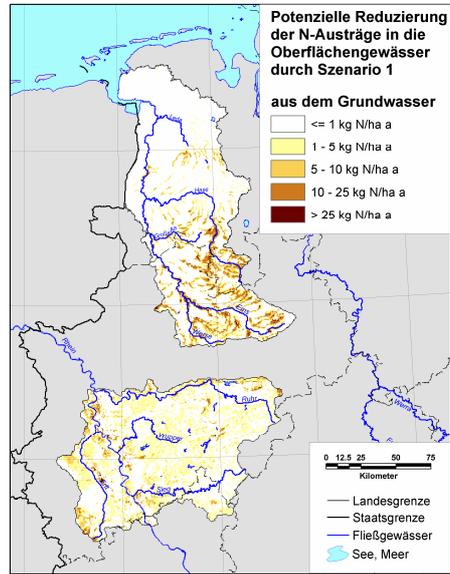
Karte 44 und Karte 45 zeigen die Auswirkungen einer Begrenzung der Viehbesatzdichte auf 1 GE/ha auf die N-Austräge in die Oberflächengewässer aus dem Direktabfluss und aus dem Grundwasserabfluss. Wie schon bei den N-Überschüssen im Boden werden auch hier die Teilgebiete des Rheins aufgrund der extensiven Viehwirtschaft in nur sehr begrenztem Umfang von der Maßnahme betroffen: weder für den Direktabflussanteil noch für den Grundwasseranteil werden signifikante Reduzierungen der N-Austräge erzielt. Sie belaufen sich im Allgemeinen auf Werte deutlich unterhalb von $5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und betragen im Flächenmittel etwa $2,1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Direktabfluss) bzw. $0,4 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Basisabfluss). Während sich die grundwasserbürtigen N-Austräge auch bei diesem Szenario für das Emsgebiet kaum reduzieren lassen - aufgrund der Denitrifikation im Aquifer werden nur in Vorfluternähe nennenswerte Minderungen der grundwasserbürtigen N-Austräge erreicht (im Mittel $2,1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) - werden für die Direktabflussanteile deutlich höhere Minderungen der N-Austräge als bei Szenario 1 erzielt. Insbesondere in viehstarken Regionen ergeben sich große Auswirkungen dieses Szenarios mit Minderungen der N-Austräge aus dem Direktabfluss um durchschnittlich $16 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

In Karte 46 und Karte 47 sind die aus dieser Maßnahme folgenden N-Austräge in die Vorfluter sowie die Reduzierung gegenüber dem Referenzzustand dargestellt. Im Mittel betragen die N-Austräge $20,6 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Rhein) bzw. bei der Ems $30,3 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und sind damit etwa um $2 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Rhein) bzw. $18 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Ems) geringer als beim Referenzzustand.

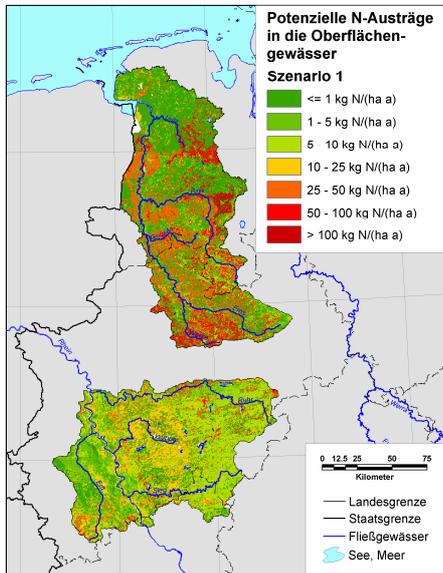
Der Vergleich der Auswirkungen der beiden Maßnahmen auf die N-Austräge in die Oberflächengewässer belegt die räumlich sehr unterschiedlichen Auswirkungen der Maßnahmen. Durch die Mineraldüngerabgabe (Szenario 1) werden die Stickstoffüberschüsse in fast allen Regionen reduziert, die durch einen hohen Ackerbauanteil gekennzeichnet sind. Dies sind insbesondere die Niederrheinische Bucht und Teile des Emsgebietes. Auch in den durch intensive Tierproduktion charakterisierten Gebieten des Emseinzugsgebietes wird aufgrund der Tierfutterproduktion eine Reduktion der Überschüsse erzielt. Allerdings ist die Ansatzstelle Mineralstickstoff nur schwach mit dem Umweltproblem korreliert. Regional betrachtet zeigt dieses Instrument daher nur unzureichende Wirkungen in Problemgebieten, die durch einen hohen Viehbesatz gekennzeichnet sind. Zwar geht der N-Saldo als Reaktion auf die N-Abgabe nahezu flächenkonstant um 30% zurück



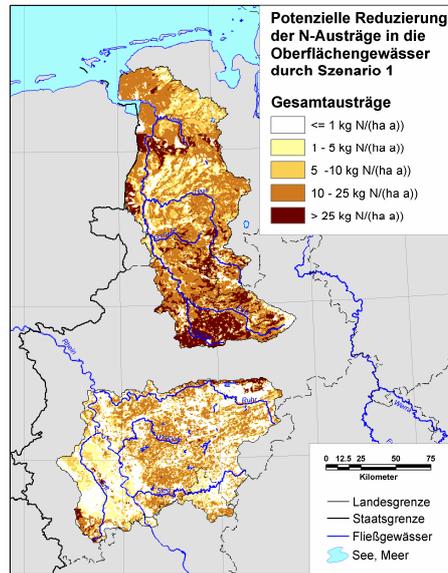
Karte 40: Reduktion der N-Austräge in die Vorfluter aus dem Direktabfluss durch Szenario 1 gegenüber dem Referenzzustand.



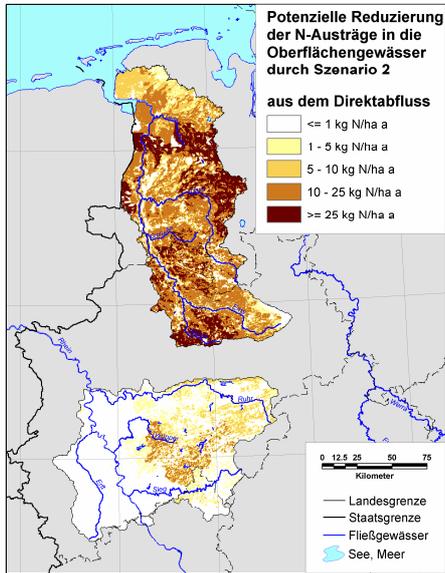
Karte 41: Reduktion der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Vorfluter durch Szenario 1.



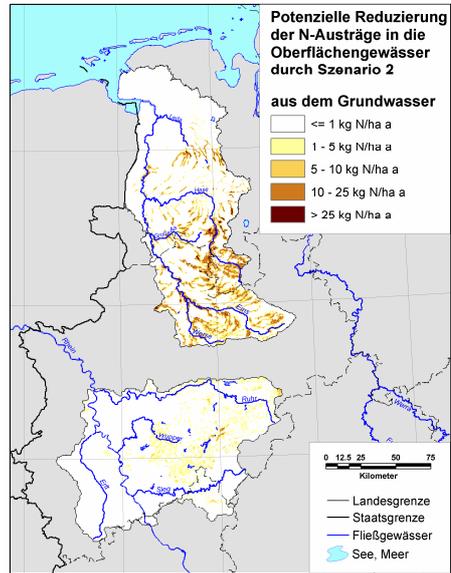
Karte 42: Potenzielle N-Austräge in die Vorfluter durch Szenario 1.



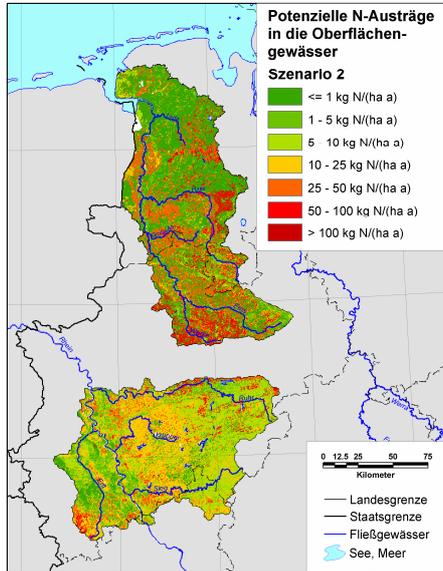
Karte 43: Reduzierung der N-Austräge in die Vorfluter durch Szenario 1.



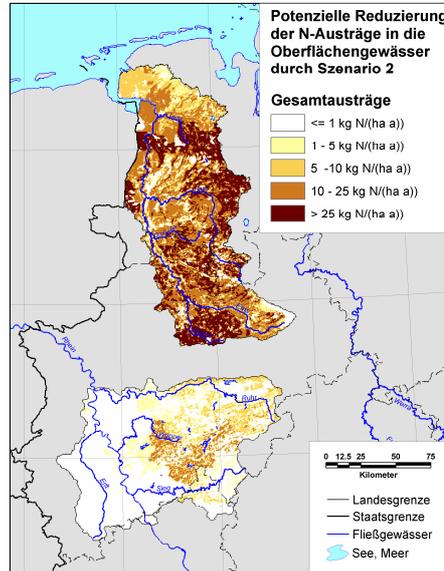
Karte 44: Reduktion der N-Austräge in die Vorfluter aus dem Direktabfluss durch Szenario 2 gegenüber dem Referenzzustand.



Karte 45: Reduktion der grundwasserbürtigen N-Austräge aus dem Grundwasser Szenario 2.



Karte 46: Potenzielle N-Austräge in die Vorfluter durch Szenario 2.



Karte 47: Reduktion der N-Austräge in die Vorfluter durch Szenario 2.

und damit in der Veredelungsregion Vechta absolut stärker als etwa im Erftkreis einer Ackerbauregion mit sehr günstigen Standortbedingungen in der Köln-Aachener Bucht. Das verbleibende Belastungspotential beträgt dann in Vechta aber noch immer mehr als das Vierfache desjenigen des Erftkreises, da in Gebieten mit intensiver Tierproduktion die Stickstoffeinträge in den Boden durch Wirtschaftsdünger (Gülle) von dieser Maßnahme weitgehend unbeeinflusst bleiben.

Eine Limitierung der Viehbesatzdichte (Szenario 2) erscheint in diesem Zusammenhang wesentlich geeigneter, dem Problem hoher N-Einträge durch Wirtschaftsdünger zu begegnen, da diese Maßnahme im Wesentlichen Regionen mit intensiver Tierproduktion betrifft. Konsequenterweise werden daher überwiegend die N-Austräge in den viehstarken Regionen im Einzugsgebiet der Ems reduziert. Für die Teilgebiete im Einzugsgebiet des Rheins werden hingegen die N-Austräge in die Gewässer kaum beeinflusst. Laufende Analysen diesbezüglich mit Hilfe eines so genannten Gülletransportmoduls im RAUMIS (Kreins et al, 2006) deuten allerdings darauf hin, dass es bei einer Beschränkung des Nährstoffbilanzüberschusses zu einem bedeutsamen „Export“ von Gülle in Regionen mit geringem Viehbesatz kommen würde, auch über die benachbarten Regionen hinausgehend.

Abschließend lässt sich die Nachhaltigkeit der untersuchten Maßnahmen wie folgt zusammenfassen: Wie erwartet, hatten die Maßnahmen unterschiedliche Auswirkungen sowohl hinsichtlich der regionalen Stickstoffüberschüsse als auch hinsichtlich der korrespondierenden sozioökonomischen Indikatoren im Agrarsektor. In Regionen mit verhältnismäßig intensiver Tierproduktion führt eine stärkere Bindung der Viehbestandsdichten an die LF zu einer Entschärfung der teilweise außerordentlich hohen N-Überschüsse. Allerdings ist diese Maßnahme mit einer Reihe von Nachteilen verbunden: Erstens würden die N-Überschüsse infolge eines zunehmenden Mineraleinsatzes nicht reduziert werden. Zweitens wären die Kosten dieser Maßnahme verhältnismäßig hoch. Darüber hinaus würde trotz der erreichten Überschussreduzierung der verbleibende Überschuss die „Nachhaltigkeitsgrenze“ von 50 kg N/ha LF beträchtlich überschreiten. Drittens würde ein Abbau der Viehbestände in auf Tierhaltung spezialisierten Regionen nicht grundsätzlich zu einem Aufbau von Stallanlagen in Regionen mit niedriger Besatzdichte führen. Dieses würde ebenfalls eine Spezialisierung der vor- und nachgelagerten Bereiche erfordern. Statt dessen wäre eine Verlagerung der Produktion in spezialisierte Veredelungsgebiete, in denen die Umweltgesetzgebung weniger strikt formuliert ist, stattfinden und zu einer Verschärfung der negativen Umwelteffekte in diesen Regionen führen. Außerdem wären die Umsetzung und Kontrolle dieser Maßnahme mit erheblichem Verwaltungsaufwand verbunden.

Im Vergleich zur Begrenzung der Viehbesatzdichte hat eine N-Abgabe andere Auswirkungen: Erstens erfolgt eine Reduktion des N-Überschusses in allen Regionen, da Mineraldünger flächendeckend eingesetzt wird. Die Gesamtreduzierung ist größer, wenngleich in Veredlungsgebieten die Verringerung der Überschüsse als nicht ausreichend einzuschätzen ist. Zweitens sind die Kosten dieser Maßnahme bei weitem geringer als bei einer Begrenzung der Viehbesatzdichte. Drittens wäre die Umsetzung und Kontrolle dieser Maßnahme verhältnismäßig einfach, da hinsichtlich Angebot und Distribution von Mineraldünger das Flaschenhalsprinzip gilt.



Zusammenfassung und Diskussion

Ziel des hier bearbeiteten Teilprojektes innerhalb des REGFLUD-Verbundes war die flächendeckende, regional differenzierte und konsistente Verknüpfung zwischen den Stickstoffbilanzüberschüssen aus diffusen Quellen und der Nitratbelastung der Grund- und Oberflächengewässer sowie der Analyse der Auswirkungen stickstoffreduzierender Maßnahmen. Diese Verknüpfung wurde durch die Kopplung agrarökonomischer und hydrologisch/hydrogeologischer Modellansätze bewerkstelligt. Hierzu wurde das RAUMIS-Modell der FAL mit den Modellen GROWA und WEKU des FZJ, durch die der Stickstofftransport durch den Boden, die ungesättigte Zone und das Grundwasser zu den Oberflächengewässern beschrieben werden kann, gekoppelt. Als Ergebnis der Modellrechnungen werden für die relevanten Transportpfade die Auswirkungen diffuser Nährstoffeinträge in den Boden auf die N-Austräge in die Oberflächengewässer quantifiziert. Die Modellierungen erfolgten flächendifferenziert für das Flusseinzugsgebiet der Ems und Teileinzugsgebiete des Rheins. Neben einer Analyse für den Erhebungszeitraum 1979-1999 wurde der RAUMIS-GROWA-WEKU Modellverbund auch für Szenarioanalysen eingesetzt. Mit diesen wurden die von der FAL ausgearbeiteten Vorschläge zur Reduktion der N-Überschüsse aus der Landwirtschaft in ihrer Auswirkung auf die Nährstoffeinträge in die Gewässer regional differenziert prognostiziert und hinsichtlich ihrer Effizienz beurteilt.

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalisch/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine große Bedeutung als Austragspfad zu. Grundlage für eine nach den Austragspfaden differenzierte Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer ist die Simulation der mittleren (langjährigen) Wasserhaushaltssituation in den Untersuchungsgebieten. In diesem Zusammenhang wird der Gesamtabfluss sowie die Abflusskomponenten Direktabfluss und Grundwasserabfluss flächendifferenziert modelliert. Entscheidend für diese Auftrennung war, dass die Direktabflussanteile in der Regel Fließzeiten von weniger als einer Woche aufweisen, bevor sie ein Oberflächengewässer erreichen, während beim Grundwasserabfluss sehr viel größere Verweilzeiten auftreten, die bis zu mehreren Jahrzehnten betragen können.

Die Abflusskomponenten wurden mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Abhängigkeit von der Bodenbedeckung und klimatischen, bodenphysikalischen, geologischen sowie topografischen Datengrundlagen flächendifferenziert berechnet. Die Modellrechnungen erfolgten rasterbasiert (100m) für die hydrologische Zeitreihe 1979-1999, die auch vom RAUMIS-Modell (Basisjahre des ex-post Zeitraums) betrachtet wurde. Das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung spie-

gelt die Unterschiedlichkeit der beiden Untersuchungsgebiete wieder. Während im Einzugsgebiet der Ems Gesamtabflusshöhen unter 300 mm/a dominieren, zeigen sich in den Teilgebieten des Rheins sehr unterschiedliche Verhältnisse. Die Lockergesteinsregionen der Niederrheinischen Bucht zeigen vergleichbare Gesamtabflusshöhen wie das Emsgebiet; die Gesamtabflusshöhen in den Festgesteinsregionen des Rheinischen Schiefergebirges sind jedoch aufgrund der dort vorherrschenden Niederschlagshöhen sehr viel höher und können durchaus 800 mm/a übersteigen. Dort ist auch mit signifikanten Oberflächenabflüssen zu rechnen. Auch im Hinblick auf die austragsrelevanten Abflusskomponenten zeigen sich deutliche Unterschiede. In den grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen des Emsgebietes entspricht die Basisabflusshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe. Nennenswerte Direktabflüsse sind dort nicht zu erwarten und wurden auch nicht berechnet. In grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen der Westfälischen Bucht und des Emseinzugsgebietes hingegen ist der Anteil des Basisabflusses reduziert. Etwa die Hälfte des Gesamtabflusses wird dort als Direktabfluss abgeführt und erreicht die Vorfluter über die Bodenoberfläche oder über die ungesättigte Bodenzone. Für die Festgesteinsregionen Nordrhein-Westfalens ergeben sich andere Abflussverhältnisse. Dort wo paläozoische nichtkarbonatische Gesteine im Untergrund anstehen (Eifel, Bergisches Land, Sauer- und Siegerland), liegt der Anteil der Basisabflusshöhe an der Gesamtabflusshöhe zwischen etwa 10 und 30 % und ist damit deutlich geringer als in den meisten Lockergesteinsregionen.

Zur Quantifizierung der nach Abflusskomponenten differenzierten diffusen Stoffausträge aus dem Boden in das Grundwasser und die Oberflächengewässer wurden die mit dem RAUMIS-Modell bzw. dem GROWA-WEKU Modell betrachteten unterschiedlichen Bilanzierungsräume miteinander gekoppelt. Im RAUMIS-Modell erfolgt die Berechnung der N-Überschüsse ausschließlich für die Landwirtschaftsflächen auf administrative Einheiten bezogen, während GROWA-WEKU flächendeckend auf Rasterbasis arbeitet. Die Modellkopplung setzte somit eine Schnittstelle zwischen den Modellen voraus, die im Projektrahmen entwickelt wurde. Durch Verwendung zusätzlicher Landnutzungsdaten (DLM 25, CORINE) und durch die Berücksichtigung der Einträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden die von RAUMIS ermittelten Ergebnisse auf die in GROWA-WEKU zugrunde gelegte räumliche Differenzierung (Rasterzellen) disaggregiert.

Während des Transports durch den Boden und das Grundwasser bis zum Oberflächengewässer kann der meist als Nitrat in den Boden eingetragene Stickstoff mikrobiell abgebaut werden. In der ungesättigten Zone vollzieht sich dieser Abbau im Wesentlichen in der durchwurzelten Bodenzone. Das Ausmaß des Nitrat-

abbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in dieser Zone sowie durch das Stickstoffabbauvermögen des Bodens bestimmt. Der Nitrattransport durch im Boden wurde durch eine Michaelis-Menten Kinetik abgebildet. Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen, dass durch Denitrifikation die N-Überschüsse im Boden in vielen Regionen deutlich reduziert werden können. Die Becken- und Bördelandschaften weisen trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung aufgrund der meist guten Abbaubedingungen und der hohen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden relativ geringe N-Austräge aus dem Boden von unter $25 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ auf. Ähnliche Werte ergeben sich auch für die Festgesteinsregionen, hier jedoch hauptsächlich aufgrund des vergleichsweise geringen Niveaus der N-Überschüsse. Die höchsten N-Austräge aus dem Boden treten in den Podsolen im nordwestdeutschen Tiefland auf. Gerade in den Regionen mit hohen N-Überschüssen, z.B. den Landkreisen Vechta/Cloppenburg im Ostteil des Emsgebietes, führen schlechte Abbaubedingungen und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass große Stickstoffmengen ($100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und mehr) aus dem Boden ausgetragen werden können.

Der Anteil der N-Austräge aus dem Boden, die nicht über den Direktabfluss in die Gewässer gelangt, wird in das Grundwasser eingetragen und durch den Aquifer zu einem Oberflächengewässer transportiert, wobei Denitrifikationsprozesse ablaufen können. Der reaktive N-Transport im Grundwasser wurde mit dem stochastischen WEKU-Modell auf Basis einer zweidimensionalen Betrachtungsweise durch eine Reaktionskinetik erster Ordnung in Abhängigkeit der Grundwasser- verweilzeiten, der N-Einträge in den Aquifer und der Nitrat-abbaubedingungen im Aquifer flächendifferenziert modelliert.

Die Charakterisierung der Nitrat-abbaubedingungen im Aquifer erfolgte auf Basis einer statistischen Auswertung von etwa 5700 Messstellen in den Untersuchungsgebieten, für die Grundwassergütedaten zur Verfügung standen. Differenziert nach grundwasserführenden Gesteinseinheiten - im Südteil des Emsgebietes zusätzlich nach Grundwasserkörpern - wurden die Häufigkeitsverteilungen u.a. der Nitrat-, Sauerstoff-, Eisen (II)- und Mangan (II)- Konzentrationen im Grundwasser ermittelt. Die Charakterisierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer erfolgte anhand der Perzentile der Verteilungen in einen oxidierten, einen reduzierten und einen Mischtyp. Die untersuchten Teilgebiete des Rheins zeigten oxidierte Bedingungen, so dass hier ein Nitrat-abbau im Grundwasser weitgehend auszuschließen ist. Der Nordteil des Emsgebietes hingegen zeigt ein eindeutig reduziertes Milieu. Hier kann damit gerechnet werden, dass in den Grundwasserleiter eingetragenes Nitrat während des Transports zum Vorfluter abgebaut wird. Der Südteil des Emsgebietes weist sehr heterogene Bedingungen auf, in denen

im Aquifer sowohl oxidierte als auch reduzierte Bedingungen vorliegen. Dieser Regionen wurden einem Mischtyp zugeordnet.

Die Grundwasserverweilzeiten wurden durch Verknüpfung der Fließgeschwindigkeiten im Aquifer mit der lateralen Fließdynamik vom Eintragsort bis zum grundwasserwirksamen Vorfluter berechnet. Je nach Situation ist von Grundwasserverweilzeiten zwischen weniger als einem Jahr und mehreren Jahrzehnten auszugehen. In den Teilgebieten des Rheins treten dabei die unterschiedlichen lithologischen Formationen deutlich hervor. In der Niederrheinischen Bucht dominieren aufgrund der hohen Abstandsgeschwindigkeiten geringe bis sehr geringe Grundwasserverweilzeiten von unter 5 Jahren. Im Einzugsgebiet der Ems treten sehr unterschiedliche Grundwasserverweilzeiten auf. Besonders kurze Verweilzeiten ergeben sich für den Quellbereich der Ems an den Abhängen des Teutoburger Waldes sowie für die Geestregionen. Mit Verweilzeiten über 50 Jahre muss generell in den Niederungsregionen, d. h. den Bereichen mit geringen hydraulischen Gradienten gerechnet werden.

Mit Hilfe der verknüpften Modelle des FZJ und der FAL wurden die diffusen N-Austräge in die Oberflächengewässer unter Zugrundelegung der N-Bilanzüberschüsse für das Basisjahr 1999 modelliert und anhand gemessener N-Frachten im Flusslauf auf Plausibilität überprüft. Für die Modelle des FZJ bedeutet dies z.B. eine Überprüfung der Modellvorstellungen zur Abflusssparation und zum Nitratabbau in Boden und Grundwasser. Bei der Plausibilitätsüberprüfung wurde der Einfluss punktueller Einträge berücksichtigt.

Die N-Frachten teilen sich in beiden Einzugsgebieten im Mittel zu etwa 50 % in den Direktabfluss und den Grundwasserabfluss auf, wenn auch dies räumlich gehen sehr unterschiedlich sein kann. Im Gebietsmittel ergeben sich für das Einzugsgebiet der Ems N-Austräge in die Oberflächengewässer in Höhe von etwa $50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, während es in den untersuchten Teilgebieten des Rheins zu deutlich geringeren Werten von $23 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ kommt. Räumlich differenziert betrachtet kommt es im Emsgebiet in fast allen intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen zu erhöhten N-Austrägen in die Gewässer, die in einigen Regionen $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ übersteigen können. Auch in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Teilgebieten des Rheins ist mit erhöhten N-Austrägen zu rechnen; diese sind allerdings in der Regel deutlich geringer als im Emsgebiet.

Differenziert nach Austragspfaden treten bei den N-Austrägen in die Vorfluter über den Direktabfluss die Regionen mit hohen Direktabflussanteilen, insbesondere die Festgesteinsregionen im Rhein- und Emsgebiet und die Marschregionen im Nordteil des Emsgebietes, trotz moderater N-Austräge aus dem Boden deutlich

hervor. In großen Teilen des Emsgebietes ergeben sich trotz relativ hoher Grundwasserneubildungsanteile N-Austräge aus dem Direktabfluss von zum Teil mehr als $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Diese resultieren aus dem Zusammenwirken hoher N-Überschüsse und relativ geringer Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. In den intensiv landwirtschaftlich genutzten Becken- und Bördelandschaften ergeben sich aufgrund guter Denitrifikationsbedingungen und der hohen Verweilzeiten des Wassers im Boden sowie eines geringen Anteils an Direktabfluss moderate N-Austräge mit dem Direktabfluss von unter $10 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Für die Teilgebiete des Rheins entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser. Der Grund hierfür ist das weitgehende Fehlen signifikanter Denitrifikationskapazitäten in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten. Im Gebietsmittel werden auf diese Weise etwa $8 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ über das Grundwasser in die Oberflächengewässer ausgetragen. Für das Einzugsgebiet der Ems stellt man hingegen ein anderes Verhalten fest. Aufgrund der im allgemeinen gut nitratabbauenden Lockergesteinsaquifere und der meist langen Grundwasserverweilzeiten in einigen Regionen wird der größte Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut. Typisch für das Emsgebiet sind grundwasserbürtige Stickstoffausträge in die Gewässer von weniger als etwa $20 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$; höhere Austräge treten nur in Vorfluternähe, großflächig in den Geest- und Festgesteinsregionen auf. Im Gebietsmittel werden etwa 40 % des in das Grundwasser eingetragenen Nitrats auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut, so dass lediglich $14,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ aus dem Grundwasser in die Vorfluter eingetragen werden. Auch dieser Wert schwankt räumlich differenziert betrachtet erheblich: die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Vorfluter liegen in einem Bereich von weniger $1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ bis zu mehr als $50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$; die Denitrifikation im Aquifer kann zwischen weniger als 10% und mehr als 90% der Einträge ausmachen.

Bemerkenswert in diesem Zusammenhang ist, dass die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Gewässer für beide Untersuchungsgebiete sehr ähnlich sind, obwohl die dort jeweils vorliegende Situation sehr unterschiedlich ist. Im Einzugsgebiet der Ems resultieren die berechneten N-Austräge aus relativ hohen N-Einträgen in das Grundwasser, die im Aquifer denitrifiziert werden. Die grundwasserbürtigen Stickstoffausträge in die Oberflächengewässer sind in diesen Regionen relativ gering, selbst wenn die betreffende Region als „hot-spot“ Region für N-Überschüsse aus der Landwirtschaft gelten würde. In den Teilgebieten des Rheins findet keine nennenswerte Denitrifikation im Aquifer statt, dafür sind die N-Einträge in das Grundwasser wesentlich geringer.

Neben den Ist-Zustandsanalysen zum diffusen Nährstoffeintrag wurde das gekoppelte GROWA-WEKU-RAUMIS Instrumentarium für Szenarioanalysen genutzt. Hierzu wurden die Auswirkungen regional differenzierter Politikmaßnahmen, die in Zusammenarbeit mit den anderen Teilprojekten (FAL-RAUMIS, FAL-ZANK, RWI, RUB) entwickelt wurden, vom FZJ auf die hiermit in Zusammenhang stehenden Änderungen der diffusen N-Austräge in die Oberflächengewässer untersucht. Konkret wurden zwei Szenarien, nämlich die Einführung einer Steuer auf Mineraldünger und die Limitierung der Viehbesatzdichte betrachtet.

Bei der ersten Maßnahme wurde eine Abgabe in Höhe von 200% auf den Zukaufspreis für mineralischen Stickstoff unterstellt, wobei das gesamte Abgabenaufkommen zur Minimierung von Einkommenseinbußen in der Landwirtschaft produktionsunabhängig je Hektar LF zurückerstattet werden soll. Die Maßnahme hätte eine Reduktion der N-Überschüsse auf den Landwirtschaftsflächen zur Folge, die umso höher ist, desto intensiver die Flächen bewirtschaftet werden. In den Festgesteinsregionen und den Regionen mit überwiegender Grünlandnutzung sind die Auswirkungen erwartungsgemäß deutlich geringer. Im Mittel für das Emsgebiet würde dieses Szenario zu einer Reduzierung der N-Überschüsse im Boden von $25 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ führen, während die Maßnahme in den Teilgebieten des Rheins zu einer Minderung um etwa $10 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ zur Folge hätte. Da ein Teil der N-Überschüsse in Boden und Grundwasser abgebaut werden können, sind die Minderungen der N-Austräge in die Oberflächengewässer deutlich reduziert und betragen für die Teilgebiete des Rheins annähernd flächendeckend etwa $6 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, für das Emseinzugsgebiet im Mittel $14,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Die Einführung dieser Maßnahme würde, da der N-Austrag überwiegend über den Direktabfluss erfolgt, relativ zweitnah zu einer Reduzierung der N-Austräge in die Oberflächengewässer führen. Aufgrund der längeren Grundwasserverweilzeiten würden sich die grundwasserbürtigen N-Austräge über deutlich längere Zeiträume reduzieren, wobei gerade im Emsgebiet mit reduzierten Aquiferen aufgrund der Denitrifikation eine nur unwesentliche Reduzierung der N-Austräge zu erwarten wäre.

Die zweite Maßnahme beinhaltet eine Limitierung der Viehbesatzdichte auf das aktuelle bundesdeutsche Mittel von 1 Großvieheinheit (GE)/ha. Hierbei werden die N-Überschüsse im Emsgebiet um etwa $30 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und in den Teilgebieten des Rheins um $5,0 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ reduziert. Im Gegensatz zur ersten Maßnahme, die eine annähernd flächenkonstante Reduktion der N-Überschüsse um etwa 30 % zur Folge hätte, wäre hier die Auswirkung räumlich sehr unterschiedlich. Größere Änderungen der N-Überschüsse treten insbesondere für die Regionen auf, in denen es aktuell aufgrund einer hohen Viehbesatzdichte zu einem hohen

Aufkommen an Wirtschaftsdünger kommt. Im Emsgebiet kann daher eine Limitierung der Viehbesatzdichte in einigen Regionen zu einer Reduktion der N-Überschüsse von $50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und mehr führen. Die Maßnahme hätte hingegen nur geringe Effekte in Regionen mit extensiver Tierproduktion, wie sie im größten Teil des Rheingebietes vorliegt. Hier beträgt die Reduktion der N-Überschüsse weniger als $5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Dementsprechend würde diese Maßnahme insbesondere im Einzugsgebiet der Ems zu einer deutlichen Reduzierung der N-Austräge in die Gewässer um etwa 37 % führen, während die Teilgebiete des Rheins kaum von der Maßnahme betroffen würden (Minderung um 7 %). Auch bei dieser Maßnahme würde sich aufgrund des hohen Direktabflussanteils relativ zweitnah eine Reduzierung der N-Austräge in die Oberflächengewässer erzielen lassen.

Diese hier gewonnenen Ergebnisse belegen, dass die Ursachen für die Belastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer durch diffuse Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft für die einzelnen Regionen des Untersuchungsgebietes sehr unterschiedlich zu bewerten sind. Aus diesem Grunde darf bei der Identifizierung von „hot-spot“ Regionen für diffuse Einträge und der Ableitung effizienter Strategien zur Vermeidung diffuser Stickstoffeinträge nicht nur der jeweilige Stickstoffüberschuss der landwirtschaftlichen Fläche, wie er zum Beispiel durch das RAUMIS-Modell berechnet wird, als Indikator herangezogen werden. Auch die sehr unterschiedlichen naturräumlichen Verhältnisse, die den Transport und Abbau des Nitrats im Boden und Grundwasser beeinflussen (Wasserhaushalt, Bodenverhältnisse, Nitratabbaukapazität etc.) müssen in diesem Zusammenhang betrachtet werden. So sind innerhalb viehstarker Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen aufgrund regional unterschiedlicher Abbaubedingungen und Verweilzeiten des Wassers im Boden unterschiedlich hohe Stickstofffrachten ins Oberflächengewässer zu verzeichnen. Dort besteht im Bezug auf eine Reduzierung landwirtschaftlicher Stickstoffüberschüsse ein mehr oder minder akuter Handlungsbedarf.

Die Analyse der Auswirkungen von N-Reduktionsmaßnahmen hat deutlich gezeigt, dass Maßnahmen zur Reduzierung der N-Überschüsse regional unterschiedlich zu bewerten sind. Die räumlich sehr unterschiedlichen Auswirkungen einer Stickstoffsteuer und einer Limitierung der Viehbesatzdichte auf die N-Austräge dokumentieren, dass nur auf die jeweilige Region zugeschnittene Maßnahmen zu einer nachhaltigen Lösung des Nitratproblems beitragen können. Dies kann auf der anderen Seite dazu führen, dass in einzelnen Regionen sehr drastische Maßnahmen ergriffen werden müssen.

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. So ist beispielsweise die hier vorgenommene Abschätzung der Zeiträume zwischen der Einsickerung des Wassers in das grundwasserführende Gestein und dem Austrag in ein Oberflächengewässer von besonderer Bedeutung für die Analyse der Langzeitgefährdung der Grundwasservorkommen hinsichtlich einer Nitratgefährdung. Darüber hinaus spielen auch der Zeithorizont des regionalen Nitratabbauvermögens sowie gegebenenfalls weitere Nebeneffekte der Denitrifikation (z.B. Verockerungserscheinungen) bei der Bemessung regionaler Anpassungsfristen eine wichtige Rolle.

Im Hinblick auf eine umfassende Bewertung von alternativen Politikmaßnahmen müssen weitere Aspekte wie die Auswirkungen auf die Landnutzung, die landwirtschaftliche Produktion, den Strukturwandel in der Landwirtschaft sowie die soziale Akzeptanz in die Analyse einbezogen werden. Diesen und weiteren Aspekten wird im Rahmen des REGFLUD-Projekts Rechnung getragen, indem alle Untersuchungsergebnisse in komprimierter Form Eingang in ein Entscheidungshilfesystem finden.

Die Erfahrungen, die bei der interdisziplinären Modellverkopplung von RAUMIS mit GROWA und WEKU gemacht wurden, zeigen, dass sehr komplexe Wechselwirkungen unter Nutzung bestehender Synergien modelliert werden können. Die hier demonstrierte Verknüpfung der Modelle 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. Diese Art der Modellverknüpfung kann in ähnlicher Weise auf andere Umweltwirkungsbereiche der Landwirtschaft wie Erosion, Arten- und Biotopvielfalt sowie Schadgasemissionen übertragen werden. Damit ergeben sich neue Möglichkeiten einer verbesserten modellhaften Abbildung von Umweltwirkungen der Landwirtschaft, wobei die Berücksichtigung regional differenzierter Standorteigenschaften eine effizientere Ermittlung von Politikmaßnahmen erlaubt.

8

Literaturverzeichnis

- AGENDA 2000 (2000): Stärkung der Union und Vorbereitung der Erweiterung von 2004. Adresse: http://europa.eu.int/comm/agenda2000/index_de.htm (letzter Zugriff: 28. April, 2006).
- Ahuja, L. R., Cassel, D. K., Bruce, R. R. und Barnes, B. B. (1988): Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. *Soil Science* **148**, 404-411.
- Andersen, L. J. und Kristiansen, H. (1984): Nitrate in groundwater and surface water related to land use in the Karup Basin, Denmark. *Environmental Geology* **5**(4), 207-212.
- ATKIS (2002): Objektartenkatalog ATKIS. *Arbeitskreis der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV)*, Adresse: http://www.atkis.de/dstinfo/dstinfo2.dst_gliederung (letzter Zugriff: 27. April, 2006).
- Aust, H., Vierhuff, H. und Wagner, W. (1980): *Grundwasservorkommen in der Bundesrepublik Deutschland*. Endbericht zum Forschungsvorhaben BMBau RS II 4-704102-77.8 (1979). Schriftenreihe "Raumordnung" des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau No. 06.043/1980, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Germany.
- Baumgartner, A. und Liebscher, H. -J. (1990): *Lehrbuch der Hydrologie: Band 1: Allgemeine Hydrologie*. Bornträger, Berlin Stuttgart.
- Böttcher, J., Strebel, O. und Duynisveld, W. H. M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft* **136**, 543-552.
- Böttcher, J., Strebel, O. und Duynisveld, W. H. M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. *Geologisches Jahrbuch C* **51**, 3-40.
- Becker, H., Kreins, P., Rudloff, B., Stonner, R. und Witzke, P. (2005): *Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (REGFLUD) - Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen (N und P) der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems: Teilprojekt Zahlungsbereitschaft- und Nutzen-Kosten Analyse*. Endbericht zum Forschungsvorhaben. , Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, Germany.
- van Beek, C. G. E. M. (1987): *Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen*. Onderzoek 1982-1987. Report 99. , Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V. Nieuwegein, The Netherlands.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. und Uebe, R. (2000): *Nutrient balances of German river basins*. UBA-Texte, Band 23/2000, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W. G., Scholz, G. und Wendland, F. (2002): *Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens*. Abschlussbericht des Projektes zum UFO-Plan des BMU, Forschungsbericht 29922285. , Institut für Binnenfischerei und Gewässerökologie, Berlin, Germany.
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W. G., Scholz, G. und Wendland, F. (2003): *Nutrient Emissions into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure*. UBA-Texte, Band 82/03, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.

BMU (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie: Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Adresse: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2888.pdf> (letzter Zugriff: 3. Mai, 2006).

Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H. P. und Wendland, F. (2003): *Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen*. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 37, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H. P. und Wendland, F. (2005): Distributed modeling of groundwater recharge at the macroscale. *Ecological Modelling* **187**(1), 15-26.

Busch, K. F. und Luckner, L. (1973): *Geohydraulik*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Dagan, G. (1984): Solute transport in heterogeneous porous formations. *Journal of Fluid Mechanics* **145**, 151-177.

DIN 4049-1 (1992): *Hydrologie: Grundbegriffe*. Beuth-Verlag, Berlin Wien Zürich.

Doerhoefer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B. und Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt von Niedersachsen. In: *Aufbruch nach Europa: Hydrogeologie vor neuen Aufgaben*. Arbeitshefte Wasser, Band 2001/1. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany, S. 109-167.

Douglas, D. H. (1986): Experiments to Locate Ridges and Channels to Create a New Type of Digital Elevation Models. *Cartographica* **23**(4), 29-61.

DVWK (1992): *Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben*. DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft, Band 128, Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.

DVWK (1996): *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen*. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Band 238, Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft Gas Wasser, Bonn, Germany.

Einsele, G. (1979): Tendenzen und Variationsbreite der Durchlässigkeit in einigen Locker- und Festgesteinsaquiferen Süddeutschland. *Mitt. Ing.- u. Hydrogeol.* **9**, 283-312.

Freeze, R. A. und Smith, L. (1975): Stochastic aspects of hydrogeological modelling. *Geological Soc. Am.* **7**, 1079.

Freeze, R. A. und Cherry, J. A. (1979): *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J, USA.

Gabriel, B. und Ziegler, G. (1997): Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: Matschullat, J., Tobschall, H. J. und Voigt, H. J. (Eds.): *Geochemie und Umwelt*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, S. 343-357.

Hahn, J. Grundwasserleiter in Niedersachsen: Art und Typen der Grundwasserbeschaffenheit. In: Walther, W. (Ed.): *Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen: diffuser Nitrateintrag, Fallstudien*. Schriftenreihe, Band 48. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, Germany, S. 109-127.

Hannappel, S. (1996): *Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer*. Berliner Geowiss. Abhandlungen, Reihe A, Band 182, Freie Universität Berlin, Berlin, Germany.

Hannappel, S. und Voigt, H. J. (1999): Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg: Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen. In: *Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit*. DVWK-Schriften, Band 125. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.

- Höltling, B. (1996): *Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Hennings, V. (Ed.), (1994): *Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*. Geologisches Jahrbuch, Band F 31, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany.
- Hennings, V. (Ed.), (2000): *Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*. Geologisches Jahrbuch, Band G SG 1, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany.
- Henrichsmeyer, W., Cypris, C., Löhe, W., Meudt, M., Sander, R., von Sothen, F., Isermeyer, F., Schefski, A., Schleef, K. -H., Neander, E., Fasterding, F., Helmcke, B., Neumann, M., Nieberg, H., Manegold, D. und Meier, T. (1996): *Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt*. Endbericht zum Kooperationsprojekt; Forschungsbericht für das BML (94 HS 021). , Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn, Institute für Betriebswirtschaft, Strukturforchung und Landwirtschaftliche Marktforschung der Bundesforschungseinrichtung für Landwirtschaft (FAL), Bonn, Braunschweig, Germany.
- Jordan, H. und Weder, H. (Eds.), (1995): *Hydrogeologie - Grundlagen und Methoden: Regionale Hydrogeologie*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Köhne, C. H. und Wendland, F. (1992): *Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden*. Internal Report. Interner Bericht No. KFA-STE IB 1/92, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.
- Kölle, W., Werner, P., Strebel, O. und Böttcher, J. (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. *Vom Wasser* **61**, 125-147.
- Kölle, W. (1984): Auswirkungen von Nitrat in einem reduzierenden Aquifer. In: *Wasser*. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Band 38, S. 156-167.
- Kölle, W. (1987): Aufbereitung und Sanierung von Grundwasser. In: *Wasseraufbereitungstechnik für Ingenieure*. DVGW Schriftenreihe, Band 201, S. 1-16.
- Kölle, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer: Reaktionspartner und Mechanismen. In: Walther, W. (Ed.): *Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen: diffuser Nitratreintrag, Fallstudien*. Schriftenreihe, Band 48. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, Germany, S. 109-127.
- Kille, K. (1970): Das Das Verfahren MoMNO, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. *Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften*(Sonderband), 89-95.
- Korom, S. F. (1992): Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resources Research* **28**(6), 1657-1668.
- Kreins, P., Becker, H., Hecht, D., Huchtemann, D. und Wendland, F. (2004): Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (REGFLUD): Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems. In: Moeltgen, J. und Petry, D. (Eds.): *IfGI-Prints*, Band 21. Institut für Geoinformatik, Münster, Germany, S. 41-50.
- Kreins, P., Goemann, H., Herrmann, S., Kunkel, R. und Wendland, F. (2006): Weser-Ems: Integrated agricultural and hydrological modelling within an intensive livestock region taking supra-regional manure transports into account. In: Erickson, J., Messner, F. und Ring, I. (Eds.): *Sustainable Watershed Management in Theory and Practice*. (in print).

- Kunkel, R. (1994): *Stochastische Modellierung der Nitratbelastung und der Verweilzeiten in den Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland*. Internal Report. Interner Bericht No. FZJ-STE-IB 4/94, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.
- Kunkel, R. und Wendland, F. (1997): WEKU; a GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. *Environmental Geology* **30**(1-2), 1-9.
- Kunkel, R. und Wendland, F. (1998): *Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe: Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen*. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 12, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Kunkel, R., Wendland, F. und Albert, H. (1999a): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeeinzugsgebietes. *Wasser und Boden* **51**(9), 16-19.
- Kunkel, R. und Wendland, F. (1999b): *Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet*. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 19, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Kunkel, R. und Wendland, F. (2000): Landschaftswasser- und Stoffhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe. In: Prange, A. (Ed.): *Die Elbe und ihre Nebenflüsse - Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven*. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. Hennef, Germany, S. 109-120.
- Kunkel, R. und Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins; the River Elbe case study. *Journal of Hydrology* **259**(1-4), 152-162.
- Kunkel, R., Voigt, H. J., Wendland, F. und Hannappel, S. (2004): *Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland*. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 47, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Leuchs, W. (1988): Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft* **139**, 415-423.
- Mark, D. M. (1984): Automatic Detection of Drainage Networks from Digital Elevation Models. *Cartographica* **21**(2-3), 168-178.
- Marotz, W. (1968): *Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund*. Thesis. Universität Stuttgart, Stuttgart, Germany.
- Müller, U. und Raissi, F. (2002): *Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung*. Arbeitshefte Boden, Band 2002/2, Niedersächsisches Landesamt fuer Bodenforschung, Hannover, Germany.
- Müller, U. (2004): *Auswertungsmethoden im Bodenschutz: Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS)*. Arbeitshefte Boden, Band 2004/2, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany.
- Moeller, C., Kreins, P. und Goemann, H. (2003): Impact and Cost-efficiency of alternative policy measures to reduce diffuse pollution caused by agriculture. Bruen, M. (Ed.): Tagungsband der "7th International Specialised IWA Conference: Diffuse Pollution and River Basin Management" am 17.-22. August.

- Morris, D. G. und Heerdegen, R. G. (1988): Automatically derived catchment boundaries and channel networks and their hydrological applications. *Geomorphology* **1**(2), 131-141.
- NLFB. (2005): *Grundwasser: Methodenbeschreibung*. EG-WRRL Bericht. , Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Bezirksregierung Hannover, Hannover, Germany.
- Obermann, P. (1981): Hydrochemische/hydrmechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. *Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch* **42**, 1-217.
- Peschke, G. (1997): *Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung*. Leibundgut, C. und Demuth, S. (Eds.). Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 5, Institut für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg i.Br., Germany.
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. und Larsen, F. (1991): Nitrate Reduction in an Unconfined Sandy Aquifer: Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modeling. *Water Resources Research* **27**(8), 2061-2075.
- Proksch, W. (1990): *Lysimeterauswertungen zur flächendifferenzierten Ermittlung mittlerer Grundwasserneubildungsraten*. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Band 55, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz-Berlin, Germany.
- Renger, M. und Strebel, O. (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. *Wasser und Boden* **32**(8), 362-366.
- Rohmann, U. und Sontheimer, H. (1985): *Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany.
- Schmidt, M. (2004): *Beschreibung und Analyse von Grundwasserbeschaffenheit zur Trennung natürlicher und anthropogener Einflüsse im nordrhein-westfälischen Teil des Einzugsgebietes der Ems*. Master's Thesis. Universität Köln-Forschungszentrum Jülich GmbH, Köln-Jülich, Germany.
- Schulte-Kellinghaus, S. (1987): *Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss und grundwassernaher Standorte*. PhD Thesis. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.
- Schwarze, R., Herrmann, A., Münch, A., Grünewald, U. und Schöne, M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. *Acta hydrophys.* **35**(2), 143-184.
- Statistisches Bundesamt (1997): *Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland*. type. Statistisches Bundesamt Wiesbaden, Germany.
- Tetzlaff, B., Doerhoefer, G., Kunkel, R. und Wendland, F. (2003): GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen. *Wasser und Boden* **718**, 53-57.
- Tetzlaff, B., Kunkel, R., Taug, R., Doerhoefer, G. und Wendland, F. (2004): *Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg*. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 46, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- US Soil Conservation Service (Ed.), (1972): *National Engineering Handbook: Chapter 4: Hydrology*. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.
- Voss, G. (1985): *Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn*. PhD Thesis. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.

Walther, W., Reinstorf, F., Pätsch, F. und Weller, D. (2003): Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany. Tagungsband der "XXX IAHR Congress: Water engineering and research in a learning society" am 24.-29. August, 2003, in Thessaloniki, Greece. Band B, S. 747-754.

Wendland, F. (1992): *Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD)*. Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 8, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Wendland, F., Albert, H., Bach, M. und Schmidt, R. (Eds.), (1993): *Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.

Wendland, F. und Kunkel, R. (1999a): Der Landschaftswasserhaushalt im Elbeinzugsgebiet (Deutscher Teil). *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **43**(5), 226-233.

Wendland, F. und Kunkel, R. (1999b): *Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes*. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 13, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Wendland, F. und Kunkel, R. (1999c): GIS-Model Supported Assessment of the Pollution Risk of Groundwater and Surface Waters by Nutrients in the River Elbe Basin. Tagungsband der "2nd Inter-Regional Conference on Environment-Water 99: Emerging Technologies for Sustainable Land Use and Water Management" am 1. September, 1999, in Lausanne, Switzerland.

Wendland, F., Kunkel, R., Tetzlaff, B. und Doerhoefer, G. (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. *Environmental Geology* **45**(2), 273-278.

Wendland, F., Hannappel, S., Kunkel, R., Voigt, H. J. und Wolter, R. (2005): A procedure to define natural groundwater conditions of groundwater bodies in Germany. Tagungsband der "6th International Conference of the European Water Resources Association" am 7.-10. September, 2005, in Menton, France. 2005.

Wendland, F., Bogena, H., Goemann, H., Hake, J. F., Kreins, P. und Kunkel, R. (2005): Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany). *Physics and Chemistry of the Earth* **30**(8-10), 527-541.

Wundt, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Grahmann, R. und Wundt, W. (Eds.): *Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung*. Band 104. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen, Germany, S. 47-54.

1. **Energiemodelle in der Bundesrepublik Deutschland. Stand der Entwicklung**
IKARUS-Workshop vom 24. bis 25. Januar 1996
herausgegeben von S. Molt, U. Fahl (1997), 292 Seiten
ISBN: 3-89336-205-3
2. **Ausbau erneuerbarer Energiequellen in der Stromwirtschaft**
Ein Beitrag zum Klimaschutz
Workshop am 19. Februar 1997, veranstaltet von der Forschungszentrum Jülich GmbH und der Deutschen Physikalischen Gesellschaft
herausgegeben von J.-Fr. Hake, K. Schultze (1997), 138 Seiten
ISBN: 3-89336-206-1
3. **Modellinstrumente für CO₂-Minderungsstrategien**
IKARUS-Workshop vom 14. bis 15. April 1997
herausgegeben von J.-Fr. Hake, P. Markewitz (1997), 284 Seiten
ISBN: 3-89336-207-X
4. **IKARUS-Datenbank - Ein Informationssystem zur technischen, wirtschaftlichen und umweltrelevanten Bewertung von Energietechniken**
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 2 „Datenbank“
H.-J. Laue, K.-H. Weber, J. W. Tepel (1997), 90 Seiten
ISBN: 3-89336-214-2
5. **Politikszenerarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 1. Szenarien und Maßnahmen zur Minderung von CO₂-Emissionen in Deutschland bis zum Jahre 2005
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1997), 410 Seiten
ISBN: 3-89336-215-0
6. **Politikszenerarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 2. Emissionsminderungsmaßnahmen für Treibhausgase, ausgenommen energiebedingtes CO₂
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1997), 110 Seiten
ISBN: 3-89336-216-9
7. **Modelle für die Analyse energiebedingter Klimagasreduktionsstrategien**
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 1 „Modelle“
P. Markewitz, R. Heckler, Ch. Holzapfel, W. Kuckshinrichs, D. Martinsen, M. Walbeck, J.-Fr. Hake (1998), VI, 276 Seiten
ISBN: 3-89336-220-7

8. **Politikszenerarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 3. Methodik-Leitfaden für die Wirkungsabschätzung von Maßnahmen zur Emissionsminderung
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1998), VIII, 95 Seiten
ISBN: 3-89336-222-3
9. **Horizonte 2000**
6. Wolfgang-Ostwald-Kolloquium der Kolloid-Gesellschaft
3. Nachwuchstage der Kolloid- und Grenzflächenforschung
Kurzfassungen der Vorträge und Poster
zusammengestellt von F.-H. Haegel, H. Lewandowski, B. Krahl-Urban (1998),
150 Seiten
ISBN: 3-89336-223-1
10. **Windenergieanlagen - Nutzung, Akzeptanz und Entsorgung**
von M. Kleemann, F. van Erp, R. Kehrbaum (1998), 59 Seiten
ISBN: 3-89336-224-X
11. **Policy Scenarios for Climate Protection**
Study on Behalf of the Federal Environmental Agency
Volume 4. Methodological Guideline for Assessing the Impact of Measures for Emission Mitigation
edited by G. Stein, B. Strobel (1998), 103 pages
ISBN: 3-89336-232-0
12. **Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe**
Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im
Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 1.
von R. Kunkel, F. Wendland (1998), 110 Seiten
ISBN: 3-89336-233-9
13. **Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes**
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im
Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 2.
von F. Wendland, R. Kunkel (1999), 166 Seiten
ISBN: 3-89336-236-3
14. **Treibhausgasminderung in Deutschland zwischen nationalen Zielen und internationalen Verpflichtungen**
IKARUS-Workshop am 27.05.1998, Wissenschaftszentrum Bonn-Bad
Godesberg. Proceedings
herausgegeben von E. Läge, P. Schaumann, U. Fahl (1999), ii, VI, 146 Seiten
ISBN: 3-89336-237-1

15. **Satellitenbildauswertung mit künstlichen Neuronalen Netzen zur Umweltüberwachung**
Vergleichende Bewertung konventioneller und Neuronaler Netzwerkalgorithmen und Entwicklung eines integrierten Verfahrens
von D. Klaus, M. J. Canty, A. Poth, M. Voß, I. Niemeyer und G. Stein (1999), VI, 160 Seiten
ISBN: 3-89336-242-8
16. **Volatile Organic Compounds in the Troposphere**
Proceedings of the Workshop on Volatile Organic Compounds in the Troposphere held in Jülich (Germany) from 27 – 31 October 1997
edited by R. Koppmann, D. H. Ehhalt (1999), 208 pages
ISBN: 3-89336-243-6
17. **CO₂-Reduktion und Beschäftigungseffekte im Wohnungssektor durch das CO₂-Minderungsprogramm der KfW**
Eine modellgestützte Wirkungsanalyse
von M. Kleemann, W. Kuckshinrichs, R. Heckler (1999), 29 Seiten
ISBN: 3-89336-244-4
18. **Symposium über die Nutzung der erneuerbaren Energiequellen Sonne und Wind auf Fischereischiffen und in Aquakulturbetrieben**
Symposium und Podiumsdiskussion, Izmir, Türkei, 28.-30.05.1998.
Konferenzbericht
herausgegeben von A. Özdamar, H.-G. Groehn, K. Ülgen (1999), IX, 245 Seiten
ISBN: 3-89336-247-9
19. **Das Weg-, Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet**
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 3.
von R. Kunkel, F. Wendland (1999), 122 Seiten
ISBN: 3-89336-249-5
20. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 5. Szenarien und Maßnahmen zur Minderung von CO₂-Emissionen in Deutschland bis 2020
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1999), XII, 201 Seiten
ISBN: 3-89336-251-7
21. **Klimaschutz durch energetische Sanierung von Gebäuden. Band 1**
von J.-F. Hake, M. Kleemann, G. Kolb (1999), 216 Seiten
ISBN: 3-89336-252-2

22. **Electroanalysis**
Abstracts of the 8th International Conference held from 11 to 15 June 2000 at the University of Bonn, Germany
edited by H. Emons, P. Ostapczuk (2000), ca. 300 pages
ISBN: 3-89336-261-4
23. **Die Entwicklung des Wärmemarktes für den Gebäudesektor bis 2050**
von M. Kleemann, R. Heckler, G. Kolb, M. Hille (2000), II, 94 Seiten
ISBN: 3-89336-262-2
24. **Grundlegende Entwicklungstendenzen im weltweiten Stoffstrom des Primäraluminiums**
von H.-G. Schwarz (2000), XIV, 127 Seiten
ISBN: 3-89336-264-9
25. **Klimawirkungsforschung auf dem Prüfstand**
Beiträge zur Formulierung eines Förderprogramms des BMBF
Tagungsband des Workshop „Klimaforschung“, Jülich, vom 02. bis 03.12.1999
von J.-Fr. Hake, W. Fischer (2000), 150 Seiten
ISBN: 3-89336-270-3
26. **Energiezukunft 2030**
Schlüsseltechnologien und Techniklinien
Beiträge zum IKARUS-Workshop 2000 am 2./3. Mai 2000
herausgegeben von U. Wagner, G. Stein (2000), 201 Seiten
ISBN: 3-89336-271-1
27. **Der globale Wasserkreislauf und seine Beeinflussung durch den Menschen**
Möglichkeiten zur Fernerkundungs-Detektion und -Verifikation
von D. Klaus und G. Stein (2000), 183 Seiten
ISBN: 3-89336-274-6
28. **Satelliten und nukleare Kontrolle**
Änderungsdetektion und objektorientierte, wissensbasierte Klassifikation von
Multispektralaufnahmen zur Unterstützung der nuklearen Verifikation
von I. Niemeyer (2001), XIV, 206 Seiten
ISBN: 3-89336-281-9
29. **Das hydrologische Modellsystem J2000**
Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten
von P. Krause (2001), XIV, 247 Seiten
ISBN: 3-89336-283-5
30. **Aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung**
von G. Fleischer, J.-Fr. Hake (2002), IV, 64 Blatt
ISBN: 3-89336-293-2

31. **Nachhaltiges Management metallischer Stoffströme**
Indikatoren und deren Anwendung
Workshop, 27.-28.06.2001 im Congresscentrum Rolduc, Kerkrade (NL)
herausgegeben von W. Kuckshinrichs, K.-L. Hüttner (2001), 216 Seiten
ISBN: 3-89336-296-7
32. **Ansätze zur Kopplung von Energie- und Wirtschaftsmodellen zur Bewertung zukünftiger Strategien**
IKARUS-Workshop am 28. Februar 2002, BMWi, Bonn. Proceedings
herausgegeben von S. Briem, U. Fahl (2003), IV, 184 Seiten
ISBN: 3-89336-321-1
33. **TRACE. Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology**
Volume 1: Proceedings of the Dendrosymposium 2002,
April 11th – 13th 2002, Bonn/Jülich, Germany
edited by G. Schleser, M. Winiger, A. Bräuning et al., (2003), 135 pages, many
partly coloured illustrations
ISBN: 3-89336-323-8
34. **Klimaschutz und Beschäftigung durch das KfW-Programm zur CO₂-Minderung und das KfW-CO₂-Gebäudesanierungsprogramm**
von M. Kleemann, R. Heckler, A. Kraft u. a., (2003), 53 Seiten
ISBN: 3-89336-326-2
35. **Klimaschutz und Klimapolitik: Herausforderungen und Chancen**
Beiträge aus der Forschung
herausgegeben von J.-Fr. Hake, K. L. Hüttner (2003), III, 231 Seiten
ISBN: 3-89336-327-0
36. **Umweltschutz und Arbeitsplätze, angestoßen durch die Tätigkeiten des Schornsteinfegerhandwerks**
Auswertung von Schornsteinfeger-Daten
von M. Kleemann, R. Heckler, B. Krüger (2003), VII, 66 Seiten
ISBN: 3-89336-328-9
37. **Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen**
von H. Bogena, R. Kunkel, T. Schöbel, H. P. Schrey, F. Wendland (2003), 148
Seiten
ISBN: 3-89336-329-7
38. **Dendro-Isotope und Jahrringbreiten als Klimaproxis der letzten 1200 Jahre im Karakorumgebirge/Pakistan**
von K. S. Treydte (2003), XII, 167 Seiten
ISBN: 3-89336-330-0
39. **Das IKARUS-Projekt: Energietechnische Perspektiven für Deutschland**
herausgegeben von P. Markewitz, G. Stein (2003), IV, 274 Seiten
ISBN: 3-89336-333-5

40. **Umweltverhalten von MTBE nach Grundwasserkontamination**
von V. Linnemann (2003), XIV, 179 Seiten
ISBN: 3-89336-339-4

41. **Climate Change Mitigation and Adaptation: Identifying Options for Developing Countries**
Proceedings of the Summer School on Climate Change, 7-17 September 2003, Bad Münstereifel, Germany
edited by K. L. Hüttner, J.-Fr. Hake, W. Fischer (2003), XVI, 341 pages
ISBN: 3-89336-341-6

42. **Mobilfunk und Gesundheit: Risikobewertung im wissenschaftlichen Dialog**
von P. M. Wiedemann, H. Schütz, A. T. Thalman (2003), 111 Seiten
ISBN: 3-89336-343-2

43. **Chemical Ozone Loss in the Arctic Polar Stratosphere: An Analysis of Twelve Years of Satellite Observations**
by S. Tilmes (2004), V, 162 pages
ISBN: 3-89336-347-5

44. **TRACE. Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology**
Volume 2: Proceedings of the Dendrosymposium 2003,
May 1st – 3rd 2003, Utrecht, The Netherlands
edited by E. Jansma, A. Bräuning, H. Gärtner, G. Schleser (2004), 174 pages
ISBN: 3-89336-349-1

45. **Vergleichende Risikobewertung: Konzepte, Probleme und Anwendungsmöglichkeiten**
von H. Schütz, P. M. Wiedemann, W. Hennings et al. (2004), 231 Seiten
ISBN: 3-89336-350-5

46. **Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg**
von B. Tetzlaff, R. Kunkel, R. Taug, F. Wendland (2004), 87 Seiten
ISBN: 3-89336-352-1

47. **Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland**
von R. Kunkel, H.-J. Voigt, F. Wendland, S. Hannappel (2004), 207 Seiten
ISBN: 3-89336-353-X

48. **Water and Sustainable Development**
edited by H. Bogen, J.-Fr. Hake, H. Vereecken (2004), 199 pages
ISBN: 3-89336-357-2

49. **Geo- and Biodynamic Evolution during Late Silurian / Early Devonian Time (Hazro Area, SE Turkey)**
by O. Kranendonck (2004), XV, 268 pages
ISBN: 3-89336-359-9

50. **Politikszenerarien für den Umweltschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Langfristszenarien und Handlungsempfehlungen ab 2012 (Politikszenerarien III)
herausgegeben von P. Markewitz u. H.-J. Ziesing (2004), XVIII, 502 Seiten
ISBN: 3-89336-370-X
51. **Die Sauerstoffisotopenverhältnisse des biogenen Opals lakustriner Sedimente als mögliches Paläothermometer**
von R. Moschen (2004), XV, 130 Seiten
ISBN: 3-89336-371-8
52. **MOSYRUR: Water balance analysis in the Rur basin**
von Heye Bogena, Michael Herbst, Jürgen-Friedrich Hake, Ralf Kunkel, Carsten Montzka, Thomas Pütz, Harry Vereecken, Frank Wendland (2005), 155 Seiten
ISBN: 3-89336-385-8
53. **TRACE. Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology**
Volume 3: Proceedings of the Dendrosymposium 2004,
April 22nd – 24th 2004, Birmensdorf, Switzerland
edited by Holger Gärtner, Jan Esper, Gerhard H. Schleser (2005), 176 pages
ISBN: 3-89336-386-6
54. **Risikobewertung Mobilfunk: Ergebnisse eines wissenschaftlichen Dialogs**
herausgegeben von P. M. Wiedemann, H. Schütz, A. Spangenberg (2005), ca. 380 Seiten
ISBN: 3-89336-399-8
55. **Comparison of Different Soil Water Extraction Systems for the Prognoses of Solute Transport at the Field Scale using Numerical Simulations, Field and Lysimeter Experiments**
by L. Weihermüller (2005), ca. 170 pages
ISBN: 3-89336-402-1
56. **Effect of internal leaf structures on gas exchange of leaves**
by R. Pieruschka (2005), 120 pages
ISBN: 3-89336-403-X
57. **Temporal and Spatial Patterns of Growth and Photosynthesis in Leaves of Dicotyledonous Plants Under Long-Term CO₂- and O₃-Exposure**
by M. M. Christ (2005), 125 pages
ISBN: 3-89336-406-4
58. **Öffentliche Kommunikation über Klimawandel und Sturmflutrisiken Bedeutungskonstruktion durch Experten, Journalisten und Bürger**
von H. P. Peters, H. Heinrichs (2005), 231 Seiten, CD
ISBN: 3-89336-415-3

59. **Umsatz verschiedener Ernterückstände in einem Bodensäulenversuchssystem – Einfluss auf die organische Bodensubstanz und den Transport zweier Xenobiotika**
von N. Drewes (2005), 221 Seiten
ISBN: 3-89336-417-X
60. **Evaluierung der CO₂-Minderungsmaßnahmen im Gebäudebereich**
von M. Kleemann, P. Hansen (2005), 84 Seiten
ISBN: 3-89336-419-6
61. **TRACE. Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology**
Volume 4: Proceedings of the Dendrosymposium 2005,
April 21st – 23rd 2005, Fribourg, Switzerland
edited by Ingo Heinrich, Holger Gärtner, Michel Monbaron, Gerhard Schleser
(2006), 313 pages
ISBN: 3-89336-425-0
62. **Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems**
Ist-Zustands- und Maßnahmenanalysen
von R. Kunkel, F. Wendland (2006), 130 Seiten
ISBN: 3-89336-437-4

Mit Erlass der Wasserrahmenrichtlinie der EU sind auf europäischer Ebene neue institutionelle Rahmenbedingungen, Umweltziele und Handlungsvorschriften für den Gewässerschutz vorgegeben worden. Damit ging auch eine neue Bewertung des Gewässerschutzes einher, die nicht nur in Deutschland zu verstärkten politischen und wissenschaftlichen Aktivitäten auf diesem Gebiet führte. Die Wasserrahmenrichtlinie verlangt unter anderem die Errichtung von Managementsystemen für Flusseinzugsgebiete, die in klare zeitliche Vorgaben und umfassende Berichtspflichten eingebunden sind. In Deutschland hat dies dazu beigetragen, dass vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) der Förderschwerpunkt „Flussgebietsmanagement“ eingerichtet wurde, innerhalb dessen die diesem Band zugrunde liegende Untersuchung im Zeitraum 2001 bis 2005 durchgeführt wurde.

Das Forschungsprojekt REGFLUD (Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland) nimmt die aus der Wasserrahmenrichtlinie und ihrer Umsetzung herrührenden wissenschaftlichen Herausforderungen auf. Ziel des Vorhabens war die Entwicklung und Bereitstellung wissenschaftlicher Methoden sowie die Entwicklung eines Entscheidungshilfesystems zur Reduktion diffuser Nährstoffeinträge in Flusseinzugsgebieten. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf zwei Flusseinzugsgebiete: ein Teilsystem des Rheins zwischen den Nebenflüssen Sieg, Erft, Wupper und Ruhr und das Flusseinzugsgebiet der Ems.

Ein Ziel des vom Forschungszentrum Jülich bearbeiteten Teilprojektes war die flächendifferenzierte Modellierung der diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer der betrachteten Flusseinzugsgebiete. Hierzu wurde eine Verknüpfung des agrarökonomischen RAUMIS-Modells der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft mit den hydro(geo-)logischen Modellen GROWA und WEKU des Forschungszentrums Jülich vorgenommen. Basierend auf einer Wasserhaushaltsanalyse für den Zeitraum 1979–1999 wurden die Fließwege und Verweilzeiten des mit dem Abfluss in die Vorfluter eingetragenen Nitrats sowie die Effektivität von Rückhalte- und Abbauprozessen im Boden und im Grundwasser modelliert. Im Anschluss an diese Arbeiten wurde eine flächendifferenzierte Simulation der aktuellen N-Belastung von Grundwasser und Oberflächengewässern aus diffusen Quellen durchgeführt.

Mit dem gekoppelten Modellinstrumentarium wurden die Potenziale und Grenzen ökonomisch begründeter Landnutzungs- und Landbewirtschaftungsszenarien zur Reduktion der Nährstoffausträge analysiert und hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Gewässerqualität prognostiziert und bewertet.

Forschungszentrum Jülich
in der Helmholtz-Gemeinschaft



Band/Volume 62
ISBN 3-89336-437-4

Umwelt
Environment