

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 299 22 285
UBA-FB 000446



**Internationale Harmonisierung
der Quantifizierung von
Nährstoffeinträgen aus diffusen
und punktuellen Quellen in die
Oberflächengewässer
Deutschlands**

von

Dr. Horst Behrendt*

Dr. Martin Bach**

Dr. Ralf Kunkel****

Dipl. Phys. Dieter Opitz*

Dr. Wolf-Gunther Pagenkopf***

Dipl. Geogr. Gaby Scholz*

Dr. Frank Wendland****

* Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im
Forschungsverbund Berlin e.V.

** Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.

*** Pagenkopf geodaten integration & analyse

**** Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe
Systemforschung und Technologische Entwicklung

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung ist ausschließlich als CD-ROM erhältlich.

Sie kann bezogen werden bei

Vorauszahlung von 10,00 Euro

durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der

Postbank Berlin (BLZ 10010010)

Fa. Werbung und Vertrieb,

Wolframstraße 95-96,

12105 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte eine schriftliche Bestellung mit Nennung der **Texte-Nummer** und sowie des **Namens** und der **Anschrift des Bestellers** an die Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in dem Bericht geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 3.2
Dr. Heike Herata

Berlin, November 2003

Berichts-Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens		
5. Autoren: Dr. Horst Behrendt Dr. Martin Bach Dr. Ralf Kunkel Dipl. Physiker Dieter Opitz Dr. Wolf-Gunther Pagenkopf Dipl. Geogr. Gaby Scholz Dr. Frank Wendland	8. Abschlußdatum 31.05.2002	
	9. Veröffentlichungsdatum 30.09.2002	
	10. UFOPLAN - Nr. 299 222 285	
6. Durchführende Institution Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. Müggelseedamm 310 12561 Berlin	11. Seitenzahl 201 Seiten	
	12. Literaturangaben 70 Quellen	
	13. Tabellen 53 Tabellen	
7. Fördernde Institution Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 14193 Berlin	14. Abbildungen und Karten 26 Abbildungen 68 Karten	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Für 300 deutsche Flussgebiete wurden mit Hilfe des Modellsystems MONERIS die Nährstoffemissionen von punktuellen und diffusen Quellen für die Zeiträume 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987 quantifiziert. Das Modell erlaubt die Abschätzung von 6 verschiedenen diffusen Eintragspfaden und berücksichtigt darüber hinaus die Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter. Für Stickstoff konnten für den Zeitraum 1998-2000 Einträge von insgesamt ca. 688 kt/a für Deutschland ermittelt werden. Diese Einträge haben sich seit 1985 um 400 kt/a vermindert. Für Phosphor beträgt die Reduzierung ca. 59 kt/a. Z. Zt werden noch 33 kt/a Phosphor in die deutschen Flussgebiete eingetragen. Bezogen auf den geogenen Hintergrund liegen die Phosphoreinträge noch um das Zehnfache und die Stickstoffeinträge um das Siebenfache über diesen Werten. Die Anwendung des Modells für das Odereinzugsgebiet und der Vergleich mit anderen Modellen zeigt, dass MONERIS auch für eine Eintragsquantifizierung für Flussgebiete außerhalb Deutschlands geeignet ist.		
17. Schlagwörter Stickstoff- und Phosphoreinträge, Emissionsmethode, MONERIS, Immissionsmethode, Punktquellen, diffuse Quellen, Flußgebiete, Nährstofffrachten, Retention, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, atmosphärische Deposition, Abschwemmung, Erosion, Drainage, Grundwasser, urbane Flächen		
18. Preis	19.	20.

Report No. 1. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Nutrient emissions into river basins of Germany on the basis of a harmonised procedure		
5. Authors: Dr. Horst Behrendt Dr. Martin Bach Dr. Ralf Kunkel Dipl. Physiker Dieter Opitz Dr. Wolf-Gunther Pagenkopf Dipl. Geogr. Gaby Scholz Dr. Frank Wendland	8. Report Date 31.05.2002	
	9. Publication Date 30.09.2002	
	10. UFOPLAN - Ref.No. 299 222 285	
6. Performing Organisation Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries Müggelseedamm 310 D-12561 Berlin	11. No. of Pages 202 pages	
	12. No. of References 70 references	
	13. No. of Tables 54 tables	
7. Sponsoring Agency Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 14193 Berlin	14. No. of Figures and Maps 26 figures 68 maps	
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The nutrient emissions from point and diffuse sources into about 300 German river basins were estimated for the periods 1998-2000, 1993-1997 and 1983-1987 with the model system MONERIS. The model distinguishes between six diffuse pathways and point source emissions from waste water treatment plants and direct industrial discharges. It was estimated that the total nitrogen emission into the German river systems amounts about 688 kt/a in the period 1998 to 2000. These emissions were decreased since the mid of the eighties by about 400 kt/a, mainly caused by the reduction of point source discharges. For phosphorus the emissions were reduced by 59 kt/a and amount 33 kt/a in the period 1998-2000. In the period 1998-2000 the sum of the phosphorus emissions was 10 times higher and the total nitrogen emissions was 7 times higher than the background emissions. The application of the model to the Oder basin and the comparison with other methods shows that the model can be applied also for river basins outside of Germany.		
17. Keywords nitrogen and phosphorus inputs, emission method, MONERIS, source apportionment, point sources, diffuse sources, river basins, nutrient loads, retention, municipal wastewater treatment plants, direct industrial discharges, atmospheric deposition, surface runoff, erosion, tile drainage, groundwater, urban areas		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	iii
Tabellenverzeichnis	v
Kartenverzeichnis	viii
Größenverzeichnis	xi
Abkürzungsverzeichnis.....	xv
Zusammenfassung
1 Einleitung	1
2 Datengrundlage	3
2.1 Flächenbezogene Eingangsdaten	3
2.2 Daten zur Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge	8
2.2.1 Kommunale Kläranlagen Deutschlands.....	8
2.2.2 Kommunale Kläranlagen des angrenzenden Auslandes	8
2.2.3 Industrielle Direkteinleiter	9
2.3 Daten zur Berechnung der Nährstoffüberschüsse der Landwirtschaftsflächen	9
2.4 Monitoringdaten	10
3 Methodik	36
3.1 Nährstoffemissionen aus Punktquellen.....	37
3.1.1 Kommunale Kläranlagen	37
3.1.2 Industrielle Direkteinleiter	37
3.2 Nährstoffemissionen aus diffusen Quellen	38
3.2.1 Versiegelte urbane Flächen.....	38
3.2.2 Atmosphärische Deposition.....	40
3.2.3 Nährstoffüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche	42
3.2.4 Dränagen	46
3.2.5 Grundwasser	48
3.2.6 Erosion	55
3.2.7 Abschwemmung	57
3.2.8 Naturnaher Hintergrund.....	58
3.3 Nährstoffretention in den Oberflächengewässern eines Flusssystem.....	59
3.4 „Gemessene“ Nährstofffrachten an den Gütepegeln	61
4 Ergebnisse	62
4.1 Emissionsmethode nach MONERIS	64
4.1.1 Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen	64

4.1.1.1	Nährstoffbilanzüberschüsse in der Landwirtschaft und deren Veränderung.....	64
4.1.1.2	Atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche	76
4.1.1.3	Abschwemmung.....	83
4.1.1.4	Erosion	89
4.1.1.5	Dränagen	95
4.1.1.6	Grundwasser	101
4.1.1.7	Urbane Flächen	112
4.1.1.8	Gesamtbetrachtung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen	119
4.1.2	Einträge aus Punktquellen	130
4.1.2.1	Kommunale Kläranlagen	130
4.1.2.2	Industrielle Direkteinleiter	138
4.1.3	Gesamtbetrachtung der Nährstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen	141
4.1.4	Quantifizierung der Hintergrundbelastung für die Nährstoffe in den Flussgebieten.	154
4.2	Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer nach Verursacherbereichen.....	160
4.3	Vergleich zwischen berechneten und „gemessenen“ Nährstofffrachten	175
4.4	Modellanwendung in kleinen Einzugsgebieten	183
4.5	Vergleich mit Ergebnissen anderer Methoden zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge	186
6	Literatur	196

Danksagung

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: Pfade und Prozesse von MONERIS.....	36
Abbildung 3.2: Nährstoffeinträge von urbanen Flächen.....	38
Abbildung 3.3: Zusammenhang zwischen berechneten Wasserflächen von Einzugsgebieten auf Basis von digitalen Karten und der Flächenstatistik der Gemeinden.....	41
Abbildung 3.4: Stickstoffeinträge aus Dränagen.....	47
Abbildung 3.5: Stickstoffeinträge über das Grundwasser.....	48
Abbildung 3.6: Nährstoffeinträge über Erosion.....	56
Abbildung 3.7: Nährstoffeinträge über Abschwemmung.....	57
Abbildung 3.8: Zusammenhang zwischen dem Fracht/Eintragsverhältnis für Gesamtstickstoff und der hydraulischen Belastung im Flussgebiet.....	60
Abbildung 4.1: P-Bilanzüberschüsse und P-Akkumulation auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für ausgewählte Bundesländer von 1950 bis 1995.....	73
Abbildung 4.2: N-Bilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche des deutschen Teilgebietes von Donau, Rhein, Weser und Elbe von 1950 bis 1995.....	75
Abbildung 4.3: Anteile der verschiedenen diffusen Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphor- und Stickstoffeinträgen für ausgewählte Flussgebiete Deutschlands im Zeitraum 1998-2000.....	120
Abbildung 4.4: Phosphoreinträge (A) und Anteil der Eintragspfade an den gesamten P-Einträgen (B) für ausgewählte Flussgebiete Deutschlands.....	143
Abbildung 4.5: Stickstoffeinträge (A) und Anteil der Eintragspfade an den gesamten N-Einträgen (B) für ausgewählte Flussgebiete Deutschlands.....	150
Abbildung 4.6: Anteile der Verursacher an den Nährstoffeinträgen in die Flussgebiete Deutschlands im Zeitraum 1998-2000.....	165
Abbildung 4.7: Anteile der Verursacherbereiche an den Phosphoreinträgen in die deutschen Teile der Meeresgebiete in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.....	166
Abbildung 4.8: Anteile der Verursacherbereiche an den Stickstoffeinträgen in die deutschen Teile der Meeresgebiete in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.....	167
Abbildung 4.9: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten im Zeitraum 1998-2000.....	176
Abbildung 4.10: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten im Zeitraum 1993-1997.....	177

Abbildung 4.11: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten im Zeitraum 1983-1987	178
Abbildung 4.12: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten in kleinen Einzugsgebieten nach Geisler (2001), Pagenkopf (2001), Thomas (2001) und Schmidt (2002)	184
Abbildung 4.13: Mittlere Abweichungen von gemessenen und berechneten Nährstofffrachten für Einzugsgebietsklassen auf Basis der Untersuchungen von Geisler (2001), Pagenkopf (2001), Thomas (2001) und Schmidt (2002)	185
Abbildung 4.14: Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden für das Gebiet der Oder oberhalb von Krajnik Dolny und die Hauptteilgebiete im Zeitraum 1993-1997	187
Abbildung 4.15: Vergleich der beobachteten und berechneten Nährstofffrachten innerhalb des Flussgebietes der Oder im Zeitraum 1993-1997	188
Abbildung 4.16: Vergleich der durchflussgewichteten Konzentrationen für die Summe der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen für Flussgebiete, für die Ergebnisse anderer Autoren mit anderen Methoden vorlagen	192
Abbildung 4.17 : Vergleich mit den Modellen MODEST und MONERIS berechneten Stickstoffkonzentrationen der Grundwassereinträge in den Flussgebieten der Oder mit den aus Grundwasserbeobachtungen regionalisierten Konzentrationen und den Nitratkonzentrationen in den Flüssen bei geringen Abflüssen und Temperaturen (nach Behrendt et al., 2002b)	193
Abbildung 4.18 : Vergleich mit den Modellen WEKU und MONERIS berechneten Stickstoffkonzentrationen der Grundwassereinträge in den Flussgebieten der Elbe mit den aus Grundwasserbeobachtungen regionalisierten Konzentrationen und den Nitratkonzentrationen in den Flüssen bei geringen Abflüssen und Temperaturen (nach Behrendt et al., 2003)	194

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Nährstoffeinträge in die Stromgebiete von Donau, Elbe und Rhein aus kommunalen Kläranlagen des Auslandes.	9
Tabelle 2.2: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Donau-Einzugsgebiet.	11
Tabelle 2.3: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Rhein-Einzugsgebiet.	12
Tabelle 2.4: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Weser-Einzugsgebiet.	13
Tabelle 2.5: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Elbe-Einzugsgebiet.	14
Tabelle 2.6: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Bereich der Ems und weiterer Nordseezuflüsse.	15
Tabelle 2.7: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Bereich der Oder und weiterer Ostseezuflüsse.	15
Tabelle 3.1: Stickstoff- und Phosphorgehalte bzw. -mengen in der Ernteabfuhr und in den tierischen Ausscheidungen zur Berechnung der Flächenbilanzen für die Kreise und kreisfreien Städte.	43
Tabelle 3.2: Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen.	47
Tabelle 3.3: Phosphorkonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen.	49
Tabelle 4.1: Einzugsgebiete der Stromgebiete und ihrer Hauptflüsse.	62
Tabelle 4.2: Stickstoffbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Flussgebieten in den Jahren 1985, 1995 und 1999 sowie deren Veränderung.	65
Tabelle 4.3: Phosphorakkumulation auf den landwirtschaftlich genutzten Böden der Bundesländer von 1950 bis 1999.	71
Tabelle 4.4: Akkumulierte Phosphorbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Flussgebieten von 1950 bis 1985, 1995 bzw. 1999 sowie deren Veränderung.	72
Tabelle 4.5: Entwicklung des N-Bilanzüberschusses in den Bundesländern von 1950 bis 1999.	74
Tabelle 4.6: Phosphoreinträge über atmosphärische Deposition in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.	77
Tabelle 4.7: Stickstoffeinträge über atmosphärische Deposition in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.	79
Tabelle 4.8: Phosphoreinträge in die Flussgebiete Deutschlands durch Abschwemmung ($ERO_{N,P}$) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung.	87
Tabelle 4.9: Stickstoffeinträge in die Flussgebiete Deutschlands durch Abschwemmung ($ERO_{N,P}$) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung.	88

Tabelle 4.10: Phosphoreinträge über Erosion in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	91
Tabelle 4.11: Stickstoffeinträge über Erosion in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	92
Tabelle 4.12: Phosphoreinträge aus Dränagen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	96
Tabelle 4.13: Stickstoffeinträge aus Dränagen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	97
Tabelle 4.14: Phosphoreinträge über das Grundwasser in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	103
Tabelle 4.15: Stickstoffeinträge über das Grundwasser in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	104
Tabelle 4.16: Veränderung der Stickstoffeinträge über das Grundwasser in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 durch Berücksichtigung der flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten.....	105
Tabelle 4.17: Phosphoreinträge von urbanen Flächen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	113
Tabelle 4.18: Stickstoffeinträge von urbanen Flächen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	114
Tabelle 4.19: Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen (ED_p) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung.....	120
Tabelle 4.20: Anteile der Eintragspfade an den gesamten P-Einträgen aus diffusen Quellen in die Flussgebiete im Zeitraum 1998-2000.....	121
Tabelle 4.21: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen (ED_p) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung.....	126
Tabelle 4.22: Anteile der Eintragspfade an den gesamten N-Einträgen aus diffusen Quellen in die Flussgebiete im Zeitraum 1998-2000.....	127
Tabelle 4.23: Phosphoreinträge durch kommunale Kläranlagen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	132
Tabelle 4.24: Stickstoffeinträge durch kommunale Kläranlagen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-200 sowie deren Veränderung.....	133
Tabelle 4.25: Phosphoreinträge durch industrielle Direkteinleiter ($EIND_p$) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung.....	139
Tabelle 4.26: Stickstoffeinträge durch industrielle Direkteinleiter ($EIND_p$) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung.....	140
Tabelle 4.27: Summe der Phosphoreinträge (EG_p) aus punktförmigen und diffusen Quellen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 und deren Veränderung.....	142

Tabelle 4.28: Anteil der Einträge aus diffusen Quellen (ED_{NP}) an den gesamten Phosphor- und Stickstoffeinträgen (EG_{NP}) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000	147
Tabelle 4.29: Summe der Stickstoffeinträge (EG_N) aus punktförmigen und diffusen Quellen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 und deren Veränderung	149
Tabelle 4.30: Gesamte Phosphor- und Stickstoffeinträge bei Hintergrundbedingungen und auf den Zeitraum 1993-1995 normierten hydrologischen Bedingungen	155
Tabelle 4.31: Anthropogen verursachte Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer ($EANT_P$) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung	161
Tabelle 4.32: Anthropogen verursachte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer ($EANT_N$) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung	162
Tabelle 4.33: Verhältnis der anthropogen verursachten Phosphor- und Stickstoffemissionen ($EANT_{NP}$) zum Hintergrundwert (EH_{NP}) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000	163
Tabelle 4.34: Landwirtschaftlich verursachte Phosphoreinträge (ELW_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung	168
Tabelle 4.35: Landwirtschaftlich verursachte Stickstoffeinträge (ELW_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung	169
Tabelle 4.36: Verhältnis der landwirtschaftlichen Phosphor- und Stickstoffemissionen (ELW_{NP}) zum Hintergrundwert (EH_{NP}) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000	170
Tabelle 4.37: Vergleich beobachteter (Fr_{gem}) und berechneter (Fr_{ber}) Frachten von Gesamtphosphor in ausgewählten Flussgebieten Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000	179
Tabelle 4.38: Vergleich beobachteter (Fr_{gem}) und berechneter (Fr_{ber}) Frachten für anorganisch gelösten Stickstoff in ausgewählten Flussgebieten Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000	180
Tabelle 4.39: Vergleich beobachteter (Fr_{gem}) und berechneter (Fr_{ber}) Frachten für Gesamtstickstoff in ausgewählten Flussgebieten Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000	181
Tabelle 4.40: Abweichungen zwischen beobachteten und berechneten Nährstofffrachten für alle Flussgebiete, für die Daten in den einzelnen Zeiträumen verfügbar waren.....	182
Tabelle 4.41: Flussgebiete und Regionen mit Anwendung von MONERIS für kleinere Gebietsgrößen	183
Tabelle 4.42: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten gesamten P-Einträge und der P-Einträge aus diffusen Quellen für verschiedene Flussgebiete	190
Tabelle 4.43: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten gesamten N-Einträge und der N-Einträge aus diffusen Quellen für verschiedene Flussgebiete.....	191

Kartenverzeichnis

Karte 2.1: Landnutzung	16
Karte 2.2: Bodenregionen Deutschlands.	17
Karte 2.3: Hydrogeologie.	18
Karte 2.4: Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten & Grundwasserentnahmestellen	19
Karte 2.5: Gewässernetz.	20
Karte 2.6: Stromgebiete und Pegel.	21
Karte 2.7: Topographie.	22
Karte 2.8: Bevölkerungsdichte auf der Basis der Angaben für Gemeinden.	23
Karte 2.9: Bevölkerungsdichte auf der Basis von Landscan 2000	24
Karte 2.10: Anteil der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Flußgebieten Deutschlands.	25
Karte 2.11: Bodenabträge	26
Karte 2.12: Atmosphärische Stickstoffdeposition 1999 nach EMAP	27
Karte 2.13: Atmosphärische Stickstoffdeposition 1986 nach EMAP	28
Karte 2.14: Standorte kommunaler Kläranlagen	29
Karte 2.15: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Donaugebiet.	30
Karte 2.16: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Rheingebiet.	31
Karte 2.17: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Wesergebiet.	32
Karte 2.18: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Elbegebiet.	33
Karte 2.19: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Emsgebiet und an der Nordseeküste.	34
Karte 2.20: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Odergebiet und an der Ostseeküste	35
Karte 3.1: Mediane der Verweilzeiten des Basisabflusses für die Flussgebiete Deutschlands.	54
Karte 4.1: Übersicht zur Lage der ausgewählten Flusseinzugsgebiete	63
Karte 4.2: Phosphorbilanzüberschüsse für die landwirtschaftliche Nutzfläche im Jahr 1999	66
Karte 4.3: Stickstoffbilanzüberschüsse für die landwirtschaftliche Nutzfläche im Jahr 1999	67
Karte 4.4: Stickstoffbilanzüberschüsse für die landwirtschaftliche Nutzfläche im Jahr 1995	68
Karte 4.5: Stickstoffbilanzüberschüsse für die landwirtschaftliche Nutzfläche von 1995 bis 1999	69

Karte 4.6: Spezifische P-Einträge infolge direkter Deposition auf die Gewässeroberfläche	78
Karte 4.7: Einträge in die Oberflächengewässer durch atmosphärische Stickstoffdeposition im Zeitraum 1998-2000	81
Karte 4.8: Veränderung der spezifische N-Einträge infolge direkter Deposition auf die Gewässeroberfläche	82
Karte 4.9: Spezifische P-Einträge durch Abschwemmung	85
Karte 4.10: Spezifische N-Einträge durch Abschwemmung	86
Karte 4.11: Spezifische Phosphoreinträge durch Erosion im Zeitraum 1998-2000	93
Karte 4.12: Spezifische Stickstoffeinträge durch Erosion im Zeitraum 1998-2000	94
Karte 4.13: Spezifische P-Einträge durch Dränagen im Zeitraum 1998-2000	98
Karte 4.14: Spezifische N-Einträge durch Dränagen im Zeitraum 1998-2000.....	99
Karte 4.15: Veränderung der spezifische N-Einträge durch Dränagen von 1995 bis 1999	100
Karte 4.16: Spezifische P-Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1998-2000	106
Karte 4.17: Mittlere Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Zeitraum 1998-2000	107
Karte 4.18: Mittlere Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser im Zeitraum 1998-2000	108
Karte 4.19: Mittlere N-Retention im Boden, in der ungesättigter Zone und Grundwasser der Flussgebiete	109
Karte 4.20: N-Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1998-2000	110
Karte 4.21: Veränderung der N-Einträge über das Grundwasser von 1985 bis 1999.....	111
Karte 4.22: Spezifische Phosphoreinträge von urbanen Flächen im Zeitraum 1998-2000	115
Karte 4.23: Veränderung der Phosphoreinträge von urbanen Flächen von 1983-1987 bis 1998-2000	116
Karte 4.24: Spezifischer Stickstoffeinträge von urbanen Flächen im Zeitraum 1998-2000.....	117
Karte 4.25: Veränderung der Stickstoffeinträge von urbanen Flächen von 1983-1987 bis 1998-2000	118
Karte 4.26: Flächenspezifische Phosphoreinträge aus diffusen Eintragsquellen im Zeitraum 1998-2000	122
Karte 4.27: Veränderung der Summe der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen von 1983-1987 bis 1998-2000	123
Karte 4.28: Flächenspezifische Stickstoffeinträge aus diffusen Eintragsquellen im Zeitraum 1998-2000	128
Karte 4.29: Veränderung der Summe der Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen von 1983-1987 bis 1998-2000	129

Karte 4.30: Einwohnerspezifische Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen im Zeitraum 1998-2000	134
Karte 4.31: Veränderung der Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen von 1983-1987 bis 1998-2000	135
Karte 4.32: Einwohnerspezifische Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen im Zeitraum 1998-2000	136
Karte 4.33: Veränderung der Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen von 1983-1987 bis 1998-2000	137
Karte 4.34: Gesamte spezifische Phosphoreinträge aus diffusen und punktförmigen Quellen im Zeitraum 1998 bis 2000	144
Karte 4.35: Veränderung der Summe aller Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer von 1983-1987 bis 1998-2000	145
Karte 4.36: Anteil der diffusen Quellen an den gesamten Phosphoreinträge im Zeitraum 1998-2000.	146
Karte 4.37: Gesamte spezifische Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen im Zeitraum 1998 bis 2000	151
Karte 4.38: Veränderung der gesamten Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen von 1983-1987 bis 1998-2000	152
Karte 4.39: Anteil der Einträge aus diffusen Quellen an den gesamten Stickstoffeinträgen im Zeitraum 1998-2000	153
Karte 4.40: Durchflussgewichtete mittlere Phosphorkonzentration der Einträge unter Hintergrundbedingungen	156
Karte 4.41: Flächenspezifische P-Einträge unter Hintergrundbedingungen.....	157
Karte 4.42: Durchflussgewichtete mittlere Stickstoffkonzentration der Einträge unter Hintergrundbedingungen	158
Karte 4.43: Flächenspezifische Stickstoffeinträge unter Hintergrundbedingungen	159
Karte 4.44: Abweichung der anthropogen verursachten P-Einträge vom Hintergrundwert.....	171
Karte 4.45: Abweichung der anthropogen verursachten N-Einträge vom Hintergrundwert	172
Karte 4.46: Abweichung der landwirtschaftlich verursachten P-Einträge vom Hintergrundwert	173
Karte 4.47: Abweichung der landwirtschaftlich verursachten N-Einträge vom Hintergrundwert	174

Größenverzeichnis

A _{AI}	Fläche des Ackerlandes
A _{AU}	Fläche der Auenstandorte
A _{DR}	gedränte Flächen
A _{DRHM}	Fläche der gedränten Hochmoorstandorte
A _{DRL}	Fläche der gedränten Lehmstandorte
A _{DRNM}	Fläche der gedränten Niedermoorstandorte
A _{DRS}	Fläche der gedränten Sandstandorte
A _{EZG}	Fläche des Einzugsgebietes
AF	Feldkapazität
AG _{E_{N,P}}	einwohnerspezifische Stickstoff- bzw. Phosphorabgabe
AG _{ES_{N,P}}	gelöste einwohnerspezifische Nährstoffabgabe
A _{GRÜN}	Fläche des Grünlandes
A _{HM}	Fläche der Hochmoorstandorte
A _L	Fläche der Lehmstandorte
A _{LN}	landwirtschaftliche Nutzfläche
A _{MO}	Fläche der Moorstandorte
A _{NM}	Fläche der Niedermoorstandorte
A _{OF}	offene Fläche
A _{RO}	für Oberflächenabfluss relevante Fläche
A _S	Fläche der Sandstandorte
A _{SOURCE}	für Bodeneintrag in die Gewässer sensitive Flächen
A _{STL}	Fläche der staunassen Tieflehm- und Lehmstandorte
A _{URB_N}	spezifische Abschwemmungsrate von der urbanen Fläche
A _{URB}	urbane Fläche
A _{URBK}	nur an die Kanalisation angeschlossene urbane Fläche
A _{URBN}	weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche
a _{URBV}	Abflussbeiwert
A _{URBV}	versiegelte urbane Fläche
A _{URBVM}	an ein Mischsystem mit Kläranlage angeschlossene versiegelte urbane Fläche
A _{URBVT}	an die Trennkanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche
A _W	Wasserfläche
A _{WAOF}	Wald und offene Flächen
A _{WCLC}	Gewässerfläche nach CORINE-Landcover
A _{WFGW}	Fläche der Fließgewässer
A _{WSEE}	ermittelte Wasserfläche für Standgewässer nach der Bodenbedeckungskarte
BA	Bodenabtrag
C _{D_{N,P}}	Nährstoffkonzentration diffuser Einträge

$C_{DRHM_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Hochmooren
$C_{DRL_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Lehm Böden
$C_{DR_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser
$C_{DRNM_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Niedermooren
$C_{DRS_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Dränwasser von Sandböden
$C_{GEW_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im gewerblichen Abwasser
$C_{GWL_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Lehm Böden
$C_{GWLN_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser der landwirtschaftlichen Nutzfläche
$C_{GW_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser
$C_{GWNM_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Niedermoore
$C_{GWS_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Sandböden
$C_{GWWAO_{F,N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Grundwasser für Wald und offene Flächen
$C_{KA_{DIN}}$	Konzentration von anorganischem Stickstoff im Ablauf kommunaler Kläranlagen
$C_{KA_{ON}}$	Konzentration organischen Stickstoffs im Ablauf kommunaler Kläranlagen
$C_{KA_{TP}}$	Konzentration von Gesamtposphor im Ablauf kommunaler Kläranlagen
C_{KORR_N}	korrigierte Stickstoffkonzentration
$C_{MISCH_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration der Mischprobe
$C_{M_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Mischkanal im Entlastungsfall
C_{NO_3}	Nitratkonzentration
$C_{ROACKER_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluß von Ackerland
$C_{ROGRÜN_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluß von Grünland
$C_{RO_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration des Oberflächenabflusses
$C_{ROOF_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluß von offenen Flächen
$C_{SW_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration im Sickerwasser
$C_{SWPOT_{NO_3-N}}$	potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser
$C_{T_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration in der Trennkanalisation
$C_{t_{N,P}}$	Nährstoffkonzentration zum Meßzeitpunkt
DNR	Denitrifikationsrate
DR	Denitrifikations-Exponent
$EAD_{N,P}$	Nährstoffeintrag durch atmosphärische Deposition
$ED_{N,P}$	diffuse Nährstoffemissionen
$EDR_{N,P}$	Nährstoffeintrag durch Dränage
$EDR_{SP_{N,P}}$	spezifische Nährstoffemission durch Dränage
$EER_{N,P}$	Nährstoffeintrag durch Erosion
$EG_{N,P}$	gesamte Nährstoffeinträge
EGW	Einwohnergleichwert
$EGW_{N,P}$	Nährstoffeintrag über das Grundwasser
E_{KA}	an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Einwohner

EKK _{N,P}	Nährstoffemissionen kommunaler Kläranlagen
ER _{N,P}	Nährstoffanreicherungsverhältnis
ERON _{N,P}	Nährstoffeintrag über Abschwemmung
EUM _{N,P}	Nährstoffemissionen aus der Mischkanalisationsentlastung
EUN _{N,P}	Nährstoffemissionen von den weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossenen Einwohnern und versiegelten urbanen Flächen
EUR _{N,P}	Nährstoffeintrag von urbanen Flächen
E _{URBK}	nur an die Kanalisation angeschlossene Bevölkerung
E _{URBN}	weder an eine Kläranlage noch an eine Kanalisation angeschlossene Bevölkerung
EUT _{N,P}	Nährstoffemissionen aus der Trennkanalisation
HL	hydraulische Belastung
K _{ABF}	Abfuhrgrad
MQ	mittlerer Abfluss
M _{UZ}	Grundwasserflurabstand
N _{ACKER}	Stickstoffgehalt im Oberboden des Ackers
N _{BODEN}	Stickstoffgehalt im Oberboden
N _{DEP}	atmosphärische Stickstoffdeposition
N _E	einwohnerspezifische Stickstoffemission
nFK _{UZ}	mittlere nutzbare Feldkapazität in der ungesättigten Zone
NH _{4,DEP}	atmosphärische Ammoniumdeposition
N _J	Jahresniederschlag
NO _{X,DEP}	atmosphärische Stickoxiddeposition
N _{SO}	mittlerer Niederschlag im Sommerhalbjahr
N _{ÜB}	Stickstoffüberschuss
N _{ÜGES}	Stickstoffüberschuss aller zum Basisabfluß beitragenden Flächen
N _{ÜLN}	Stickstoffüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche
N _{WI}	mittlerer Niederschlag im Winterhalbjahr
P _{ACKER}	Phosphorgehalt im Oberboden des Ackers
P _{BODEN}	Phosphorgehalt im Oberboden
P _{DEP}	atmosphärische Phosphordeposition
P _E	einwohnerspezifische Phosphoremission
Q	Abfluss
q	Abflussspende
Q _{AD}	atmosphärischer Zufluss
Q _{DR}	Dränageabfluss
q _{DR}	spezifischer Dränageabfluss
q _E	einwohnerspezifischer Abwasseranfall
q _G	spezifischer Gesamtabfluss
Q _{GEW}	industrielles bzw. gewerbliches Abwasser
q _{GEW}	spezifische Abflussspende von gewerblichen Flächen

Q_{GEWK}	Abfluss von nur an die Kanalisation angeschlossenen Gewerbeflächen
Q_{GW}	Grundwasserabfluss und natürlicher Interflow (Basisabfluß)
q_{R}	Regenabflussspende
Q_{RO}	Oberflächenabfluss
q_{RO}	spezifischer Oberflächenabfluss
Q_{t}	Gesamtabflusshöhe
Q_{URB}	Abfluss von versiegelten Flächen
Q_{URBM}	an Starkregentagen realisierter Abfluss im Mischsystem
q_{URBV}	spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche
$R_{\text{BN,P}}$	Nährstoffrückhalt im Boden
RE	Entlastungsrate des Mischsystems
RE_0	Entlastungsrate des Mischsystems bei 0 m ³ /ha Speichervolumen
RE_{ST}	Entlastungsrate des Mischsystems beim aktuellen Speichervolumen
$R_{\text{GW}_{\text{NO}_3\text{-N}}}$	Rückhalt bzw. Denitrifikation von Nitrat in der ungesättigten Zone und im Grundwasser
SAR_{GIS}	Flächenverhältnis der source areas
SAR_{MOD}	Sediment Area Ratio
SDR	Sediment Delivery Ratio
SED	Sedimenteintrag
SL	Hangneigung
SOL	Bodenabtrag
SW	Sickerwasserhöhe
t_{UZ}	Verweilzeit des Wassers in der ungesättigten Zone
V_{S}	Speichervolumen
WF	Wichtungsfaktor
Z_{NE}	Anzahl der Starkregenereignisse
Z_{NT}	Anzahl der effektiv wirksamen Starkregentage

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
ABL	alte Bundesländer
AbwV	Abwasserverordnung
A _{EZG}	Einzugsgebietsfläche
ARGE	Arbeitsgemeinschaft
atm.	atmosphärisch
BÜK	Bodenübersichtskarte
CLC	CORINE-Landcover
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DHM	Digitales Höhenmodell
DIN	gelöster anorganischer Stickstoff (dissolved inorganic nitrogen)
DKSR	Deutsche Kommission zum Schutze des Rheins
DNMI	Det Norske Meteorologiske Institutt
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
DWD	Deutscher Wetterdienst
EW	Einwohner
EGW	Einwohnergleichwert
EKK _{N,P}	Stickstoff- bzw. Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen
EMEP	Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe
ESRI	Environmental Research Systems Institute
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet
GIS	Geographisches Informationssystem
HELCOM	Helsinki-Konferenz
ICPDR	Internationale Kommission zum Schutze der Donau vor Verunreinigungen
IGB	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IKSD	Internationale Kommission zum Schutze der Donau
IKSE	Internationale Kommission zum Schutze der Elbe
IKSR	Internationale Kommission zum Schutze des Rheins
INK	Internationale Nordseeschutzkonferenz
ind.	industriell
KKA	Kläranlage
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Liegenschaftsfläche
LN	landwirtschaftliche Nutzfläche
MMK	Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems
N	Stickstoff
NBL	neue Bundesländer

NH ₄	Ammonium
NO ₃	Nitrat
Nords.	Nordsee
NO _x	Stickoxide
ORNL	Oak Ridge National Laboratory
Osts.	Ostsee
P	Phosphor
PO ₄	Phosphat
RIVM	National Institute of Public Health and the Environment
SRP	gelöster reaktiver Phosphor (soluble reactive phosphorus)
TK25AS	Topographische Karte 1:25.000 (Ausgabe für die Volkswirtschaft)
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)
TP	Gesamtphosphor (total phosphorus)
U.S.	United States
UBA	Umweltbundesamt
USGS	United States Geological Survey
WEKU	Model zur Berechnung der Verweilzeit nach Wendland und Kunkel
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Zusammenfassung

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über die verschiedenen punktuellen und diffusen Eintragspfade in die Flussgebiete Deutschlands im Zeitraum 1998-2000 wurde das Modell **MONERIS** (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **R**iver **S**ystems) angewendet und weiter entwickelt. Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluss- und Gütedaten der zu untersuchenden Flussgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl digitale Karten, als auch umfangreiche statistische Informationen integriert wurden.

Während die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von industriellen Einleitern direkt in die Flüsse gelangen, ergeben sich die diffusen Einträge von Nährstoffen in die Oberflächengewässer aus der Summe verschiedener Eintragspfade, die über die einzelnen Komponenten des Abflusses realisiert werden (vergleiche Abbildung 1). Da sich die Stoffkonzentrationen und die dem Eintrag zugrunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden, ist eine Differenzierung in die folgenden Eintragspfade zu berücksichtigen:

- Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter
- atmosphärische Deposition
- Erosion
- Abschwemmung
- Grundwasser
- Dränagen
- versiegelte urbane Flächen

Auf den diffusen Eintragswegen unterliegen die Stoffe mannigfaltigen Transformations-, Verlust- und Rückhalteprozessen. Um die Nährstoffeinträge in die Gewässer in ihrer Abhängigkeit von der Ursache quantifizieren und damit auch vorhersagen zu können, ist die Kenntnis der Transformations- und -Rückhalteprozesse notwendig. Die Verbesserung dieser Ansätze war eine wesentliche Aufgabe der Weiterentwicklung des Modells. Schwerpunkte der Modellentwicklung und -anwendung waren:

- Testung der GIS-gestützten Methodik für die regional differenzierte Ermittlung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge in Flusssysteme mit einer Einzugsgebietsgröße von weniger als 100 km²,
- Umstellung der Berechnung der Nährstoffeinträge von kommunalen Kläranlagen auf die Länderdatenbanken. Der verfügbare Auszug aus diesen Datenbanken

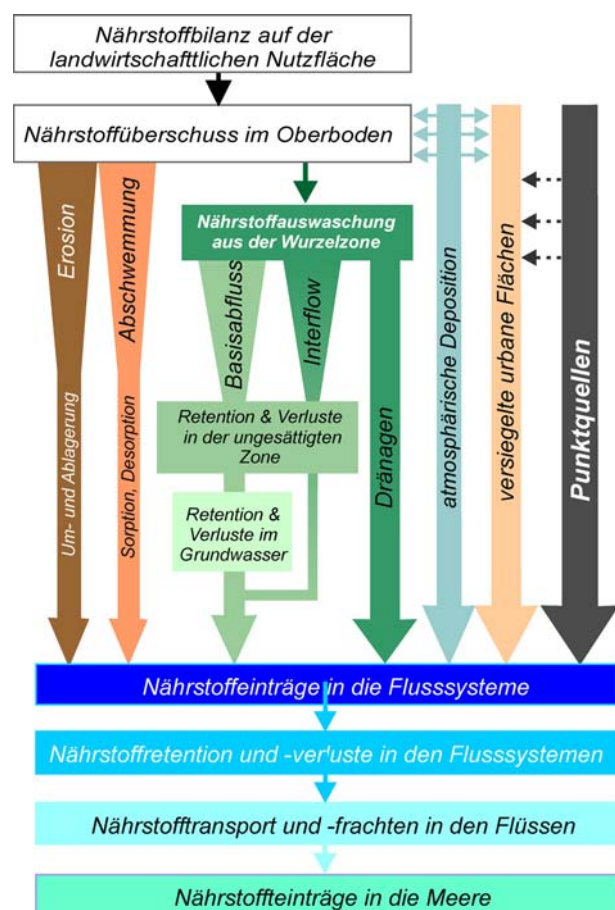


Abbildung 1: Pfade und Prozesse von MONERIS.

berücksichtigte jedoch mit Ausnahme von Baden-Württemberg und Bayern nur die größeren Kläranlagen.

- die Weiterentwicklung des flächendeckenden Teilmodells zur Herstellung einer Kopplung zwischen den Stickstoffüberschüssen in der Landwirtschaft und den Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser über eine Retentionsfunktion, deren Größe von den flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten des Wassers in der ungesättigten Zone und im Grundwasser, den unterschiedlichen hydrogeologischen Randbedingungen, den Sickerwassermengen und der Größe der Überschüsse abhängig ist.
- die Weiterentwicklung des flächendeckend anwendbaren Teilmodells für die verschiedenen Eintragspfade von urbanen Flächen, insbesondere bezüglich einer niederschlagsabhängigen Berechnung der Tage mit Mischkanalbelastungen, sowie des Ausbaugrades des Speichervolumens der Mischkanalisation und
- Erweiterung des Teilmodells zur Berücksichtigung der Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern über den anorganisch gelösten Stickstoff hinaus auf Gesamtstickstoff.

Insgesamt wurden die Eintragsquantifizierungen wiederum für ca. 300 verschiedene Flussgebiete nach der gleichen Methodik durchgeführt. Um die Eintragsberechnungen mit den Ergebnissen früherer Abschätzungen vergleichen und die Veränderungen in den Nährstoffeinträgen für die Flussgebiete Deutschlands ausweisen zu können, wurden die Abschätzungen unter Berücksichtigung der Modellveränderungen nochmals für die beiden Zeiträume von 1983-1987 und 1993-1997 durchgeführt. Die Veränderungen wurden sowohl unter Berücksichtigung der in den Perioden unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen, als auch unter der Annahme einer Abflussnormierung ermittelt, so dass eine Identifizierung der anthropogen verursachten Veränderungen möglich ist.

Die Ergebnisse der Eintragsberechnungen sind für die deutschen Anteile der Stromgebiete von Donau, Elbe, Rhein und Weser sowie für die Gebiete von Nordsee, Ostsee, Schwarzem Meer und Deutschland in den Tabellen 1 bis 4 und in den Abbildungen 2 bis 5 dargestellt.

Die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands lagen im Zeitraum 1998-2000 bei 688 kt/a und verminderten sich gegenüber dem Vergleichszeitraum 1983-1987 um 400 kt/a bzw. 37 %. Die Zielstellung einer Reduzierung der Stickstoffeinträge im deutschen Nordsee- und Ostseeinzugsgebiet um 50 % konnte wahrscheinlich nur im Elbeeinzugsgebiet erreicht werden. Hauptursache für die erreichte Verminderung ist der starke Rückgang der Stickstoffeinträge aus Punktquellen um 70 %. Demgegenüber konnte bei den Stickstoffeinträgen aus diffusen Quellen nur ein Rückgang um 15 % ermittelt werden. Mit 56 % stellen die Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1998-2000 für Deutschland insgesamt den dominanten Eintragspfad dar. Der Anteil der Punktquellen an den Stickstoffeinträgen liegt insgesamt bei 19 %. Einträge über Erosion, Abschwemmung und atmosphärische Deposition tragen zu den gesamten Einträgen mit jeweils weniger als 2 % nur in geringem Maße bei.

Die gesamten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands betragen im Zeitraum 1998-2000 ca. 33 kt/a. Gegenüber dem Vergleichszeitraum wurden die Phosphoreinträge um ca. 59 kt/a oder 64 % reduziert und damit die Zielstellung einer Verminderung der Phosphoreinträge in die Meere um 50 % in allen Flussgebieten erfüllt. Die Reduzierung der Phosphoreinträge ist ebenfalls zum überwiegenden Teil auf die Verringerung der Einträge aus den Punktquellen zurückzuführen, die allein um 86 % reduziert wurden. Bei den diffusen Phosphoreinträgen konnte mit 13 % ein etwas größerer Rückgang als beim Stickstoff berechnet werden, was sich insbesondere aus der mit 59 % überdurchschnittlichen Verminderung der Einträge von urbanen Flächen ergibt. Trotz der enormen Verringerung der Einträge aus Punktquellen stellen diese auch im Zeitraum 1998-2000 mit 27 % noch den dominanten Eintragspfad dar. Unter den diffusen Einträgen dominieren beim Phosphor mit 26 % die Einträge über Erosion.

Sowohl die Veränderungen der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer als auch die Anteile der einzelnen Pfade an den gesamten Emissionen variieren, wie die Tabellen 1 bis 4 und die Abbildungen 2 bis 5 zeigen, in den einzelnen Strom- und den Einzugsgebieten von Nordsee, Ostsee und Schwarzem Meer in einem relativ großen Bereich.

Aufgrund der weiteren substanziellen Verminderung der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche kann unter der Maßgabe gleicher hydrologischer Bedingungen zur Zeit in den Gebieten von Rhein, Weser und Elbe von einer Verminderung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser ausgegangen werden. Im Stromgebiet der Donau und darüber hinaus auch in den Flussgebieten der Nordseeküste muss dagegen davon ausgegangen werden, dass die Stickstoffeinträge über diesen Pfad sogar noch leicht zugenommen haben.

Ein Vergleich der Ergebnisse der mit MONERIS ermittelten Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer mit denen anderer Autoren und Methoden zeigt insgesamt eine gute Übereinstimmung, wobei man jedoch davon ausgehen kann, dass die Abweichungen, insbesondere bei den diffusen Nährstoffeinträgen, auch weiterhin in einem Bereich von 20 bis 30 % liegen.

Unter Berücksichtigung der gewässerinternen Rückhalte- und Verlustprozesse wurden aus den gesamten Nährstoffeinträgen in die einzelnen Flussgebiete die Nährstofffrachten für die drei untersuchten Zeiträume berechnet und mit den beobachteten Nährstofffrachten verglichen.

Die aus Messungen der Nährstoffkonzentrationen und des Abflusses berechneten Nährstofffrachten für die untersuchten Flussgebiete in den Zeiträumen 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987 zeigen insgesamt ähnliche Verminderungen wie die aus den Nährstoffeinträgen und gewässerinterner Retention berechneten Nährstofffrachten.

Für weitere Modellentwicklungen ist die Verbesserung der Datengrundlagen insbesondere für die Berechnung der Nährstoffbilanzüberschüsse und der Einträge aus Punktquellen von besonderer Bedeutung.

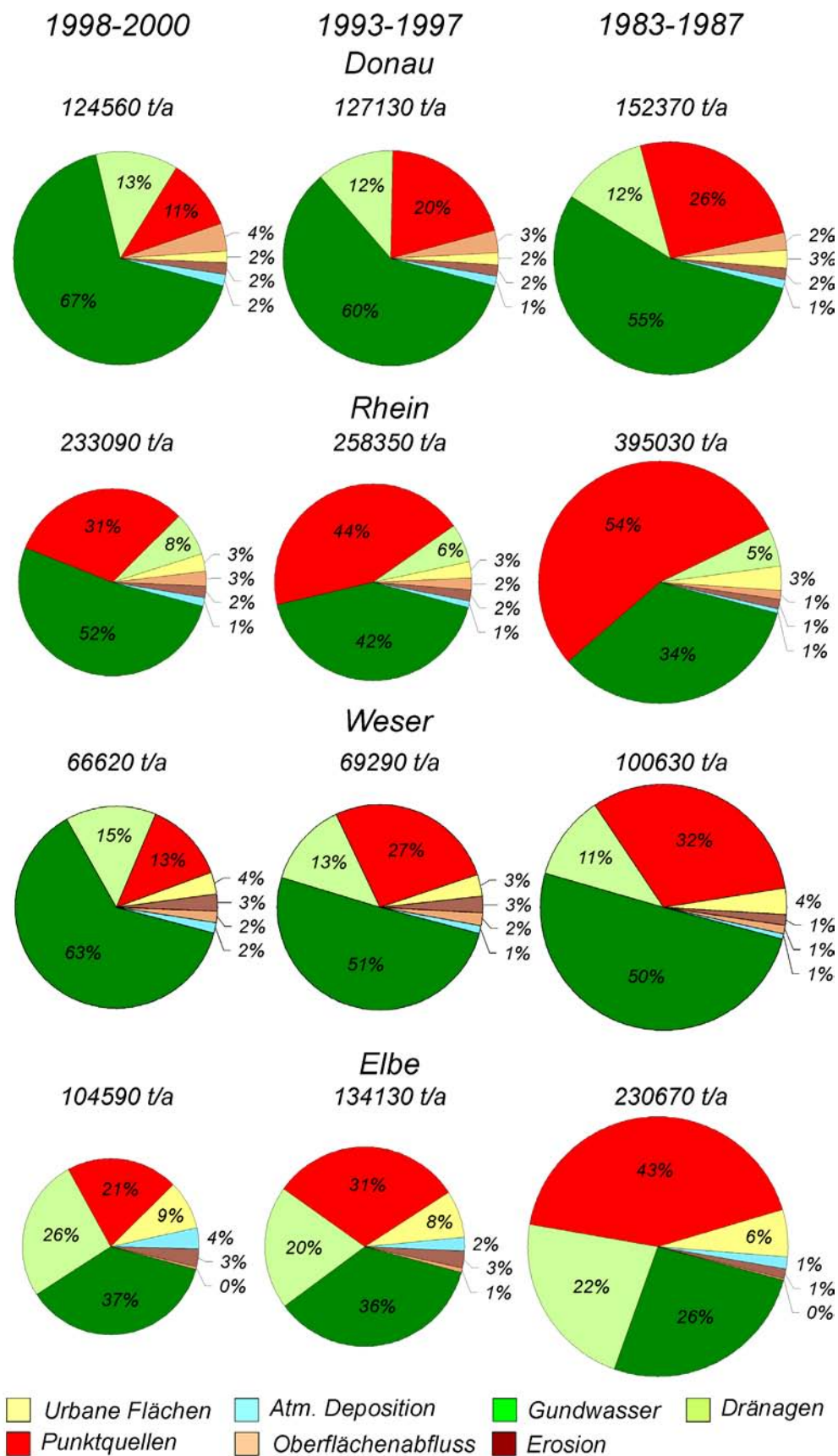


Abbildung 2: Stickstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Flusssysteme von Donau, Rhein, Elbe und Weser in den Zeiträumen 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987.

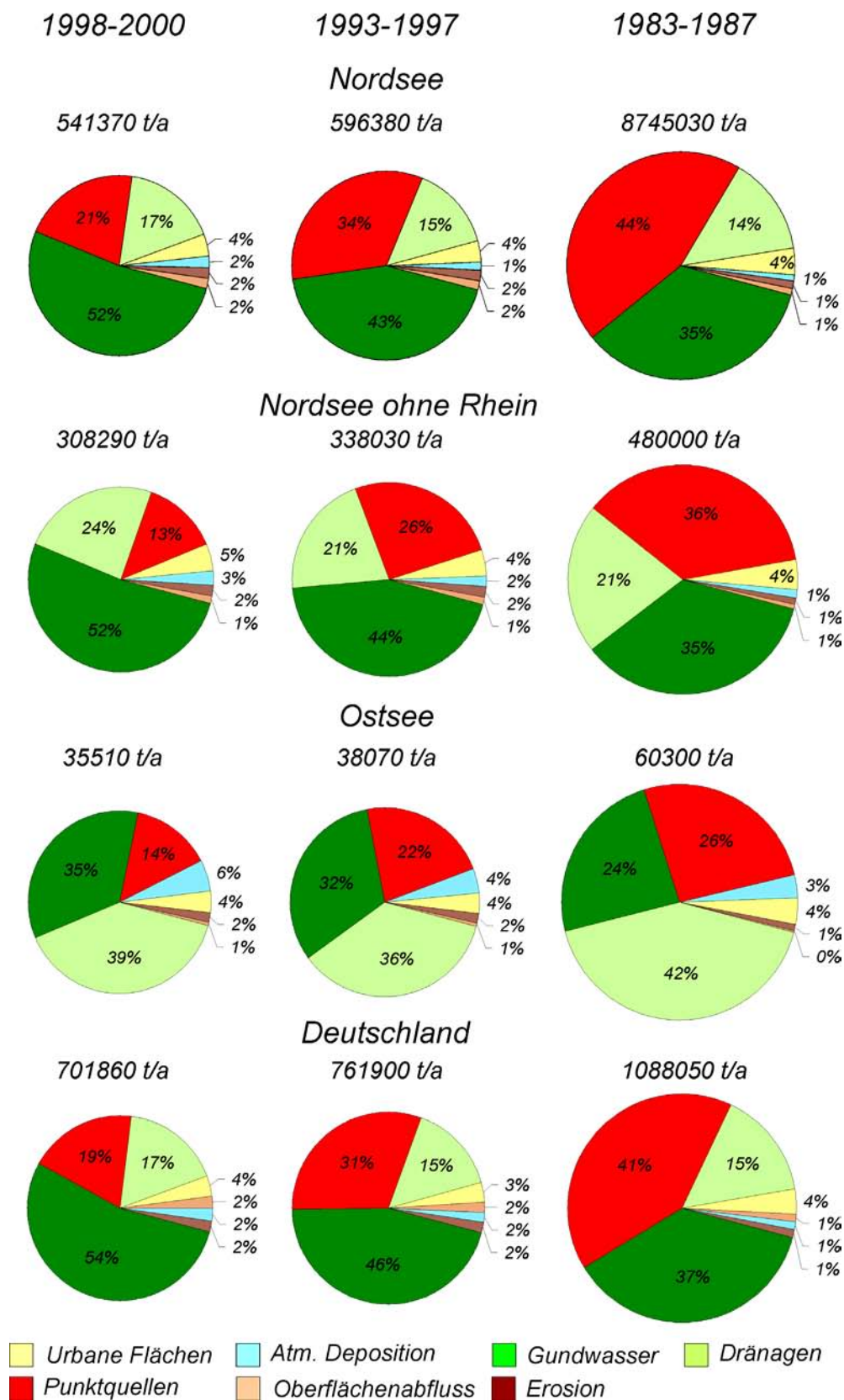


Abbildung 3: Stickstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die deutschen Teile der Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, und für Deutschland insgesamt in den Zeiträumen 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987.

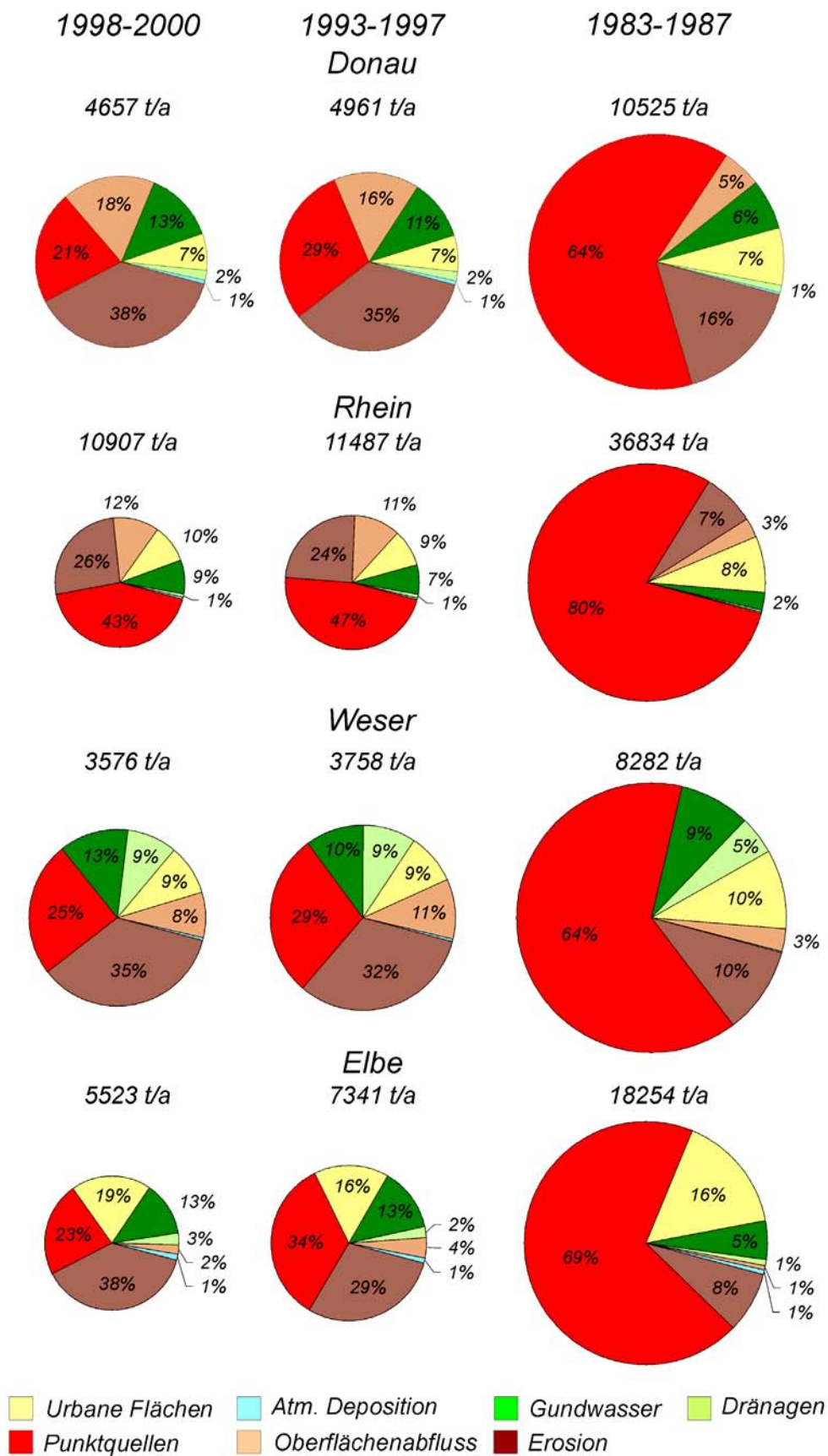


Abbildung 4: Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Flusssysteme von Donau, Rhein, Elbe und Weser in den Zeiträumen 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987.

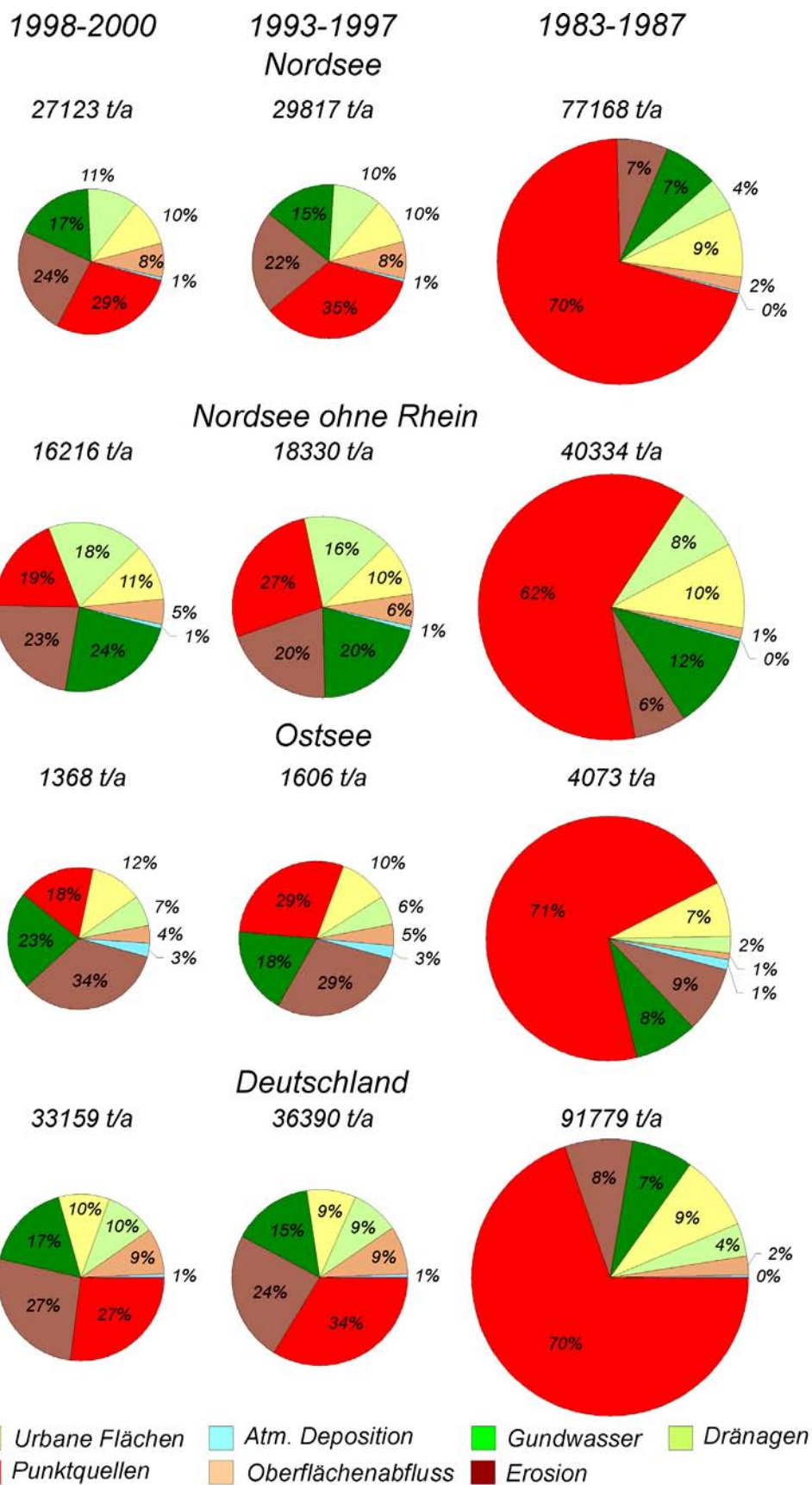


Abbildung 5: Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die deutschen Teile der Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, und für Deutschland insgesamt in den Zeiträumen 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987.

Tabelle 2: Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen in die Oberflächengewässer der deutschen Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee, Schwarzem Meer und für Deutschland insgesamt für die Zeiträume 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987 sowie deren Änderung.

Eintragspfad		Nordsee					Ostsee					Schwarze Meer					Deutschland										
		1998-00	1993-97	1983-87	Veränd.	Veränd.	1998-00	1993-97	1983-87	Veränd.	Veränd.	1998-00	1993-97	1983-87	Veränd.	Veränd.	1998-00	1993-97	1983-87	Veränd.	Veränd.						
		[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]				
Grundwasser	285540	53.8	264960	44.4	307810	35.2	-7	12410	36.4	12290	32.3	14380	23.8	-14	85500	69.5	77650	60.9	83060	54.4	383450	55.7	354900	46.6	405250	37.2	-5
Dränagen	79930	15.1	85700	14.4	118970	13.6	-33	12570	36.8	13610	35.7	24650	40.9	-49	13380	10.9	14590	11.4	17470	11.4	105880	15.4	113900	14.9	161090	14.8	-34
Erosion	10490	2.0	10650	1.8	9120	1.0	15	610	1.8	630	1.7	500	0.8	22	2210	1.8	2210	1.7	2350	1.5	13300	1.9	13490	1.8	11980	1.1	11
Abschwemmung	9350	1.8	6800	1.1	10150	1.2	-8	200	0.6	160	0.4	180	0.3	11	4380	3.6	3220	2.5	5050	3.3	13930	2.0	10180	1.3	15380	1.4	-9
Atmosphärische Deposition	11150	2.1	8680	1.5	15850	1.8	-30	1970	5.8	1580	4.2	2970	4.9	-34	2060	1.7	1780	1.4	3150	2.1	15180	2.2	12040	1.6	21980	2.0	-31
Urbane Flächen	21270	4.0	21410	3.6	34430	3.9	-38	1350	4.0	1340	3.5	2250	3.7	-40	2240	1.8	2290	1.8	4070	2.7	24860	3.6	25040	3.3	40750	3.7	-39
Summe diffuse Quellen	417730	78.7	398200	66.8	496330	56.7	-16	29110	85.3	29610	77.8	44930	74.5	-35	109770	89.2	101740	79.8	115150	75.4	556600	80.9	529550	69.5	656430	60.3	-15
Hintergrund	70920	13.4	70920	11.9	70920	8.1	0	3560	10.4	3560	9.4	3560	5.9	0	18890	15.3	18890	14.8	18890	12.4	93370	13.6	93370	12.3	93370	8.6	0
Diffuse Quellen Landwirtschaft	314390	59.2	297190	49.8	375130	42.9	-16	22230	65.2	23130	60.8	36150	60.0	-39	86580	70.3	78780	61.8	89040	58.3	423190	61.5	399100	52.4	500330	46.0	-15
Kommunale Kläranlagen	98700	18.7	173110	25.6	256470	33.2	-62	3950	10.4	7320	6.8	14070	19.9	-72	12620	10.8	24440	20.2	32770	24.6	115270	14.9	204860	16.9	303310	23.2	-62
Industrielle Direktemleiter	14340	2.7	25070	3.7	122230	15.5	-88	1060	3.0	1140	3.3	1300	1.9	-18	690	0.6	1270	1.0	4780	6.1	16090	2.0	27490	3.5	128310	10.0	-87
Summe Punktquellen	113040	21.3	198180	33.2	378700	43.3	-70	5010	14.7	8460	22.2	15370	25.5	-67	13310	10.8	25710	20.2	37550	24.6	131360	19.1	232350	30.5	431620	39.7	-70
Summe aller Quellen	530770	100.0	596380	100.0	875030	100.0	-39	34120	100.0	38070	100.0	60300	100.0	-43	123080	100.0	127450	100.0	152700	100.0	687960	100.0	761900	100.0	1088050	100.0	-37

Tabelle 3: Phosphoreinträge nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen in die deutschen Teile der Flusssysteme von Elbe, Weser, Rhein und Donau für die Zeiträume 1998-2000, 1993-1997 und 1983-1987 sowie deren Änderung.

Eintragspfad	Donau						Rhein				Weser				Elbe									
	1998-00		1993-97		1983-87		Veränd.		1998-00		1993-97		1983-87		Veränd.		1998-00		1993-97		1983-87		Veränd.	
Grundwasser	[t/a]	643	578	679	-5	947	869	888	7	456	405	711	-36	720	987	950	-24	720	987	950	-24			
	[%]	13.8	11.7	6.5		8.7	7.6	2.4		12.8	10.8	8.6		13.0	13.4	5.2		13.0	13.4	5.2				
Dränagen	[t/a]	88	89	99	-11	90	98	97	-7	328	361	380	-14	159	170	150	6	159	170	150	6			
	[%]	1.9	1.8	0.9		0.8	0.9	0.3		9.2	9.6	4.6		2.9	2.3	0.8		2.9	2.3	0.8				
Erosion	[t/a]	1835	1822	1719	7	2915	2891	2666	9	1265	1258	870	45	2112	2189	1481	43	2112	2189	1481	43			
	[%]	39.5	36.7	16.3		26.7	25.2	7.2		35.4	33.5	10.5		38.2	29.8	8.1		38.2	29.8	8.1				
Abschwemmung	[t/a]	688	587	503	37	1097	953	937	17	301	251	206	46	130	211	100	30	130	211	100	30			
	[%]	14.8	11.8	4.8		10.0	8.3	2.5		8.4	6.7	2.5		2.4	2.9	0.5		2.4	2.9	0.5				
Atmosphärische Deposition	[t/a]	35	35	38	-8	53	53	57	-7	16	16	19	-16	79	79	147	-46	79	79	147	-46			
	[%]	0.8	0.7	0.4		0.5	0.5	0.2		0.4	0.4	0.2		1.4	1.1	0.8		1.4	1.1	0.8				
Urbane Flächen	[t/a]	331	340	764	-57	1057	1044	2845	-63	327	345	791	-59	1068	1161	2863	-63	1068	1161	2863	-63			
	[%]	7.1	6.9	7.3		9.7	9.1	7.7		9.1	9.2	9.6		19.3	15.8	15.7		19.3	15.8	15.7				
Summe diffuse Quellen	[t/a]	3620	3451	3802	-5	6159	5908	7490	-18	2693	2636	2977	-10	4268	4797	5691	-25	4268	4797	5691	-25			
	[%]	78.0	69.6	36.1		56.4	51.4	20.3		75.3	70.1	35.9		77.3	65.3	31.2		77.3	65.3	31.2				
Hintergrund	[t/a]	793	793	793	0	1087	1087	1087	0	335	335	335	0	411	411	411	0	411	411	411	0			
	[%]	17.1	16.0	7.5		9.9	9.5	3.0		9.4	8.9	4.0		7.4	5.6	2.3		7.4	5.6	2.3				
Diffuse Quellen Landwirtschaft	[t/a]	2461	2283	2207	12	3962	3724	3501	13	2015	1940	1832	10	2710	3146	2270	19	2710	3146	2270	19			
	[%]	53.0	46.0	21.0		36.3	32.4	9.5		56.3	51.6	22.1		49.1	42.9	12.4		49.1	42.9	12.4				
Kommunale Kläranlagen	[t/a]	964	1409	6140	-84	4183	4985	25974	-84	842	1067	5007	-83	1123	2383	10214	-89	1123	2383	10214	-89			
	[t/a]	59	101	583	-90	584	594	3369	-83	41	55	297	-86	132	162	2349	-94	132	162	2349	-94			
Summe Punktquellen	[t/a]	1023	1510	6723	-85	4767	5579	29344	-84	883	1122	5305	-83	1255	2544	12563	-90	1255	2544	12563	-90			
	[%]	22.0	30.4	63.9		43.6	48.6	79.7		24.7	29.9	64.1		22.7	34.7	68.8		22.7	34.7	68.8				
Summe aller Quellen	[t/a]	4643	4961	10525	-56	10926	11487	36834	-70	3576	3758	8282	-57	5523	7341	18254	-70	5523	7341	18254	-70			
	[%]	100.0	100.0	100.0		100.0	100.0	100.0		100.0	100.0	100.0		100.0	100.0	100.0		100.0	100.0	100.0				

1 Einleitung

Die *Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK)* bzw. die *Helsinki-Kommission (HELCOM)* hatten eine Reduzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in Nord- bzw. Ostsee im Zeitraum von 1985 (bzw. 1987) bis 1995 um 50 Prozent beschlossen. Die Erfüllung dieser Beschlüsse ist eine mit Blick auf den Schutz der Meere umweltpolitische Notwendigkeit. Vor dem Hintergrund der in den nächsten beiden Jahrzehnten umzusetzenden Wasserrahmenrichtlinie gewinnt die Aufgabenstellung der Reduzierung der Belastung der Binnen- und Meeresgewässer auf ein dem guten ökologischen Zustand entsprechendes Niveau noch an Bedeutung.

Ein Anliegen dieses Vorhabens war es deshalb zu prüfen, in welchem Maße die Nährstoffbelastungen von Nord- und Ostsee auf Grund der gewässerseitigen Emissionen aus Deutschland seit 1995 weiter verringert wurden. Basis der Arbeiten waren dabei die von Behrendt et al. (1999b) mit dem Modell MONERIS entwickelten Ansätze, die sowohl eine summarische als auch eine flussgebietsdifferenzierte Quantifizierung der Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktuellen Quellen ermöglichen. Die flussdifferenzierte Analyse diente dabei vor allem der Identifizierung von regionalen Belastungsschwerpunkten, die insbesondere bei der Umsetzung von Maßnahmen für eine Verminderung der Einträge in die Oberflächengewässer zu beachten sind.

Die Nährstoffbelastung der Gewässer wird durch punktförmige und diffuse Eintragsquellen hervorgerufen. Da die Kenntnis der Größe der einzelnen Eintragspfade in den jeweiligen Flussgebieten Voraussetzung für die Ableitung weiterer Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffbelastung ist, wurde ein Modellsystem für Emissionsschätzungen erarbeitet, das auf Untersuchungen von HAMM (1991) und WERNER & WODSAK (1994) basiert. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von HAMM (1991) für die alten Bundesländer und von WERNER & WODSAK (1994) für die neuen Bundesländer war jedoch durch die verschiedenen Bezugszeiträume und methodischen Unterschiede erschwert. Mit den Analysen von Behrendt et al. (1999b) wurden die verschiedenen methodischen Ansätze vereinheitlicht, die Berechnungen auf Eintragspfade, die sich an den hydrologischen Abflusskomponenten ausrichten, wurden konsequent auf Flussgebiete orientiert.

Ziel war es, die Nährstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in die Flussgebiete Deutschlands für den Zeitraum 1998-2000 zu berechnen, die Übertragbarkeit der pfadbezogenen Eintragsabschätzungen auch auf Flussgebiete außerhalb Deutschlands zu prüfen und ein Vergleich mit Methoden anderer Länder durchzuführen. Darüber hinaus sollten harmonisierte Ansätze für die Bestimmung der Nährstoffeinträge in das bisherige Modellsystem implementiert und vorhandene Modellansätze durch eine erweiterte Datenbasis bzw. neueste wissenschaftliche Erkenntnisse verbessert werden.

Dabei bezieht sich die Anforderung hinsichtlich einer Harmonisierung der Ansätze weniger darauf, wirklich identische oder ähnliche Berechnungsmethoden, als vielmehr möglichst einheitliche Datengrundlagen, Definitionen und Schnittstellen zu verwenden, die einen Vergleich von Modellergebnissen ermöglichen.

Die flussgebietsbezogenen Analysen der Nährstoffbelastung sollten, wie bereits bei der vorhergehenden Analyse, für alle Gebiete ein möglichst geschlossenes Bild ergeben, das von der Ursache der Nährstoffbelastung bis zur realisierten Nährstofffracht reicht. Dementsprechend war eine flussgebietsbezogene Nährstoffbilanzierung für die landwirtschaftliche Nutzfläche über den Zeitraum von 1985 bis 2000 ebenso notwendig, wie die Ableitung von Zusammenhängen zwischen dieser Nährstoffbilanz und den verschiedenen unter- und oberirdischen diffusen Eintragungspfaden in Abhängigkeit von den geomorphologischen, pedologischen und hydrologischen Bedingungen in den jeweiligen Einzugsgebieten. Die methodischen Arbeiten dieser Analyse konzentrierten sich vorwiegend auf die Einbeziehung der neuesten Erkenntnisse über die regionalen Unterschiede der Verweilzeiten im Untergrund. Darüber hinaus wurden jedoch auch einige wichtige Detailverbesserungen der Modellbausteine vorgenommen, die bestehende Diskrepanzen vermindern konnten. Nach wie vor war dabei das Ziel der Arbeiten nicht nur die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer (Emissionsansatz) flussgebietsdifferenziert abzuschätzen, sondern auch die Nährstofffrachten (Immissionsansatz) zu berechnen, um die Modellergebnisse so einem direkten Vergleich mit dieser Beobachtungsgröße zuzuführen.

Der Nachweis der Übertragbarkeit der eintragungspfadbezogenen und flussgebietsdifferenzierten Modellvorstellungen auf Flussgebiete außerhalb Deutschlands wurde mit der Anwendung auf die Oder und ihre Teilgebiete erbracht (Behrendt et al., 2002). Darüber hinaus wird die Anwendbarkeit des Modells auf andere Flussgebiete (Donau, Vistula, Po, Axios u.a.) zur Zeit in verschiedenen nationalen und EU-Projekten geprüft.

Da die Modellansätze von MONERIS bei ihrer Entwicklung lediglich auf Flussgebiete mit einer Größe von mindestens 500 Quadratkilometern angewendet wurden, sich aber die Anforderungen hinsichtlich einer Analyse der Belastungssituation im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie (WWRL) auch auf Gebiete mit 100 Quadratkilometern und weniger ausdehnen, war es ein wesentliches Ziel dieser und anderer Modellarbeiten zu prüfen, inwieweit das Modell MONERIS auch für solche kleineren Flussgebiete einsetzbar ist. Diese Prüfung konnte vor allem auf der Basis von Aufträgen der Länder Baden-Württemberg und Brandenburg (Behrendt et al., 2000, 2001) sowie durch insgesamt 4 Diplomarbeiten (Venohr, 1999; Geisler, 2001; Thomas, 2001; Schmidt 2002) durchgeführt werden.

Ohne die vielfältige Unterstützung durch die Mitarbeiter des *Umweltbundesamtes* und vor allem auch der Fachämter für Umwelt der sechzehn Bundesländer wäre die Bearbeitung dieser Aufgabenstellung nicht möglich gewesen.

2 Datengrundlage

2.1 Flächenbezogene Eingangsdaten

Für das Projekt konnten folgende an Geographische Informationssysteme (GIS) gekoppelte Daten genutzt werden:

- Landnutzung nach CORINE-Landcover (Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland, *Statistisches Bundesamt* 1997; Corine Land Cover of Europe, *EEA*, Kopenhagen, Dänemark, 2001)
- Landnutzung nach Landsat TM 1989 (*IGB*)
- Bodenübersichtskarte (BÜK 1.000 der *BGR*)
- Karte der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK 100, Geologische Landesämter der NBL)
- Karte der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK 25, *IGB*)
- Hydrogeologische Karte von Europa des *National Institute of Public Health and the Environment (RIVM, Niederlande)*
- Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten (*Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe STE*)
- Gewässernetz und Einzugsgebietsgrenzen (*UBA*)
- Gewässernetz und Höhenlinien aus TK25AS (*IGB*)
- Digitales Höhenmodell (DHM) nach USGS
- -ArcGemeinde 2000 (*ESRI-Deutschland*)
- Statistische Daten der Gemeinden und Kreise (Statistische Landesämter)
- Drainageflächen in ausgewählten Einzugsgebieten der neuen Bundesländer
- Bodenabträge für ausgewählte Gebiete auf Gemeinde- bzw. Kreisebene (DEUMLICH ET AL., 1997); Bayern, (AUERSWALD, K. & SCHMIDT, F., 1986); Baden-Württemberg (GÜNDRA ET AL., 1995)
- Bodenabträge auf Gemeindebasis für das polnische Einzugsgebiet der Oder (Behrendt et al. 2001)
- Bodenabtragskarten im Rasterformat für Baden-Württemberg, der Bundesrepublik Deutschland und West-Europa (persönliche Mitteilung KLEIN, 1998)
- Ergebnisse zur atmosphärischen Deposition von Stickoxiden und Ammonium im Raster von 150 km für 1985 und 50 km für 1996 und 1999 nach EMEP des *Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI, Norwegen)*
- Daten zum Kanalnetz, sowie zur angeschlossenen Wohnbevölkerung auf Länderebene von den Statistischen Landesämtern
- Karte der Bevölkerungsdichte für das Jahr 2000 nach Landscan 1999/2000 (*Oak Ridge National Laboratory (ORNL) <http://sedac.ciesin.org/plue/gpw/landscan/>*)

Alle flächenbezogenen Daten wurden in eine einheitliche Projektion (ARC 500) überführt. Durch Überlagerung der Einzugsgebietsgrenzen mit diesen Daten wurden alle Werte direkt für die Einzugsgebiete ermittelt. Bei den grenzüberschreitenden Flüssen wurde versucht, die

digitale Datenbasis auch auf die betreffenden Gebiete der Nachbarländer auszudehnen, damit alle Werte repräsentativ für das gesamte Einzugsgebiet der Flüsse sind. Dies war jedoch nur möglich, wenn die Klassifizierung der erhobenen Daten für diese Länder mit denen für Deutschland vergleichbar war, wie z. B. bei der Landnutzung.

CORINE-Landcover

Der Datenerhebung lagen Landnutzungsdaten (CORINE-Landcover) aus Satellitenaufnahmen der Jahre 1989-1992 für Deutschland, Österreich, Frankreich, Tschechien, Polen, die Schweiz sowie für die Benelux-Staaten zugrunde, die über das *Statistische Bundesamt*, das PHARE-Programm der EU und das *European Topic Centre on Land Cover* bezogen werden konnten (siehe Karte 2.1). Diese wurden für beide Untersuchungsperioden angewandt, da keine aktuelleren flächenbezogenen Daten vorlagen.

Landsat TM 1989

Für das Einzugsgebiet der Spree und der Salza stand neben der Landnutzung nach Corine auch die Landnutzung nach Landsat TM 1989 zur Verfügung. Die Auflösung beträgt 30 m und lag als ERDAS 7.1-Rasterformat vor. Die Klassifizierung wurde vom *Environmental Research Institute (ESRI)*, Kranzberg, durchgeführt und enthält die Klassen "Bebauung", "Landwirtschaftliche Nutzfläche", "Dauerbrachen", "Wald", "Wasserflächen" und "Moor".

BÜK und MMK

Für die Analyse der Bodentypen in den einzelnen Einzugsgebieten stand die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 1000) in 72 Klassen im Maßstab 1:1.000.000 der *Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe* zur Verfügung (siehe Karte 2.2). Neben der BÜK konnte für die neuen Bundesländer zusätzlich die digitale Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) im Maßstab 1:100.000 für die landwirtschaftlich genutzte Fläche verwendet werden, die von den Landesämtern für Geologie zur Verfügung gestellt wurde. Für das Einzugsgebiet der Spree lag des weiteren die digitale Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) im Maßstab 1:25.000 vor.

Hydrogeologie

Für die Unterscheidung von Locker- und Festgesteinsbereich der Einzugsgebiete wurde eine hydrogeologische Karte von Europa des *RIVM* verwendet (siehe Karte 2.3).

Ausgangsbasis für die Berechnung der Verweilzeiten für den Basisabfluss ist die Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten (siehe Karte 2.4), die durch Zusammenführung der Karte des hydrologischen Atlas für Deutschland (Ausgabe 1979) und der Karte der

Hydrogeologischen Gesteinseinheiten der DDR (1985) erstellt wurde (Wendland & Kunkel, 2000).

Gewässernetz, Einzugsgebietsgrenzen und Pegel

Die Modelldaten für lineare und ausgewählte flächige *Gewässer* sowie für die hydrologischen Gebietsgliederungen basieren auf abgestimmten Grundkarten Deutschlands im Maßstab 1:1.000.000. Die wesentliche Grundlage des Datenbestandes bildet die vom *Umweltbundesamt* bereitgestellte digitale Gewässernetzkarte D1000. Zusätzlich konnten Daten aus folgenden weiteren Quellen genutzt bzw. eingearbeitet werden:

- ARC/INFO-Cover NETZ der „Gewässernetzkarte des UBA“
- ARC/INFO-Cover des Gewässernetzes Polen 1:500.000 (*IGB*)
- Digitales Gewässernetz der Schweiz (Rhein, Donau; *Bundesamt für Statistik*, Projekt GEOSTAT)
- ARC/INFO-Cover des Gewässernetzes im tschechischen Einzugsgebiet von Elbe und Oder (*IGB*)
- Kleinmaßstäbige analoge Vorlagen zur Ergänzung des Grobnetzes in Teilgebieten der Donau und des Rheins (Österreich, Frankreich)

Eine Gesamtübersicht zeigt Karte 2.5. Zusätzlich konnten für das Einzugsgebiet der Spree und der Salza das aus den amtlichen topographischen Karten TK25AS (Ausgabe für den Staat) der ehemaligen DDR digitalisierte Gewässernetz genutzt werden.

Als Ausgangsgeometrie für alle *Einzugsgebietsgliederungen* diente das vom *UBA* übergebene Cover EZG1000. In diesem Datenbestand werden für das Territorium Deutschlands diejenigen Gebiete abgebildet, aus denen die wesentlichen Fließgewässer der 3. LAWA-Hierarchieebene gespeist werden. Die Lage dieser Wasserscheiden wurde nach Mitteilung des *UBA* aus dem DHM1000 abgeleitet. Daher stimmen die Einzugsgebietsgrößen im Cover nicht immer mit den von den Landesämtern verwandten überein. In diese Ausgangsgeometrie konnten zusätzlich die Grenzen der Einzugsgebiete aus den folgenden Datengrundlagen eingearbeitet werden:

- EZG-Cover des UBA-Datenbestandes „Netzkarte 1:1.000.000“
- EZG-Cover des IGB-Datenbestandes „Gewässernetz Polen 1:500.000“
- Analoge Übersichtskarten der Niederschlagsgebiete von Rhein, Donau und Elbe (insbesondere in den Oberläufen und Nebengebieten auf den Territorien von Österreich, Schweiz und Frankreich)
- Analoge Wasserscheidenkarte 1:500.000 von Tschechien

Als zusätzliche Grenzen wurden während der Projektbearbeitung ausgehend von allen im Projekt bearbeiteten Pegelpunkten weitere Zwischengrenzen konstruiert. Grundlage für die Lagefestlegung dieser Grenzen ist ein hydrologisch widerspruchsfreier Verlauf durch den

generierenden Pegel und zwischen den Quellpunkten aller Gewässer des feinen Gewässernetzes.

Die geographische Lage der *Pegel* im Gewässernetz wurde aus qualitativ sehr unterschiedlichen Quellen abgeleitet. Die Primärinformationen lagen entweder als Lagekoordinaten in verschiedenen geodätischen Bezugssystemen oder als verbale Beschreibungen der Lage relativ zu Gewässern und Ortschaften vor. Für die Nutzung im Projekt wurden alle Punkte in ein einheitliches Projektkoordinatensystem überführt.

Nach der Erzeugung der zusätzlichen Zwischengrenzen im Datenbestand EZG der Teileinzugsgebiete wurde für viele Pegel eine Feinkorrektur der Lage erforderlich. Die Korrektur wurde so vorgenommen, dass jeder Pegel exakt auf dem Schnittpunkt von Stromstrich und Zwischengebietsgrenze liegt. Die in Einzelfällen vorhandene Information über die Lage an der linken oder rechten Uferseite wurde wegen des kleinen Maßstabs der Gewässerkarte nicht berücksichtigt.

Die verwendeten Einzugsgebiete und Pegel sind in Karte 2.6 abgebildet.

DHM

Für eine Übersicht über das Relief in den Einzugsgebieten wurde das digitale Höhenmodell GTOPO30 des *U.S. Geological Survey* im Rasterformat angewandt (siehe Karte 2.7).

Zusätzlich konnte für das Einzugsgebiet der Salza ein Höhenmodell im Maßstab 1:10.000 verwendet werden. Für das Einzugsgebiet der Spree wurde ein DHM im 30 m-Raster auf der Basis der digitalisierten Höhenlinien der amtlichen topographischen Karten TK25AS (Ausgabe für den Staat) der ehemaligen DDR abgeleitet.

ArcGemeinde

Zur räumlichen Darstellung sowie zur flussgebietsbezogenen Analyse von Informationen, die auf administrativer Grundlage vorliegen, konnte auf die Vektordatenbank ArcGemeinde von *ESRI* zurückgegriffen werden. In diesem Datenbestand liegen die administrativen Grenzen für Bundesländer, Kreise und Gemeinden in digitaler Form flächendeckend in einem Maßstab 1:500.000 für Deutschland vor. Die Vektordaten lagen bereits im Projektkoordinatensystem vor.

Statistische Daten der Gemeinden und Kreise

Zusätzlich zu der digitalen Datengrundlage von flächigen und linearen Objekten liegen Daten zum Bevölkerungsstand (siehe Karte 2.8), zur Flächennutzung, zu den Anbauverhältnissen und dem Viehbestand auf Gemeindebasis in tabellarischer Form vor. Die Daten wurden von

den einzelnen Statistischen Landesämtern der verschiedenen Bundesländer angefordert und in eine einheitliche Datenbankstruktur überführt. Die Daten beziehen sich auf das Jahr 1999 bzw. 2000. Mittels ArcGemeinde konnten diese Informationen räumlich dargestellt und auf die verschiedenen Flussgebiete aggregiert werden.

Da insbesondere für kleine Einzugsgebiete Daten zur Bevölkerung auf Gemeindebasis nicht ausreichend sein können bzw. die Angaben für Gebiete außerhalb Deutschlands oft nur auf höherer administrativer Ebene verfügbar sind, wurde geprüft, inwieweit die vom Oak Ridge National Laboratory (ORNL) innerhalb des Global Population Projects (siehe <http://sedac.ciesin.org/plue/gpw/landscan/>) erstellte Karte der Bevölkerungsdichte im Minuten-Raster (siehe Karte 2.9) ebenfalls für die Quantifizierung der Bevölkerung innerhalb eines Einzugsgebietes genutzt werden kann.

Dränageflächen in ausgewählten Einzugsgebieten

Hinsichtlich des Dränumfangs der landwirtschaftlich genutzten Fläche in der Bundesrepublik Deutschland standen für die neuen und alten Bundesländer unterschiedliche Daten zur Verfügung. Für die neuen Bundesländer konnten Angaben der Statistischen Jahrbücher der DDR, die Auskunft über gedränte Flächen geben, genutzt werden. Die hier aufgeführten Flächenangaben sind nach Bezirken aufgeteilt und stützen sich auf Entwässerungsbaumaßnahmen, die im Zeitraum von 1960 bis 1989 durchgeführt wurden. Die Anteile der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den einzelnen Flussgebieten, die in Karte 2.10 dargestellt sind, wurden gegenüber denen der Analyse für 1995 nicht geändert (Behrendt et al. 1999).

Bodenabtragskarten

Für die Angaben bezüglich der Bodenabträge wurde ebenfalls auf die bereits von Behrendt et al. (1999b) verwendete harmonisierte Bodenabtragskarte (Karte 2.11) zurückgegriffen.

Atmosphärische Deposition

Ergebnisse zur atmosphärischen Deposition von Stickoxiden und Ammonium im Raster von 50 km für 1999 wurden vom *Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI)* ermittelt. Die Summen der Gesamtstickstoffdeposition für 1999 und 1986 sind in den Karten 2.12 und 2.13 dargestellt.

2.2 Daten zur Quantifizierung der punktuellen Nährstoffeinträge

2.2.1 Kommunale Kläranlagen Deutschlands

Statistische Angaben

Auf Grundlage des Gesetzes über Umweltstatistiken und des Bundesstatistikgesetzes wurden für das Jahr 1999 Erhebungen über die öffentliche Abwasserbeseitigung bei den Anstalten und Körperschaften des öffentlichen Rechts sowie Unternehmen, die Anlagen der öffentlichen Abwasserbeseitigung betreiben, durchgeführt. Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgt bei den Statistischen Landesämtern. Seitens der Statistischen Landesämter wurden die notwendigen Daten auf Kreisebene zur Verfügung gestellt.

Für die Zeiträume um 1985 und 1995 wurden die Ergebnisse der Analysen zu den punktuellen Nährstoffeinträgen von Behrendt et al. (1999b) verwendet.

Datentabellen der Bundesländer

Für alle Bundesländer wurden seitens des UBA für das Jahr 1999 aggregierte Auszüge aus den jeweiligen Wasserwirtschafts- bzw. Kläranlagendatenbanken für alle Kläranlagen größer 10000 EW zur Verfügung gestellt. Der Datenbankauszug enthält neben den Koordinaten des Kläranlagenstandortes und der Einleitungsstelle folgende Angaben:

- Jahresabwassermenge
- Jahresschmutzwassermenge
- gewichtete Mittel der Ablaufkonzentrationen bzw. –frachten für DIN, TN und TP

Die Länder Baden-Württemberg und Bayern konnten darüber hinaus ein Inventar nahezu aller Kläranlagen zur Verfügung stellen. Diese Inventare wurden mit den vom UBA gelieferten Auszügen aus Kläranlagendatenbanken der Länder zusammengeführt. Die Karten 2.14 zeigt die für die Berechnung der Punktquellen im Jahr 1999 genutzten Kläranlagenstandorte.

2.2.2 Kommunale Kläranlagen des angrenzenden Auslandes

Einen Überblick zu den Nährstoffeinträgen von kommunalen Kläranlagen aus den außerhalb Deutschlands liegenden Anteile von Donau, Rhein und Elbe gibt die Tabelle 2.7. Auf eine Angabe der Emissionen für die Oder wurde verzichtet, da für dieses Einzugsgebiet eine separate Erfassung der Nährstoffeinträge durchgeführt wurde (Behrendt et al., 2000).

Tabelle 2.1: Nährstoffeinträge (EKK_{N,P}) in die Stromgebiete von Donau, Elbe und Rhein aus kommunalen Kläranlagen außerhalb Deutschlands.

Land	Einzugsgebiet	EKKP 1999	EKKN 1999	Quelle
		[t P/a]	[t N/a]	
Schweiz	Rhein	900	14.300	IKSR (2000)
Frankreich & Luxemburg	Rhein	2.900	16.400	IKSR (2000)
Österreich	Donau	190	1.160	ICPDR (2001)
Tschechien	Elbe	1.690	16530	ARGE Elbe (2001)

Für das Einzugsgebiet des Rheins wurden durch nationale Flussgebietskommissionen und der *IKSR* die Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen für die Flussgebietsteile in der Schweiz und in Frankreich für das Jahr 1996 zusammengestellt (IKSR, 2000).

Für die in Österreich liegenden Teilgebiete der Donau oberhalb von Jochenstein wurden zur Abschätzung der punktuellen Stoffeinträge die Angaben aus dem Kläranlageninventar der Internationalen Kommission zum Schutz der Donau genutzt (ICPDR, 2002).

Für das tschechische Elbe-Einzugsgebiet konnten die Ergebnisse der Bestandsaufnahme der IKSE für das Jahr 1999 (ARGE Elbe, 2001) verwendet werden.

2.2.3 Industrielle Direkteinleiter

Im Gegensatz zu den Untersuchungen für den Zeitraum 1993-1997 standen für die Abschätzung der Einträge von industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer für den Zeitraum 1998-2000 keine detaillierten Untersuchungsergebnisse zur Verfügung. Für die Quantifizierung der industriellen Direkteinträge in die Oberflächengewässer wurde deshalb angenommen, dass deren Veränderung im Vergleich zum Zeitraum 1995 analog zu denen der Einträge aus kommunalen Kläranlagen erfolgte.

2.3 Daten zur Berechnung der Nährstoffüberschüsse der Landwirtschaftsflächen

Für die Berechnung der Stickstoff- und Phosphor-*Flächenbilanz*überschüsse 1995 und 1999 wurden die Angaben zur:

- Bodennutzung (landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Kulturarten; Anbau auf dem Ackerland nach Fruchtarten),
- Viehhaltung (Halte von Tieren, gehaltene Tiere nach Tierarten),
- Erntestatistik (Erntemenge nach Fruchtarten),

mit regionaler Gliederung für *Kreise und kreisfreie Städte*, aus der Datenbank „Statistik Regional“ des STATISTISCHES BUNDESAMTES (versch. J.) verwendet [http://www.destatis.de/allg/d/veroe/proser211_d.htm]. Die Daten zur Bodennutzung und Viehhaltung in den

Bezirken der ehemaligen DDR stammen aus den statistischen Veröffentlichungen der ehemaligen DDR und wurden von Herrn Behrendt, IGB, zur Verfügung gestellt.

Angaben über die tierische und pflanzliche Marktproduktion, die Futtermittelimporte sowie über den Mineraldüngerabsatz, die für die *Hoflor*-Bilanzen (nationale Bilanz der Landwirtschaft) für Deutschland benötigt werden, gehen auf das „STATISTISCHE JAHRBUCH ÜBER ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN“ bzw. das „Statistischen Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland“ (Hrsg.: STATISTISCHES BUNDESAMT) zurück. Diese Mengengerüste können über den „*Zeitreihenservice – Datenbestand Land- und Forstwirtschaft, Fischerei*“ des Statistischen Bundesamtes [<http://www-zr.destatis.de/dbv/dbv05.htm>] beginnend mit dem Jahr 1950 abgerufen werden; für die Jahre bis 1989 sind die Datenreihen für die BRD (früherer Gebietsstand der westlichen Länder) und die ehemalige DDR vereinheitlicht und zusammengefasst worden. Angaben über den Mineral-Futtermiteinsatz in der Landwirtschaft gehen auf Veröffentlichungen des FACHVERBANDS DER FUTTERMITTELINDUSTRIE (versch. Jg.) zurück.

Die Angaben zu den Stickstoff- und Phosphor-*Gehalten* in den pflanzlichen und tierischen Produkten, N-Bindung über Leguminosen sowie über den Nährstoffanfall in den tierischen Exkrementen stammen mit wenigen Ausnahmen aus der „MUSTER-VERWALTUNGS-VORSCHRIFT für den Vollzug der Düngeverordnung“ (1996) und wurden einheitlich für den gesamten Berechnungszeitraum sowie alle regionalen Bezugseinheiten angewendet.

2.4 Monitoringdaten

Für die Untersuchungen wurden insgesamt 165 Messstellen bzw. Flussgebiete in Deutschland ausgewählt. Jedem Pegel wurde eine eindeutige Adresse zugewiesen, die sich aus der 3-stelligen LAWA-Nummer für das Einzugsgebiet und einer internen 2-stelligen Zahl zusammensetzt. Wird der Abfluss an einem anderen Pegel gemessen als die Wasserqualität, so erfolgt eine Umrechnung auf den Abfluss am Gütepegel, indem der Abfluss am Durchflusspegel mit einem Faktor multipliziert wird (vergleiche Tabellen 2.10-2.15). Wenn der Umrechnungsfaktor nicht vorlag, wurde er aus dem Verhältnis der Einzugsgebietsflächen des Güte- und des Durchflusspegels ermittelt.

Zu den ausgewählten Einzugsgebieten bzw. Messstellen wurden bei den zuständigen Landesämtern und Internationalen Kommissionen zum Schutz der Elbe, der Mosel, des Rheins und der Saar Messdaten der Jahre 1998-2000 zur Konzentration der Nährstoffe in den Flüssen und zum Abfluss angefordert. Die erhaltenen Daten wurden für die weitere Nutzung in einer Datenbank zusammengefasst und einer einheitlichen Aufbereitung unterzogen. Eine Übersicht zu der Lage der einzelnen Pegel geben die Karten 2.15 bis 2.20. Die Tabellen 2.10 bis 2.15 geben darüber hinaus einen Überblick über die vorhandenen Datensätze für den Zeitraum 1998 bis 2000. Eine Einbeziehung des Jahres 2001 in die Analysen war nicht

möglich, da bis zum Projektende keine Abflusswerte für das Kalenderjahr 2001 verfügbar waren.

Tabelle 2.2: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Donau-Einzugsgebiet.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflusspegel	A _{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluss	
				[km ²]		von	bis	von	bis
11304	Donau	Hundersingen	Hundersingen	2.629	1,00				
11301	Donau	Oepfingen	Berg	4.248	1,05				
11404	Iller	Kempton	Kempton	953	1,00	1998	2000	1998	2000
11402	Iller	Wiblingen	Wiblingen	2.115	1,00	1998	2000	1998	2000
11503	Donau	Ulm	Neu-Ulm	7.578	1,00	1998	1998	1998	2000
11501	Donau	Boefinger Halde	Neu-Ulm	8.107	1,00	1998	2000	1998	2000
11602	Mindel	Offingen	Offingen	952	1,00	1998	2000	1998	2000
11702	Donau	Dillingen	Dillingen	11.315	1,00	1998	2000	1998	2000
11802	Woernitz	Ronheim	Harburg	1.566	1,00	1998	200	1998	2000
11901	Donau	Schaeftall	Donauwoerth	15.150	1,00	1998	2000	1998	2000
12303	Lech	Fuessen	Fuessen	1.417	1,00	1998	2000	1998	1999
12901	Lech	Feldheim	Feldheim	3.926	1,00	1998	2000	1998	1999
13302	Donau	Neustadt	Kehlheim	21.792	1,00	1998	2000	1998	2000
13401	Altmuehl	Groegling	Beilngries	2.504	1,00	1998	2000	1998	2000
14302	Naab	Unterkoebelitz	Unterkoebelitz	2.004	1,00	1998	2000	1998	1999
14402	Schwarzach	Warnbach	Warnbach	821	1,00	1998	2000	1998	2000
14601	Vils	Dietldorf	Dietldorf	1.096	1,00	1998	2000	1998	1999
14902	Naab	Heitzenhofen	Heitzenhofen	5.426	1,00	1998	2000	1998	2000
15202	Regen	Regenstau	Regenstau	2.658	1,00	1998	2000	1998	2000
15901	Donau	Deggendorf	Pfelling	38.125	1,00	1998	2000	1998	2000
16502	Isar	Baierbrunn	Muenchen	2.803	1,00	1998	2000	1998	2000
16601	Amper	Moosburg	Inkofen	3.088	1,00	1998	2000	1998	2000
16902	Isar	Plattling	Plattling	8.839	1,00	1998	2000	1998	2000
17202	Vils	Grafenmuehle	Grafenmuehle	1.436	1,00	1998	2000	1998	2000
17301	Donau	Passau	Passau	50.586	1,00			1998	2000
17402	Ilz	Kalteneck	Kalteneck	762	1,00	1998	2000	1998	2000
18101	Inn	Kirchdorf	Oberaudorf	9.905	1,00	1998	2000	1998	2000
18302	Inn	Eschelbach	Eschelbach	13.354	1,00				
18402	Alz	Seebruck	Seebruck	1.399	1,00	1998	2000	1998	2000
18404	Tiroler Achen	Staudach	Staudach	944	1,00	1998	2000	1998	2000
18602	Salzach	Laufen	Laufen	6.113	1,00	1998	2000	1998	2000
18603	Saalach	Freilassing	Staufeneck	1.131	1,04	1998	2000	1998	2000
18802	Rott	Ruhstorf	Ruhstorf	1.053	1,00	1998	2000	1998	2000
18902	Inn	Passau-Ingling	Passau-Ingling	26.049	1,00	1998	2000	1998	2000
19101	Donau	Jochenstein	Achleiten	77.086	1,00	1998	2000	1998	2000

Tabelle 2.3: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Rhein-Einzugsgebiet.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflusspegel	A _{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluss	
				[km ²]		von	bis	von	bis
21902	Rhein	Reckingen	Reckingen	14.718	1,00	1998	1998		
23704	Rhein	Karlsruhe	Karlsruhe	50.196	1,00	1998	1999	1998	2000
23806	Neckar	Deizisau	Plochingen	3.995	1,00	1998	1998		
23803	Neckar	Kochendorf	Lauffen	8.510	1,08	1998	1998		
23801	Neckar	Mannheim	Heidelberg	13.957	1,01				
24104	Main	Schwuerbitz	Schwuerbitz	2.420	1,00	1998	2000	1998	2000
24101	Main	Hallstadt	Kemmern	4.399	1,04	1998	2000	1998	2000
24203	Regnitz	Hausen	Huettendorf	4.472	1,20	1998	2000	1998	2000
24202	Regnitz	Pettstadt	Pettstadt	7.005	1,00	1998	2000	1998	2000
24303	Main	Viereth	Trunstadt	11.956	1,00	1998	2000	1998	2000
24401	Fränk. Saale	Gemuenden	Wolfsmueenster	2.141	1,00	1998	2000	1998	2000
24602	Tauber	Waldenhausen	Waldenhausen	1.798	1,00	1998	2000	1998	2000
24702	Main	Kahl a. Main	Kleinheubach	23.152	1,06	1998	2000	1998	2000
24706	Kinzig	Hanau	Hanau	925	1,00	1998	1999	1998	1998
24901	Main	Bischofsheim	Frankfurt	27.140	1,10	1998	1999	1998	2000
25102	Rhein	Mainz	Mainz	98.206	1,00	1998	1999	1998	2000
25802	Lahn	Limburg-Staffel	Kalkofen	4.875	0,92	1998	1999	1998	1999
25901	Rhein	Koblenz	Koblenz	109.806	1,00	1998	2000	1998	2000
26101	Mosel	Palzem	Perl	11.623	1,00	1998	1999	1998	2000
26407	Saar	Saarbruecken	Saarbruecken UP	3.818	0,96	1998	1999	1998	2000
26409	Blies	Reinheim	Reinheim	1.798	1,00			1998	2000
26411	Nied	Niedaltdorf	Niedaltdorf	1.337	1,00			1998	2000
26481	Saar	Kanzem	Fremersdorf	7.490	1,07	1998	1999	1998	2000
26901	Mosel	Koblenz	Cochem	28.100	1,04	1998	2000	1998	2000
27101	Rhein	Bad Honnef	Bonn	140.756	1,00				
27202	Sieg	Menden	Menden	2.862	1,01			1998	2000
27301	Wupper	Opladen	Opladen	827	0,95				
27303	Rhein	Duesseldorf-Flehe	Duesseldorf	145.750	0,99			1998	2000
27401	Erfst	Eppinghoven	Neubrueck	1.828	1,15			1998	2000
27605	Ruhr	Villigst	Villigst	1.988	0,99				
27601	Ruhr	Muendung	Hattingen	4.485	1,08			1998	2000
27680	Emscher	Muendung	Muendung	858	1,00				
27801	Lippe	Wesel	Schermbeck 1	4.886	1,02			1998	2000
27903	Rhein	Lobith-Bimmen	Rees	159.127	1,00	1998	1999	1998	2000

Tabelle 2.4: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Weser-Einzugsgebiet.

Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflusspegel	AEZG	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluss	
				[km²]		von	bis	von	bis
41011	Werra	Meiningen	Meiningen	1.170	1,00	1998	2000		
41009	Werra	Dorndorf	Vacha	2.246	1,00				
41007	Werra	Philipsthal	Vacha	2.258	1,03	1999	1999		
41006	Werra	Gerstungen	Gerstungen	3.039	1,00	1998	2000	1998	2000
41080	Werra	Treffurt	Heldra	4.266	0,99			1998	1999
41002	Werra	Letzter Heller	Letzter Heller	5.478	1,00	1998	2000	1998	1999
42004	Fulda	Rotenburg	Rotenburg	2.160	1,00	1999	1999		
42001	Fulda	Wahnhausen	Guntershausen	6.933	1,09	1999	1999	1998	2000
42005	Schwalm	Felsberg-Altenburg	Uttershausen	1.299	1,32	1999	1999	1998	1998
43001	Weser	Hemeln	Wahmbeck	12.550	0,96	1998	2000		
47301	Weser	Porta	Porta	19.162	1,00	1998	2000	1998	2000
47601	Grosse Aue	Steyerberg	Steyerberg	1.446	1,00	1998	2000	1998	2000
48204	Oker	Ohrum	Ohrum	813	1,00	1998	2000	1998	2000
48202	Oker	Gross Schwuelper	Gross Schwuelper	1.734	1,00	1998	2000	1998	2000
48301	Aller	Langlingen	Langlingen	3.288	1,00	1998	2000	1998	2000
48601	Oertze	Stedden	Feuerschuetzenbost.	766	1,04	1998	2000	1998	2000
48808	Leine	Leineturm	Leineturm	990	1,00	1998	2000	1998	2000
48807	Rhume	Elvershausen	Elvershausen	1.115	1,00	1998	2000	1998	2000
48804	Leine	Poppenburg	Poppenburg	3.463	1,00	1998	2000	1998	2000
48805	Innerste	Sarstedt	Heinde	1.263	1,41	1998	2000	1998	2000
48802	Leine	Neustadt	Neustadt	6.043	1,00	1998	2000		
48903	Boehme	Boehme	Hollige	562	1,09	1998	2000	1998	2000
48901	Aller	Verden	Rethem	15.220	1,05	1998	2000		
49103	Weser	Hemelingen	Bremen	38.415	1,00	1998	2000		
49401	Wuemme	Truperdeich	Hellwege-Schleuse	908	1,00	1998	2000	1998	2000
49603	Hunte	Tungeln	Huntlosen	1.878	1,05	1998	2000	1998	2000
49601	Hunte	Reithoerne	Huntlosen	2.344	1,37	1998	2000	1998	2000

Tabelle 2.5: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Elbe-Einzugsgebiet.

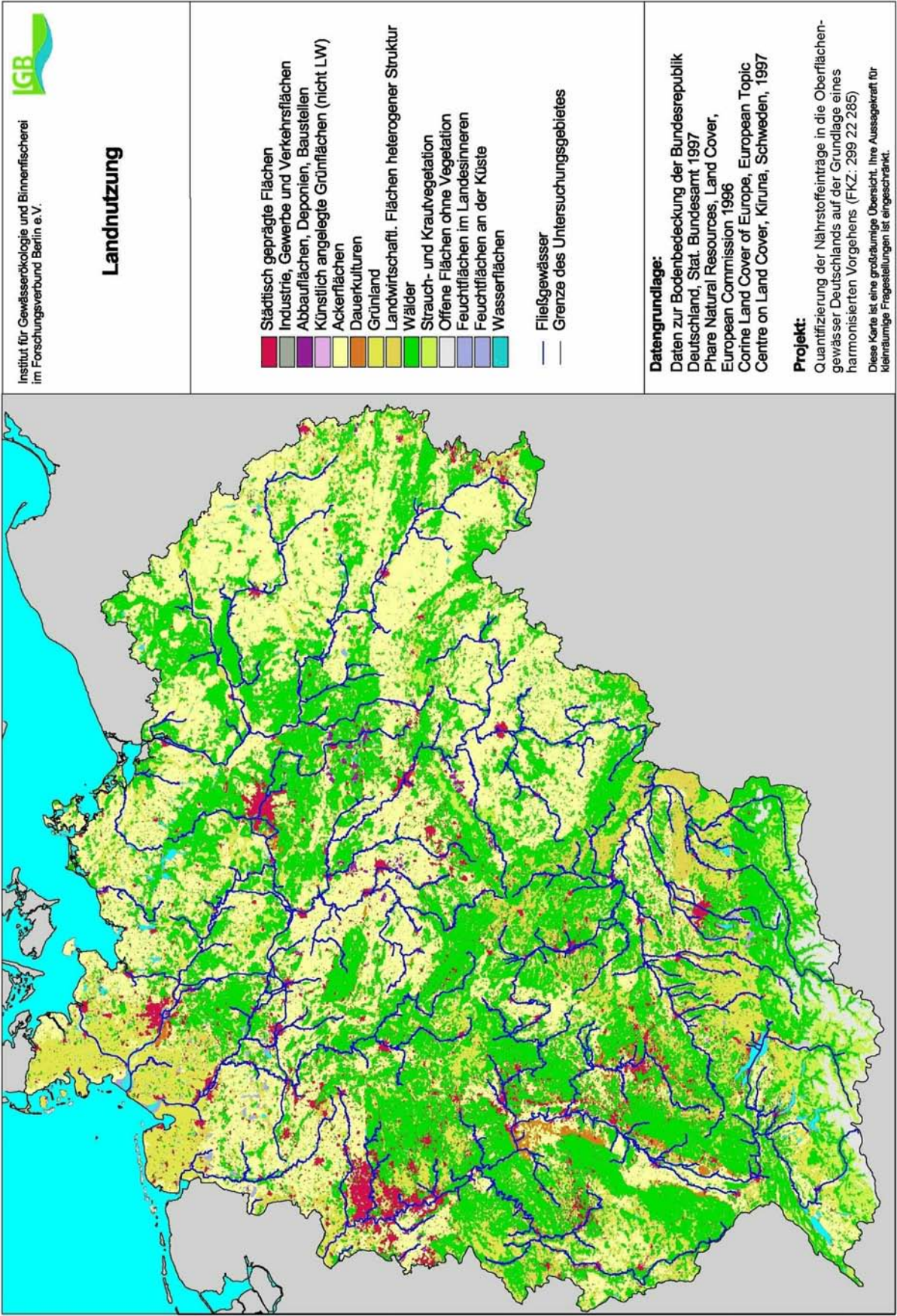
Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflusspegel	AEZG	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluss	
				[km ²]		von	bis	von	bis
53706	Elbe	Schmilka	Schoena	51.391	1,00	1998	2000	1998	2000
53702	Elbe	Torgau	Torgau	55.211	1,00			1998	2000
53801	Schw. Elster	Gorsdorf	Loeben	5.453	1,26	1998	2000	1998	2000
54101	Zwi. Mulde	Sermuth	Wechselburg	2.361	1,12	1998	2000	1998	2000
54205	Zschopau	Muendung	Kriebstein	1.846	1,05	1998	2000	1998	2000
54202	Freib. Mulde	ErlIn	ErlIn	2.983	1,00	1998	2000	1998	2000
54901	Mulde	Dessau	Bad Dueben	7.399	1,16	1998	2000	1998	2000
56102	Saale	Blankenstein	Blankenstein	1.013	1,00	1998	2000		
56302	Saale	Camburg-Stöben	Camburg-Stöben	3.977	1,00	1998	2000		
56407	Gera	Muendung	Erfurt	1.089	1,29	1998	2000		
56401	Unstrut	Freyburg	Laucha	6.327	1,02	1998	1999	1998	2000
56502	Saale	Naumburg	Naumburg	11.449	1,00	1999	1999	1998	2000
56609	Wei. Elster	Greiz uh	Greiz uh	1.255	1,00	1998	2000		
56604	Wei. Elster	Zeitz	Zeitz	2.479	1,00	1998	1999	1998	2000
56601	Wei. Elster	Ammendorf	Oberthau	5.384	1,09	1998	1999	1998	2000
56704	Saale	Trotha	Trotha	17.979	1,00	1998	1999		
56801	Bode	Neugattersleben	Stassfurt	3.297	1,02	1998	1999	1998	2000
56901	Saale	Gr. Rosenberg	Calbe	23.718	1,00	1998	2000	1998	2000
57302	Elbe	Magdeburg	Magdeburg	94.942	1,00	1998	2000	1998	2000
57602	Ohre	Wolmirstedt	Wolmirstedt	1.503	1,00	1998	1999		
57903	Elbe	Tangermuende	Tangermuende	97.780	1,00	1998	1999	1998	2000
58101	Havel	Hennigsdorf	Borgsdorf	3.108	1,03	1998	2000	1998	2000
58210	Spree	Cottbus	Cottbus	2.269	1,00	1998	1999	1998	2000
58208	Spree	Leibsch	Leibsch	4.529	1,00	1998	1999	1998	2000
58232	Osk	Wernsdorf	Wernsdorf	70	1,00	1998	2000	1998	2000
58214	Dahme	Neue Muehle	Neue Muehle	1.362	1,00	1998	2000	1998	2000
58201	Spree	Neuzittau	Hohenbinde	6.401	1,00	1998	2000	1998	2000
58402	Nuthe	Muendung	Muendung	1.811	1,00	1998	2000	1998	2000
58905	Dosse	Saldernhorst	Wusterhausen	1.099	1,93	1998	2000	1998	2000
58901	Havel	Toppel	Havelberg	24.297	1,01	1998	2000	1998	2000
59101	Elbe	Schnackenburg	Neu-Darchau	125.482	0,93	1998	2000	1998	2000
59108	Biese	Osterburg	Dobbrun	924	0,58	1998	1999		
59201	Elde	Doemitz	Doemitz	2.990	1,02			1998	2000
59302	Jeetzel	Lueggau	Luechow	1.660	1,28	1998	2000	1998	2000
59308	Sude	Bandekow	Garlitz	2.253	3,06	1998	2000	1998	2000
59311	Elbe	Zollenspieker	Neu-Darchau	135.024	1,03	1998	2000	1998	2000
59404	Ilmenau	Rote Schleuse	Bienenbuettel	1.545	1,08			1998	2000

Tabelle 2.6: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Bereich der Ems und weiterer Nordseezuflüsse.

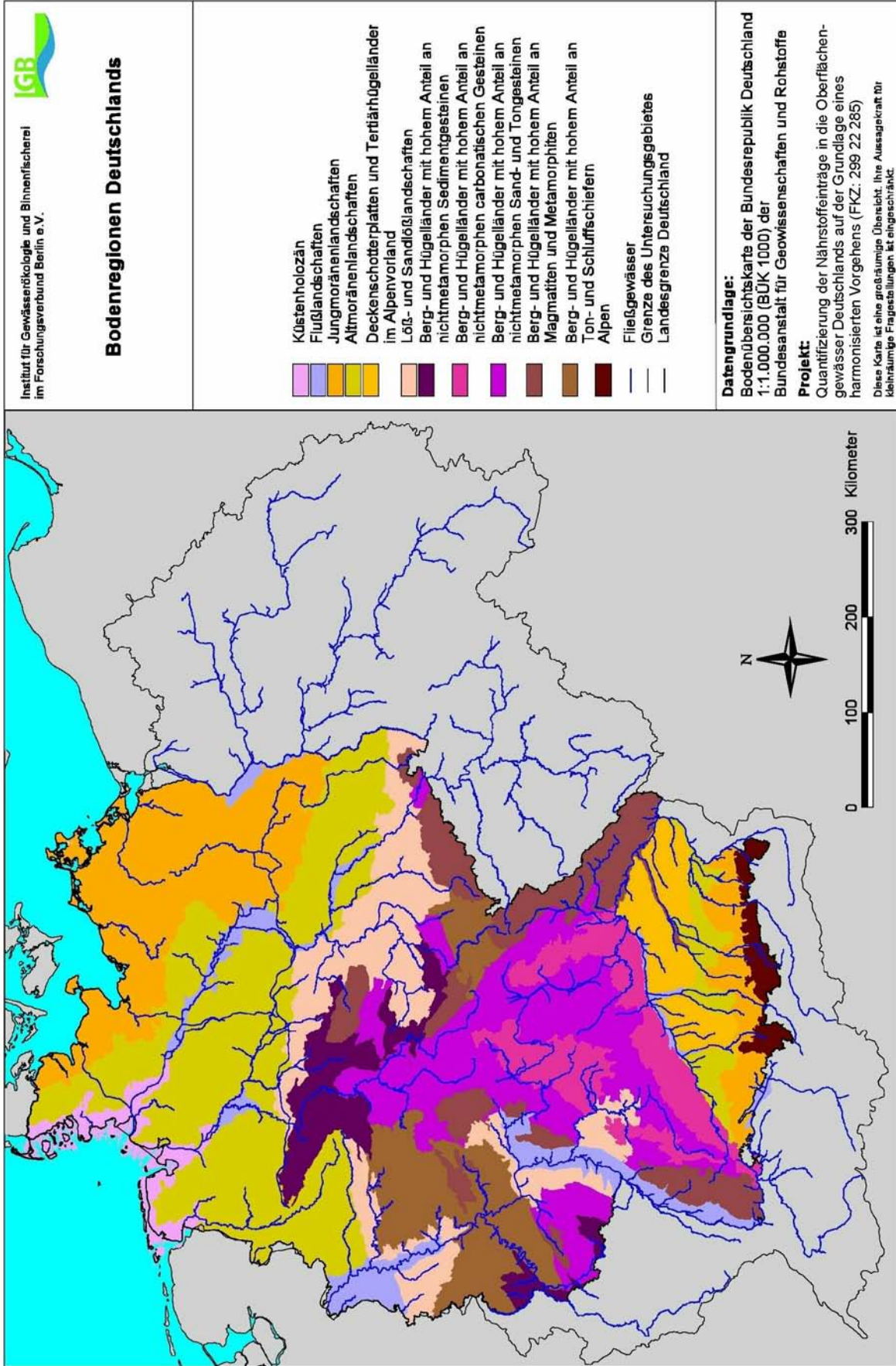
Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflusspegel	A _{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluss	
				[km ²]		von	bis	von	bis
33001	Ems	Hanekenfaehr	Dalum	4.870	0,98	1998	2000		
36901	Hase	Bokeloh	Bokeloh	2.968	1,00	1998	2000	1998	2000
37302	Ems	Hilter	Herbrum	8.695	0,95	1998	2000		
37602	Ems	Herbrum	Herbrum	9.207	1,00	1998	2000		
38001	Leda	Leer		2.078		1998	2000		
28202	Rur	End-Steinkirchen	Stah	2.300	0,72				
28602	Niers	Pegel Goch	Pegel Goch	1.203	1,00			1998	2000
29001	Vechte	Laar	Emlichheim	1.762	1,20	1998	2000	1998	2000
95202	Eider	Nordfeld		941					
95201	Eider	Toenning		1.918					
95203	Treene	Friedrichstadt	Treia	797	1,68				
95601	Soholmer Au	Schluettziel	Soholm	468	1,61				

Tabelle 2.7: Pegel, Abfluss- und Gewässergütedaten im Bereich der Oder und weiterer Ostseezuflüsse.

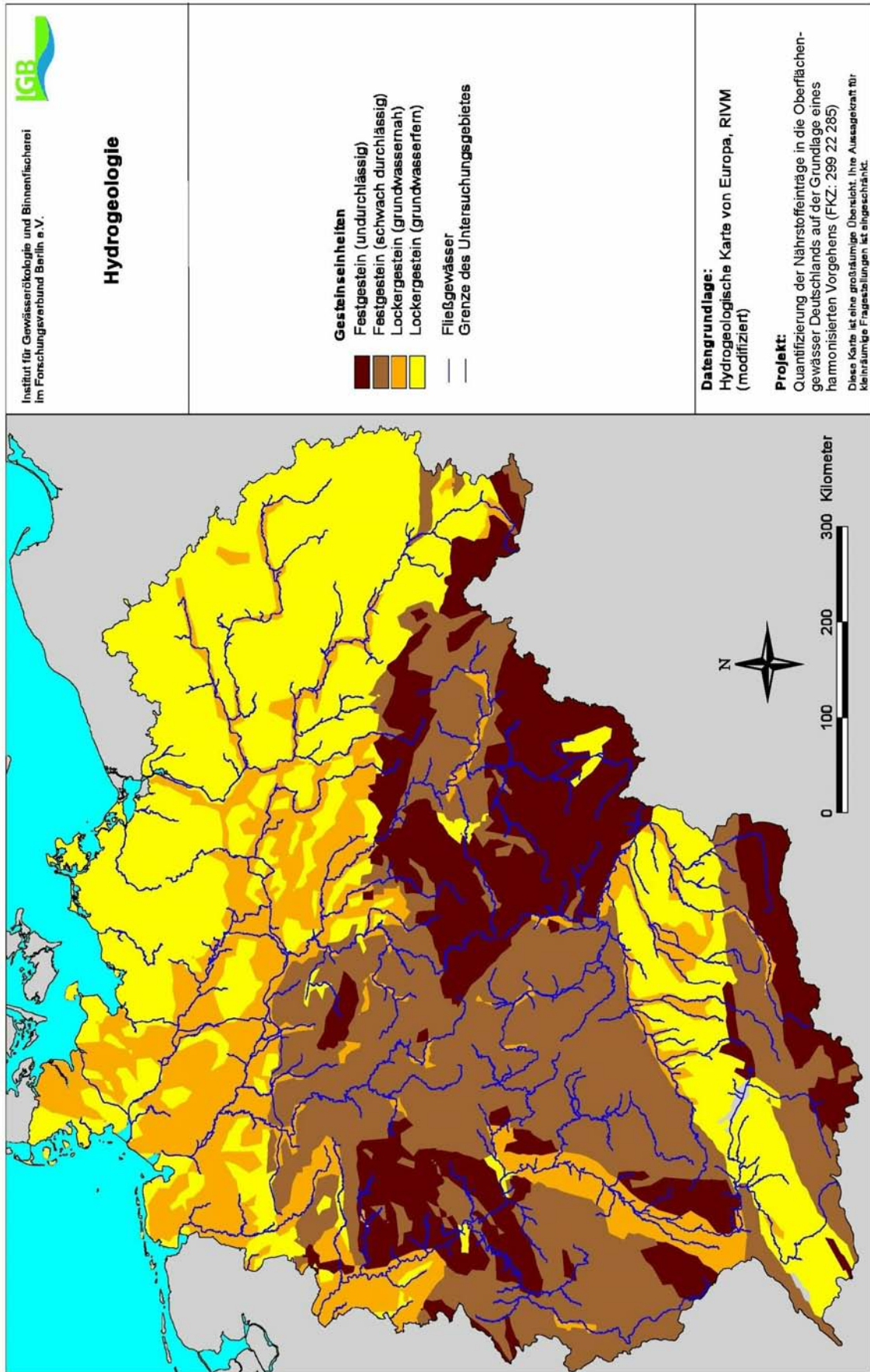
Adr.	Gewässer	Gütepegel	Durchflusspegel	A _{EZG}	U-Faktor	Gütedaten		Täglicher Abfluss	
				[km ²]		von	bis	von	bis
66003	Neisse	Goerlitz	Goerlitz	1.621	1,00	1998	2000	1998	2000
66001	Neisse	Muendung	Guben I	4.579	1,08	1998	2000	1998	2000
67101	Oder	Eisenhuettenstadt	Eisenhuettenstadt	52.033	1,00	1998	2000	1998	2000
67901	Oder	Kietz	Kietz	53.752	1,00	1998	2000		
69003	Oder	Hohenwutzen	Hohensaaten	110.443	1,00	1998	2000	1998	1999
69001	Oder	Schwedt	Hohensaaten	112.950	1,03	1998	2000	1998	1999
96101	Schwentine	Kiel	Preetz	714	1,56			1998	2000
96204	Trave	Sehmsdorf	Sehmsdorf	726	1,00			1998	2000
96205	Stepenitz	Dassow	Boerzow	701	1,59	1998	2000	1998	2000
96301	Wallensteingr.	oh. Wismar	Hohen Viecheln	156	1,48	1998	2000	1998	2000
96401	Warnow	Kessin	Rostock OP	3.140	1,00	1998	2000	1998	2000
96501	Barthe	Barth	Redebas	292	1,36	1998	2000	1998	2000
96502	Recknitz	Ribnitz	Bad Suelze	669	1,50	1998	2000	1998	2000
96503	Ryck	Greifswald	Groß Miltzow	231	7,23	1998	2000	1998	2000
96602	Tollense	Demmin	Klempenow	1.809	1,29	1998	2000	1998	1999
96603	Trebel	Wotenick	Kirch Baggendorf	992	4,96	1998	2000	1998	2000
96601	Peene	Anklam	Klempenow	5.110	3,64	1998	1998	1998	1999
96802	Randow	Eggesin	Loecknitz	668	2,04	1998	2000	1998	2000
96801	Uecker	Ueckermuende	Pasewalk	2.401	1,67	1998	2000	1998	2000
96901	Zarow	Grambin	Brohm	748	7,38	1998	2000	1998	1999



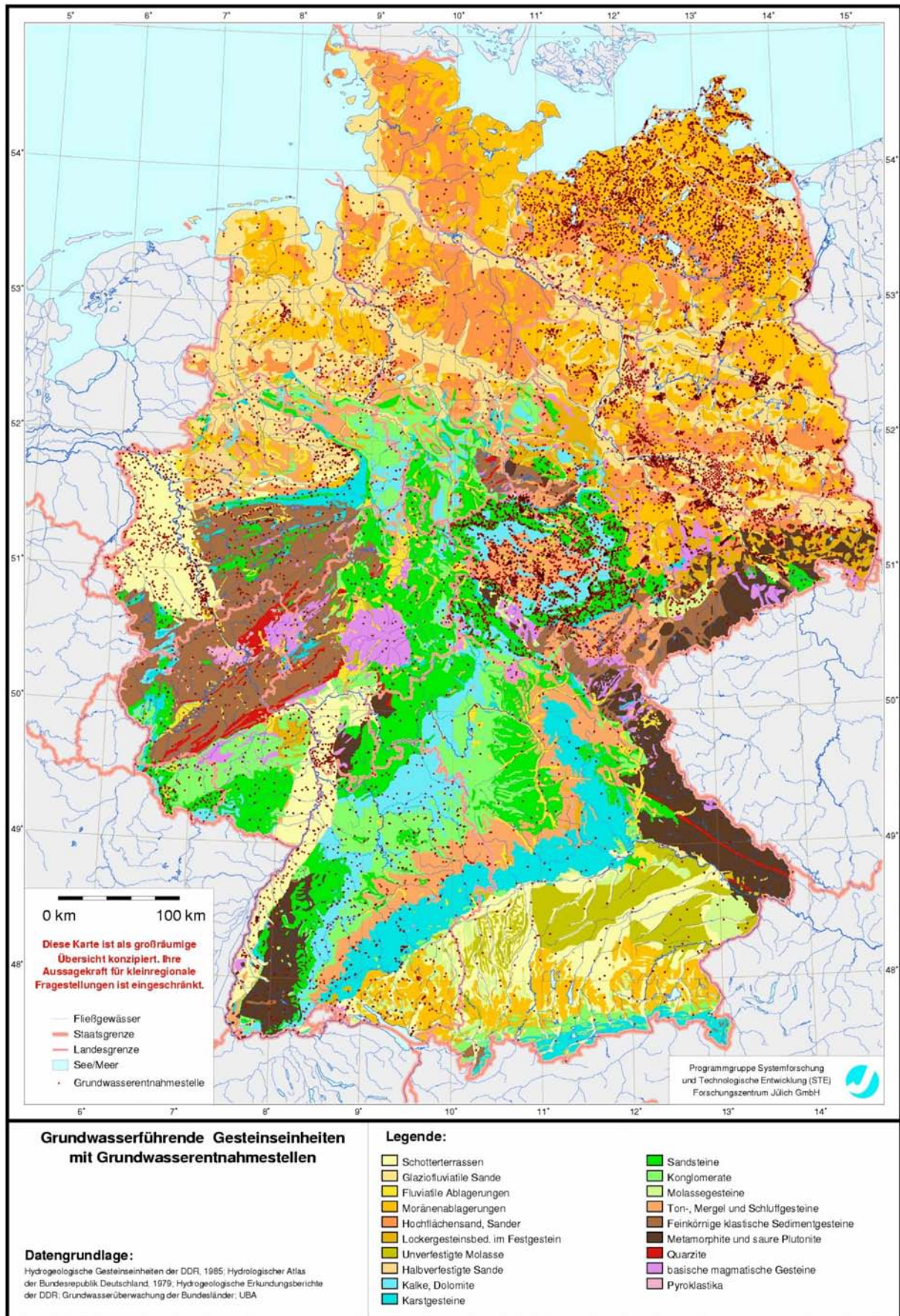
Karte 2.1: Landnutzung nach CORINE



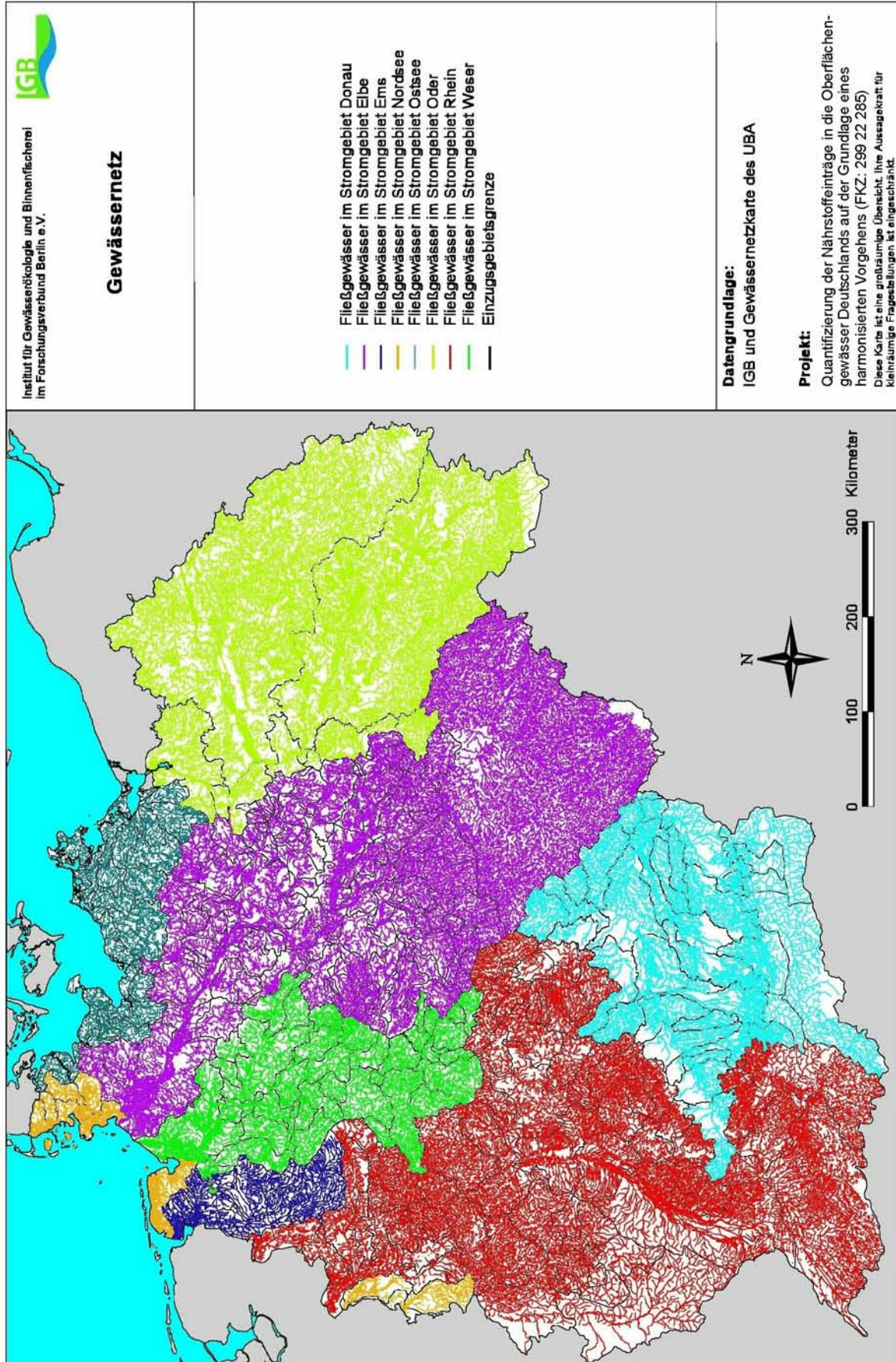
Karte 2.2: Bodenregionen Deutschlands



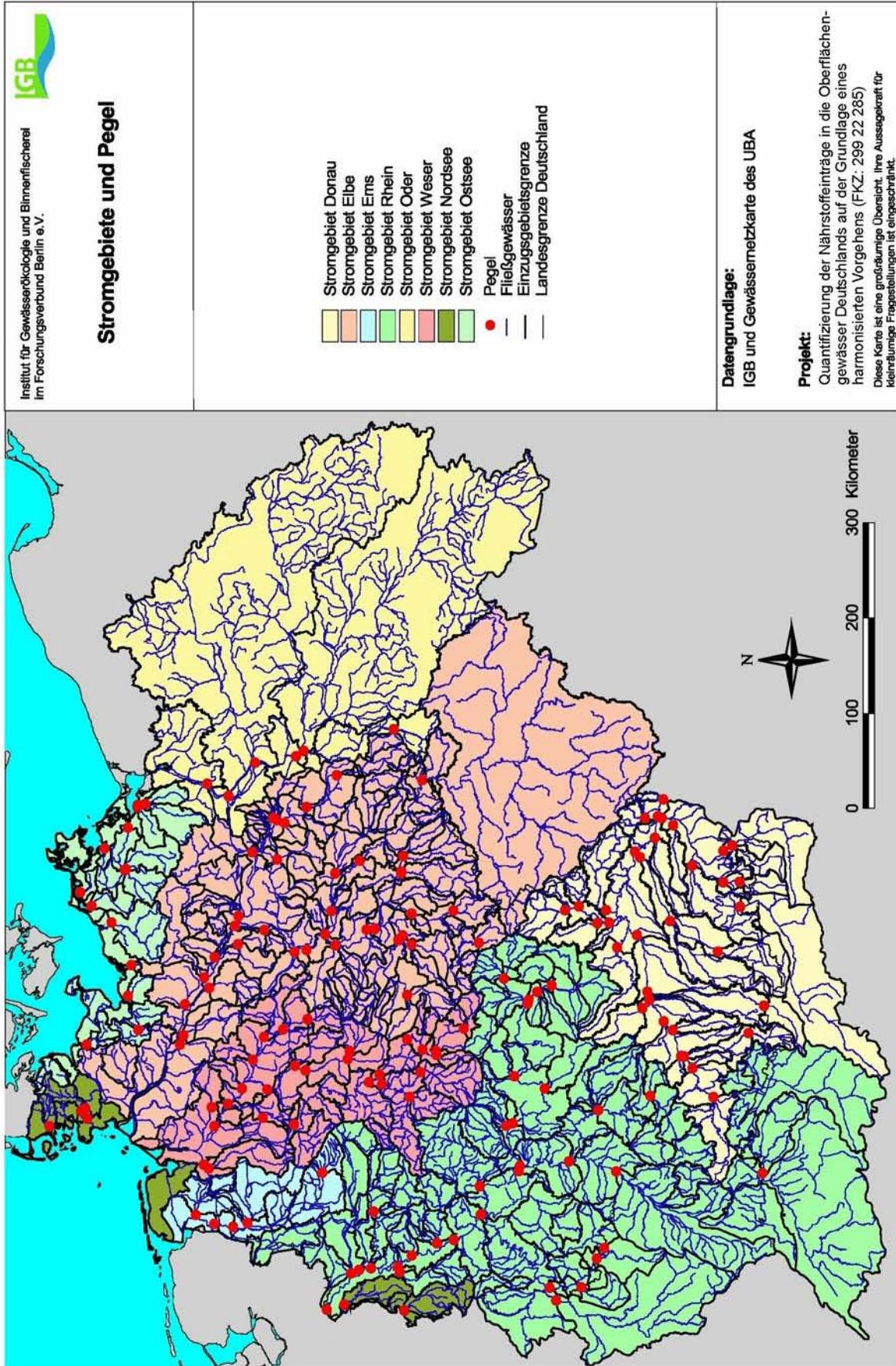
Karte 2.3: Hydrogeologie



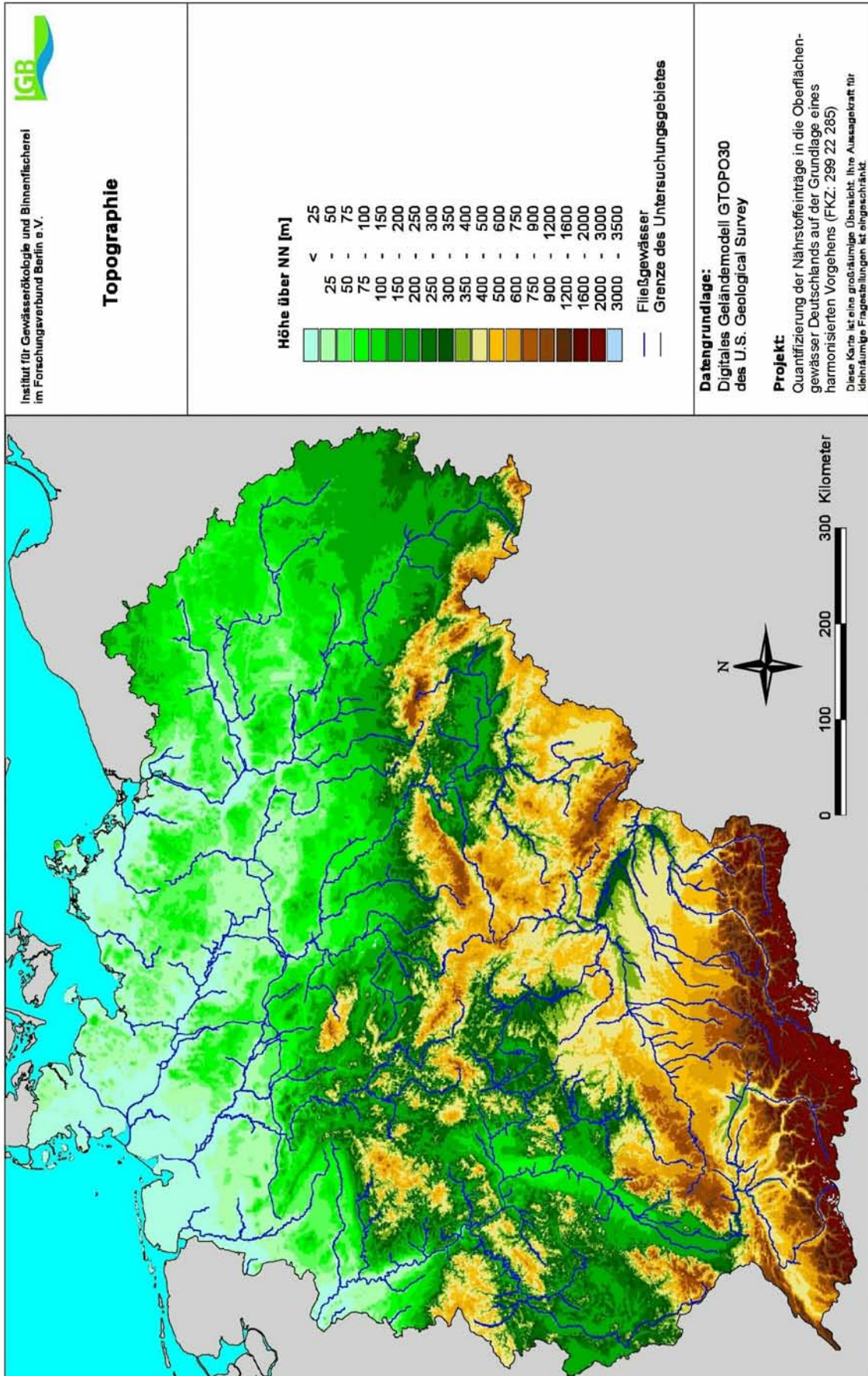
Karte 2.4: Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten & Grundwasserentnahmestellen



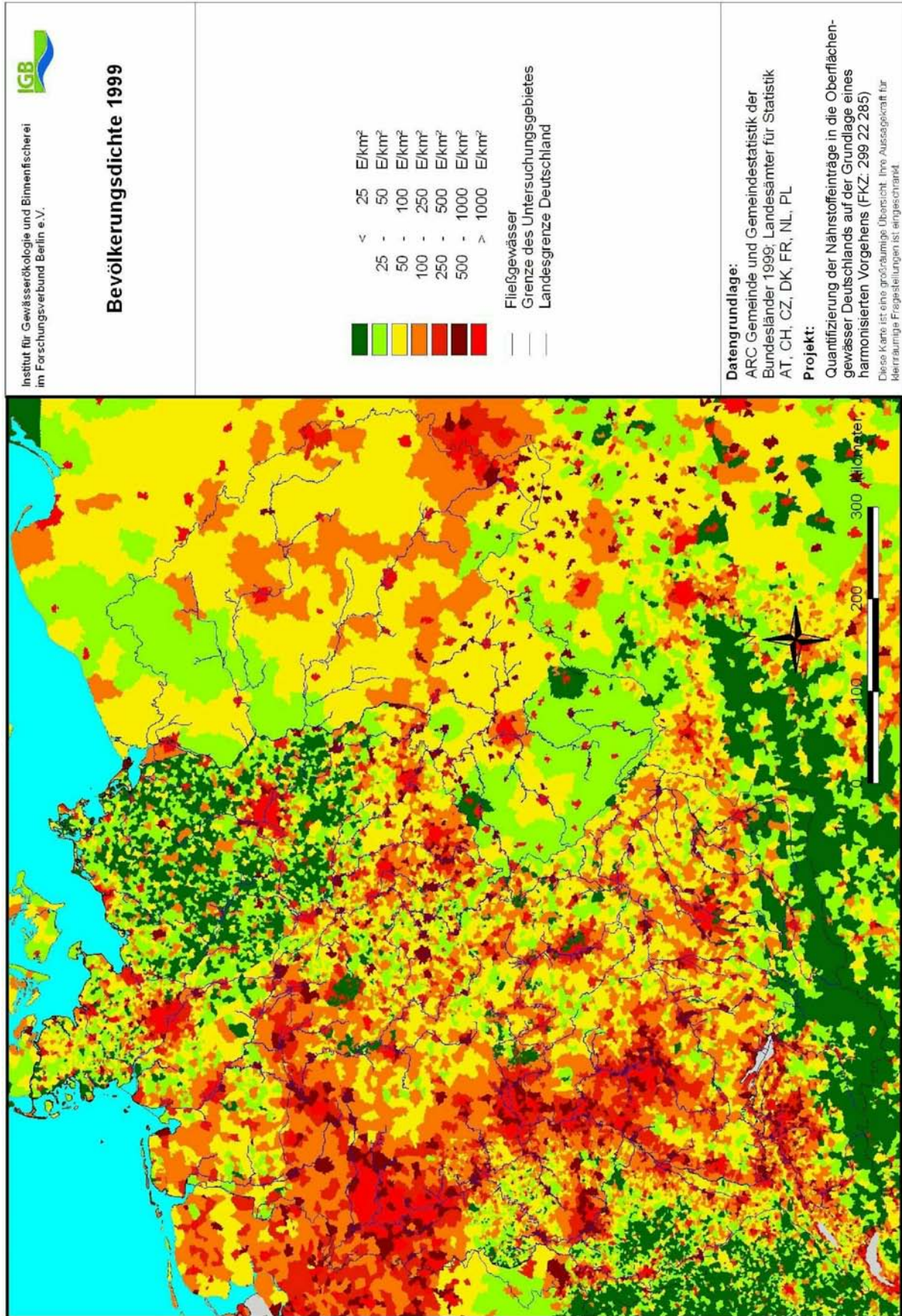
Karte 2.5: Gewässernetz



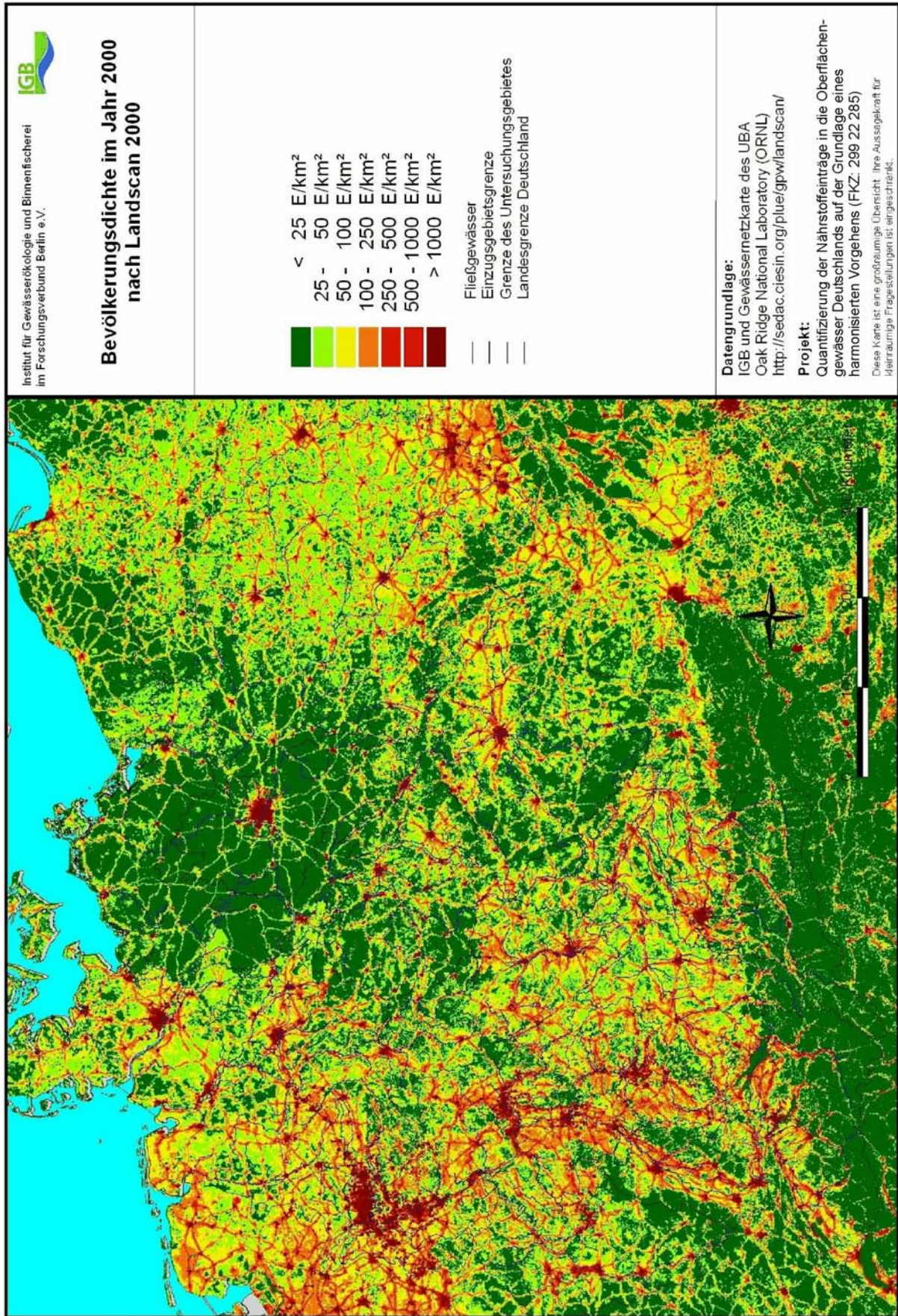
Karte 2.6: Flussgebiete und Pegel



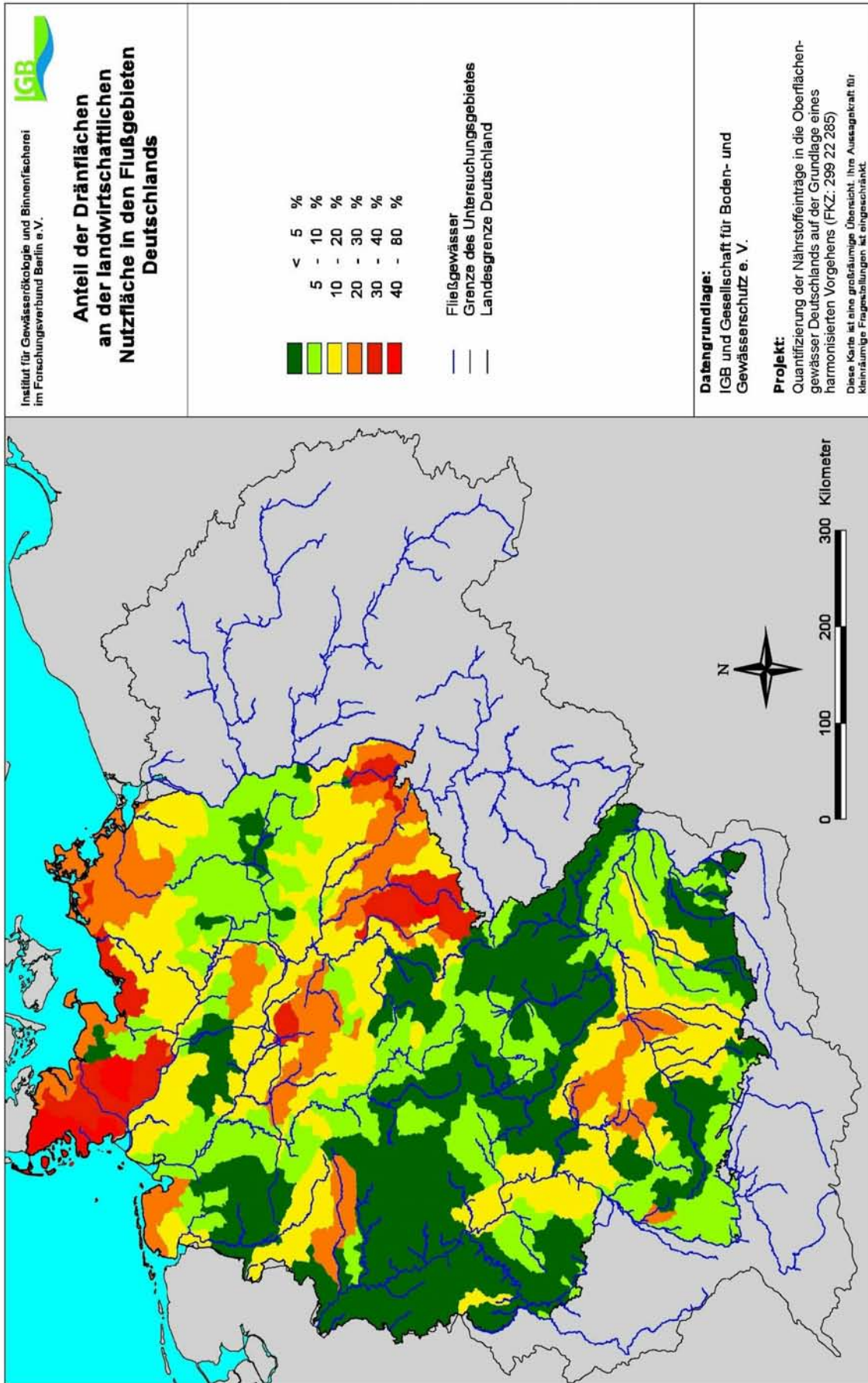
Karte 2.7: Topographie



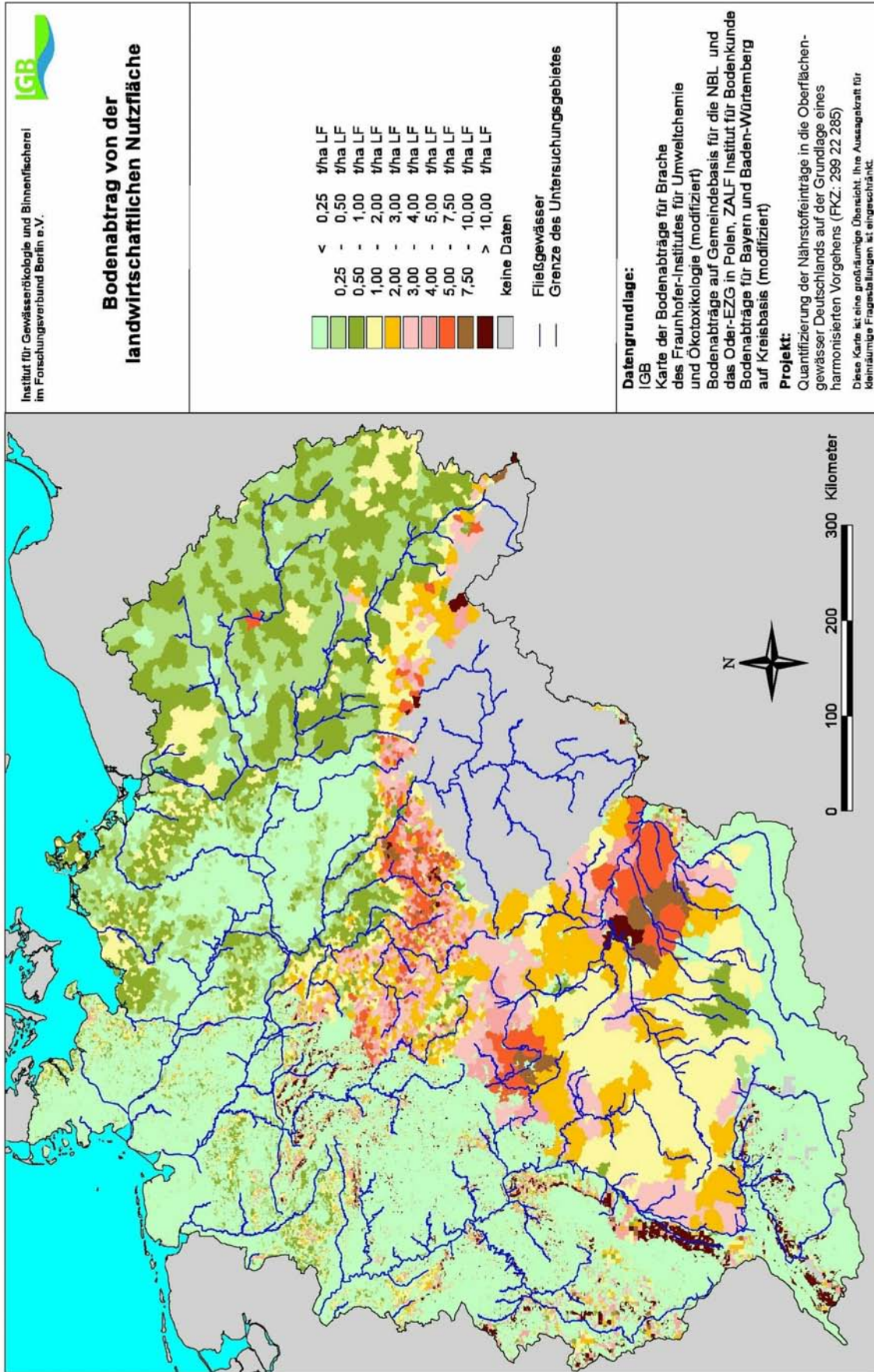
Karte 2.8: Bevölkerungsdichte auf Basis der Angaben für Gemeinden



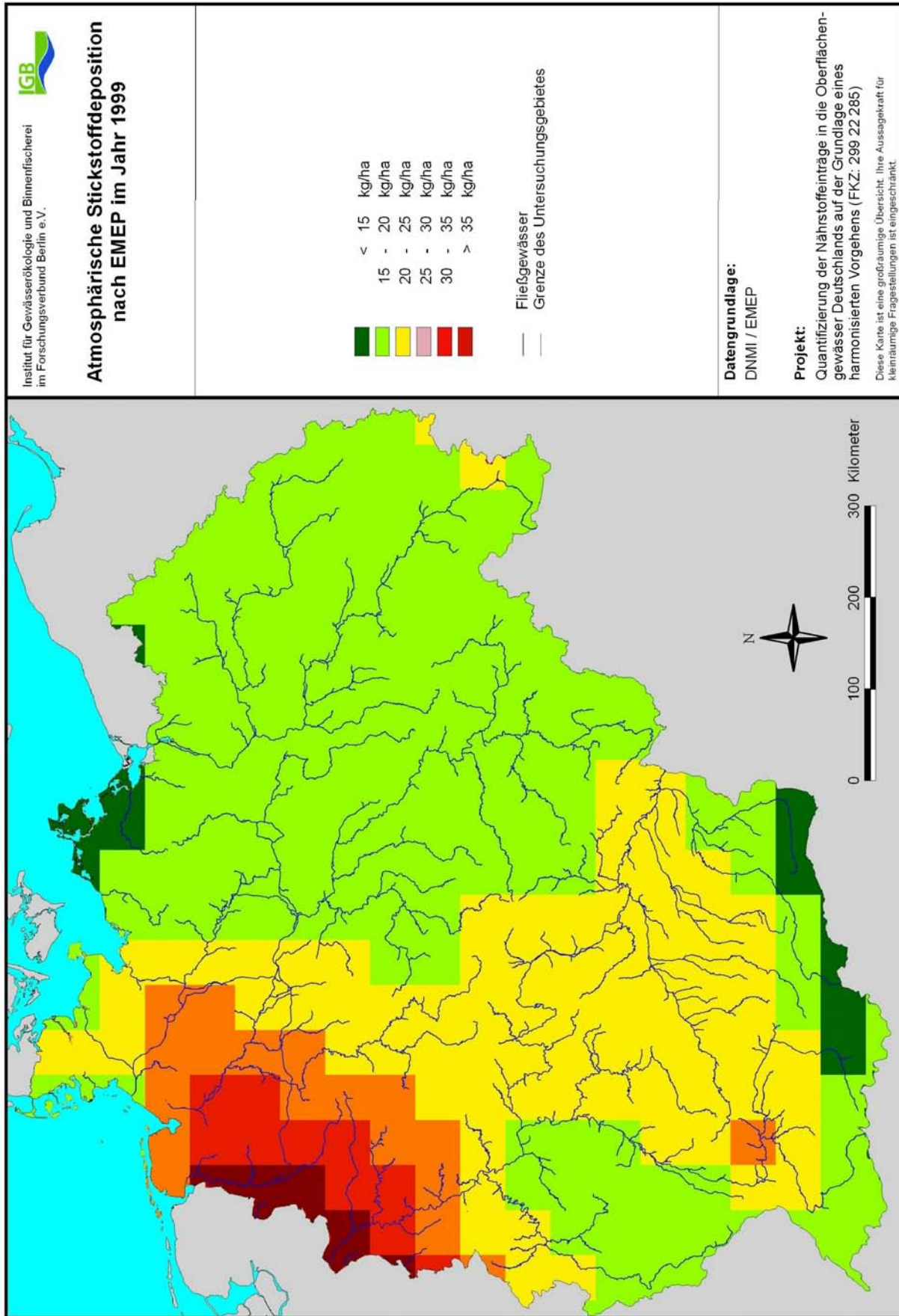
Karte 2.9: Bevölkerungsdichte auf Basis von Landsat 2000 (Oak Ridge National Laboratory (ORNL) <http://sedac.ciesin.org/plue/gpw/landsat/>)



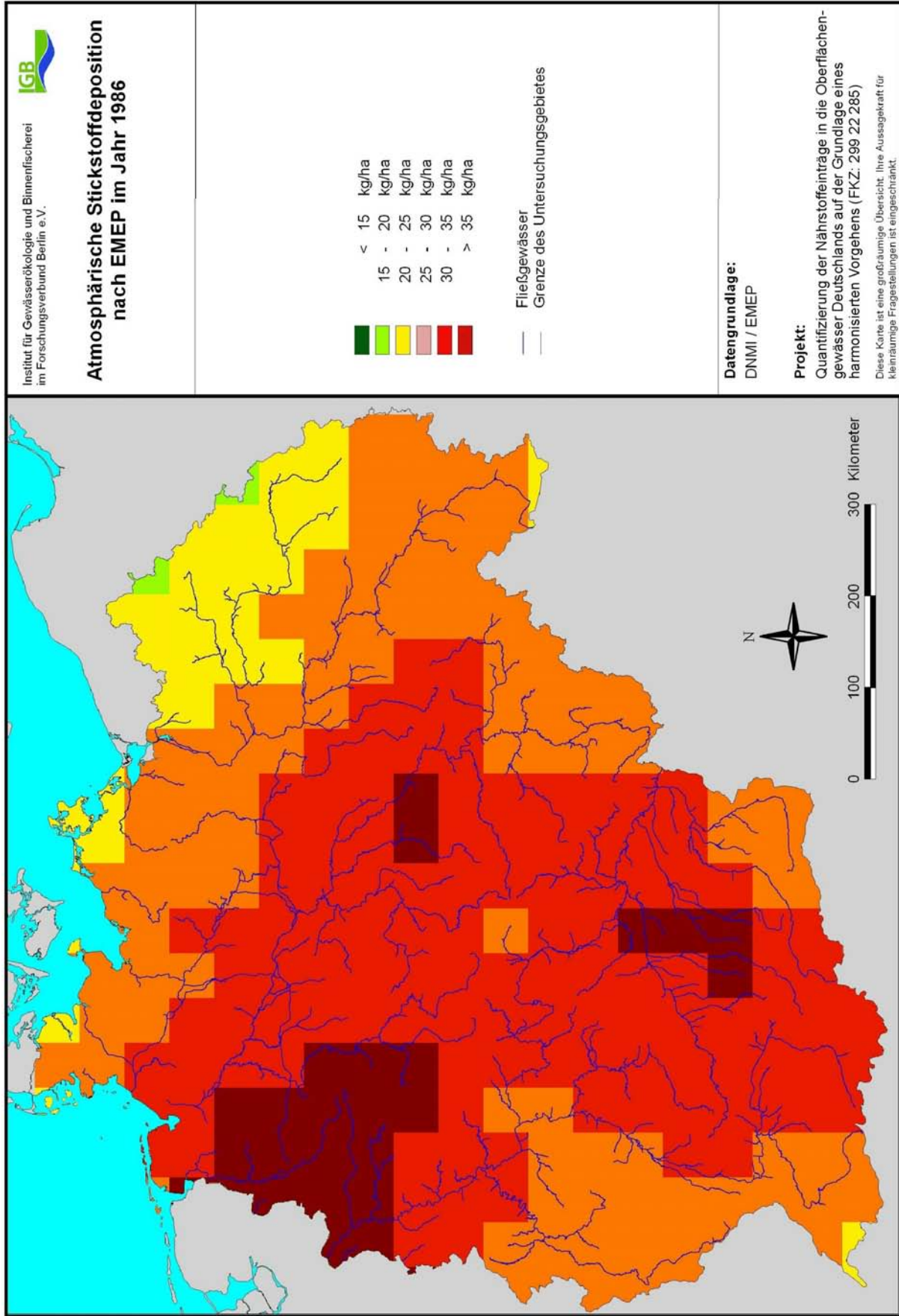
Karte 2.10: Anteil der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche



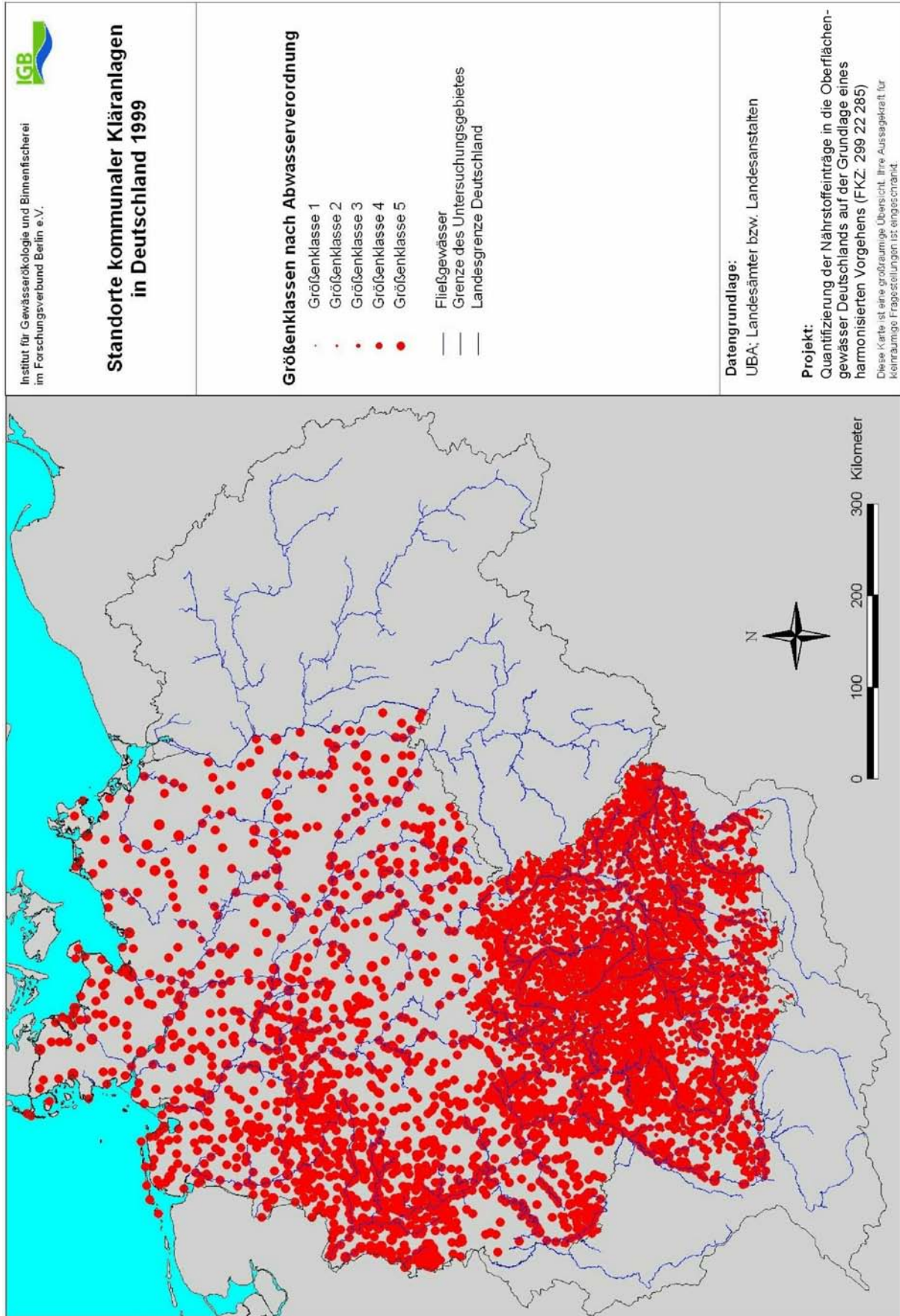
Karte 2.11: Bodenabträge



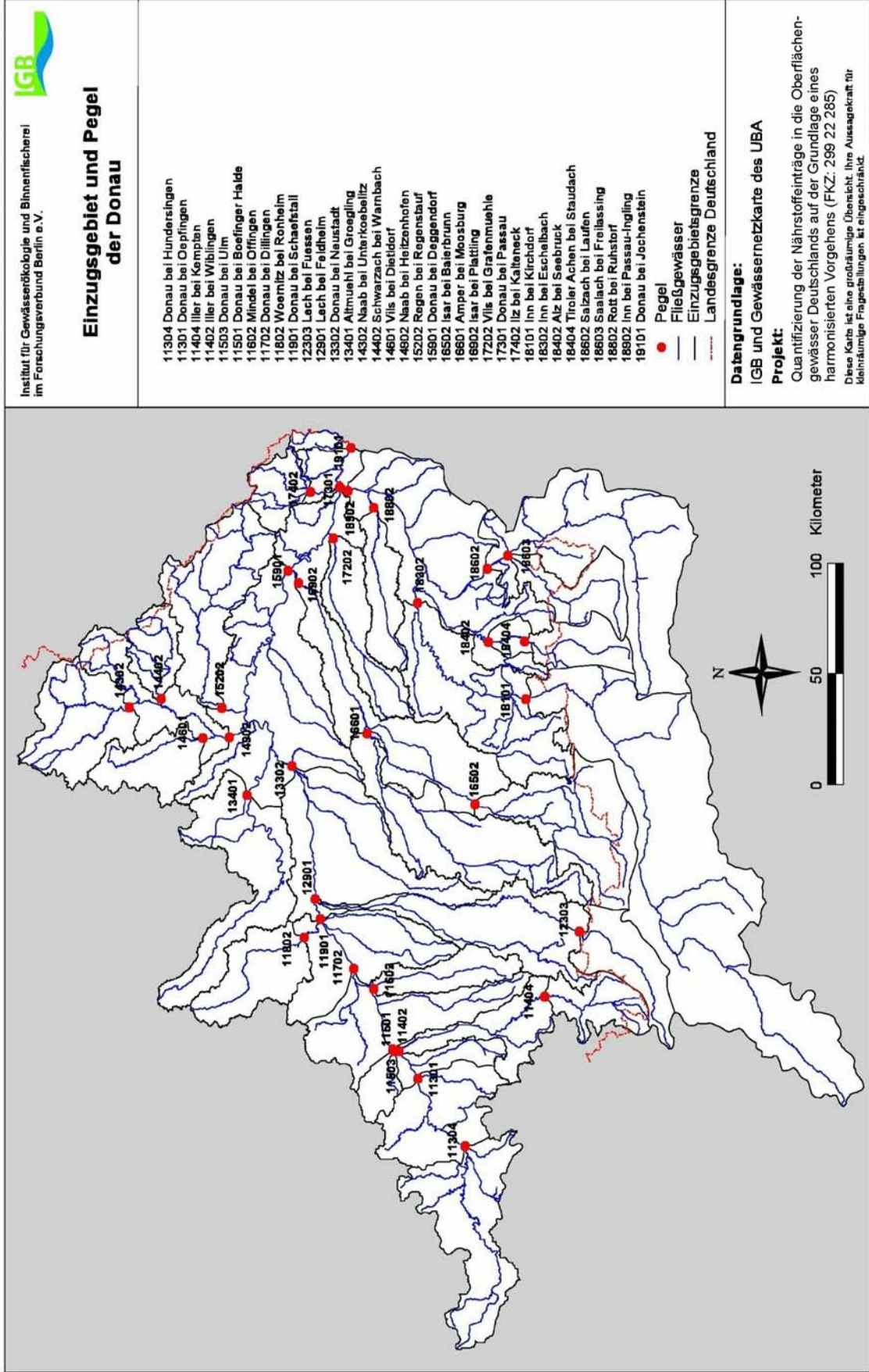
Karte 2.12: Atmosphärische Stickstoffdeposition 1999 nach EMEP



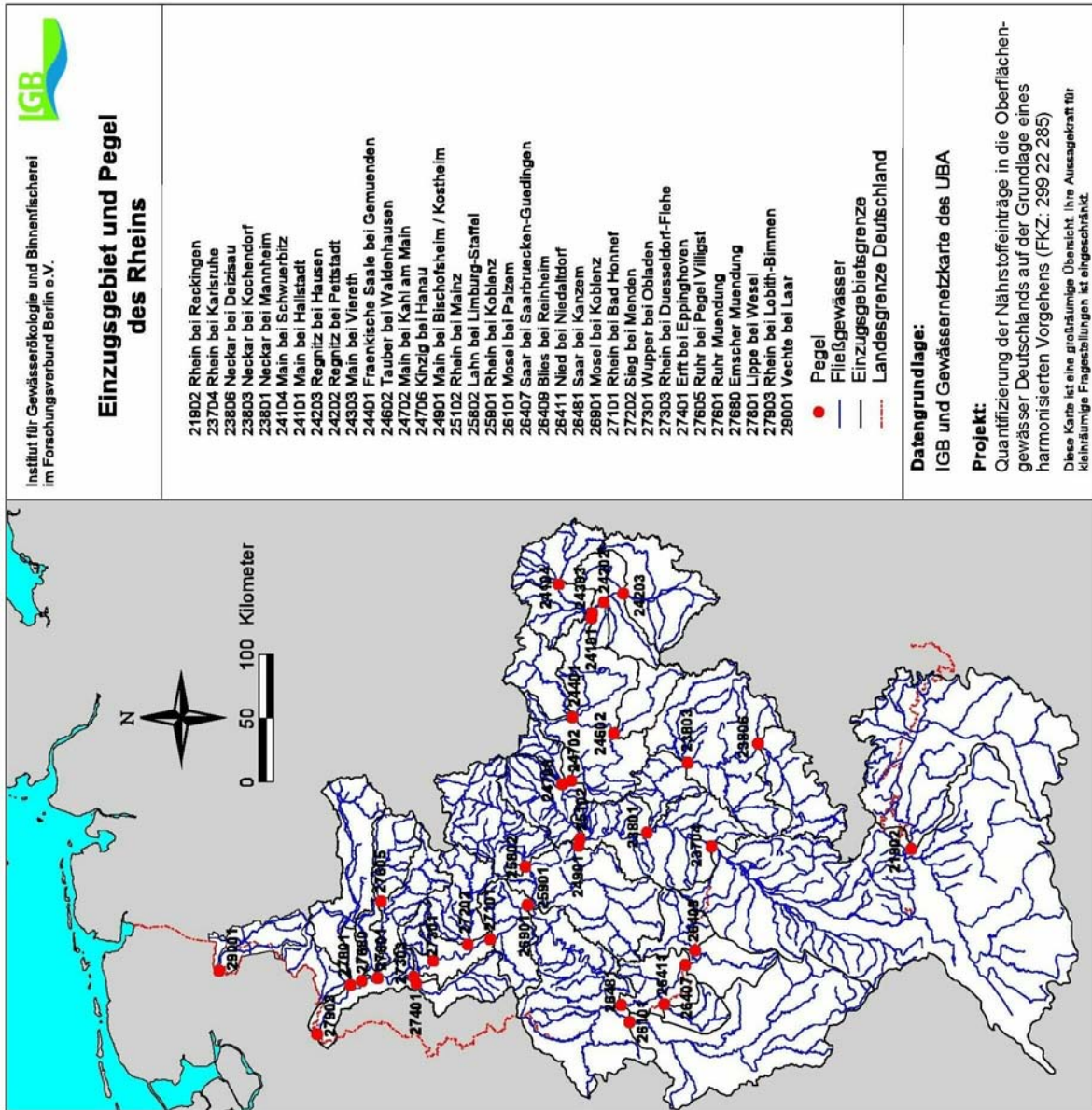
Karte 2.13: Atmosphärische Stickstoffdeposition 1986 nach EMEP



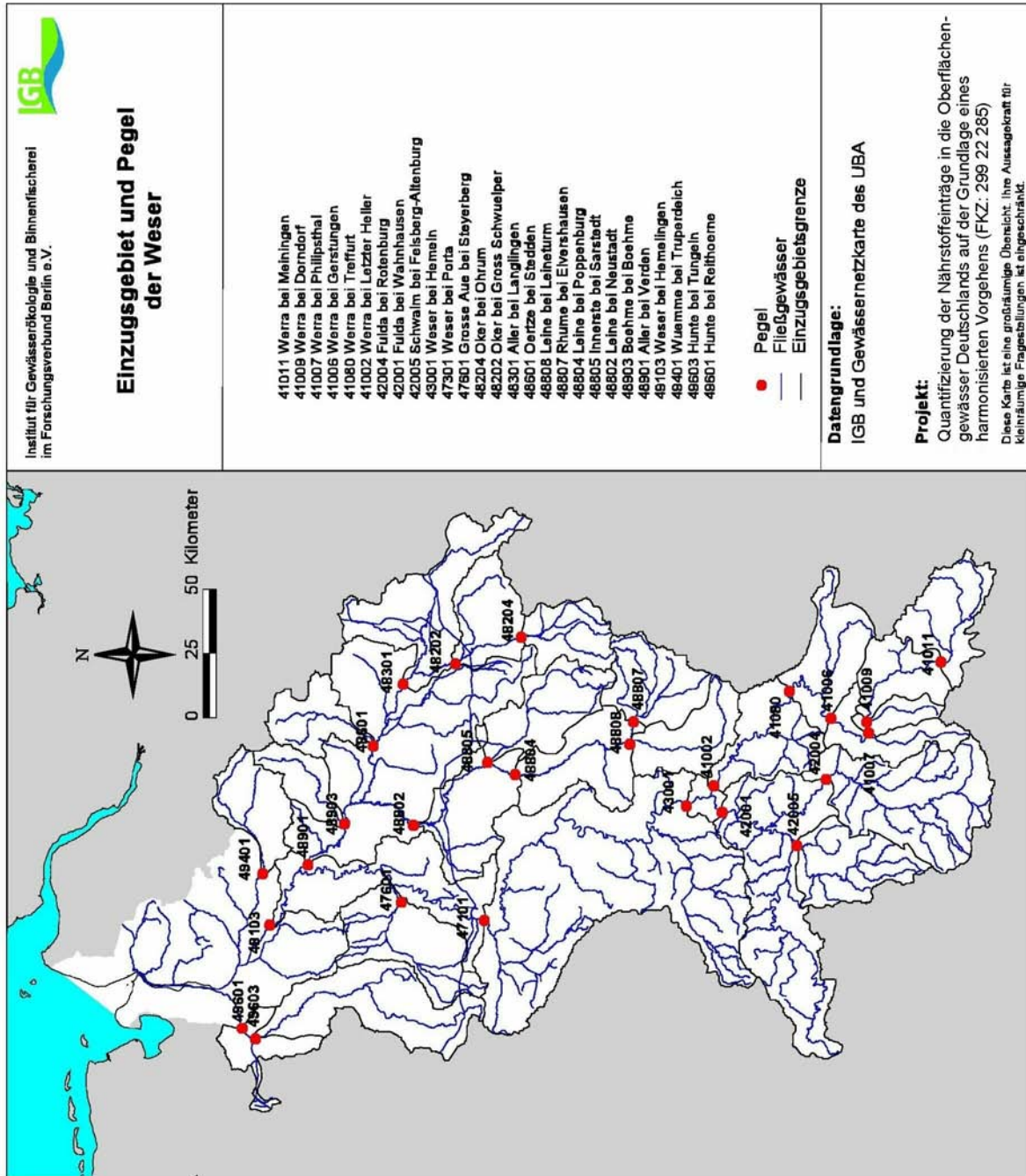
Karte 2.14: Standorte kommunaler Kläranlagen



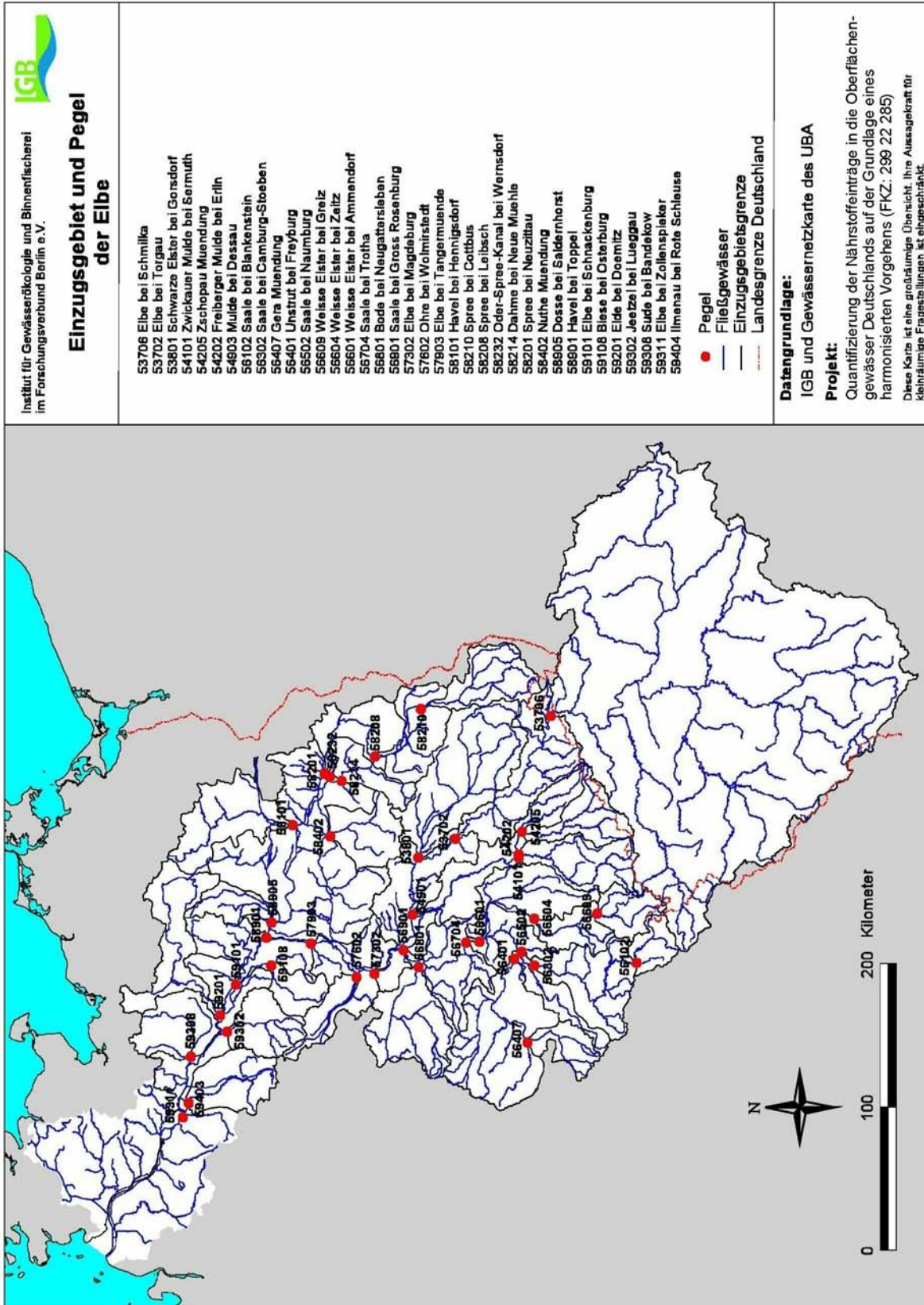
Karte 2.15: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Donauegebiet



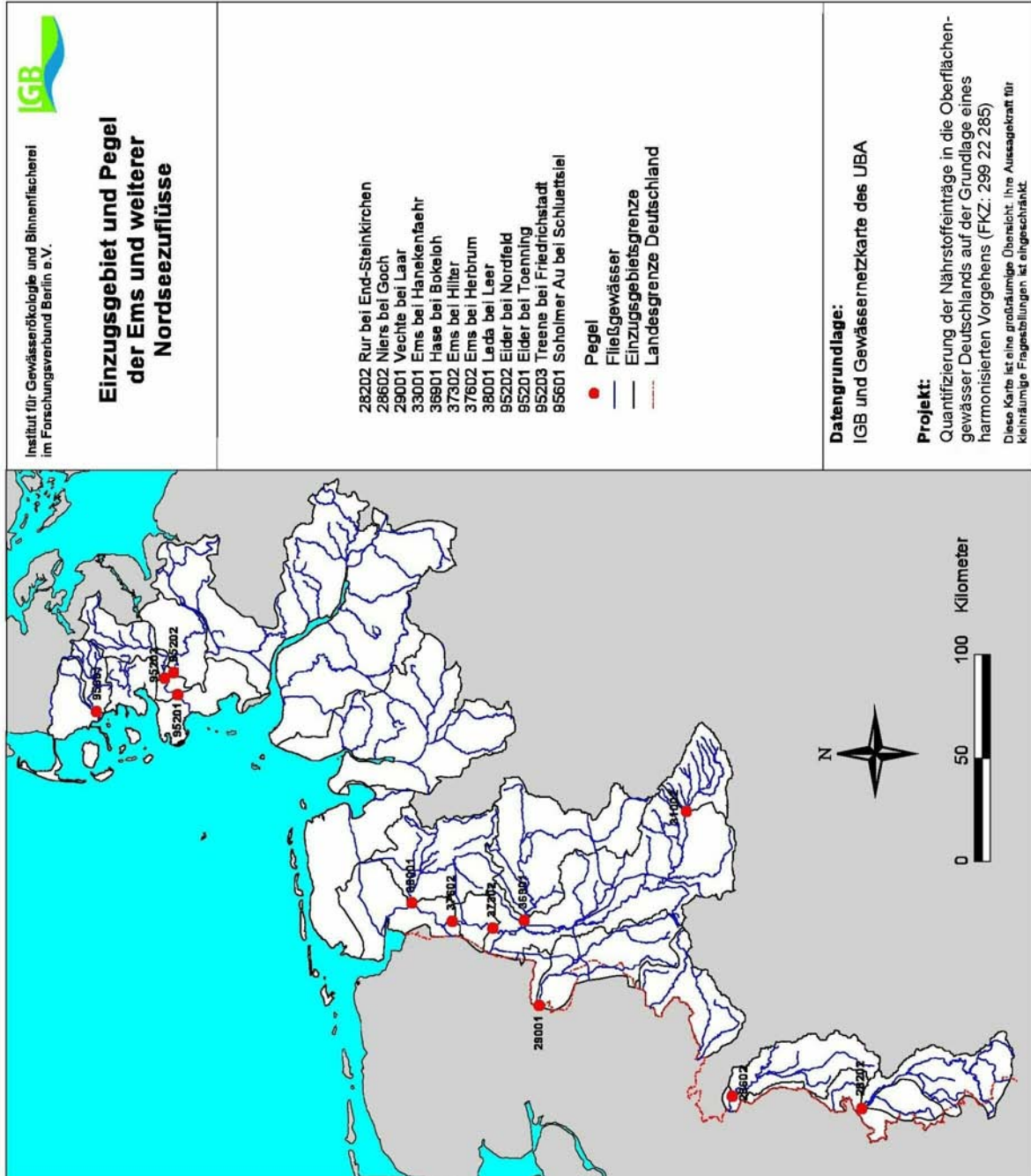
Karte 2.16: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Rheingebiet



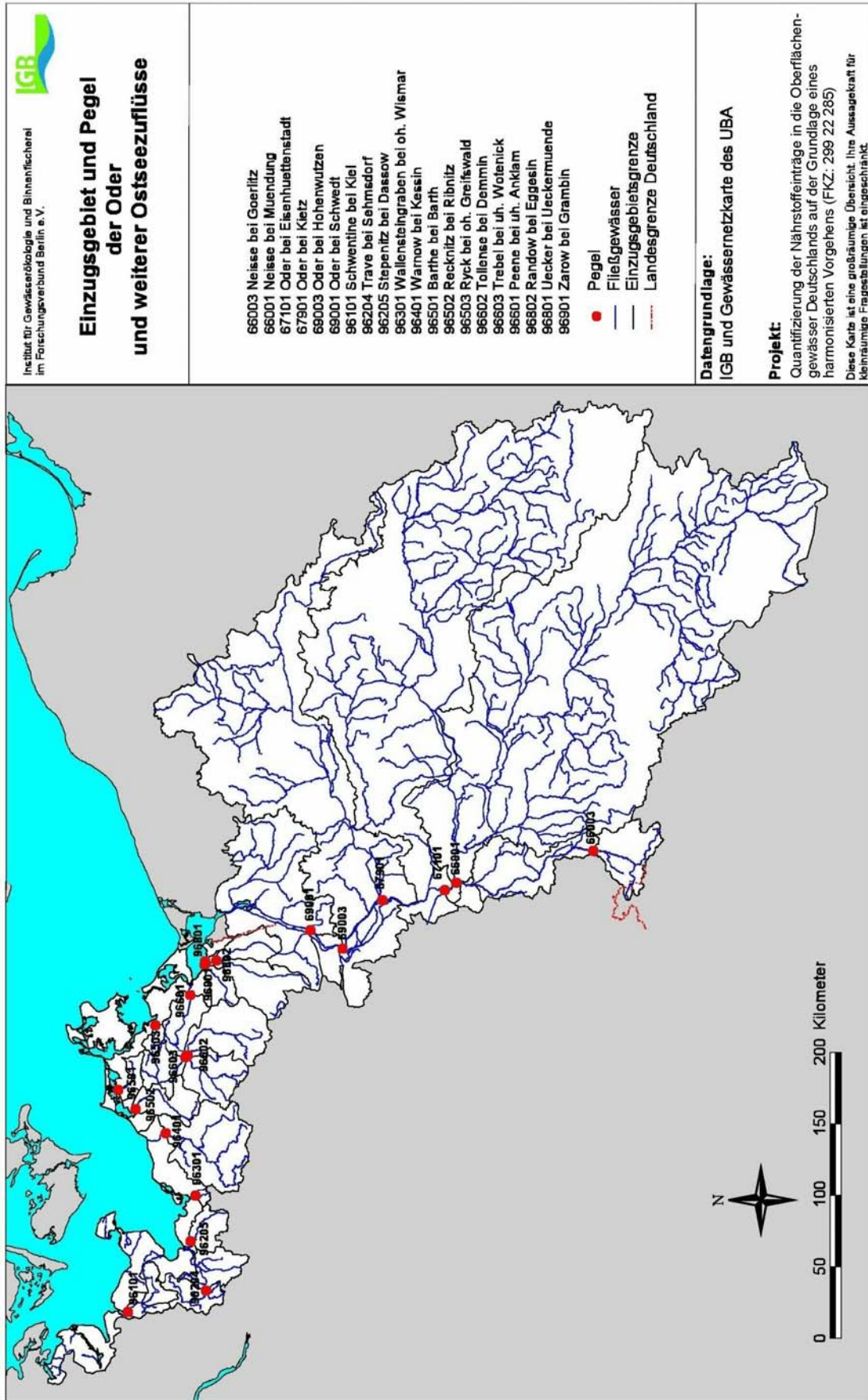
Karte 2.17: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Wesergebiet



Karte 2.18: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Elbegebiet



Karte 2.19: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Emsgebiet und an der Nordseeküste



Karte 2.20: Untersuchte Einzugsgebiete und Pegel im Odergebiet und an der Ostseeküste

3 Methodik

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über die verschiedenen punktuellen und diffusen Eintragspfade in die Teileinzugsgebiete des deutschen Elbeinzugsgebiets wurde das Modell **MONERIS** (**MO**delling **Nutrient Emissions in RI**ver **S**ystems) angewendet. Eine ausführliche Beschreibung der Modellgrundlagen und der angewandten Methodik wird in Behrendt et al. (1999b) gegeben, so dass im Rahmen dieser Studie nur eine kurze Modellbeschreibung erfolgt.

Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abfluss- und Gütedaten der zu untersuchenden Flussgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl digitale Karten als auch umfangreiche statistische Informationen integriert wurden.

Während die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von industriellen Einleitern direkt in die Flüsse gelangen, ergeben sich die diffusen Einträge von Nährstoffen in die Oberflächengewässer aus der Summe verschiedener Eintragspfade, die über die einzelnen Komponenten des Abflusses realisiert werden (vergleiche Abbildung 3.1). Die Unterscheidung in Einträge über diese einzelnen Komponenten ist notwendig, da sich ihre Stoffkonzentrationen und die dem Eintrag zugrunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden. Demzufolge sind mindestens sieben verschiedene Eintragspfade zu berücksichtigen:

- Punktquellen mit kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern
- atmosphärische Deposition
- Erosion
- Abschwemmung
- Grundwasser
- Dränagen
- versiegelte urbane Flächen

Auf den diffusen Eintragswegen unterliegen die Stoffe mannigfaltigen Transformations-, Verlust- und Rückhalteprozessen. Um die Nährstoffeinträge in ihrer Ab-

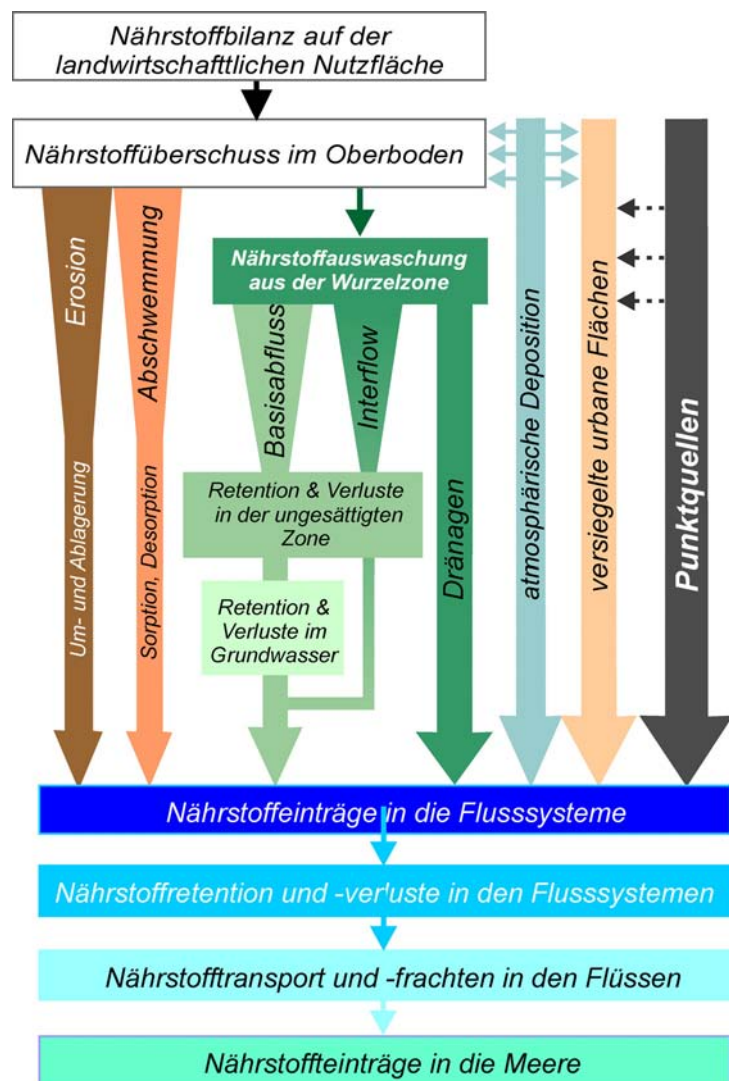


Abbildung 3.1: Pfade und Prozesse von MONERIS.

hängigkeit von der Ursache quantifizieren und damit auch vorhersagen zu können, ist die Kenntnis der Transformations- und Rückhalteprozesse notwendig. Dies kann aufgrund des derzeitigen Wissensstandes, der zur Verfügung stehenden Datenbasis und der Größe der zu untersuchenden Gebiete nicht durch detaillierte dynamische Prozessmodelle erfolgen. Mit MONERIS wurde versucht, für die einzelnen Eintragspfade auf der Basis vorhandener Ansätze zur großräumigen Modellierung, diese zu ergänzen und zu modifizieren und gegebenenfalls neue konzeptionelle Modelle abzuleiten.

Um die Eintragsberechnungen für den Zeitraum 1998 bis 2000 mit den Ergebnissen früherer Abschätzungen vergleichen und die Veränderungen in den Nährstoffeinträgen für die Teileinzugsgebiete ausweisen zu können, wurden auch die Abschätzungen unter Berücksichtigung der durchgeführten methodischen Änderungen noch einmal für die beiden Zeiträume von 1983-1987 bzw. 1993-1997 durchgeführt. Die Veränderungen werden unter Berücksichtigung der in den Perioden unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen ermittelt, d.h. sie enthalten neben den anthropogen verursachten Veränderungen auch Unterschiede in den hydrologischen Bedingungen.

Eine ausführliche Beschreibung der Modellansätze von MONERIS wird von Behrendt et al. (1999b) gegeben. Deshalb beschränken sich die folgenden Ausführungen lediglich auf eine kurze Zusammenfassung der verwendeten Methodik und die gegebenenfalls eingeführten Erweiterungen. Bei der Quantifizierung der einzelnen Eintragspfade wurde folgende Vorgehensweise gewählt:

3.1 Nährstoffemissionen aus Punktquellen

3.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die regional differenzierte Abschätzung der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen (KKA) basiert auf einem flächendeckenden, GIS-gestützten Kläranlageninventar für das Jahr 1999. Da dieses Inventar nicht alle Kläranlagen umfasst, wurde auf der Basis der kreisbeziehungsweise länderbezogenen Angaben zu den Ablauffrachten der kommunalen Kläranlagen für die jeweilige administrative Einheit der Nährstoffeintrag von kleineren Kläranlagen ermittelt. Für diesen wurde eine nahezu gleichmäßige Verteilung auf die urbane Fläche der administrativen Einheit angenommen und dieser spezifische Nährstoffeintrag kleiner Kläranlagen dann mit der urbanen Fläche der Flussgebiete multipliziert. Die auf diese Weise für die einzelnen Flussgebiete ermittelten Nährstoffeinträge kleinerer Kläranlagen wurden dann zu denen des Kläranlageninventars addiert.

3.1.2 Industrielle Direkteinleiter

Die Einträge von industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer im Zeitraum 1998 bis 2000 wurden auf der Basis der Ergebnisse der Untersuchungen von ROSENWINKEL & HIPPEN (1997) für das Jahr 1995 berechnet. Zusätzlich wurde angenommen, dass sich diese

Emissionen für den Zeitraum um 1998-2000 in den einzelnen Flussgebieten im gleichen Verhältnis wie die Emissionen aus kommunale Kläranlagen verändert haben.

3.2 Nährstoffemissionen aus diffusen Quellen

3.2.1 Versiegelte urbane Flächen

Bei der Quantifizierung der N- und P-Einträge von urbanen Flächen werden die folgenden Eintragspfade separat berechnet: (1) Einträge von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation, (2) Einträge von Mischkanalisationsüberläufen, (3) Einträge von Haushalten und von versiegelten Flächen, die an eine Kanalisation, aber an keine kommunale Kläranlage angeschlossen sind. Grundlage für die Berechnung ist die Ermittlung der versiegelten urbanen Fläche. Sie kann auf Basis der gesamten urbanen Fläche (abgeleitet aus *CORINE-Landcover*) sowie der Bevölkerungsdichte nach einem Ansatz von HEANEY *ET AL.* (1976) bestimmt werden. Die gesamte versiegelte urbane Fläche wird im Anschluss auf die verschiedenen Kanalisationssysteme aufgeteilt. Dazu wurden die Statistiken der Bundesländer über die Längen der Misch-, Schmutzwasser- und Trennkanäle auf Ebene der Bundesländer bzw. Kreise genutzt. Zur Ermittlung der Gesamtabflüsse in den verschiedenen Kanalsystemen ist die Kenntnis des spezifischen Abflusses von der versiegelten urbanen Fläche notwendig. Er wird nach HEANEY *ET AL.* (1976) aus dem mittleren Niederschlag und dem Anteil der versiegelten Fläche in einem Flussgebiet berechnet.

Einen schematischen Überblick über die angewandte Methodik gibt die Abbildung 3.2.

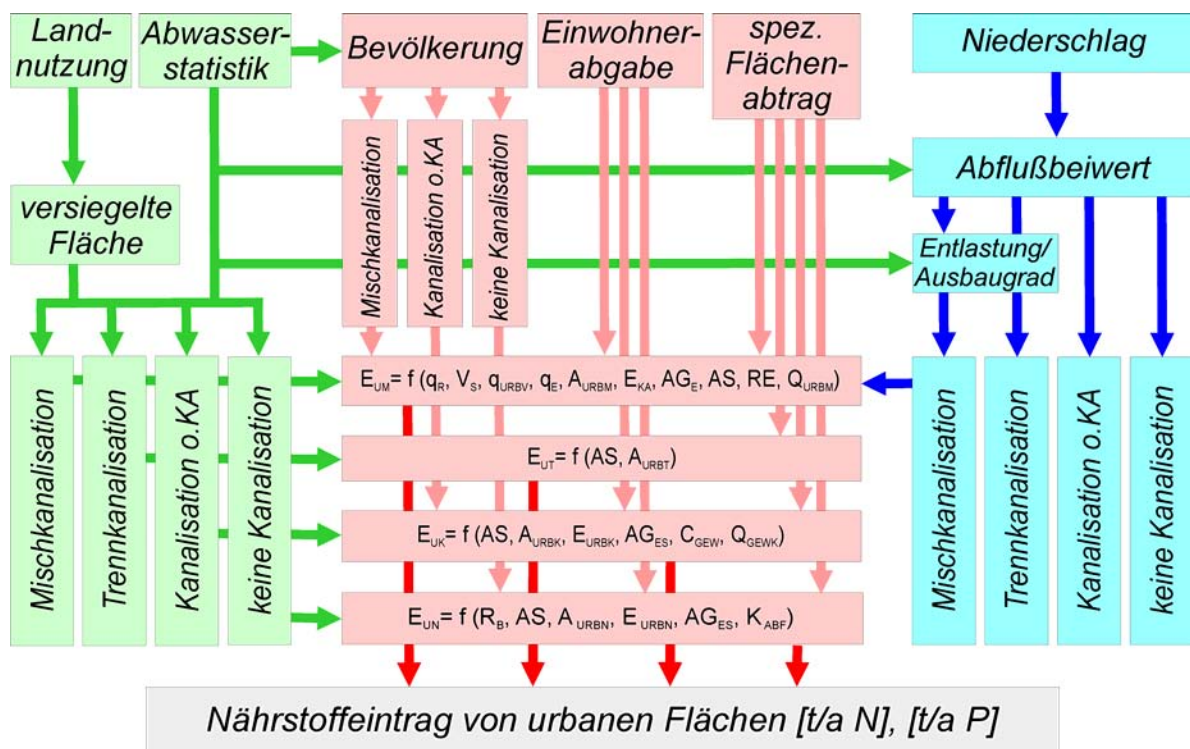


Abbildung 3.2: Nährstoffeinträge von urbanen Flächen

Die Nährstoffemissionen über die Trennkanalisation wurden auf Basis spezifischer Einträge berechnet. Nach BROMBACH & MICHELBAACH (1998) kann von einem mittleren P-Eintrag von 2,5 kg/(ha·a) P ausgegangen werden. Den spezifischen N-Einträgen wurden die Werte der atmosphärischen N-Deposition zu Grunde gelegt. Für die zusätzlich zu berücksichtigenden Einträge durch Laubfall und tierische Exkrememente wurden pauschal 4 kg/(ha·a) N angenommen.

Die N- und P-Einträge in jedem Flussgebiet ergeben sich aus dem Produkt der über Trennkanalisation entwässerten versiegelten Fläche und den spezifischen Abschwemmungen. Bei der Mischkanalisation werden die Abwässer aus den Haushalten, den industriellen Indirekteinleitern und die Regenwasserabläufe in einem Kanal erfasst und den KKA zugeführt. Bei Starkregenereignissen ist das System nicht in der Lage, die gesamte Wassermenge der KKA zuzuleiten oder zu speichern. In diesem Fall wird die überschüssige Wassermenge via Überläufe direkt in das Gewässer eingeleitet. Die Abschätzung der Nährstoffeinträge über Mischkanalisationsüberläufe basiert auf den Vorstellungen von MOHAUPT *ET AL.* (1998) sowie BROMBACH & MICHELBAACH (1998). Danach bestimmt sich die dem Mischsystem in einem Flussgebiet zugeführte Wassermenge in Abhängigkeit von der versiegelten urbanen Fläche, dem spezifischen Abfluss, den an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern, der einwohnerspezifischen Abwasserspende (130 l/d), dem Anteil der gewerblichen Flächen an der versiegelten urbanen Fläche (0,8 %), der spezifischen Abflussspende von gewerblichen Flächen (432 m³/(ha·d)) sowie der Anzahl der effektiv wirksamen Starkregentage.

Die von Behrendt et al. (1999b) angenommene, für alle Gebiete gleich große Zahl der Starkregentage (50) entsprach vor allem den Befunden für das Rheingebiet (Mohaupt et al. 2002). Demgegenüber konnte man jedoch für Berlin feststellen, dass dort im Durchschnitt lediglich an 10 Tagen pro Jahr Mischkanalüberlaufereignisse stattfinden (Klein, pers. Mittl.).

D.h., man muss davon ausgehen, dass die Anzahl der Tage mit Mischkanalisationsüberläufen nicht konstant ist, sondern vom Niederschlag abhängig ist. Dementsprechend wurde bei den Neuberechnungen von einer variablen Zahl der Tage mit Mischkanalentlastungen ausgegangen, die über die folgende Formel berechnet wird:

$$Z_{NT} = 0,0000013 \frac{RE_0}{RE_{ST}} \cdot N_J^{2,5}, \quad (3.1)$$

wobei Z_{NT} die Zahl der Tage mit Mischkanalentlastungen, N_J die jährliche Niederschlagssumme und RE_0 bzw. RE_{ST} die Entlastungsrate nach Meißner (1991) unter den Bedingungen eines Speichervolumens im Kanalsystem von 0 m³/ha versiegelte Fläche bzw. dem aktuellen Wert ist.

Auf der Basis dieser Formel variiert die Zahl der Tage mit Mischkanalentlastungen in den Flussgebieten Deutschlands zwischen 8 und 90 Tagen bei einem Mittelwert von 22 Tage. Insbesondere für das Elbe-, Oder- und Ostseeküsteneinzugsgebiet vermindern sich durch

diese Veränderung des Modellansatzes die Nährstoffeinträge über urbane Flächen zwischen 10 und 40 %.

Die Entlastungsrate des Mischsystems wurde nach Meißner (1991) in Abhängigkeit vom Ausbaugrad bzw. dem Speichervolumen des Mischsystems sowie dem Jahresniederschlag ermittelt. Dafür wurden Angaben aus der Abwasserstatistik bezüglich des Speichervolumens von Regenüberlaufbecken genutzt. Die Nährstoffkonzentration im Mischkanal im Entlastungsfall lässt sich aus den spezifischen Einträgen von der versiegelten urbanen Fläche (siehe Trennkanalisation), den einwohnerspezifischen N- und P-Abgaben, sowie den Konzentrationen im gewerblichen Abwasser (1,0 g/m³ N, 0,1 g/m³ P) ermitteln. Die N- und P-Einträge in jedem Flussgebiet ergeben sich aus dem Produkt der Wassermenge im Mischsystem, der Entlastungsrate und der Nährstoffkonzentration im Mischwasser.

Neben den Einträgen in die Oberflächengewässer über die Trenn- und Mischkanalisation müssen auch solche Einträge von Flächen berücksichtigt werden, die zwar an ein Kanalsystem aber an keine kommunale Kläranlage angeschlossen sind. Für die angeschlossene Bevölkerung wird davon ausgegangen, dass nur der gelöste Anteil der Nährstoffabgabe des Menschen in die Kanalisation gelangt (60 % der P- bzw. 80 % der N-Abgabe), da der partikuläre Anteil in Kleinkläranlagen oder Sammelgruben zurückgehalten wird. Bezüglich der versiegelten urbanen Fläche bzw. des Gewerbes werden die bereits erläuterten Annahmen getroffen.

3.2.2 Atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche

Basis für die Ermittlung der direkten Einträge in die Gewässer infolge atmosphärischer Deposition ist die Kenntnis der Gewässerfläche eines Einzugsgebietes, die an das Flusssystem angeschlossen ist. Zur Quantifizierung der Gewässerfläche in einem Flusssystem wurde zunächst die Gewässerfläche nach CORINE-Landcover bestimmt. Für die gesamte Gewässerfläche muss zusätzlich die Fließgewässeroberfläche berücksichtigt werden. Mit den Daten zur Flächenstatistik auf Gemeindebasis, in der auch die kleineren Standgewässer und die Fließgewässer enthalten sind, konnte der bisherige Ansatz von BEHRENDT & OPITZ (1999) zur Berechnung der Fläche der oberirdischen Gewässer überprüft und gezielt verbessert werden. Im Ergebnis der Analyse wurde eine deutliche Verbesserung des Zusammenhanges durch die Einbeziehung des mittleren Gefälles des Einzugsgebietes erreicht. Dies berücksichtigt das in der Gewässernetzkarte (siehe Karte 2.5) sichtbare Phänomen, dass insbesondere in den Niederungsgebieten die Fließgewässerdichte deutlich zunimmt, das jedoch vorwiegend ein anthropogen verursachtes Phänomen ist und durch das Anlegen von Entwässerungsgräben in den letzten Jahrhunderten begründet ist. Die Fläche der Oberflächengewässer in einem Einzugsgebiet wird nun durch die folgende Gleichung berechnet:

$$A_W = A_{WSEE} + A_{WFGW} = A_{WCLC} + 0,0052 \cdot A_{EZG}^{1,09} \cdot SL^{-0,278} \quad (3.2)$$

mit A_W = gesamte Gewässerfläche in einem Flusssystem [km²],

- A_{WSEE} = ermittelte Gewässerfläche der Standgewässer nach der Bodenbedeckungskarte [km²],
- A_{WFGW} = Oberfläche der Fließgewässer [km²],
- A_{WCLC} = Gewässerfläche nach der Bodenbedeckungskarte [km²],
- A_{EZG} = Einzugsgebietsfläche [km²] und
- SL = mittlere Hangneigung des Einzugsgebietes nach DHM [%].

Der Vergleich der nach Gleichung 3.2 berechneten gesamten Gewässerfläche in einem Einzugsgebiet mit der aus der Flächenstatistik der Gemeinden berechneten Gewässerfläche, ist in Abbildung 3.3 dargestellt. Auf der Basis der Gleichung 3.2 wurde für alle innerhalb und außerhalb Deutschlands liegenden Flussgebiete die Gewässerfläche berechnet.

Die Berechnung der Nährstoffeinträge in die Gewässer über die atmosphärische Deposition erfolgt durch Multiplikation der mittleren Werten der Summe der NO_x-N- und NH₄-N-Deposition, sowie der P-Deposition mit der mittleren Gewässerfläche in jedem Einzugsgebiet. Für Phosphor wurden einheitliche Werte von 0,7 kg/(ha·a) P bzw. 0,37 kg/(ha·a) P für die Deposition im Zeitraum um 1985 bzw. 1995 verwendet, die von BEHRENDT ET AL. (1999b) auf der Basis von Literaturdaten abgeleitet wurden. Für den Zeitraum 1998–2000 wurde angenommen, dass sich die P-Depositionsrate gegenüber 1995 nicht mehr weiter reduziert

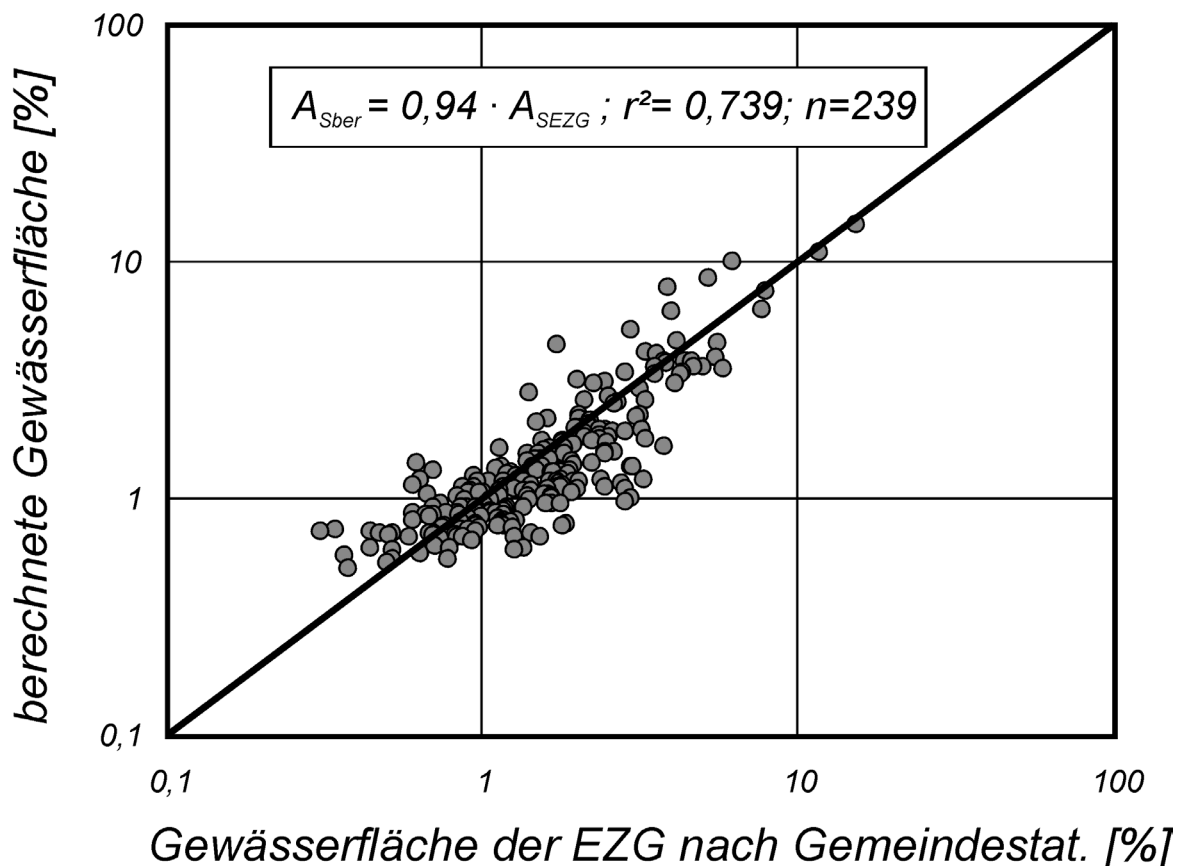


Abbildung 3.3: Zusammenhang zwischen berechneten Gewässerflächen von Einzugsgebieten auf Basis von digitalen Karten und der Flächenstatistik der Gemeinden

hat. Zur Berechnung des Stickstoffeintrages auf die Gewässerfläche durch atmosphärische Deposition konnten die Ergebnisse des EMEP-Programmes für die Jahre 1985, 1996 und 1999 genutzt werden (TSYRO, 1998a, b; BARTNICKI ET AL. 1998).

Die EMEP-Daten standen in Form von Rasterkarten mit einer Kantenlänge von 150 km für das Jahr 1985 und von 50 km für die Jahre 1996 und 1999 als NO_x -N- und NH_4 -N-Deposition in $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ N zur Verfügung. Die EMEP-Rasterkarten (siehe Karte 2.12 und 2.13) wurden mit den Grenzen der untersuchten Einzugsgebiete verschnitten und so die mittlere NO_x -N- und NH_4 -N-Deposition in jedem Einzugsgebiet ermittelt.

3.2.3 Nährstoffüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche

Bei der Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Landwirtschaft ist methodisch zwischen dem Überschuss der *Flächenbilanz* (Bilanzierung nur der Pflanzen-/Bodenproduktion) und der *Gesamtbilanz* (synonym: nationale Bilanz, Hoftorbilanz, Sektorbilanz) zu unterscheiden, wobei die Flächenbilanz eine Komponente der Gesamtbilanz bildet; Einzelheiten zur Methodik sind in BACH ET AL. (1997a, 1997b), BACH UND FREDE (1998) bzw. BACH ET AL. (1998) dargestellt. Regionalisierte Nährstoffbilanzüberschüsse (bspw. für Kreise od. Flussgebiete) können aufgrund der Datenverfügbarkeit i.d.R. nur für *Flächenbilanzen* kalkuliert werden; die hier verwendeten Ausgangsdaten (das Mengengerüst) für die Berechnung der N- und P-Bilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LF) sind in Kap. 2.3 aufgeführt. Räumliches Bezugssystem sind die 440 Kreise und kreisfreien Städte in Deutschland. Für die Bilanzberechnung wurden teilweise die kreisfreien Städte mit den sie umgebenden Landkreisen zu sog. Kreisregionen zusammengefasst, um methodisch bedingte Verzerrungen infolge des relativ geringen Flächenumfangs der Landwirtschaft in kreisfreien Städten zu vermeiden. Die Bilanzberechnung erfolgt nach dem Ansatz:

$$\begin{aligned} \text{Flächenbilanzüberschuss (Saldo)} = & \text{Mineraldüngung} + \text{organ. Düngung} + \text{SeRo-Dünger} \quad (3.3) \\ & + \text{atmosphär. Deposition} + \text{legume N-Bindung} - \text{Ernteabfuhr} \end{aligned}$$

Der Nährstoffanfall aus der Viehhaltung wird über die Stückzahlen im Kreisgebiet multipliziert mit dem mittleren N- und P-Anfall pro Kopf bzw. Stallplatz (Tab. 3.1) berechnet. Für P entspricht die wirtschaftseigene organische Düngung (Gülle, Mist) dem P-Anfall; für N vermindert sich die organische N-Düngerzufuhr zur Landwirtschaftsfläche gegenüber dem Anfall um tierart- und haltungsabhängige Lagerungs- und Ausbringungsverluste (s. Tab. 3.1). SeRo(Sekundärrohstoff)-Düngung wird mit 4 kg/ha LF N und 1,5 kg/ha LF P angesetzt. Die atmosphärische N-Deposition setzt sich zusammen aus einer Grundmenge von 10 kg/ha LF N und einer zusätzlichen Depositionsmenge, die mit dem Viehbesatz sowie mit dem Anteil der Landwirtschaftsfläche an der Gesamtfläche eines Kreises ansteigt; im Mittel des Bundesgebietes beträgt die atmosphärische N-Depositionen nach diesem Ansatz rund 23 $\text{kg}/(\text{ha LF}\cdot\text{a})$ N. Weiterhin sind in Tabelle 3.1 die Annahmen zur N-Zufuhr über die symbiotische N-Fixierung durch Leguminosen aufgeführt.

Die Ernteabfuhr der Haupternteerzeugnisse wird durch Multiplikation der Anbauflächen der Feldfrüchte/Kulturarten mit entweder (a) den Ernterträgen und den N- bzw. P-Gehalten im Erntegut, oder (b) für die Kulturarten ohne statistische Angaben zum Ertrag mit festen Entzugsmengen berechnet. Die Ernteabfuhr von Nebenprodukten (Stroh, Zuckerrübenblatt) wird proportional zum Viehbesatz berücksichtigt.

Tabelle 3.1: Stickstoff- und Phosphorgehalte bzw. -mengen in der Ernteabfuhr und in den tierischen Ausscheidungen zur Berechnung der Flächenbilanzen für die Kreise und kreisfreien Städte

Nährstoff-Gehalte/Mengen in der Ernteabfuhr					
Fruchtarten mit Angaben der Erntemenge	Gehalt in kg/dt		Fruchtarten ohne Angaben der Erntemenge	Menge in kg/ha	
	N	P		N	P
Weizen	2,0	0,35	Grünland (Wiesen u. Weiden)	140	22
Roggen	1,5	0,35	Rebland	30	4
Wintergerste	1,7	0,35	Hülsenfrüchte	150	21
Sommergerste	1,4	0,35	sonstige ^c Hackfrüchte	120	22
Hafer	1,6	0,35	sonstige ^c Futterpflanzen ^b	200	25
Triticale	1,8	0,35	Gemüse u. Gartengewächse, sonst. ^c Dauerkulturen	50	3
Getreidestroh	0,5	0,13			
Kartoffeln	0,35	0,062			
Zuckerrüben	0,18	0,044	N-Fixierung durch Leguminosen		
Zuckerrübenblatt	0,4	0,048	Grünland	20	
Winterraps	3,3	1,06	Hülsenfrüchte	160	
Silomais	0,38	0,071	sonst. Futterpflanzen ^b	65	
Nährstoff-Anfall (Ausscheidung) in den Exkrementen					
	kg pro Kopf bzw. Stallplatz und Jahr			Verfügbare N ^d	
	N	P			
Milchkühe	110	16,7		66 %	
sonstige ^c Rinder	50	8,3		66 %	
Mastschweine (> 50 kg)	11,5	2,3		69 %	
Zuchtsauen	28,3	6,5		69 %	
sonstige ^c Schweine	6	1		69 %	
Schafe	9	2,5		60 %	
Legehennen (> 1/2 J.)	0,73	0,145		64 %	

a) 1995: Körnermais

b) Luzerne, Klee, Ackerweide

c) „sonstige ...“: jew. Differenz zwischen Summenangabe ‚insgesamt‘ abzgl. der explizit genannten Kategorien ‚darunter: ...‘

d) Pflanzenverfügbare N-Menge im organ. Dünger nach Abzug d. Lagerungs- u. Ausbringungsverluste

Das größte methodische Problem im Zusammenhang mit regionalisierten Nährstoffbilanzierungen – und gleichzeitig den sensitivsten Faktor für die Höhe des Nährstoffbilanzüberschusses und somit den kritischsten Punkt – stellt die *Mineraldüngung* dar. Unterhalb der nationalen Ebene („Deutschland insgesamt“) sind *keine* belastbaren statistischen Daten über die Absatz- bzw. Verbrauchsmengen von Mineraldüngern in der Landwirtschaft für regionale Einheiten vorhanden. (Anmerkung: Es werden zwar Tabellen mit Mineraldünger-Absatzmengen in den Bundesländer und Kreisen veröffentlicht, die dort aufgeführten Angaben beziehen sich jedoch auf die Absatzmengen an den Großhandel). Der Düngerverbrauch der Landwirtschaftsbetriebe wird daraus ohne Kenntnis der tatsächlichen regionalen Absatzmengen auf der Endhandelsstufe berechnet. Die Verbrauchsmengen nach dieser Statistik sind insgesamt in nicht abschätzbarem Umfang fehlerbehaftet und sind für viele Kreise offenkundig unplausibel). Infolgedessen muss bei allen regionalisierten Bilanzansätzen die Höhe der N- und P-Mineraldüngung geschätzt werden. Angaben der Agrarverwaltung, von Landwirtschaftskammer, Beratungsorganisationen o.ä. zur sogenannten „üblichen“ Düngung, wie sie von manchen Autoren herangezogen werden, sind allerdings im Regelfall dafür nicht verwendbar: derartige Angaben geben die *empfohlene* Düngungsmenge wider (z.B. nach Stand der guten fachlichen Praxis), gehen aber nicht auf Praxiserhebungen bzw. Betriebsdaten zurück. Das heisst, es handelt sich dabei nicht um empirische Daten, sondern um *normative* Größen, welche die Zielwerte bzw. „Wunschvorstellungen“ der Landwirtschaftsberatung zum Ausdruck bringen. Nach Stand der Kenntnis findet in der landwirtschaftlichen Praxis jedoch vielfach Überdüngung statt, vor allem von viehhaltenden Betrieben.

Für die Flächenbilanzierung auf Kreisebene wird in der hier vorliegenden Untersuchung (wie auch in den übrigen Bilanzierungen von BACH ET AL., Quellen s.o.) die Berechnung der N- und P-Mineraldüngung wie folgt vorgenommen. Ausgangspunkt ist der N- bzw. P-Nährstoffbedarf der angebauten Kulturpflanzen, der zur Bildung der gesamte Biomasse bzw. zur Erzielung des angestrebten Ertrages notwendig ist. Dieser Nährstoffbedarf kann in erster Näherung als Funktion des Ernteertrages geschätzt werden (Nährstoffmenge, die im Erntegut von der Fläche abgefahren wird). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass bei jeder Form von Düngung i.d.R. keine vollständige Ausnutzung (Aufnahme) der zugeführten Nährstoffe durch den Pflanzenbestand erfolgt, sondern ein gewisser Anteil nicht genutzt wird. Dass heißt die Nährstoffzufuhr muss den Bedarf um einen gewissen Prozentsatz übersteigen. Diese Situation wird in Form eines Faktors berücksichtigt, der den Mehrbedarf für den nicht ausgenutzten Nährstoffanteil ausdrückt.

$$\begin{aligned} \text{Nährstoffzufuhr} &= \text{Nährstoffgesamtbedarf} = \text{Ernteabfuhr} \cdot \text{Mehrbedarfskoeff.} & (3.4) \\ & (= \text{Ernteabfuhr} / \text{Ausnutzungsgrad}) \end{aligned}$$

Der Nährstoffgesamtbedarf kann über mehrere Quellen gedeckt werden: Mineraldünger (Handelsdünger), wirtschaftseigene organische Dünger (Gülle, Mist), organische SeRo-Dünger (Kompost, Klärschlamm) und N-Bindung der Leguminosen. Dabei ist weiterhin zu berücksichtigen, dass N und P in wirtschaftseigenen organischen Düngern von den

Landwirten nur zu einem gewissen Anteil als (kurzfristig) pflanzenverfügbar betrachtet werden, was der Anrechnungsfaktor in Gl. (3.4) zum Ausdruck bringt.

$$\begin{aligned} \text{Nährstoffgesamtbedarf} = & \text{Mineraldünger} + \text{organ. Düngung} \cdot \text{Anrechnungsfaktor} \\ & + \text{SeRo-Dünger} + \text{legume N-Bindung} \end{aligned} \quad (3.5)$$

Für kreisbezogene N- und P-Flächenbilanzierungen können nun die Zufuhrglieder ‚wirtschaftseig. organ. Düngung‘, ‚SeRo-Dünger‘ und ‚legume N-Bindung‘ (jeweils aggregiert für das Kreisgebiet) gemäß den oben genannten Ansätzen kalkuliert werden, gleiches gilt für die Ernteabfuhr. Nach Umformung und Einsetzen in Gl. (3.5) kann die Mineraldüngermenge nach Gl. (3.6) als Resultierende berechnet werden.

$$\begin{aligned} \text{Mineraldüngung} = & \text{Ernteabfuhr} \cdot \text{Mehrbedarfskoeff.} - \text{organ. Düngung} \cdot \text{Anrechnungsfaktor} \\ & - \text{SeRo-Düngung} - \text{legume N-Bindung} \end{aligned} \quad (3.6)$$

Ernteabfuhr: N- bzw. P-Menge in der Ernteabfuhr

Mehrbedarfskoeff.: berücksichtigt die unvollständige Ausnutzung zugeführter Nährstoffe;
Mehrbedarfskoeffizient Stickstoff: 1,2
P-Mehrbedarfskoeffizient Phosphor: 1,1

organ. Düngung: N- bzw. P-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern zur Anbaufläche; mit:
N-Zufuhr = N-Anfall in den tier. Exkrementen · Faktor für gasförmige
N-Lagerungs- und Ausbringungsverluste (s. Tab. 3.1)
P-Zufuhr = P-Anfall in den tier. Exkrementen (Tab. 3.1; ohne
Verluste)

Anrechnungsfaktor: Anrechnung des N in Wirtschaftsdüngern, mit dem die Landwirte bei ihrer Düngungsplanung durchschnittlich kalkulieren (s.u.)

SeRo-Düngung: N- bzw. P-Zufuhr mit Sekundärrohstoff-Düngern (Kompost, Klärschlamm)

Legume N-Bindung: N-Zufuhr über die N-Fixierung durch Leguminosen.

Die gesuchte Zielgröße, die N- bzw. P-Mineraldüngung, entspricht somit dem verbleibenden N- bzw. P-Bedarf, nachdem ein Teil des Nährstoffgesamtbedarfs der Pflanzen durch organische Düngung, Sekundärrohstoff-Düngung bzw. über legume N-Bindung gedeckt wird, und den die Landwirte durch Zufuhr mit Mineraldüngern (Handelsdüngern) abdecken. Mit diesem Ansatz wird versucht, in vereinfachter Weise (sowie jeweils aggregiert für eine regionale Einheit) die Überlegungen nachzubilden, die Betriebsleiter für ihre Düngungsbemessung üblicherweise anstellen.

Zur Schätzung der zwei Faktoren ‚Mehrbedarfskoeffizient‘ und ‚Anrechnungsfaktor‘ ist wie folgt vorgegangen worden. Der Mehrbedarf kann u.a. aus Tabellenwerken zu Düngungsempfehlungen (z.B. KTBL-BETRIEBSPLANUNG) ermittelt werden, indem für jede Kulturart der (empfohlene) Nährstoffgesamtbedarf in Relation zur Nährstoffmenge im Erntegut gesetzt wird. Auf diesem Wege erhält man kulturartspezifische Mehrbedarfskoeffizienten, die allerdings in der hier durchgeführten Untersuchung aus Gründen der

Rechnungsvereinfachung gemittelt wurden zu einem durchschnittlichen Mehrbedarfskoeff. von 1,2 für N bzw. 1,1 für P (einheitlich für alle Kulturarten und Kreise im Bundesgebiet; Jahre 1995 und 1999).

Zur Ermittlung des Anrechnungsfaktors im Durchschnitt des Bundesgebietes kann Gl. (3.6) in anderer Richtung gelöst werden, da für diese räumliche Bezugsseinheit die Größe ‚Mineraldüngung‘ aus der Agrarstatistik bekannt ist (Mineraldüngerabsatz in Deutschland insgesamt). Auf diesem Weg ergibt sich für das Bundesgebiet (Mittel 1998/2000) ein Anrechnungsfaktor für N von 0,4 und für P von 1,05. Dies bedeutet, dass rd. 60 % der N-Zufuhr aus den wirtschaftseigenen organischen Düngern derzeit von den Landwirten bei der Düngungsbemessung nicht als düngungswirksam berücksichtigt werden (und den N-Überschuss um die äquivalente N-Menge erhöhen).

Für die Berechnung der kreisbezogenen Mineraldüngermengen sind schließlich die aufgeführten mittleren Werte für den ‚Mehrbedarfskoeffizienten‘ (1,2 bzw. 1,1) und für den ‚Anrechnungsfaktor‘ (0,4 bzw. 1,05) in Gl. (3.6) eingesetzt worden um damit die für jeden Kreis resultierende N- und P-Mineraldüngermenge in die Bilanzierung einbeziehen zu können. Zur Überprüfung wurden abschließend die nach dieser Vorgehensweise berechneten N- und P-Mineraldüngermengen über alle Kreise summiert und mit den tatsächlichen Handelsdüngerabsatzmengen im Bundesgebiet (nach Agrarstatistik) verglichen; die Abweichungen betragen jeweils nur wenige Prozent.

3.2.4 Dränagen

Zur Quantifizierung der Emissionen von Stickstoff und Phosphor, die über den Eintragspfad von Dränen in die Oberflächengewässer gelangen, wurde eine Methode angewandt, die, wie die Abbildung 3.4 zeigt, auf der Basis der Dränflächengröße, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentrationen der Dränwässer die Einträge in die Oberflächengewässer berechnet.

Zur Abschätzung der Dränflächengröße der Flussgebiete wurden aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen getrennte Ansätze für die alten und neuen Bundesländer durchgeführt.

Für den gesamten Bereich des Elbe-Einzugsgebiets standen raumbezogene Daten über gedränte Flächen nicht lückenlos zur Verfügung. Es wurde daher, unter Einbeziehung der Bodenstandorttypen der MMK (Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung), deren Verteilung für die neuen Bundesländer flächendeckend und digital vorliegt, von den erfassten Teilgebieten ausgehend, eine Übertragung auf das Gesamtgebiet vorgenommen.

Es konnte festgestellt werden, dass im Mittel 10,6 % der Moorstandorte, 11,6 % der Auenstandorte, 50,5 % der staunassen Tieflehmstandorte und 9 % der Sandstandorte gedränt sind. Für die alten Bundesländer wurden von BACH ET AL. (1998) Umfragen bei Landwirtschaftsverwaltungen bezüglich des Dränflächenanteils an Acker- und

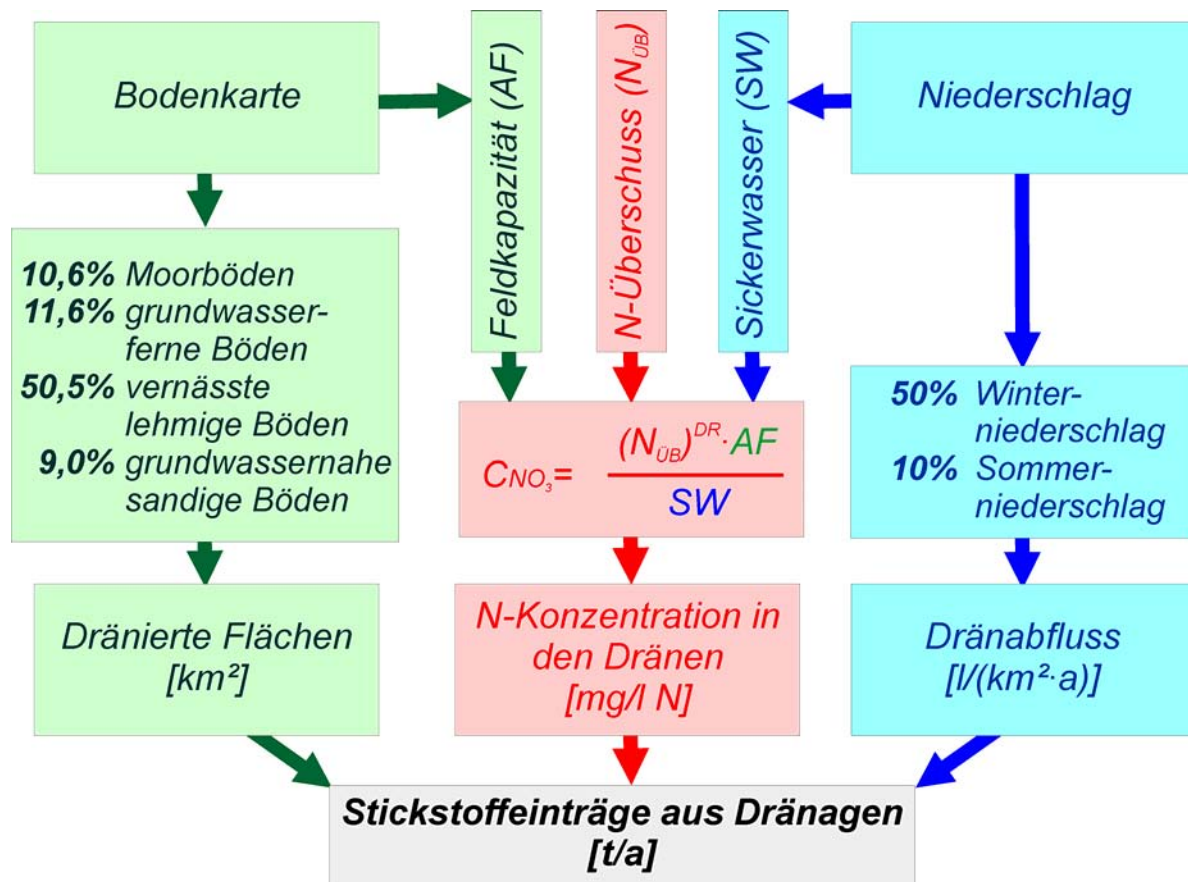


Abbildung 3.4: Stickstoffeinträge aus Dränagen

Grünlandflächen durchgeführt. Anhand der Umfrageergebnisse wurden anschließend die Dränflächenanteile für die alten Bundesländer abgeschätzt (siehe BACH ET AL., 1998).

Die Dränspende wurde in Anlehnung an KRETZSCHMAR (1977) auf der Basis der Sommer- und Winterniederschläge berechnet. Danach setzt sich der Dränabfluss aus 50 % der Winter- und 10 % der Sommerniederschlagsmengen zusammen. Dieser Ansatz wurde gewählt, da er die regionalen Unterschiede der Niederschlags- und der Abflussverteilung berücksichtigt.

Die P-Konzentrationen wurden von BEHRENDT ET AL. (1999b) auf der Basis von Messergebnissen von Dränauslässen abgeleitet (vgl. Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2: Verwendete Phosphorkonzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Bezeichnung	C _{DRP} [mg P/l]
Sandboden	C _{DRSp}	0,20
Lehm	C _{DRLp}	0,06
Niedermoor	C _{DRNMP}	0,30

Zur Berechnung der N-Konzentrationen in den Dränauslässen wurde auf der Basis der regionaldifferenzierten N-Überschüsse (BACH ET AL., 1998) nach der Vorgehensweise von FREDE & DABBERT (1998) die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, die der

Konzentration in den Dränauslässen entsprechen sollte, ermittelt (siehe Abbildung 3.4). Bei der Berechnung der N-Konzentrationen in Dränagen wird davon ausgegangen, dass diese sehr schnell auf die Veränderungen der Stickstoffüberschüsse reagieren. Veränderungen in den Stickstoffüberschüssen sollten sich deshalb in den untersuchten Zeiträumen von fünf Jahren unmittelbar in einer Veränderung der Stickstoffkonzentrationen in den Dränen auswirken. Für den Zeitraum 1983 bis 1987 lagen keine flächendifferenzierten Angaben zu den Stickstoffüberschüssen vor. Deshalb wurde zunächst davon ausgegangen, dass die regionalen Unterschiede auch bereits im Zeitraum 1983 bis 1987 bestanden, jedoch auf einem anderen Niveau. Dieses andere Niveau wurde aus den berechneten Langzeitveränderungen der N-Überschüsse für die Bundesländer bestimmt, wobei für die Abschätzung der Langzeitveränderungen der N-Bilanzüberschüsse für die Bundesländer die gleiche Methodik, wie für die N-Bilanzüberschüsse für die Kreise in Deutschland verwendet wurde (siehe 3.2.3).

3.2.5 Grundwasser

Der über das Grundwasser realisierte Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer wurde, wie die Abbildung 3.5 zeigt, aus dem Produkt von Grundwasserabfluss, der auch die Komponente des natürlichen Interflows enthält, und Grundwasserkonzentration berechnet.

Zur Ableitung der im Modell MONERIS (BEHRENDT ET AL., 1999) berechneten

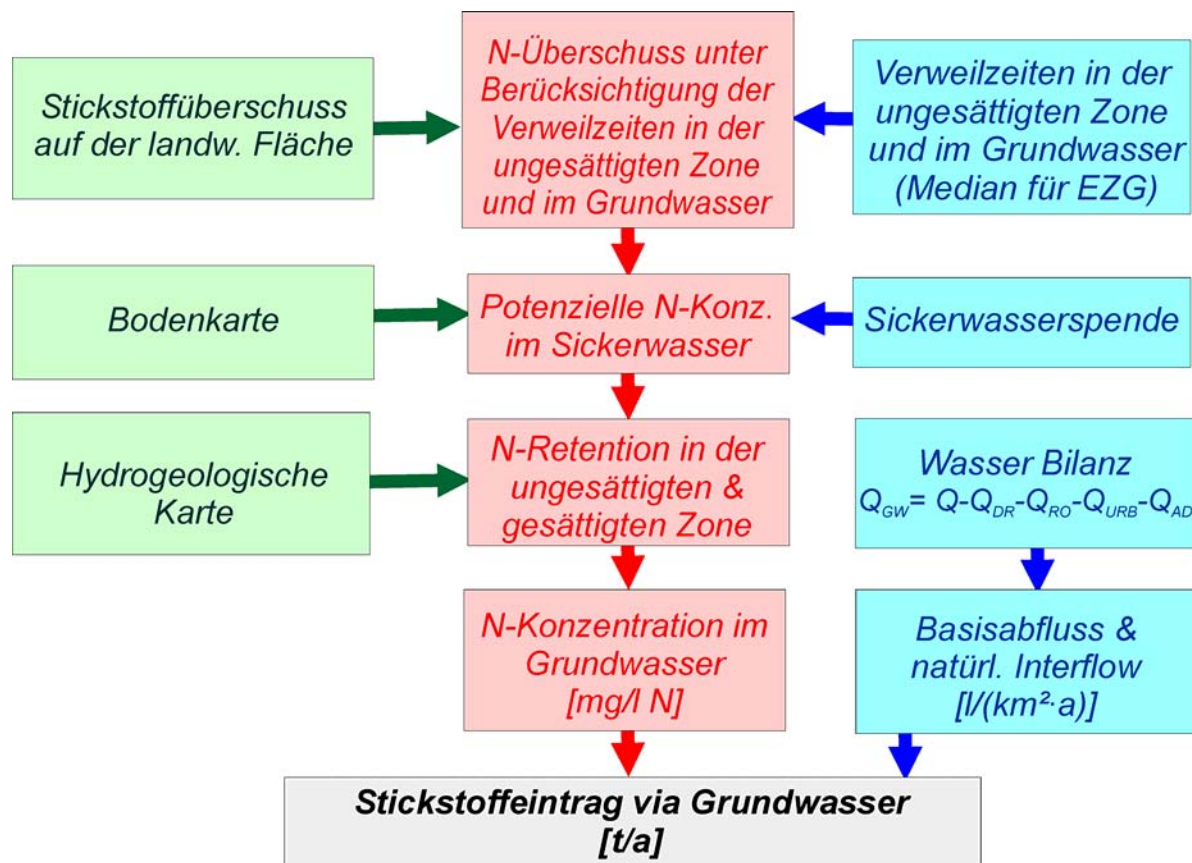


Abb. 3.5: Stickstoffeinträge über das Grundwasser

Grundwasserkonzentrationen wurden Daten der einzelnen Landesämtern für Umwelt genutzt. Berücksichtigung fanden hierbei nur Stationen, die den obersten Grundwasserleiter repräsentieren und nicht durch urbane oder industrielle Standorte geprägt sind. Für die einzelnen Stationen fand eine Berechnung der Mittelwerte für die betrachteten Zeiträume statt. Um die punktuellen Werte auf die Fläche der einzelnen Pegeleinzugsgebiete übertragen zu können, wurden die Stationsmittelwerte zur Interpolation in ein Geographisches Informationssystem (GIS) importiert. Mittels GIS wurde aus den punktuellen Eingangsdaten eine Rasterkarte generiert.

Auf der Basis von Literaturwerten sowie den in der Rasterkarte angegebenen Grundwasserkonzentrationen wurden für die verschiedenen Bodentypen die in der Tabelle 3.3 aufgeführten P-Konzentrationen im Grundwasser angesetzt.

Bei anaerobem Grundwasser ist nach den Daten des Grundwasserbeobachtungsprogrammes von Mecklenburg-Vorpommern und den Untersuchungen von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) zu berücksichtigen, dass deutliche Unterschiede zwischen den Konzentrationen von anorganisch gelöstem Phosphor (SRP) und Gesamtphosphor (TP) im Grundwasser bestehen. Nach BEHRENDT (1996) und DRIESCHER & GELBRECHT (1993) kann man davon ausgehen, dass die Gesamtphosphorkonzentrationen um einen Faktor 2 bis 5 höher sind als die in den normalen Standardmessprogrammen bestimmten SRP-Konzentrationen. Angaben zu den Flächen mit anaerobem Grundwasser lagen nicht vor, jedoch kann man aus dem Vergleich der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und denen im Sickerwasser auf die Gebiete schließen, in denen mit hoher Wahrscheinlichkeit anaerobe Bedingungen im Grundwasser vorkommen. Für die Berechnung der Gesamtphosphorkonzentration im Grundwasser wurde deshalb angesetzt, dass bei Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser, die kleiner als 5% der Stickstoffkonzentration im Sickerwasser sind, die TP-Konzentrationen im Grundwasser um den Faktor 2,5 größer als die SRP-Konzentrationen sind. Bei dieser Vorgehensweise lagen die berechneten TP-Konzentrationen im Grundwasser der Flüsse des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern mit 0,09 bis 0,14 g/m³ P im Bereich der gemessenen Werte (siehe BEHRENDT, 1996).

Tabelle 3.3: Phosphorkonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Bodentypen.

Bodentyp	Nutzung	Bezeichnung	C _{GWp} [g/m ³]
Sandboden	Landwirtschaft	C _{GWSP}	0,1
Lehm	Landwirtschaft	C _{GWLP}	0,03
Niedermoor	Landwirtschaft	C _{GWNMp}	0,1
	ehem. Rieselfelder	C _{GWRP}	0,29
	Wald/Offene Flächen	C _{GWWAOfp}	0,01

In einer 1999 durchgeführten Untersuchung zu den P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der ehemaligen Rieselfelder von Berlin kommen PÖTHIG ET AL. (1999) zu dem Ergebnis, dass die Grundwässer dieser Flächen eine mittlere Gesamtphosphorkonzentration von 0,29 g/m³ P aufweisen. Eine nach den Standortbedingungen differenzierte Betrachtung

war bisher noch nicht möglich. Da die Flächen der Berliner Rieselfelder digital vorlagen, wurde deren Flächenanteil an den einzelnen Flussgebieten bestimmt und die P-Fracht über das Grundwasser von diesen Flächen durch Multiplikation von Grundwasserneubildung und der obigen P-Konzentration separat berechnet.

Die N-Konzentrationen im Grundwasser wurden ebenfalls über die potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Die Ableitung der N-Konzentrationen im Grundwasser über die regionaldifferenzierten N-Überschüsse erfordert die Kenntnis der Aufenthaltszeit des Wassers in der ungesättigten und gesättigten Zone.

Die von Behrendt et al. (1999b) berücksichtigten Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und im Grundwasser waren lediglich grobe, auf der Basis der Zusammenhänge zwischen zeitlicher Veränderung der N-Bilanzüberschüsse und der N-Konzentrationen in den Flüssen abgeleitete, Näherungswerte mit geringer räumlicher Auflösung. Ein Schwerpunkt dieser Arbeiten bestand darin, diese sehr groben Näherungen durch die Ergebnisse von flussgebietsdifferenzierten Modellberechnungen der Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und im Grundwasser zu ersetzen. Diese Berechnungen wurden jeweils getrennt für die Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und im Grundwasser durchgeführt. Dabei wurde wie folgt vorgegangen:

Verweilzeiten in der ungesättigten Zone

Die Abschätzung der Verweilzeiten des Wassers in der ungesättigten Zone basiert auf einem eindimensionalen Gleichgewichtsansatz. Hierbei wird davon ausgegangen, dass im zeitlichen Mittel nur die Menge des versickerten Niederschlags vertikal verlagert wird, welche die nutzbare Feldkapazität übersteigt (Hennings, 1994). Geht man zum einen davon aus, dass eventuell auftretende Landoberflächenabflüsse nach einer nur kurzen Passage auf der Landoberfläche in den Boden einsickern, so dass ihnen beim hier betrachteten Bearbeitungsmaßstab und unter Zugrundelegung mittlerer langjähriger Verhältnisse nur eine geringe Bedeutung zukommt und zum anderen, dass sowohl die Zwischenabfluss- als auch die Basisabflusskomponenten in den meisten Fällen die durchwurzelte Bodenzone passiert haben, kann die Verweilzeit des Wassers in der ungesättigten Zone folgendermaßen abgeschätzt werden:

$$t_{UZ} = \frac{nFK_{UZ}}{Q_t} \cdot M_{UZ} \quad (3.7)$$

mit Q_t = Gesamtabflusshöhe [mm],
 nFK_{UZ} = mittlere nutzbare Feldkapazität in der ungesättigten Zone [Vol-%],
 M_{UZ} = Grundwasserflurabstand [m].

Die konkrete Berechnung der Verweilzeiten des Wassers in der ungesättigten Zone wirft jedoch eine Reihe von Schwierigkeiten auf:

- Eine flächendeckende Flurabstandskarte der Bundesrepublik Deutschland ist nicht existent und konnte auch im Projektrahmen nicht abgeleitet werden. Aus diesem Grunde ist es zur Zeit nicht möglich, den Parameter M_{UZ} flächendifferenziert zu bestimmen. Die Verweilzeit des Wassers in der ungesättigten Zone konnte deshalb nicht auf den realen Flurabstand bezogen werden.
- Die in der Bodenübersichtskarte angegebenen bodenphysikalischen Parameter sind auf eine Profiltiefe von höchstens 2 m bezogen. Die mittlere nutzbare Feldkapazität in der ungesättigten Zone ist demnach für grundwasserferne Böden (Flurabstand > 2 m) nicht exakt ableitbar.
- Aus dem gleichen Grund liegen in der Bodenübersichtskarte keine Angaben zum Grundwasserflurabstand vor, wenn dieser größer als 2 m ist.

Aufgrund dieser fehlenden Datengrundlagen zum Grundwasserflurabstand und zur mittleren nutzbaren Feldkapazität in der ungesättigten Zone ist es zur Zeit nicht möglich, reale Verweilzeiten des Wassers in der ungesättigten Zone flächendeckend für das Bundesgebiet abzuleiten. Es wurden daher Verweilzeiten in der ungesättigten Zone berechnet, die auf einen potentiellen Flurabstand von 1 m, 2 m, 5 m, 10 m und 20 m bezogen sind. Der jeweils betrachtete potentielle Flurabstand wurde, unabhängig vom realen Flurabstand, flächendeckend für das Bundesgebiet angesetzt.

Bei der Interpretation der berechneten Werte ist unbedingt zu beachten, dass der Einfluss der künstlichen Entwässerung durch Grabenentwässerung und Drainagen nicht berücksichtigt werden konnte. In Regionen, in denen diese Bedingungen auftreten, kann näherungsweise von einem Flurabstand von 1 m ausgegangen werden. Darüber hinaus ist bei stauwasserbeeinflussten Böden, die nicht künstlich entwässert werden, mit einer Unterschätzung der Verweilzeiten zu rechnen. Der Grund hierfür liegt darin, dass das zusätzlich für die Verdunstung zur Verfügung stehende Stauwasser nicht berücksichtigt werden kann. Für stauwasserbeeinflusste Böden gelten die berechneten Verweilzeiten daher nur, wenn sie künstlich entwässert werden. Dieser Gesichtspunkt konnte jedoch im Detail nicht näher untersucht werden, da die Datengrundlagen nicht zur Verfügung standen.

Grundwasserverweilzeiten

Die Berechnung der Grundwasserverweilzeiten erfolgte auf der Basis des WEKU-Modells (Kunkel & Wendland, 1997), welches für makroskalige Analysen zum Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses entwickelt und bereits mehrfach erfolgreich eingesetzt wurde. Es werden hierbei die Zeiträume berechnet, die das Wasser von der Einsickerung in das grundwasserführende Gestein bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer (Fluss, See, Meer) benötigt. Die Betrachtung ist auf den oberen Grundwasserleiter bezogen und basiert auf der Annahme, dass die Strömungslinien im Aquifer annähernd parallel zur Grundwasseroberfläche verlaufen. Die Modellierung erfolgt rasterbasiert und umfasst im

wesentlichen zwei Schritte. In einem ersten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers im oberen Aquifer flächendifferenziert ermittelt. Als Eingabegrößen werden hierzu der Durchlässigkeitsbeiwert, der nutzbare Hohlraumanteil und der hydraulische Gradient verwendet. Die Berechnung der Verweilzeiten der im oberen Aquifer abfließenden Abflussanteile erfolgt in einem zweiten Schritt. Auf der Basis von Grundwassergleichenplänen wird zunächst ein digitales Geländemodell der Grundwasseroberfläche erstellt. Dieses wird unter Berücksichtigung von Informationen zum Gewässernetz sowie der Grundwasserentlastungs- bzw. Transfergebiete hinsichtlich der Grundwasserfließrichtungen, Grundwasserscheiden und grundwasserwirksamen Vorfluter ausgewertet. Die Verweilzeiten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente ergeben sich für jedes Ausgangselement durch Summation über die sich aus den Abstandsgeschwindigkeiten und Einzelfließstrecken ergebenden Einzelverweilzeiten in den Rasterzellen entlang des Fließweges bis zum Eintritt in ein Oberflächengewässer.

Der Vertrauensbereich der mit dem Modell WEKU berechneten Verweilzeiten hängt von der Güte der verwendeten Datengrundlagen ab. Insbesondere die zur Ermittlung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten hydrogeologischen Modellparameter, in erster Linie die Durchlässigkeitsbeiwerte, können aufgrund der natürlichen Inhomogenitäten im Aquifer, aber auch aufgrund des Detaillierungsgrades der Datengrundlagen beträchtliche Variabilitäten aufweisen. Diese beeinflussen auch den Vertrauensbereich der berechneten Grundwasserverweilzeiten. Um Angaben hierzu machen zu können, erfolgt die WEKU-Verweilzeitenmodellierung auf Basis einer stochastischen Betrachtungsweise. Dadurch ist es möglich, neben den Mittelwerten auch Aussagen über die Streubreiten z.B. der Grundwasserverweilzeiten treffen zu können.

Das Modell ist primär für den Einsatz in Lockergesteinsregionen vorgesehen. Bei diesem Projekt sollten auch Angaben zu den Grundwasserverweilzeiten im Festgestein getroffen werden. Dies wirft eine Reihe von Schwierigkeiten auf:

- Im Festgestein ist die Grundwasserströmung an Klüfte gebunden, so dass die Anwendung des Darcy'schen Gesetzen, welches dem WEKU-Modell zugrunde liegt, problematisch ist. Dies ist insbesondere in Karstregionen von Bedeutung.
- Die für Festgesteinsaquifere in der Literatur (z.B. Matthes, 1994; DVWK, 1982) bzw. hydrogeologischen Kartenwerken (z.B. Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR, 1987) angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte beziehen sich in der Regel auf die Gebirgsdurchlässigkeit des anstehenden Gesteins. Diese betragen bei vielen Gesteinseinheiten weniger als 10^{-6} m/s, was nach Hölting (1994) einem Grundwassernichtleiter gleichkommt. Dadurch würden sich sehr hohe Verweilzeiten des Grundwassers ergeben.
- Von verschiedenen Autoren (z.B. THM, 1996; Schwarze et al., 1991; Kunkel & Wendland, 1998; Krause, 2001) wurde nachgewiesen, dass der Hauptabfluss im Festgestein über schnell abfließende Komponenten abläuft. Dies ist in erster Linie der

Direktabfluss, der in der Auflockerungszone oberhalb des anstehenden Gesteins stattfindet und mehr als 80 % des Gesamtabflusses betragen kann (vgl. Kunkel & Wendland, 1999). Für die Auflockerungszone können ähnlich zu Lockergesteinen je nach Gesteinsart Durchlässigkeitsbeiwerte um 10^{-4} m/s postuliert werden. Eine belastbare Datenbasis, in der die Durchlässigkeitsbeiwerte in der Auflockerungszone von Festgesteinsaquiferen flächendifferenziert angegeben sind, ist allerdings zur Zeit nicht existent.

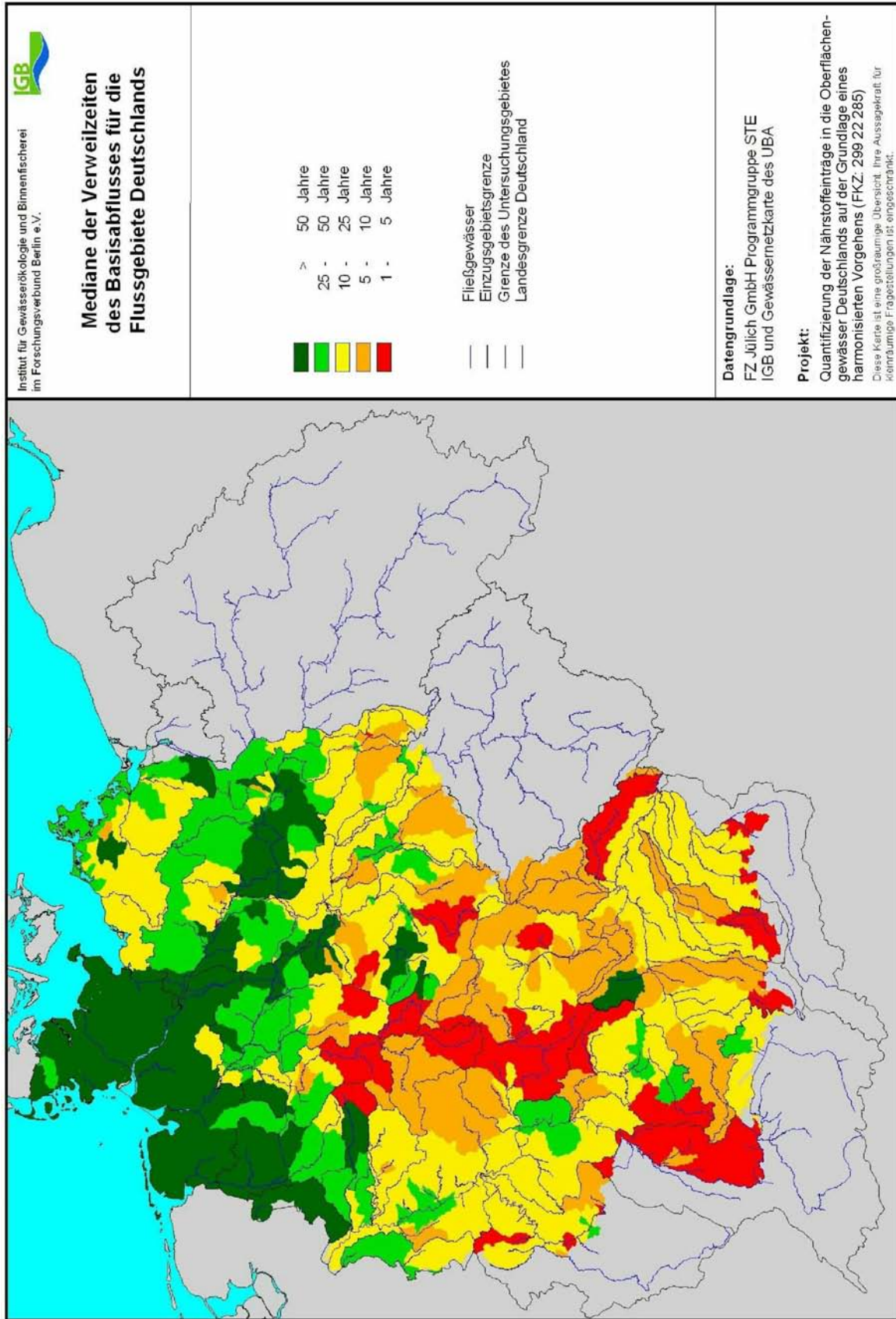
- Für Festgesteinsregionen existieren kaum Grundwassergleichenpläne. Diese werden im allgemeinen nur für Lockergesteinsaquifere erstellt.

Damit macht es im Rahmen dieses Projektes kaum Sinn, eine Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im anstehenden Gestein durchzuführen, da dies i.a. lediglich einen verschwindend geringen Abflussanteil betreffen würde. In Festgesteinsregionen wurde daher eine Abschätzung der Verweilzeiten des Abflusses in der Auflockerungszone oberhalb des eigentlichen Festgesteins, in welchem i.a. der Hauptabfluss stattfindet, durchgeführt. Es sei betont, dass die für die Festgesteinsbereiche berechneten Verweilzeiten aufgrund der methodischen Schwierigkeiten und der großen Unsicherheiten in den zur Verfügung stehenden Datengrundlagen noch mit einer hohen Unsicherheit behaftet sind.

Die Ergebnisse der Modellberechnungen für die flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten des Basisabflusses in der ungesättigten Zone und im Grundwasser sind in der Karte 3.1 dargestellt.

Bei der Anwendung der flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten für die Gebiete, für die infolge der Modellberechnungen die Mediane der Verweilzeiten über 50 Jahren lagen, wurde die Verweilzeit auf 50 Jahre beschränkt. Dies ist einerseits durch die bisherige Begrenzung der Berechnungen der Entwicklung der Stickstoff-Bilanzüberschüsse auf den Zeitraum von 1950 bis 1999 begründet. Andererseits trägt diese Vorgehensweise der bisherigen Modellvereinfachung von MONERIS Rechnung, die eine separate Modellierung von Basis- bzw. Grundwasserabfluss sowie des natürlichen Interflow nicht ermöglicht.

Anhand der Aufenthaltszeiten wurden die N-Überschüsse korrigiert, indem die für den jeweiligen Zeitraum (1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000) benötigten N-Überschüsse als Mittelwerte der Vorjahre entsprechend der Aufenthaltszeit berechnet wurden. Der neu ermittelte N-Überschuss wurde zur Berechnung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser verwendet. Für das Verhältnis zwischen Sickerwasser- und Grundwasserkonzentration wurde angenommen, dass die N-Retention im Boden sowie in der ungesättigten und gesättigten Zone eine Funktion von der Sickerwasserhöhe und den hydrogeologischen Bedingungen ist. Der Grundwasserabfluss wurde aus der Differenz zwischen dem gemessenen Abfluss und den einzelnen Abflusskomponenten (Dränspende, Oberflächenabfluss, Abfluss von versiegelten Flächen und atmosphärischer Zufluss) berechnet.



Karte 3.1: Mediane der Verweilzeiten der unterirdischen Abflusskomponenten für die Flussgebiete Deutschlands

3.2.6 Erosion

Die Ermittlung der Nährstoffeinträge über Erosion erfolgte entsprechend der Abbildung 3.6 aus den Bodenabträgen unter Berücksichtigung des Sedimenteintrags- und des Nährstoffanreicherungsverhältnisses.

Die Berechnung der Bodenabträge innerhalb der deutschen Flusseinzugsgebiete beruht auf der von Behrendt et al. (1999b) erstellten deutschlandweiten Bodenabtragskarte (siehe Karte 2.11). Durch Verschneidung mit den Flussgebietsgrenzen wurden aus dieser Grundlage die mittleren Bodenabtragswerte eines Flussgebietes berechnet.

Um von den langjährigen, mittleren on-site Bodenabträgen nach ABAG auf die Sedimenteinträge in die Oberflächengewässer schließen zu können, muss das Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio, SDR) des Einzugsgebietes bestimmt werden (WALLING, 1983; 1996). Die Anwendbarkeit der Sedimenteintragsgleichung nach AUERSWALD (1992) musste zumindest für Gebiete des Nordostdeutschen Tieflandes in Frage gestellt werden, da bei Bodenabträgen kleiner $0,44 \text{ t/(ha LN}\cdot\text{a)}$ und bei Einzugsgebieten von 18 km^2 der errechnete Sedimenteintrag größer als der gesamte Bodenabtrag des Gebietes ist. Deshalb wurde versucht, in MONERIS einen Ansatz zu entwickeln, der auf alle Flussgebiete übertragbar ist. Für die Modellierung des Sedimenteintragspotentials in Fließgewässer wurde eine GIS-gestützte Methode entwickelt, die auf der Quantifizierung der Flächen in einem Einzugsgebiet beruht, die zu einem Bodeneintrag in ein Fließgewässer beitragen. Dafür wurden hochaufgelöste digitale Datensätze (Gewässernetz, Landnutzungs-, Boden- und Höheninformationen) verwendet. Dies war bisher nur für einige Flussgebiete möglich, so dass eine Modifizierung dieses Ansatzes für eine Übertragung auf andere Flussgebiete notwendig war. Dazu wurden Zusammenhänge zwischen dem Sedimenteintragsflächenverhältnis und einfach zu bestimmenden Einzugsgebietsmerkmalen bzw. Parametern aus den flächendeckend für Deutschland vorliegenden größeren digitalen Datenbeständen gesucht. Mittels einer stufenweisen, nichtlinearen multiplen Regression konnten die Ackerflächenanteile und das mittlere Gefälle als die Parameter identifiziert werden, die den größten Einfluss auf das Sedimenteintragsflächenverhältnis (SAR) haben.

Zur Überführung des SAR-Modells, welches zunächst nur das Eintragspotential in Form eines Flächenverhältnisses der bodeneintragssensitiven Flächen zur Gesamtfläche des Einzugsgebietes, aber nicht die absolute Höhe des Eintrages quantifiziert, wurden neben den oben beschriebenen Bodenabträgen auch die langjährigen täglichen Abflüsse und Schwebstoffkonzentrationen von insgesamt 23 Messstationen in Bayern und Baden-Württemberg herangezogen. Für die Eichung des SAR-Modells wurden lediglich die Sedimentfrachten oberhalb eines kritischen Abflusses verwendet, um auf diese Weise zu verhindern, dass durch Punktquellen eingetragene und autochthon gebildete Schwebstoffe den Zusammenhang beeinflussen.

Da zur Eichung des SDR-Modells nur die langjährigen Zeitreihen genutzt wurden, ist es notwendig, einen Wichtungsfaktor für die beiden Betrachtungszeiträume einzuführen, um die

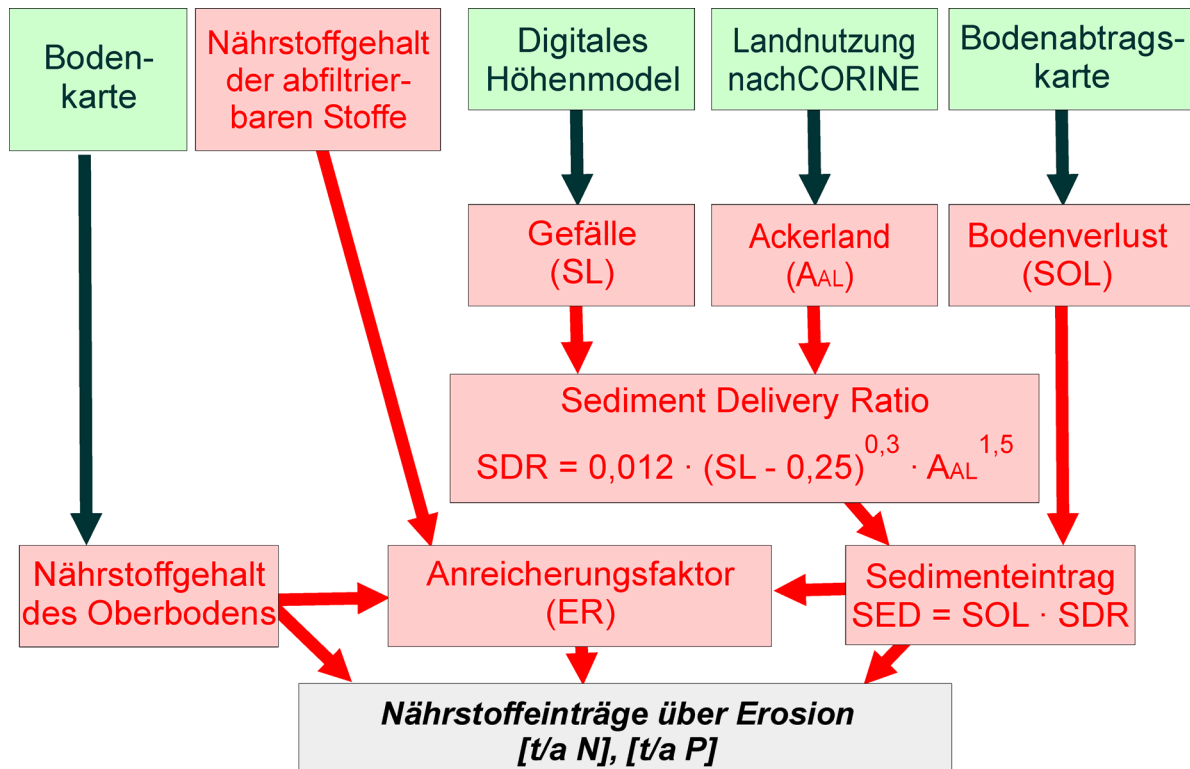


Abbildung 3.6: Nährstoffeinträge über Erosion

hohe zeitliche Variabilität des Schwebstofftransportes zu berücksichtigen. Dieser Wichtungsfaktor wurde über das Verhältnis der Anzahl der Starkniederschläge nach ROGLER & SCHWERDTMANN (1981) in den beiden einzelnen Zeiträumen zur Anzahl im Gesamtzeitraum berechnet.

Der Gesamtphosphorgehalt im Oberboden wurde für beide Untersuchungszeiträume auf der Basis der jährlichen P-Überschüsse und deren kumulative Werte für die einzelnen Bundesländer für einen Zeitraum von 1955 bis 1996 berechnet. Der Startwert für den Gesamtphosphorgehalt des Oberbodens in der Mitte der fünfziger Jahre wurde auf der Basis der Angaben von WERNER ET AL. (1991) zurückgerechnet. Die räumliche Differenzierung der Startwerte erfolgte auf der Grundlage der Tongehalte der verschiedenen Bodentypen der Bodenübersichtskarte. Die jeweiligen Gesamtphosphorgehalte des Ackerbodens für die beiden Untersuchungszeiträume wurden anschließend anhand der vorliegenden Phosphor-Akkumulationen der einzelnen Bundesländer und des räumlich differenzierten Grundgehaltes berechnet. Für die Quantifizierung der Stickstoff-Einträge infolge Erosion wurde für beide Untersuchungszeiträume auf die Angaben zu den Stickstoff-Gehalten von Ackerböden in der BÜK zurückgegriffen.

Das Verhältnis der Phosphorgehalte der Schwebstoffe in Flüssen bei hohen Abflüssen zu abgeschätzten Gesamtphosphorgehalten der Oberböden bildete die Grundlage für die Bestimmung des Anreicherungsverhältnisses (ER). Dabei konnte festgestellt werden, dass das

Anreicherungsverhältnis näherungsweise umgekehrt proportional zur Wurzel des spezifischen Sedimenteintrages in einem Flussgebiet ist.

Für Stickstoff wurde davon ausgegangen, dass das Anreicherungsverhältnis nicht mit dem von Phosphor identisch ist (siehe BEHRENDT et al., 1999).

Zum Abschluss wird der Nährstoffeintrag über Erosion aus dem Produkt von Sedimenteintrag in die Gewässer, dem mittleren Nährstoffgehalt des Oberbodens im Einzugsgebiet und dem Anreicherungsverhältnis für die beiden Nährstoffe (ER) berechnet.

3.2.7 Abschwemmung

Die Einträge von im Oberflächenabfluss gelösten Nährstoffen, die somit über Abschwemmung in die Gewässer gelangen, wurden entsprechend dem Berechnungsschema der Abbildung 3.7 ermittelt.

Zur Berechnung des Oberflächenabflusses wird auf einen vereinfachten Ansatz nach LIEBSCHER & KELLER (1979) zurückgegriffen. Hierbei wird der Oberflächenabfluss und der mittlere gesamte Jahresabfluss über den mittleren Jahresniederschlag, den mittleren Niederschlag im Sommerhalbjahr und den mittleren Niederschlag im Winterhalbjahr abgeleitet. Für die Ermittlung des gesamten Oberflächenabflusses von unversiegelten Flächen in einem Flussgebiet wird davon ausgegangen, dass diese Abflusskomponente nicht in Wäldern und Feuchtgebieten, sowie nicht bei Gewässern und Abbauland (z. B. Tagebau) vorkommt.

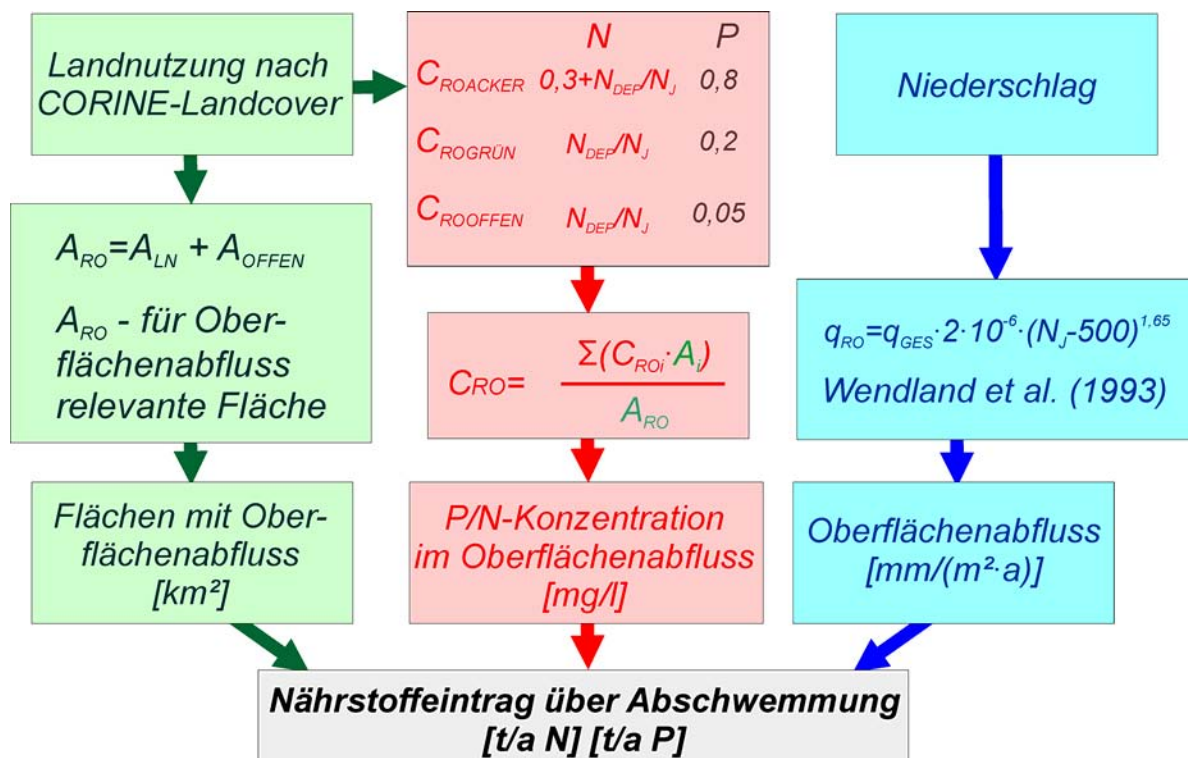


Abbildung 3.7: Nährstoffeinträge über Abschwemmung

In dem Eintragspfad Abschwemmung werden nur die gelösten Nährstoffkomponenten, die mit dem Oberflächenabfluss in das Gewässer gelangen, betrachtet. Bei der Berechnung der mittleren Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluss bzw. der Nährstofffracht wird davon ausgegangen, dass sich diese für jedes Flussgebiet flächengewichtet aus den Konzentrationen der für den Oberflächenabfluss relevanten Flächennutzungen ermitteln lässt. Dabei war es erforderlich, die landwirtschaftliche Fläche in Ackerland und Grünland aufzuteilen.

Für die Berechnung der Abschwemmungsfracht wurden die in der Abbildung 3.6 angegebenen Nährstoffkonzentrationen einheitlich für alle Flussgebiete verwendet.

3.2.8 Naturnaher Hintergrund

Die bisherigen Modellteile für die Berechnung der Nährstoffemissionen über diffuse Eintragspfade beziehen sich auf die gegenwärtige Situation und beinhalten demzufolge zu einem großen Anteil eine anthropogene Überprägung des natürlichen Zustandes. Im Zusammenhang mit der in den nächsten Jahren zu implementierenden Wasserrahmenrichtlinie ist aber auch die Kenntnis des Referenzzustandes für verschiedene biologische Komponenten der Gewässerökosysteme und damit auch der Nährstoffeinträge unter den Bedingungen eines potenziell natürlichen Zustandes erforderlich.

Innerhalb dieser Arbeit wird versucht, das vorhandene Modellsystem für die Berechnung der Nährstoffeinträge über die verschiedenen diffusen Eintragspfade auch für eine Abschätzung der Emissionen unter potenziell natürlichen Bedingungen zu nutzen. Im folgenden soll auf der Basis definierter Bedingungen und den mittleren Abflüssen des Zeitraumes 1993-1997 die Hintergrundfracht und deren mittlere jährliche Konzentration ermittelt werden. Es wird angenommen, dass bei Hintergrundbedingungen folgendes gilt:

- Die Eintragspfade Punktquellen, urbane Flächen und Dränagen existieren nicht.
- Die Bodenbedeckung der heute landwirtschaftlich und urban genutzten Flächen wird ausschließlich durch Wald realisiert.
- Mit Ausnahme der Gebiete in denen auch noch heute eine natürliche Erosion stattfindet (Alpen und Randgebiete) ist der Bodenabtrag durch Erosion vernachlässigbar klein.
- Zwischen den Stickstoffemissionen in die Luft und der Stickstoffdeposition auf die Flächen besteht auch unter Hintergrundbedingungen ein Überschuss von ca. 5 kg/(ha·a) N, der sich regional nicht unterscheidet.
- Die P-Konzentrationen im Grundwasser von Hochmoorflächen unterscheiden sich nicht von denen der Niedermoore.
- Das Verhältnis von gesamten zu gelösten Phosphorkonzentrationen unter den Bedingungen von anaeroben Grundwasser beträgt nur 1,5 anstatt 2,5.

Auf der Basis dieser Annahmen ist es möglich, mit dem Modell MONERIS sowohl die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer als auch die Nährstoffkonzentrationen bei Hintergrundbedingungen in den einzelnen Einzugsgebieten zu berechnen.

Insbesondere für die Anwendung der berechneten Hintergrundkonzentrationen für die Ableitung von Referenzbedingungen im Zusammenhang mit der WRRL ist jedoch zu beachten, dass die berechneten Konzentrationen in Abhängigkeit von den hydrologischen und morphologischen Bedingungen in den Gewässern selbst noch einer Retention unterliegen. Die berechneten Hintergrundkonzentrationen stellen somit lediglich einen oberen Grenzwert für die unter Hintergrundbedingungen zu erwartenden Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern dar.

3.3 Nährstoffretention in den Oberflächengewässern eines Flusssystemes

Für die Berechnung der Nährstofffracht an einem bestimmten Pegel eines Flussgebietes ist die Quantifizierung der pfadbezogenen Nährstoffeinträge noch nicht ausreichend. Innerhalb des Systems von Oberflächengewässern eines Flussgebietes unterliegen die eingetragenen Nährstoffe Umsetzungen, Rückhalten und Verlusten. Die Auswertung von Modellberechnungen zu den Nährstoffeinträgen in Flusssystemen und den entsprechenden Frachten der Flüsse, zeigt für Phosphor und Stickstoff eine starke Abhängigkeit der flusssysteminternen Retention von der spezifischen Abflusspende und der hydraulischen Belastung (BEHRENDT & OPITZ 1999). Auf der Basis dieser Abhängigkeiten wurden für beide Nährstoffe Retentionsfunktionen abgeleitet, die es gestatten, aus den Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer die Retention und damit auch die Nährstofffrachten zu berechnen und mit „gemessenen“ Frachten an bestimmten Pegeln zu vergleichen.

BEHRENDT & OPITZ. (1999) berücksichtigen dabei zunächst nur Rückhaltefunktionen für Gesamtphosphor (TP) und anorganisch gelösten Stickstoff (DIN). Auf der Basis von Literaturangaben zu den Einträgen und Frachten von Gesamtstickstoff von 50 verschiedenen Flussgebieten in Mitteleuropa konnte jedoch nunmehr auch ein Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von gemessener Gesamtstickstofffracht zu den Stickstoffeinträgen und der hydraulischen Belastung in einem Flussgebiet bzw. Flussabschnitt abgeleitet werden, so dass man aus den Stickstoffeinträgen nicht nur die Fracht von anorganisch gelösten Stickstoff, sondern auch von Gesamtstickstoff berechnen kann. Dazu wird die in der Abbildung 3.8 angegebene Formel genutzt.

$$TN_{FRACHT} = \frac{1}{1 + 1,9 \cdot HL^{-0,49}} \cdot TN_{EINTRAG} \quad (3.8)$$

wobei TN_{FRACHT} die berechnete Gesamtstickstofffracht an einem bestimmten Pegel, $TN_{EINTRAG}$ der Stickstoffeintrag in das Flusssystem oberhalb dieses Pegels und HL die hydraulische Belastung dieses Flusssystemes ist, die sich aus dem Verhältnis von Abfluss und Fläche der Oberflächengewässer des Gebietes ermitteln lässt.

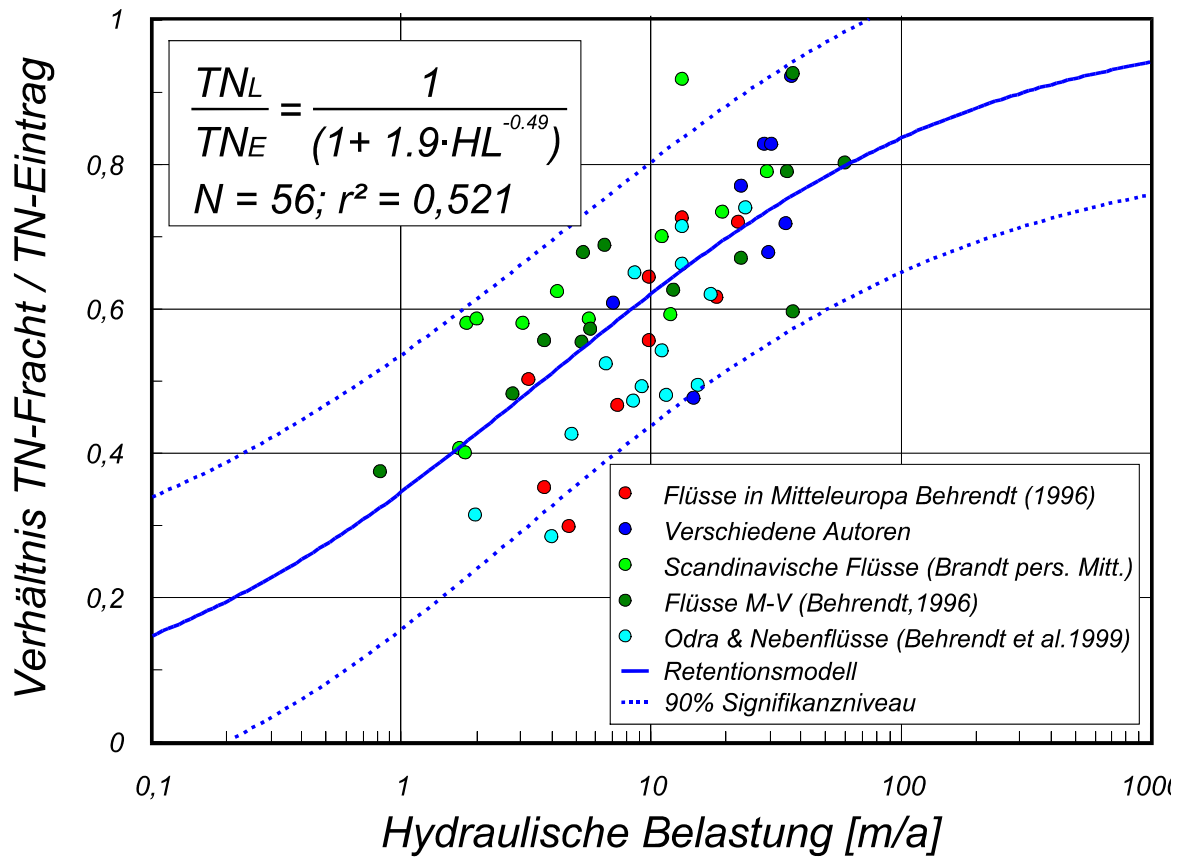


Abbildung 3.8: Zusammenhang zwischen dem Fracht/Eintragsverhältnis für Gesamtstickstoff und der hydraulischen Belastung in Flussgebieten.

Für die Berechnung der Fracht von anorganisch gelösten Stickstoff (DIN) auf der Basis der Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen wurde nach BEHRENDT & OPITZ (1999) die folgende Formel genutzt:

$$DIN_{FRACHT} = \frac{1}{1 + 5,9 \cdot HL^{-0,75}} \cdot TN_{EINTRAG} \quad (3.9)$$

wobei DIN_{FRACHT} die berechnete Fracht von anorganischen Stickstoff an einem bestimmten Pegel ist.

Für Phosphor konnten Behrendt & Opitz (1999) nicht nur einen Zusammenhang zur hydraulischen Belastung, sondern auch zur spezifischen Abflusspende (q) feststellen. Da zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht geklärt werden konnte, welche dieser Zusammenhänge insbesondere für Flussgebiete mit einem hohen Anteil von durchflossenen Seen besser geeignet ist, wurde bezüglich Phosphor die Fracht als Mittelwert aus den beiden folgenden Gleichung (3.6) und (3.7) berechnet:

$$TP_{FRACHT} = \frac{1}{1 + 26,6 \cdot q^{-1,71}} \cdot TP_{EINTRAG}$$

(3.10)

$$TP_{FRACHT} = \frac{1}{1 + 13,3 \cdot HL^{-0,93}} \cdot TP_{EINTRAG}$$

(3.11)

In Gleichung (3.10) und (3.11) sind TP_{FRACHT} die berechnete Gesamtposphorfracht an einem bestimmten Pegel und $TP_{EINTRAG}$ der Phosphoreintrag in das Flusssystem oberhalb dieses Pegels.

Die Retentionsfunktionen wurden jeweils für die einzelnen Teilgebiete angewandt und daran anschließend die berechneten Frachten entlang des jeweiligen Flusses aufsummiert.

3.4 „Gemessene“ Nährstofffrachten an den Gütepegeln

Zur Berechnung der Frachten auf der Basis von Messwerten von Konzentrationen und Abfluss) konnten wiederum die von den verschiedenen Landesämtern für Umwelt bzw. Ökologie oder Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellten Daten zu den Nährstoffkonzentrationen und Abflüssen für die einzelnen Pegelpunkte genutzt werden. Die Frachtberechnung selbst erfolgt, wie schon bei Behrendt et al. (1999) auf der Basis der Methodik von OSPAR (1996) auf der Grundlage der folgenden Gleichung:

$$L_{J,N,P} = \frac{Q_{TGL}}{Q_{MEB}} \cdot \left(\frac{1}{J} \cdot \sum_{n=1}^J C_{t,N,P} \cdot Q_t \cdot U_f \right) \quad (3.12)$$

mit $L_{J,N,P}$ = jährliche Nährstofffracht [g/s],
 Q_{TGL} = mittlerer jährlicher Abfluss täglicher Durchflussmessungen [m^3/s],
 Q_{MEB} = mittlerer jährlicher Abfluss für die Tage der Gütemessungen im Untersuchungszeitraum [m^3/s],
 n = Anzahl der Messwerte pro Jahr,
 $C_{t,N,P}$ = Nährstoffkonzentration zum Messzeitpunkt t [mg/l],
 Q_t = Abfluss zum Messzeitpunkt t [m^3/s] und
 U_f = Umrechnungsfaktor vom Durchflusspegel zum Gütepegel.

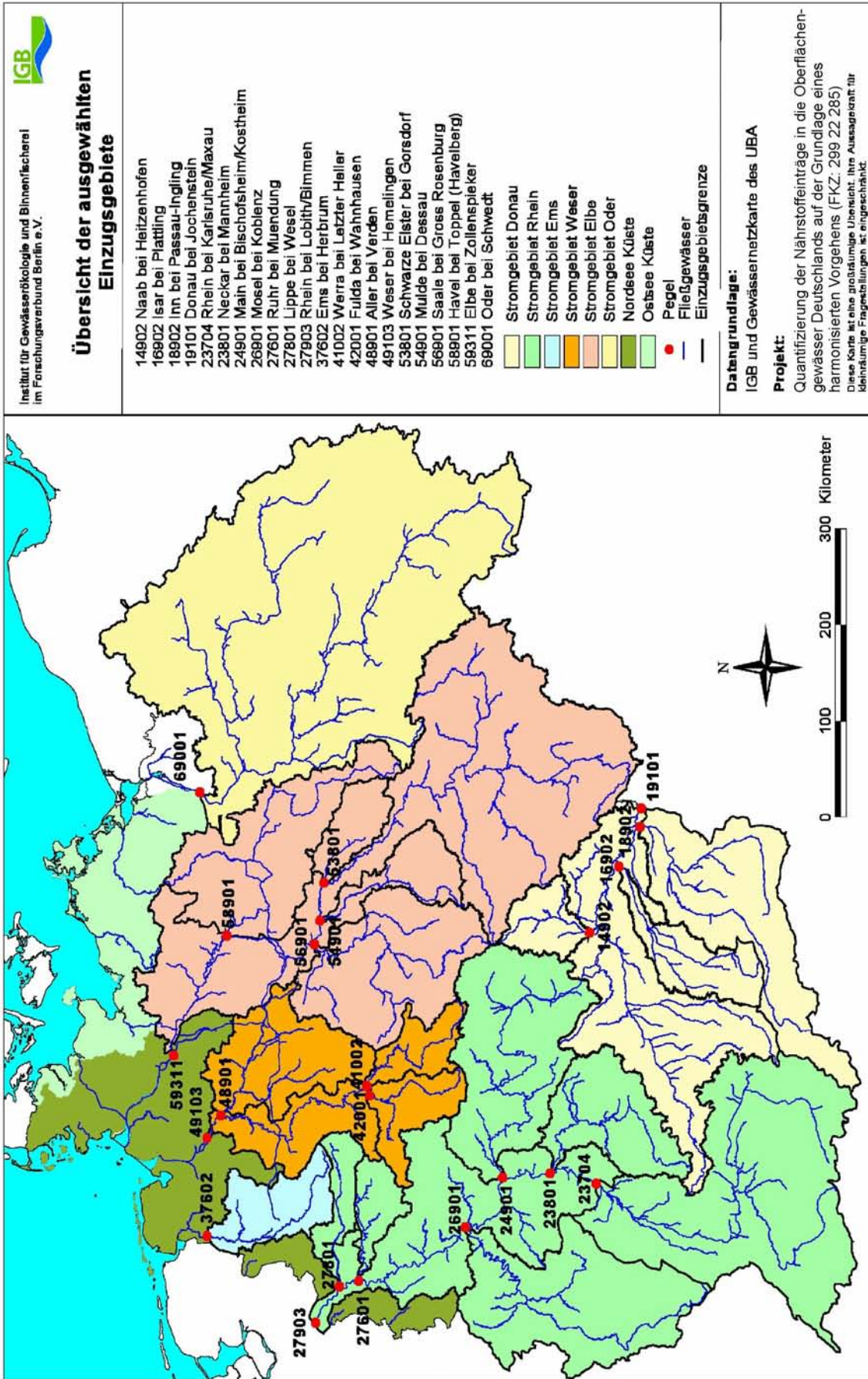
Untersuchungen von LITTLEWOOD (1995) zeigten, dass bei einem Vergleich fünf verschiedener Methoden zur Frachtschätzung für englische Flüsse, nur diese Methode weitgehend verlässliche Frachtschätzungen ergibt. Dies bestätigten auch die umfangreichen Analysen zu den Nährstofffrachten im Rahmen der vorhergehenden Studie (Behrendt et al. (1999)).

4 Ergebnisse

Für eine Übersicht über die Nährstoffeinträge und -frachten in Deutschland wurden, wie bereits bei Behrendt et al. (1999b), 22 Einzugsgebiete in 6 Stromgebieten ausgewählt (vergleiche Tabelle 4.1 und Karte 4.1). Diese repräsentieren sowohl die Hauptzuflüsse als auch die jeweils mündungsnächsten, tideunbeeinflussten Pegel der Stromgebiete in Deutschland. Zusätzlich werden alle anderen direkt in die Nord- oder Ostsee entwässernden Flüsse, sowie unbeobachtete Gebiete unterhalb der tideunbeeinflussten Pegel, zusammengefasst. Aus den Summen dieser und der Stromgebiete ergeben sich die Gesamteinträge in die einzelnen Meere und für die Flussgebiete Deutschlands insgesamt.

Tabelle 4.1: Betrachtete Einzugsgebiete der Stromgebiete und ihrer Hauptflüsse.

ADR.	Gewässer	Gütepegel	A _{EZG} [km ²]
14902	Naab	Heitzenhofen	5.426
16902	Isar	Plattling	8.839
18902	Inn	Passau-Ingling	26.049
19101	Donau	Jochenstein	77.086
23704	Oberrhein	Karlsruhe	50.196
23801	Neckar	Mannheim	13.957
24901	Main	Bischofsheim	27.140
26901	Mosel	Koblenz	28.100
27601	Ruhr	Muendung	4.485
27801	Lippe	Wesel	4.886
27903	Rhein	Lobith/Bimmen	159.127
37602	Ems	Herbrum	9.207
41002	Werra	Letzter Heller	5.478
42001	Fulda	Wahnhausen	6.933
48901	Aller	Verden	15.220
49103	Weser	Hemelingen	38.415
53801	Schwarze Elster	Gorsdorf	5.453
54901	Mulde	Dessau	7.399
56901	Saale	Gross Rosenberg	23.718
58901	Havel	Toppel (Havelberg)	24.297
59311	Elbe	Zollenspieker	135.024
69001	Oder	Schwedt	112.950
Nordseeküste			38.969
Ostseeküste			23.475
Nordsee gesamt			380.741
Ostsee gesamt			136.523
Schwarzes Meer			77.308
Deutschland			356.804



Karte 4.1: Übersicht zur Lage der ausgewählten Flusseinzugsgebiete

4.1. Emissionsmethode nach MONERIS

4.1.1 Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

4.1.1.1 Nährstoffbilanzüberschüsse in der Landwirtschaft und deren Veränderung

Der überwiegende Teil der diffusen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer wird durch die Landwirtschaft verursacht. Demzufolge müssen die Modelle zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Flüsse diese landwirtschaftlichen Aktivitäten in geeigneter Weise berücksichtigen. Einer der Hauptfaktoren, der die Größe der Nährstoffbelastungen aus diffusen Quellen in den Flussgebieten bestimmt, ist der jährliche Überschuss von Nährstoffen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (Flächenbilanzüberschuss). Da eine wesentliche Aufgabe der Untersuchungen in der regionalen Differenzierung der Nährstoffeinträge auf einzelne Flussgebiete besteht, ist es notwendig, auch die Nährstoffüberschüsse zu regionalisieren.

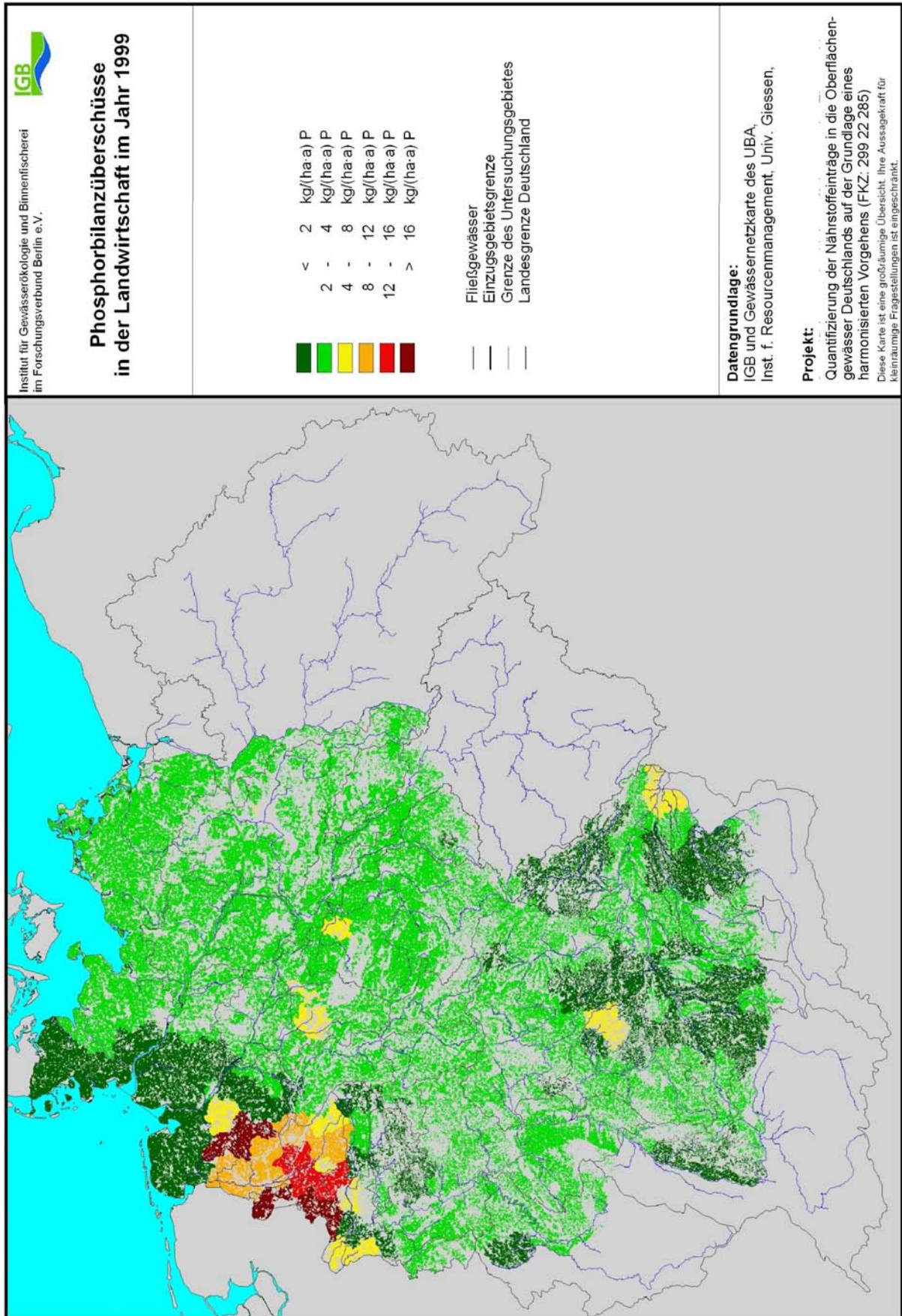
Die Karten 4.2 und 4.3 geben für das Jahr 1999 einen zusammenfassenden Überblick über die Stickstoff- und Phosphorbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche. Demnach lagen die Phosphorbilanzüberschüsse im Jahr 1999 in den meisten Regionen Deutschlands unter $4 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a}) \text{ P}$. Lediglich in Nordwestdeutschland werden insbesondere infolge der hohen Tierbestände noch Phosphorbilanzüberschüsse von mehr als $10 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a}) \text{ P}$ erreicht. Bei den Stickstoffbilanzüberschüssen zeigt sich ein differenziertes Bild. Hier liegen die N-Überschüsse im gesamten nordwestdeutschen Raum und in Teilen des Donaugebietes noch über $100 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a}) \text{ N}$, während in Südwest- und Ostdeutschland bereits die N-Überschüsse von weniger als $60 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a}) \text{ N}$ realisiert werden.

Die Berechnungen der Bilanzüberschüsse wurden auch für das Jahr 1995 durchgeführt, da einige Modellparameter im Vergleich zu den Angaben von Bach et al. (1998) verändert wurden. Vergleicht man die Ergebnisse von 1999 mit denen von 1995, so kann man auf der Basis der Karten 4.3 und 4.4 auch die Veränderungen der Stickstoffüberschüsse in diesem Zeitraum darstellen (siehe Karte 4.5). Nach Karte 4.5 kann nahezu für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche eine Verminderung der N-Bilanzüberschüsse um 10 % und mehr im Vergleich zu 1995 ermittelt werden. Lediglich in acht Kreisen ergibt sich demnach eine Erhöhung.

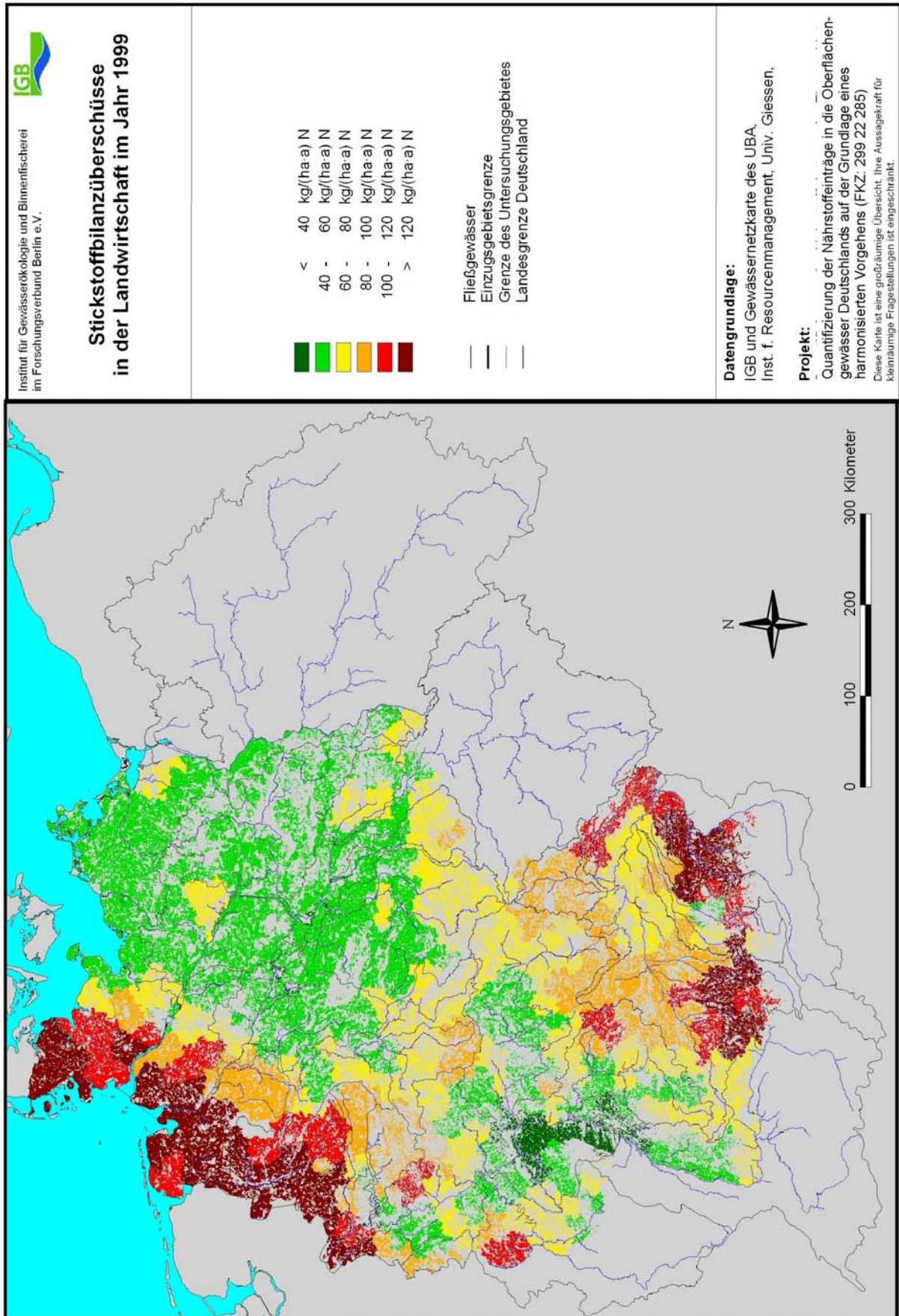
Durch Überlagerung mit den Flussgebietsgrenzen können auch die mittleren N-Bilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den einzelnen Flussgebieten für die verschiedenen Zeiträume berechnet werden. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 4.2 dargestellt. Die Angaben für den Zeitraum 1983-1987 wurden auf der Basis der Ergebnisse für die einzelnen Bundesländer und dem jeweiligen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Bundeslandes an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Flussgebiete berechnet. Auf der Basis dieser Vorgehensweise wurde für Deutschland insgesamt eine Verminderung der N-Flächenbilanzüberschüsse von 1985 bis 1999 um 33 % bzw. $39 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a}) \text{ N}$ quantifiziert.

Tabelle 4.2: Stickstoffbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Flussgebieten in den Jahren 1985, 1995 und 1999 sowie deren Veränderung

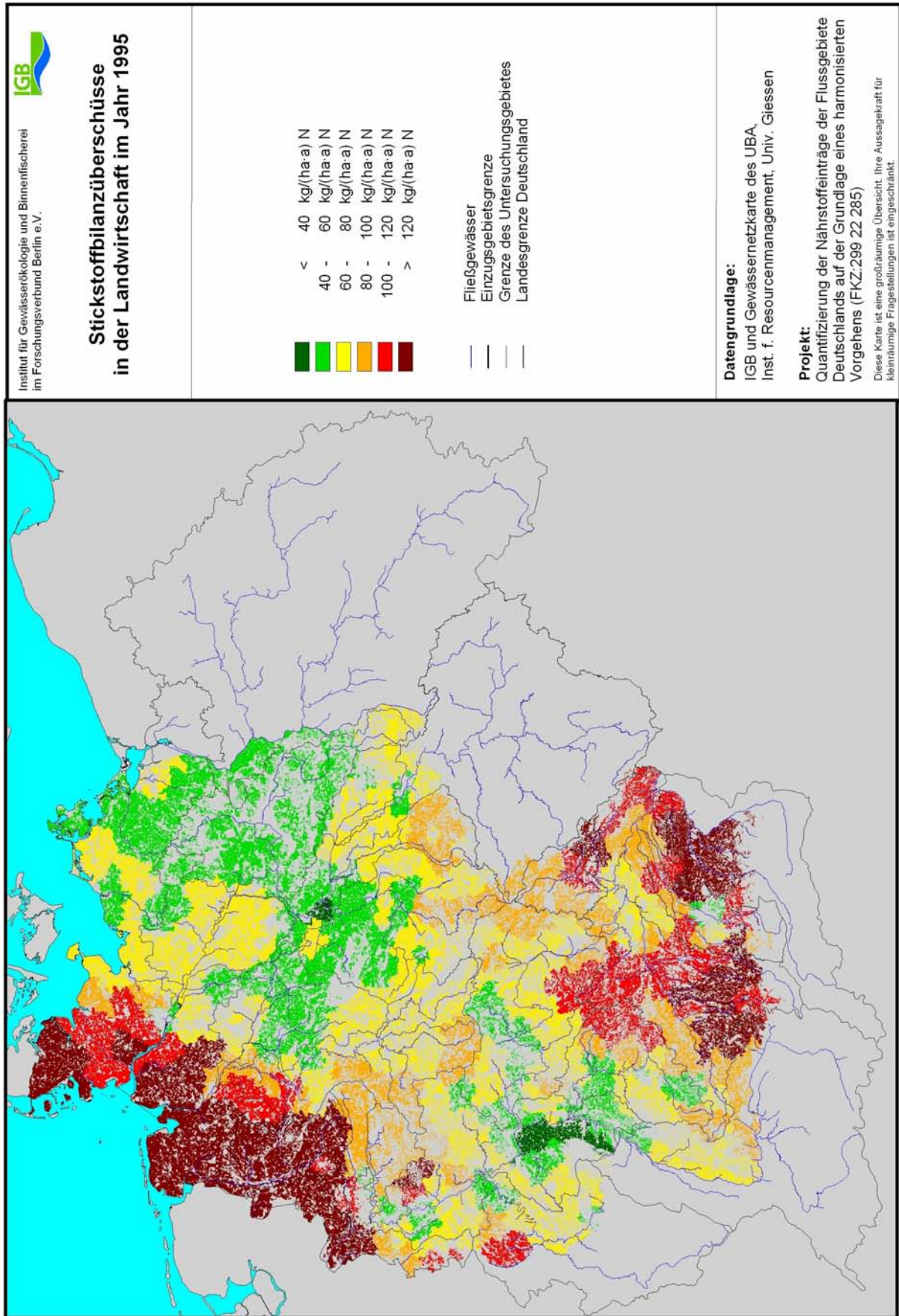
ADR	GEWÄSSER	N-Bilanzüberschuss			Veränderung	
		1999	1995	1985	2000/1985	1995/1985
		kg/ha N	kg/ha N	kg/ha N	[%]	[%]
14902	Naab	91	99	124	-27	-20
16902	Isar	91	101	124	-27	-19
18902	Inn	125	135	124	1	8
19101	Donau	100	110	122	-18	-10
23704	Oberrhein	78	89	107	-27	-17
23801	Neckar	73	83	106	-31	-22
24901	Main	67	75	119	-43	-37
26901	Mosel	74	81	91	-19	-11
27601	Ruhr	85	93	131	-35	-29
27801	Lippe	98	107	131	-25	-19
27903	Rhein	68	76	105	-36	-28
37602	Ems	131	139	128	2	8
41002	Werra	65	71	110	-41	-35
42001	Fulda	77	83	102	-25	-19
48901	Aller	54	60	124	-56	-52
49103	Weser	67	73	119	-44	-38
53801	Schwarze Elster	59	66	124	-52	-47
54901	Mulde	68	77	126	-46	-39
56901	Saale	57	63	115	-50	-45
58901	Havel	52	57	121	-57	-53
59311	Elbe	57	63	119	-52	-47
69001	Oder	51	57	124	-59	-54
	Nordseeküste	118	126	126	-6	0
	Ostseeküste	60	66	119	-49	-44
	Nordsee	77	84	116	-34	-28
	Ostsee	59	65	120	-50	-45
	Schwarzes Meer	100	110	122	-18	-10
	Deutschland	79	86	118	-33	-27



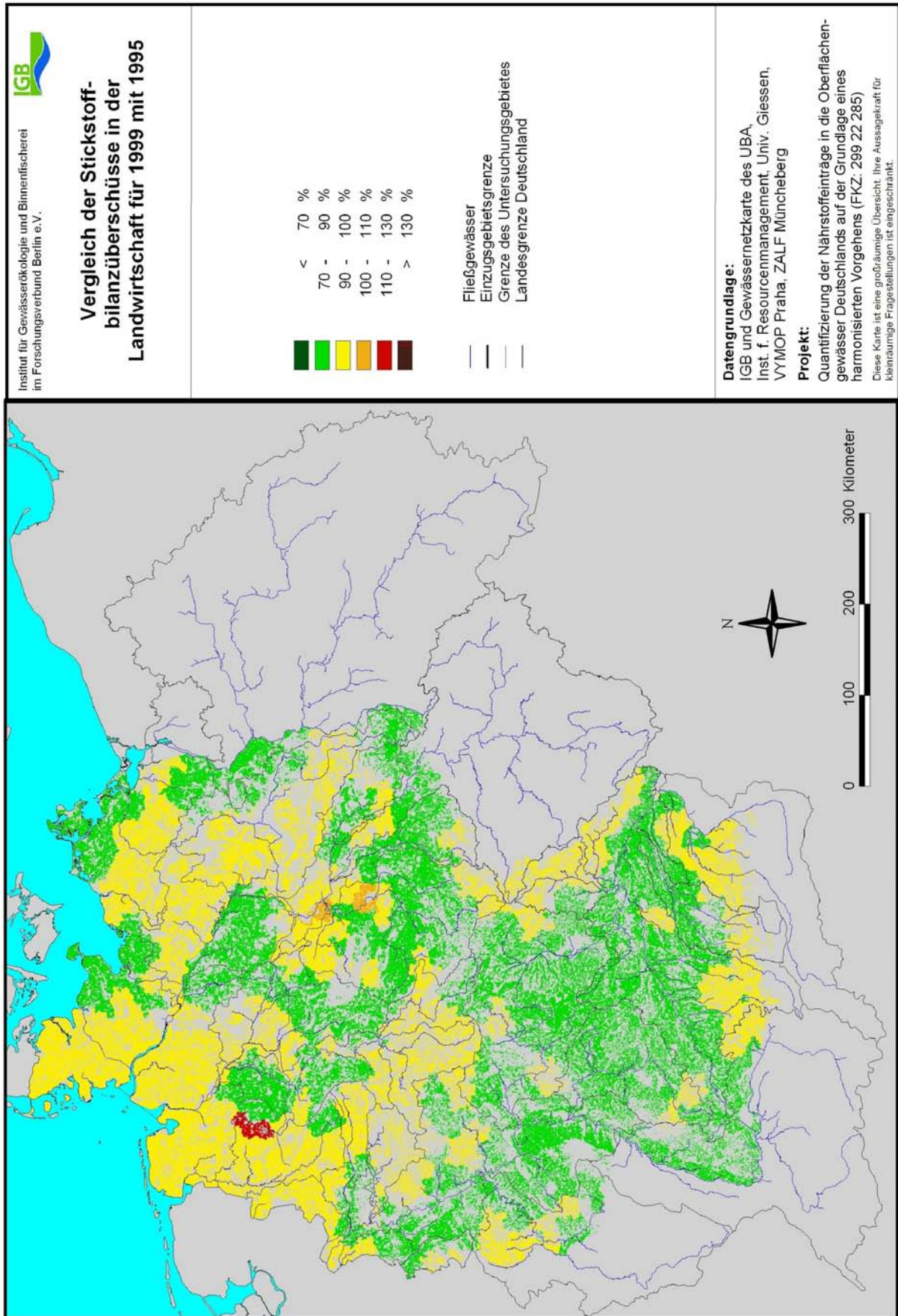
Karte 4.2: Phosphorbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Jahr 1999



Karte 4.3: Stickstoffbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Jahr 1999



Karte 4.4: Stickstoffbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Jahr 1995



Karte 4.5: Veränderungen der Stickstoffbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche von 1995 bis 1999.

Für die einzelnen Flussgebieten zeigt sich jedoch eine recht große Differenzierung. So muss man davon ausgehen, dass im Flussgebiet von Inn und Ems und im Nordseeküstenbereich die N-Bilanzüberschüsse im Vergleich zu 1985 fast auf dem gleichen Niveau verblieben sind. In den Flussgebieten der Elbe und Ostseeküste sowie in einigen Gebieten der Weser sind demgegenüber die N-Bilanzüberschüsse um 40 bis fast 60 % zurückgegangen.

Neben der regionalen Differenzierung der Nährstoffüberschüsse ist für die Quantifizierung der Veränderungen der Nährstoffeinträge in die Flussgebiete auch eine Ermittlung der zeitlichen Veränderung der Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche notwendig. Dafür wurden die Ergebnisse von Behrendt et al. (2001) genutzt. In dieser Studie wurden auf der Grundlage der Methodik von Bach et al. (1998) die Phosphor- und Stickstoffbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die einzelnen Bundesländer von 1950 bis 1999 berechnet.

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den Tabellen 4.3 bis 4.5 sowie in den Abbildungen 4.1 bis 4.2 dargestellt.

Da Phosphor nur in Abhängigkeit von der Sorptionsfähigkeit des Bodens vertikal verlagert wird, kann man zunächst näherungsweise davon ausgehen, dass die jährlichen P-Bilanzüberschüsse in den obersten Bodenschichten verbleiben und so zu einer Akkumulation von Phosphor in diesen Schichten führen. In der Tabelle 4.3 wird gezeigt, welche P-Mengen in den zurückliegenden 50 Jahren auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche der einzelnen Bundesländer akkumuliert wurden. Für die alten Bundesländer mit Ausnahme von Rheinland-Pfalz liegt die akkumulierte P-Menge in einem Bereich von 900 bis 1100 kg/a P. In den neuen Bundesländern wurden demgegenüber in den letzten 50 Jahren nur 600 bis 800 kg/ha P angereichert. Überträgt man die langzeitige Entwicklung in den Bundesländern über Anteil ihrer landwirtschaftlichen Nutzfläche an den einzelnen Flussgebieten auf diese Gebiet, kann man die mittleren jährlichen P-Bilanzüberschüsse und die P-Akkumulation für die Flussgebiete bestimmen. Diese Werte sind in der Tabelle 4.4 für die 22 Beispielsgebiete für die drei Untersuchungsperioden aufgeführt. Darüber hinaus zeigt die Tabelle auch die Veränderungen in der P-Akkumulation seit 1985.

Bei den Flussgebieten kann man für die Donau, die Ems, den Rhein und die Weser ebenfalls mit P-Akkumulationen von mehr als 1000 kgP/ha rechnen. Wie die Abbildung 4.1 zeigt, hat sich die Zunahme der P-Akkumulation in diesen Flussgebieten zwar infolge der seit 1995 drastisch zurückgegangenen jährlichen P-Überschüsse abgeschwächt, jedoch muss man auf Basis dieser Analyse davon ausgehen, dass auch der P-Gehalt der landwirtschaftlich genutzten Böden auch im letzten Jahrzehnt im Mittel weiter erhöht hat. Das Flussgebiet der Elbe und auch die Flussgebiete der Ostseeküste zeigen zumindest für ihre Teile in den neuen Bundesländern, eine deutlich geringere P-Akkumulation. Von 1990 bis 1995 wurden sogar festgestellt, dass die P-Akkumulation infolge negativer jährlicher P-Überschüsse leicht abnimmt.

Tab.4.3: P-Akkumulation auf den landwirtschaftlich genutzten Böden der Bundesländer von 1950 bis 1999

	P-Akkumulation von 1950 bis ...						
	1960	1970	1980	1985	1990	1995	1999
	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
Baden-Württemberg	178	419	689	807	903	955	965
Bayern	174	416	706	836	943	1000	1010
Brandenburg	60	257	536	663	761	735	741
Hessen	180	419	684	797	885	932	945
Mecklenburg-Vorpommern	41	223	500	622	720	739	777
Niedersachsen	177	423	721	856	968	1028	1035
Nordrhein-Westfalen	185	448	767	916	1040	1104	1110
Rheinland-Pfalz	153	340	539	626	696	735	748
Saarland	128	283	468	566	645	688	701
Sachsen	64	261	568	676	757	776	822
Sachsen-Anhalt	38	198	413	483	543	562	598
Schleswig-Holstein	175	429	728	858	962	1017	1026
Thüringen	60	230	479	573	640	660	704

Nach den Analysen der P-Bilanzen muss man jedoch davon ausgehen, dass zumindest ab 1995 die P-Bilanzüberschüsse wieder zugenommen haben und seit dieser Zeit sogar über denen der anderen deutschen Flussgebiete liegen (siehe Abbildung 4.1).

Die Entwicklung der Stickstoffbilanzüberschüsse von 1950 bis 1999 wird für die Bundesländer in der Tabelle 4.5 dargestellt. Auf der Basis dieser Angaben kann man durch Überlagerung der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Bundesländer mit den Flussgebieten auch den Langzeittrend der Entwicklung der N-Bilanzüberschüsse für diese Gebiete berechnen. Die Abbildung 4.2 zeigt den Trend der N-Bilanzüberschüsse für die Weser und die deutschen Teile von Donau, Elbe und Rhein. Bis auf etwas geringere Werte des jährlichen N-Überschusses im Elbegebiet in den fünfziger Jahren, sind die Veränderungen bis zum Beginn der siebziger Jahre in allen Flussgebieten sehr ähnlich. Ab 1970 liegen die N-Überschüsse im deutschen Rheingebiet um ca. 10 bis 20 kg/(ha·a) N unter denen der anderen Flussgebiete. Ab Mitte der siebziger Jahre bleiben die N-Bilanzüberschüsse bis zum Ende der achtziger Jahre nahezu konstant.

Tabelle 4.4: Akkumulierte Phosphorbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Flussgebieten von 1950 bis 1985, 1995 bzw. 1999 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	Phosphorakkumulation			Veränderung	
		1999	1995	1985	2000/1985	1995/1985
		kg/ha P	kg/ha P	kg/ha P	[%]	[%]
14902	Naab	1010	1000	836	21	20
16902	Isar	1010	1000	836	21	20
18902	Inn	1008	998	834	21	20
19101	Donau	1003	993	831	21	19
23704	Oberrhein	957	947	801	20	18
23801	Neckar	965	954	807	19	18
24901	Main	987	975	820	20	19
26901	Mosel	740	728	615	20	18
27601	Ruhr	1110	1104	916	21	20
27801	Lippe	1110	1104	916	21	20
27903	Rhein	915	904	762	20	19
37602	Ems	1067	1060	881	21	20
41002	Werra	775	741	639	21	16
42001	Fulda	960	947	807	19	17
48901	Aller	1005	995	830	21	20
49103	Weser	987	974	818	21	19
53801	Schwarze Elster	764	738	652	17	13
54901	Mulde	803	759	660	22	15
56901	Saale	691	652	563	23	16
58901	Havel	729	717	641	14	12
59311	Elbe	728	698	607	20	15
69001	Oder	746	733	657	13	12
	Nordseeküste	1041	1034	864	21	20
	Ostseeküste	827	799	677	22	18
	Nordsee	899	883	747	20	18
	Ostsee	818	792	675	21	17
	Schwarzes Meer	1003	993	832	21	19
	Deutschland	907	891	753	20	18

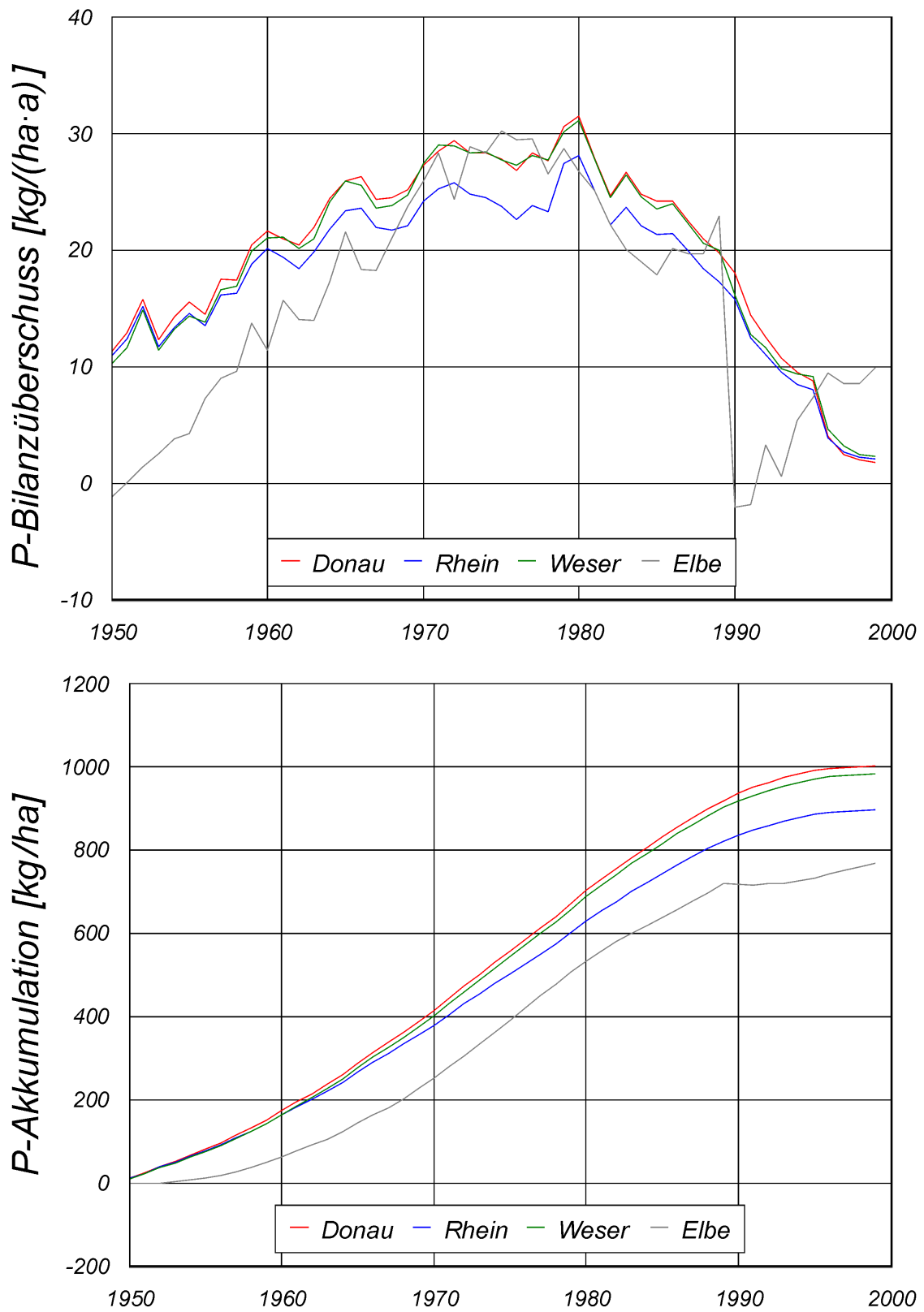


Abb.4.1: P-Bilanzüberschüsse und P-Akkumulation auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für ausgewählte Bundesländer von 1950 bis 1999

Tab.4.5: Entwicklung des N-Bilanzüberschusses auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in kg/(ha·a) in den Bundesländern von 1950 bis 1999

Jahr	DE ^a	BW	BY	HE	NI ^f	NRW	RP	SL	SH ^g	BB ^h	MV	SN	ST	TH
1950	28,9	38,7	36,6	37,4	36,6	37,9	34,2	31,4	40,5	14,2	6,6	23,2	10,6	8,3
1951	28,2	37,2	35,3	34,1	32,8	34,6	32,0	30,8	35,5	16,9	10,1	24,9	12,6	12,3
1952	35,0	43,0	43,0	41,8	44,1	44,8	39,2	35,6	47,5	19,6	13,6	26,3	14,6	16,4
1953	34,0	41,9	40,9	39,0	40,4	41,0	35,3	33,3	43,5	22,3	17,1	28,5	16,6	20,5
1954	36,2	44,8	42,9	40,8	41,7	42,4	38,0	33,3	43,7	25,1	20,7	30,7	18,6	24,6
1955	35,2	41,7	41,2	39,3	38,5	39,8	36,4	31,5	41,0	27,7	27,0	29,5	21,2	18,1
1956	38,0	44,6	43,6	40,8	40,8	41,1	38,3	32,0	44,3	29,2	22,5	37,4	23,0	42,4
1957	41,9	48,6	47,2	44,2	45,8	46,6	40,6	35,5	48,5	34,9	32,2	36,5	24,8	38,1
1958	42,6	49,8	47,2	44,3	45,4	46,7	41,3	35,9	47,6	35,2	35,6	43,2	20,9	44,2
1959	52,8	59,3	57,4	52,2	54,1	55,7	47,5	39,5	59,4	45,2	44,0	50,0	42,7	57,5
1960	46,4	53,8	51,0	49,1	50,3	50,8	44,8	38,0	52,8	39,0	39,9	45,4	27,2	39,3
1961	55,8	60,4	57,6	53,4	55,5	56,5	48,0	42,1	60,6	48,3	48,5	60,7	49,6	78,2
1962	56,0	60,7	60,0	54,6	59,4	60,1	47,4	39,8	64,4	47,6	47,3	62,3	41,4	60,4
1963	58,6	66,2	64,5	60,0	62,5	63,6	52,2	45,0	67,3	54,0	48,7	54,3	48,9	39,3
1964	61,8	68,4	68,4	61,7	69,5	70,2	53,5	45,9	74,4	50,7	47,6	56,2	48,7	47,8
1965	67,9	71,5	70,5	66,0	71,3	71,9	57,2	48,4	77,4	61,0	69,7	71,1	60,0	52,1
1966	72,2	75,9	75,2	70,2	73,2	75,9	59,6	51,2	80,4	62,2	72,4	73,6	72,1	65,7
1967	68,5	71,8	71,3	66,1	69,4	72,8	56,8	49,7	76,1	58,9	69,7	71,2	70,0	56,6
1968	69,8	73,2	74,6	69,0	71,8	74,8	58,1	51,9	78,5	65,3	66,9	68,7	65,9	53,5
1969	78,6	75,4	77,6	70,8	74,4	78,8	58,6	53,3	80,7	85,9	91,6	93,6	85,3	72,8
1970	86,8	86,5	91,3	83,7	90,4	94,8	68,5	62,7	94,4	85,3	90,7	85,1	77,3	71,0
1971	89,6	86,5	91,2	81,5	91,2	94,0	66,7	63,7	94,4	94,7	92,8	95,9	90,0	89,3
1972	89,0	85,1	91,0	81,0	90,1	92,2	66,5	62,9	94,0	91,9	103,1	97,3	81,8	81,9
1973	97,9	89,8	95,4	83,7	94,9	97,6	67,4	65,4	101,3	110,0	113,5	113,1	101,2	93,8
1974	88,0	80,0	85,5	75,1	85,0	86,6	60,9	57,7	91,8	98,7	102,0	112,0	94,4	91,8
1975	99,1	90,2	98,5	85,2	96,6	99,0	68,0	62,5	104,0	114,1	114,4	112,0	105,5	101,2
1976	116,6	103,5	112,9	95,0	115,0	117,1	74,4	64,7	123,5	141,0	117,4	140,3	135,9	134,5
1977	107,7	96,9	108,2	91,9	107,6	109,3	73,4	66,2	116,7	123,0	116,2	126,3	109,4	110,3
1978	111,9	96,1	107,3	91,6	108,3	109,3	72,4	65,4	115,1	139,4	125,8	134,6	127,5	127,0
1979	114,5	107,3	116,3	101,1	115,2	120,5	80,8	80,9	120,3	123,8	124,3	125,4	110,5	114,9
1980	128,4	118,0	130,5	111,4	130,7	137,7	88,9	89,3	134,1	144,3	129,6	142,5	126,2	129,1
1981	126,3	118,6	131,4	110,9	132,3	138,7	88,5	93,9	135,7	132,0	127,5	135,9	113,4	121,4
1982	112,0	100,9	112,1	92,9	112,1	117,8	75,2	79,8	118,1	126,0	112,1	134,3	114,1	124,3
1983	126,1	119,6	136,7	112,9	139,0	146,3	88,6	94,8	141,9	120,4	120,3	116,3	109,2	112,5
1984	110,5	103,3	117,9	95,4	120,5	125,2	78,4	82,9	122,6	109,4	104,2	114,4	93,7	110,2
1985	118,1	105,8	124,5	100,2	125,4	131,5	81,0	86,7	125,4	123,9	116,5	126,5	111,3	113,9
1986	121,1	111,5	128,7	102,9	132,3	139,1	82,5	90,2	129,9	120,5	121,9	121,0	107,7	112,6
1987	124,8	117,8	135,5	107,3	138,4	145,8	87,8	95,9	133,6	116,7	126,2	118,5	103,6	113,1
1988	130,0	112,3	130,4	99,7	130,7	138,6	82,4	91,0	128,9	145,1	139,0	146,1	143,0	146,3
1989 ^b	125,5	108,1	126,1	96,4	128,1	134,4	78,9	87,0	125,9	141,0	141,9	136,0	129,9	132,4
1990 ^b	88,7	104,9	123,2	93,9	127,3	132,7	76,7	84,7	125,5	17,5	22,9	20,9	22,7	22,8
1991	78,1	93,5	110,6	81,8	114,4	118,2	68,3	73,9	113,8	13,6	19,6	16,1	21,8	17,9
1992	83,8	94,5	110,4	83,7	114,3	120,4	70,6	76,1	112,4	27,9	33,1	40,3	32,4	39,1
1993	75,8	88,1	101,1	75,1	107,0	110,4	64,2	70,1	105,7	23,7	28,1	29,7	28,1	28,9
1994	78,8	85,4	98,0	72,8	104,8	106,5	63,5	66,8	102,2	40,4	42,1	52,4	43,6	50,1
1995 ^d	83,9	87,8	100,1	76,6	110,1	110,8	66,1	72,0	106,3	48,2	51,7	62,2	51,8	59,5
1996	81,7	83,2	94,4	72,4	102,4	103,8	62,0	67,8	99,0	55,3	56,1	70,3	56,5	66,9
1997	74,5	72,5	83,6	63,0	91,8	90,0	55,1	59,5	88,8	50,8	55,5	66,2	53,1	61,2
1998	74,4	71,7	83,8	65,8	91,3	88,6	55,1	58,8	88,3	51,7	56,3	66,0	53,6	61,8
1999 ^c	82,9	80,2	93,8	72,7	102,1	100,0	60,9	64,9	98,1	56,6	61,1	72,9	57,8	68,1

a) bis 1989: ehem. BRD und DDR zusammen b) Angaben für die Länder der ehemaligen DDR z.T. geschätzt

c) 1999: vorläufige Werte

d) ab 1996 werden die stat. Angaben nicht mehr für Landesteile F/N getrennt aus-

e) bis 1989 Berlin nicht getrennt aufgeführt f) einschl. Bremen

g) einschl. Hamburg

h) ab 1990 einschl. Berlin

gewiesen; Bilanzen für alte und neue Bundesländer aus Ländersummen errechnet

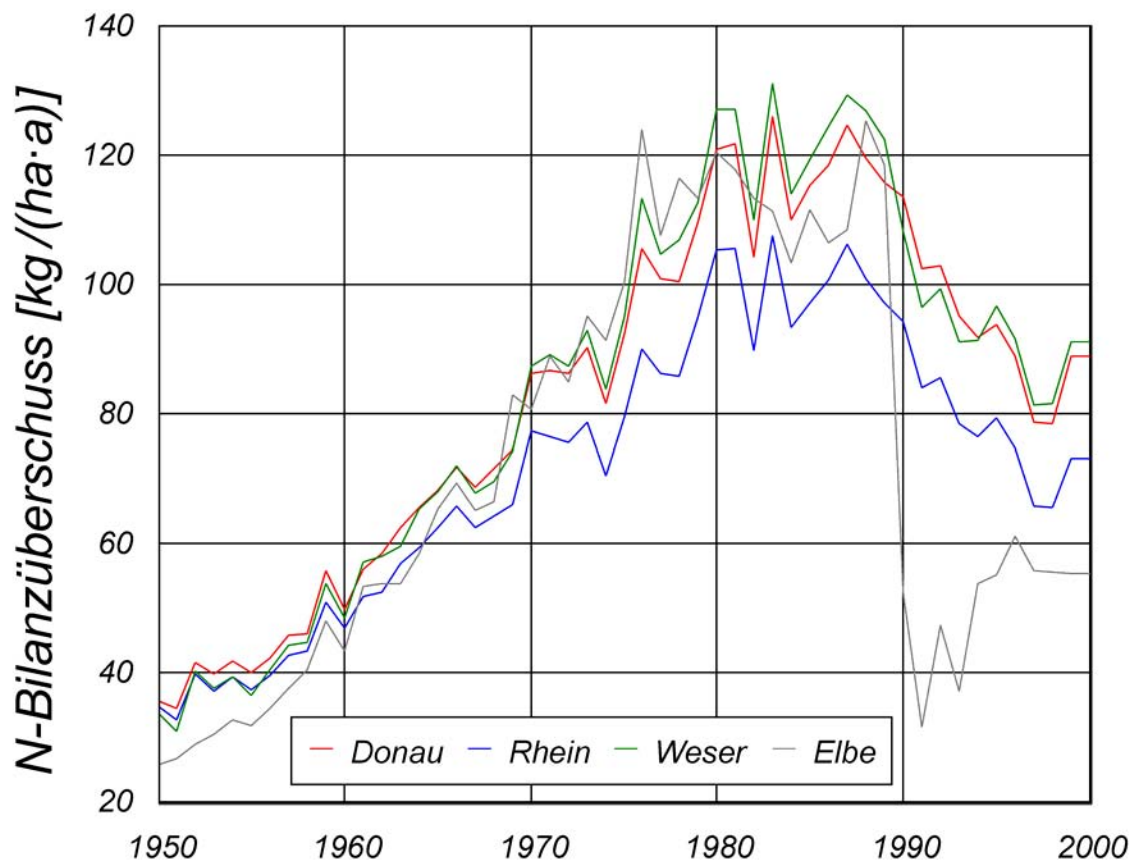


Abb.4.2: N-Flächenbilanzüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche der deutschen Teilgebiete von Donau, Rhein, Weser und Elbe von 1950 bis 1999

Bedingt durch die Wende in der DDR und die damit verbundenen Veränderungen in der Landwirtschaft der neuen Bundesländer gehen die N-Überschüsse in den Jahren 1990 bis 1993 auf das Niveau der fünfziger Jahre zurück, um dann wieder langsam anzusteigen. In den letzten Jahren des vergangenen Jahrhunderts blieben die N-Überschüsse im Elbeeinzugsgebiet jedoch näherungsweise auf einem Niveau unter 60 kg/(ha·a) N konstant. Für die anderen Flussgebiete setzt ebenfalls mit dem Ende der achtziger Jahre eine Trendwende bei den N-Überschüssen ein. Die Verminderungen sind jedoch nicht sprunghaft wie in der Elbe. Das Niveau der N-Bilanzüberschüsse ist aber trotz der Verminderung in den neunziger Jahren noch 20 bis 30 kg/(ha·a) N höher als im Elbegebiet.

4.1.1.2 Atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche

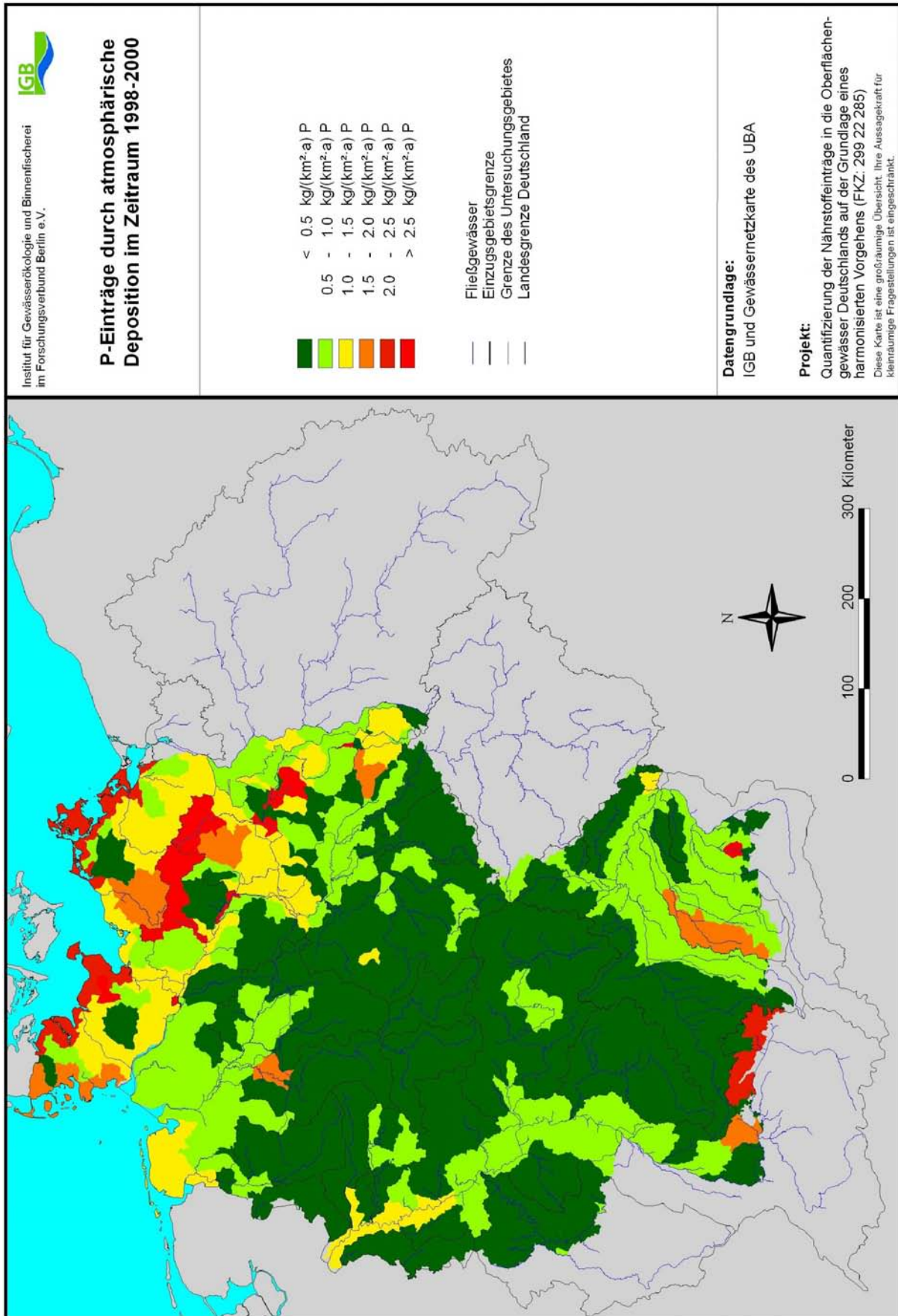
In der Tabelle 4.6¹ sind die direkten P-Einträge in die Gewässer infolge atmosphärischer Deposition für die untersuchten Zeitperioden 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 dargestellt. Zusätzlich enthält die Tabelle – wie auch die folgenden Tabellen - Angaben zu den im Vergleich zur ersten Periode (1983-1987) in den Folgejahren erzielten Veränderungen der jeweiligen Einträge. Da die Einträge in die Oberflächengewässer jeweils stark von den hydrologischen Bedingungen in den einzelnen Untersuchungsperioden abhängt und damit ein Teil der Veränderungen lediglich auf andere Abflüsse bzw. Abflusskomponenten zurückzuführen ist, wurden alle Berechnungen der Stoffeinträge für die drei Zeitperioden ebenfalls auf der Grundlage gleicher normalisierter Abflussbedingungen durchgeführt, um auf diese Weise die abflussunabhängige Veränderung der Einträge zu ermitteln. Diese gibt insbesondere bei so kurzen Zeiträumen eher Auskunft über die erreichten Wirkungen von Maßnahmen, als die Originalwerte.

Bei den Phosphoreinträgen aus atmosphärischer Deposition wurde von einer Verminderung der spezifischen Depositionsraten von 0,7 (NBL) bzw. 0,4 (ABL) auf 0,37 kg/(ha·a) P für alle Flussgebiete für den Zeitraum von 1985 bis 1995 ausgegangen (siehe Behrendt et al., 1999). Da Messungen zur P-Deposition nach wie vor nicht zur Verfügung standen und der Zeitraum 1998-2000 sehr nahe bei dem vorhergehenden Zeitraum liegt, wurde für diese Periode die gleiche P-Depositionsrate von 0,37 kg/(ha·a) P zugrundegelegt. Da eine neue Gleichung für die Berechnung der Wasserfläche in den Teilgebieten verwendet wurde, ergeben sich trotz der gleichen Ausgangsdaten jedoch geringfügige Abweichungen zu den Berechnungsergebnissen von Behrendt et al. (1999b). Aufgrund der angenommenen Depositionsraten liegt die Verminderung der P-Einträge über die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässerflächen in allen Flussgebieten bei gleichen hydrologischen Bedingungen bei ca. 110 t/a P oder 29 %. Demnach kann man davon ausgehen, dass die depositionsbedingten P-Einträge auf die Gewässerfläche im Zeitraum 1998-2000, wie auch im davor liegenden Zeitraum 1993-1997, bei ca. 260 t/a P liegen. Die Karte 4.6 stellt die berechneten einzugsgebietsspezifischen P-Einträge infolge atmosphärischer Deposition dar. Die Tabelle 4.7 gibt einen Überblick zu den aus den EMEP-Rasterdaten (siehe Karte 2.12) für die einzelnen Flussgebiete berechneten direkten Stickstoffeinträge in die Gewässer über atmosphärische Deposition von Stickstoff, sowie deren Veränderung.

¹ Diese und alle folgenden Tabellen enthalten Angaben zu den im Vergleich zur ersten Periode (1983-1987) in den Folgejahren erzielten Veränderungen der jeweiligen Einträge. Da die Einträge in die Oberflächengewässer jeweils stark von den hydrologischen Bedingungen in den einzelnen Untersuchungsperioden abhängt und damit ein Teil der Veränderungen lediglich auf andere Abflüsse bzw. Abflusskomponenten zurückzuführen ist, wurden alle Berechnungen der Stoffeinträge für die drei Zeitperioden ebenfalls auf der Grundlage gleicher normalisierter Abflussbedingungen durchgeführt, um auf diese Weise die abflussunabhängige Veränderung der Einträge zu ermitteln. Diese gibt insbesondere bei so kurzen Zeiträumen eher Auskunft über die erreichten Wirkungen von Maßnahmen, als die Originalwerte.

Tabelle 4.6: Phosphoreinträge über atmosphärische Deposition (EAD_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EAD _P			Veränderung	
		1998-2000	1993-1997	1983-1987	1999/19 85	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]
14902	Naab	2	2	2	-8	-8
16902	Isar	9	9	9	-8	-8
18902	Inn	8	8	8	-8	-8
19101	Donau	35	35	38	-7	-8
23704	Oberrhein	11	11	12	-8	-8
23801	Neckar	4	4	5	-8	-8
24901	Main	10	10	11	-8	-8
26901	Mosel	4	4	4	-8	-8
27601	Ruhr	2	2	3	-8	-8
27801	Lippe	2	2	2	-8	-8
27903	Rhein	53	53	57	-7	-7
37602	Ems	5	5	5	-8	-8
41002	Werra	1	1	3	-47	-47
42001	Fulda	2	2	3	-7	-8
48901	Aller	7	7	8	-8	-8
49103	Weser	16	16	19	-13	-13
53801	Schwarze Elster	5	5	9	-47	-47
54901	Mulde	3	3	6	-47	-47
56901	Saale	10	10	19	-47	-47
58901	Havel	32	32	61	-47	-47
59311	Elbe	79	79	147	-46	-46
69001	Oder	4	4	7	-47	-47
	Nordseeküste	32	32	35	-7	-7
	Ostseeküste	39	39	63	-39	-39
	Nordsee	185	185	263	-30	-30
	Ostsee	42	42	70	-40	-40
	Schwarzes Meer	35	35	38	-8	-8
	Deutschland	262	262	371	-29	-29



Karte 4.6: Spezifische P-Einträge infolge direkter Deposition auf die Gewässeroberfläche im Zeitraum 1998-2000

Tabelle 4.7: Stickstoffeinträge über atmosphärische Deposition (EAD_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EAD_N			Veränderung	
		1998-2000	1993-1997	1983-1987	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]
14902	Naab	120	90	190	-37	-53
16902	Isar	520	480	830	-37	-42
18902	Inn	390	430	640	-39	-33
19101	Donau	2050	1780	3150	-35	-43
23704	Oberrhein	600	450	920	-35	-51
23801	Neckar	260	180	360	-28	-50
24901	Main	590	410	880	-33	-53
26901	Mosel	230	190	320	-28	-41
27601	Ruhr	190	150	260	-27	-42
27801	Lippe	170	140	210	-19	-33
27903	Rhein	3310	2620	4610	-28	-43
37602	Ems	430	310	500	-14	-38
41002	Werra	80	60	130	-38	-54
42001	Fulda	150	120	230	-35	-48
48901	Aller	470	360	650	-28	-45
49103	Weser	1080	840	1500	-28	-44
53801	Schwarze Elster	240	180	430	-44	-58
54901	Mulde	160	130	290	-45	-55
56901	Saale	520	430	890	-42	-52
58901	Havel	1550	1210	2580	-40	-53
59311	Elbe	3970	3060	6550	-39	-53
69001	Oder	170	140	270	-37	-48
	Nordseeküste	2370	1860	2690	-12	-31
	Ostseeküste	1800	1450	2700	-33	-46
	Nordsee	11150	8680	15850	-30	-45
	Ostsee	1970	1580	2970	-34	-47
	Schwarzes Meer	2060	1780	3150	-35	-43
	Deutschland	15180	12040	21980	-31	-45

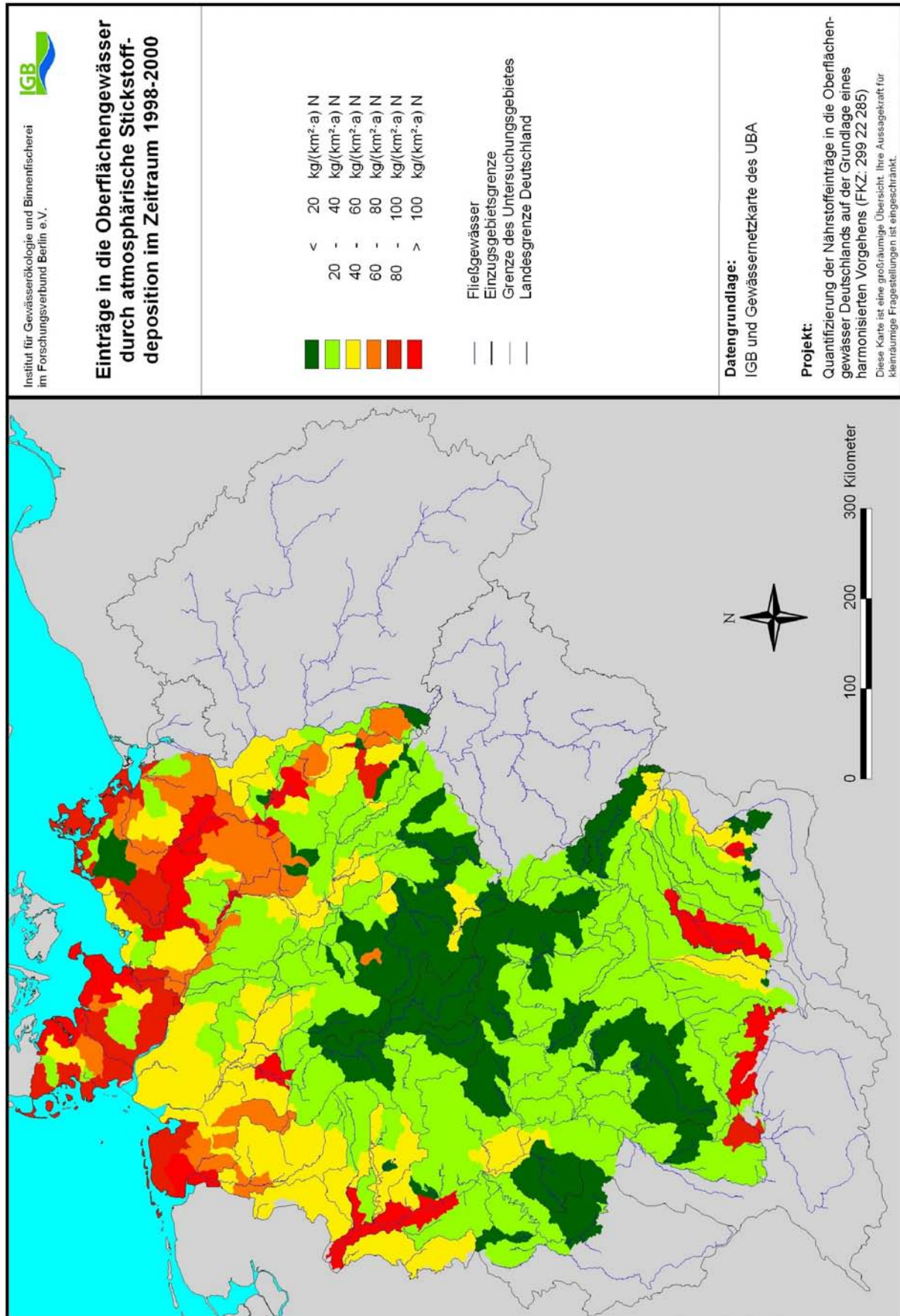
Wie beim Phosphor, wurden auch für die N-Einträge durch Deposition im Vergleich zu den Angaben von Behrendt et al. (1999b) um ca. 8000 t/a N für die Periode 1983-1987 bzw. 2500 t/a N für die Periode 1993-1997 höhere Einträge berechnet. Dies ist ebenfalls auf die veränderte Formel für die Berechnung der Wasserfläche zurückzuführen.

Die Karten 4.7 und 4.8 zeigen die einzugsgebietspezifischen N-Einträge in die Gewässer durch atmosphärische Deposition und deren zeitliche Veränderung seit 1985. Die in der Karte aufgezeigten Veränderungen beziehen sich dabei auf die für den Zeitraum 1993-1997 normalisierten hydrologischen Bedingungen. Während in den östlichen Teilen Deutschlands die N-Einträge durch atmosphärische Deposition teilweise um mehr als 50 % seit 1985 abgenommen haben, kann man in den Flussgebieten, die direkt an die Niederlande angrenzen, sogar eine leichte Erhöhung der depositionsbedingten N-Einträge feststellen. Dementsprechend sind auch, bezogen auf die Flussgebiete der Tabelle 4.7, die Verminderungen der N-Einträge durch atmosphärische Deposition in den ostdeutschen Flussgebieten mit mehr als 40 % am höchsten und im Emsgebiet sowie dem Bereich der Nordseeküste mit weniger als 20 % am geringsten.

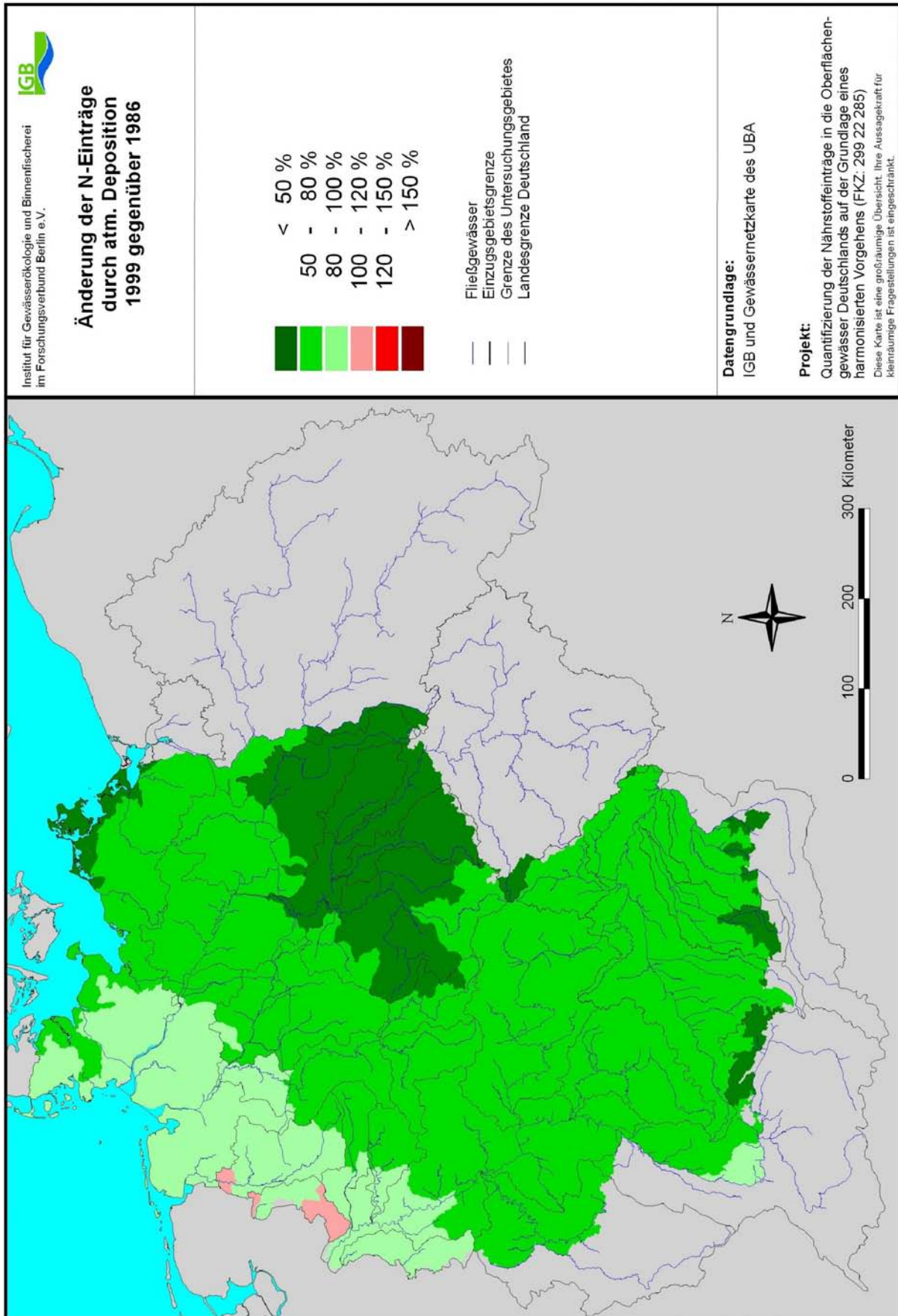
Für die N-Einträge durch atmosphärische Deposition in die Oberflächengewässer konnten insgesamt für die Periode 1998-2000 15200 t/a N berechnet werden. Bezogen auf die Periode 1983-1987 entspricht das einer Verminderung um 7000 t/a N oder 31 %. Im Vergleich zur Periode 1993-1997 sind demgegenüber die N-Einträge wieder leicht um ca. 3000 t/a N angestiegen, was nur durch eine Erhöhung der Eingangsdaten, den N-Depositionsraten, zu erklären ist.

Diesbezüglich muss jedoch berücksichtigt werden, dass bisher immer nur EMEP-Depositionsraten für einzelne Jahre berücksichtigt werden konnten. Dabei können die Depositionsraten auch stark von den jeweiligen Niederschlagsbedingungen beeinflusst sein.

Da die EMEP-Depositionsraten in den letzten Jahren jährlich berechnet werden und auch über das Internet verfügbar sind, können sie bei eventueller Erhöhung der räumlichen Auflösung eine sehr gute Datengrundlage für ein harmonisiertes Vorgehen bei der Quantifizierung der Stickstoffeinträge durch atmosphärische Deposition in die Oberflächengewässer sein. Für Phosphor gibt es keine EMEP-Daten. Obwohl die berechneten P-Einträge in die Oberflächengewässer durch atmosphärische Deposition relativ gering sind, könnten sie insbesondere für einzelne Seen von größerer Bedeutung sein.



Karte 4.7: Einträge in die Oberflächengewässer durch atmosphärische Stickstoffdeposition im Zeitraum 1998-2000



Karte 4.8: Veränderungen der spezifische N-Einträge durch atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

4.1.1.3 Abschwemmung

Die Karten 4.9 und 4.10 geben einen Überblick über die regionale Differenzierung der an den Oberflächenabfluss gekoppelten gelösten Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer im Zeitraum 1998-2000. Dabei werden in beiden Karten die flächenspezifischen Phosphor- und Stickstoffeinträge über Abschwemmung ausgewiesen. Entsprechend der Grundannahmen zeigen sich solche Flussgebiete als Schwerpunkte für Phosphoreinträge infolge Abschwemmung, die sich durch hohen Oberflächenabfluss und einen hohen Anteil von Ackerland auszeichnen (z. B. Alpenvorland, oberes Rheingebiet). Demgegenüber sind die Einträge durch Abschwemmung in den Flussgebieten des nordostdeutschen Tieflandes und der unteren Saale um eine Größenordnung und mehr geringer, was insbesondere auf die berechneten geringen Oberflächenabflüsse in diesen Gebieten zurückzuführen ist.

Für Stickstoff bestätigt sich auch für den Zeitraum 1998-2000 die Feststellung von Behrendt et al. (1999b), wonach infolge der relativ geringen Variation der Konzentrationen im Niederschlag auch ein deutlicherer Zusammenhang zwischen den Gebieten mit hohem Oberflächenabfluss und hohen flächenspezifischen Einträgen durch Abschwemmung besteht. Dementsprechend zeichnen sich hier ebenfalls die Flussgebiete im Alpenvorland, im oberen Rhein und im unteren ostrheinischen Gebiet durch hohe Einträge aus. Im Elbeeinzugsgebiet wurden lediglich für die obere Unstrut und die obere Bode ähnlich hohe spezifische N-Einträge abgeschätzt. Für die meisten Flussgebiete des nordostdeutschen Flachlandes werden nur sehr geringe Stickstoffeinträge über Abschwemmung quantifiziert.

In den Tabelle 4.8 und 4.9 sind die Nährstoffeinträge durch Abschwemmung und deren Änderung aufgelistet.

Für Phosphor kann man demnach davon ausgehen, dass über Abschwemmung im Zeitraum 1998-2000 ca. 2600 t/a P in die Flussgebiete Deutschlands eingetragen werden. Dies sind 32 % mehr als im Zeitraum 1983-1987. Auch gegenüber dem Zeitraum 1993-1997 sind nach den Modellberechnungen die P-Einträge durch Abschwemmung nochmals um 300 t/a P gestiegen.

Die Ursache dafür liegt allein bei den sowohl für 1993-1997 als auch 1998-2000 berechneten höheren Oberflächenabflüssen infolge der höheren Niederschläge. Die Oberflächenabflüsse sind zwar insgesamt summarisch angestiegen, jedoch kann man aus der Tabelle auch ersehen, dass im Zeitraum 1998-2000 größtenteils ganz andere Gebiete einen im Vergleich zu 1983-1987 höheren P-Eintrag aufweisen.

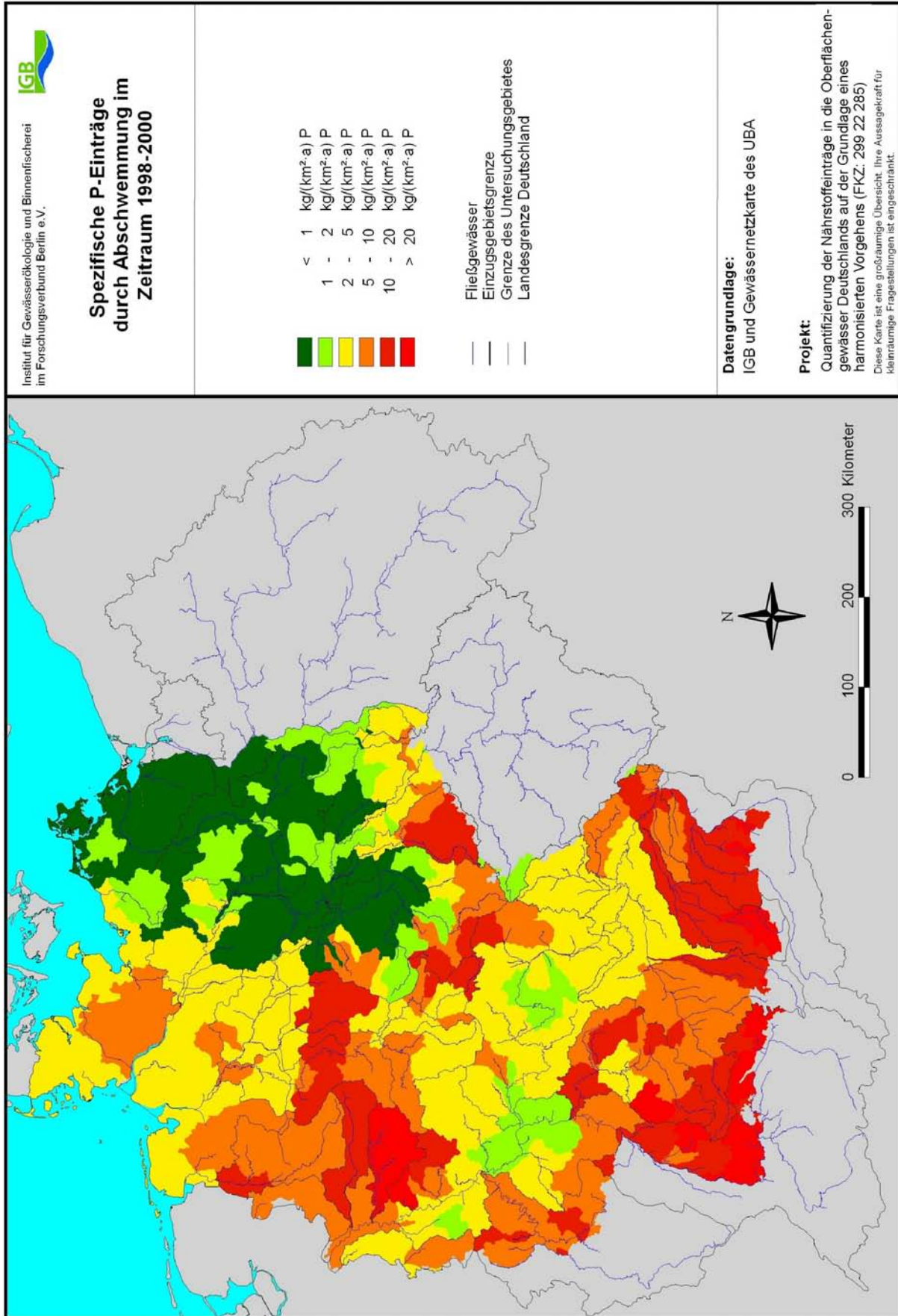
Entsprechend den Modellvoraussetzungen muss man bei Phosphor davon ausgehen, dass sich die Einträge über Abschwemmung sich abflussbereinigt nicht verändert haben.

Im Vergleich zu den Berechnungen von Behrendt et al. (1999b) sind die durch Abschwemmung verursachten P-Einträge für die Zeiträume 1993-1997 bzw. 1983-1987 um

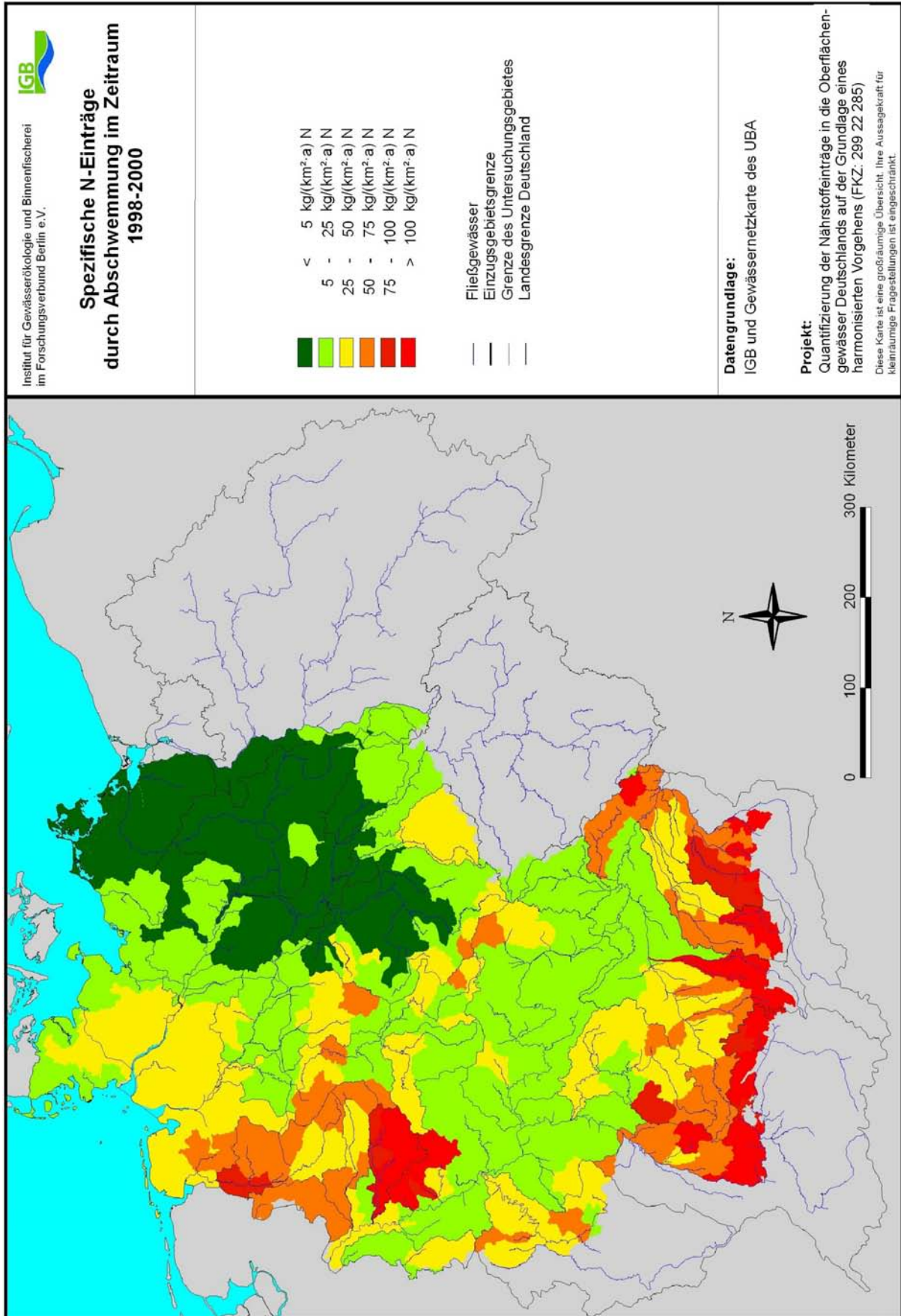
ca. 1000 bzw. 500 t/a P geringer. Dies wird durch die andere Berechnung des Oberflächenabflusses verursacht, bei dem nun nach Abschnitt (3.2.7) die gemessenen Abflüsse in die Berechnung des Oberflächenabflusses eingehen und nicht, wie bei Behrendt et al. (1999b), noch die auf Basis der Formel von Liebscher und Keller (1979) aus den Niederschlägen berechneten Gesamtabflüsse in den Flussgebieten.

Entsprechend Tabelle 4.9 wurden für den Zeitraum 1998-2000 Stickstoffeinträge durch Abschwemmung von insgesamt ca. 13700 t/a N berechnet. Dies sind im Vergleich zur Periode 1983-1987 ca. 1700 t/a N oder 11 % geringere Einträge. Im Vergleich zu der Periode 1993-1997 haben sich jedoch die Stickstoffeinträge durch Abschwemmung insgesamt um 3500 t/a N erhöht. Auch hier liegt die Ursache in dem im Vergleich zur Periode 1993-1997 berechneten höheren Oberflächenabflüssen.

Bei Stickstoff kann man infolge der Verminderung der atmosphärischen Deposition jedoch auch abflussbereinigt davon ausgehen, dass sich die Einträge durch Abschwemmung seit der Periode 1983-1987 vermindert haben. Diese Verminderung beträgt im Mittel bei Normierung auf die Abflussbedingungen der Periode 1993-1997 28 %. Das Maß der Verminderung ist jedoch in den einzelnen Flussgebieten recht unterschiedlich und spiegelt im wesentlichen auch die Veränderungen der N-Deposition nach Karte 4.10 wieder. Die größten Verminderungen von mehr als 40 % wurden für die Flussgebiete der Mulde und Schwarzen Elster berechnet. Demgegenüber sind die Verminderungen in den direkt in die Nordsee mündenden kleineren Flüssen und im Gebiet der Ems mit weniger als 15 % am geringsten. Insbesondere bei den Flussgebieten nahe der niederländischen Grenze kann man davon ausgehen, dass dort der mögliche N-Eintrag durch Abschwemmung sogar leicht zugenommen hat.



Karte 4.9: Spezifische P-Einträge durch Abschwemmung



Karte 4.10: Spezifische N-Einträge durch Abschwemmung

Tabelle 4.8: Phosphoreinträge in die Flussgebiete Deutschlands durch Abschwemmung (ERO_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Änderung.

ADR	GEWÄSSER	ERO _P			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	22	16	17	29	-7	0	0
16902	Isar	153	135	106	44	27	0	0
18902	Inn	180	126	108	67	16	0	0
19101	Donau	675	587	503	34	17	0	0
23704	Oberrhein	351	277	282	25	-2	0	0
23801	Neckar	121	143	128	-6	12	0	0
24901	Main	125	104	101	24	3	0	0
26901	Mosel	93	92	91	2	0	0	0
27601	Ruhr	118	114	103	15	11	0	0
27801	Lippe	54	53	40	34	32	0	0
27903	Rhein	1078	953	937	15	2	0	0
37602	Ems	108	94	57	88	64	0	0
41002	Werra	41	40	30	39	34	0	0
42001	Fulda	50	36	40	24	-10	0	0
48901	Aller	99	94	69	44	36	0	0
49103	Weser	301	251	206	46	22	0	0
53801	Schwarze Elster	3	10	4	-21	134	0	0
54901	Mulde	40	55	26	54	111	0	0
56901	Saale	59	79	46	27	72	0	0
58901	Havel	5	25	8	-35	232	0	0
59311	Elbe	130	211	100	29	110	0	0
69001	Oder	2	5	3	-31	74	0	0
	Nordseeküste	261	181	138	89	31	0	0
	Ostseeküste	54	49	29	87	69	0	0
	Nordsee	1877	1690	1438	31	17	0	0
	Ostsee	56	54	32	75	69	0	0
	Schwarzes Meer	679	588	504	35	17	0	0
	Deutschland	2612	2332	1974	32	18	0	0

Tabelle 4.9: Stickstoffeinträge in die Flussgebiete Deutschlands durch Abschwemmung (ERO_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Änderung.

ADR	GEWÄSSER	ERO_N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	140	80	180	-22	-56	-35	-52
16902	Isar	980	770	1110	-12	-31	-36	-40
18902	Inn	1110	780	1180	-6	-34	-38	-38
19101	Donau	4220	3210	5030	-16	-36	-34	-42
23704	Oberrhein	1660	1250	2180	-24	-43	-28	-44
23801	Neckar	550	450	800	-31	-44	-24	-48
24901	Main	580	360	720	-19	-50	-33	-51
26901	Mosel	460	360	600	-23	-40	-28	-40
27601	Ruhr	590	590	750	-21	-21	-27	-27
27801	Lippe	250	210	260	-4	-19	-22	-36
27903	Rhein	5220	3990	6680	-22	-40	-27	-41
37602	Ems	570	370	400	43	-8	-13	-37
41002	Werra	160	120	200	-20	-40	-37	-51
42001	Fulda	240	140	300	-20	-53	-33	-48
48901	Aller	380	290	400	-5	-28	-27	-42
49103	Weser	1230	830	1310	-6	-37	-29	-43
53801	Schwarze Elster	10	30	30	-67	-0	-41	-54
54901	Mulde	130	140	160	-19	-13	-45	-52
56901	Saale	190	220	270	-30	-19	-37	-47
58901	Havel	20	80	50	-60	60	-39	-51
59311	Elbe	450	600	630	-29	-5	-39	-50
69001	Oder	10	20	20	-50	-0	-37	-47
	Nordseeküste	1720	1000	1140	51	-12	-11	-29
	Ostseeküste	200	140	160	25	-13	-27	-41
	Nordsee	9190	6800	10150	-9	-33	-26	-41
	Ostsee	200	160	180	11	-11	-28	-42
	Schwarzes Meer	4250	3220	5050	-16	-36	-34	-42
	Deutschland	13650	10180	15380	-11	-34	-28	-41

4.1.1.4 Erosion

Wesentliche Ausgangsbasis für die Berechnung der erosionsbedingten Nährstoffeinträge sind flächendeckende Angaben zu den Bodenabträgen. Dies wäre eine Voraussetzung für ein harmonisiertes Verfahren zur Berechnung der Einträge über diesen Eintragspfad. Im Bearbeitungszeitraum war jedoch keine solche harmonisierte Karte zu den Bodenabträgen in Deutschland verfügbar. Es musste wiederum auf die bereits von Behrendt et al. (1999b) verwendete Bodenabtragskarte, die sich aus drei Teilen aus unterschiedlichen Quellen zusammensetzt, zurückgegriffen werden.

Aus der Sicht der Bearbeiter ist es dringend erforderlich, in den nächsten Jahren eine einheitliche Bodenabtragskarte zu erstellen, um einerseits die Nährstoffeinträge über Erosion besser quantifizieren zu können und andererseits auch die wissenschaftlichen Ansätze bezüglich des Sediment Delivery Ratio und des Anreicherungsverhältnisses überprüfen und verbessern zu können. Wie die Untersuchungen zu den Nährstoffeinträgen im Einzugsgebiet der Oder gezeigt haben, liefern zwar verschiedene Ansätze für beide Prozesse in der Summe vergleichbare Ergebnisse, bei einer näheren Untersuchung der Ergebnisse der Einzelansätze zeigen sich jedoch sehr große Abweichungen (Behrendt et al., 2002).

Auch im Zusammenhang mit den weiteren Arbeiten zur Wasserrahmenrichtlinie ist die Existenz einer einheitlichen und möglichst hochaufgelösten Bodenabtragskarte unbedingt erforderlich, da bei der Erarbeitung von Managementplänen für noch kleinere Gebietsgrößen Abschätzungen zur Eintragungssituation gebraucht werden.

Einen Überblick zu den erosionsbedingten Nährstoffeinträgen und deren Veränderung seit der Mitte der Achtziger Jahre in die größeren Flussgebiete Deutschlands geben die Tabellen 4.10 und 4.11. Danach wurden die höchsten spezifischen erosionsbedingten P-Einträge mit mehr als 35 kg/(km²·a) P in den Flussgebieten von Saale, Main, Mulde und Inn festgestellt. Die geringsten spezifischen P-Einträge mit weniger als 5 kg/(km²·a) P kommen in den Flussgebieten der Havel, der Nordseeküste und in der Ruhr vor. Während dies bei der Havel und der Nordseeküste in erster Linie durch die geringen Gefälleverhältnisse in den Flussgebieten verursacht ist, kann man bei der Ruhr davon ausgehen, dass dieses Verhalten vorwiegend durch den vergleichsweise sehr geringen Ackeranteil beeinflusst wird.

Die regionale Verteilung der erosionsbedingten Nährstoffeinträge zeigen die Karten 4.11 und 4.12. Danach liegen die Schwerpunkte der Nährstoffeinträge über den Erosionspfad in Flussgebieten der unteren Donau, des oberen und mittleren Main, den Oberläufen von Mulde und Saale sowie der mittleren Weser und Leine. Allen diesen Flussgebietsteilen ist gemeinsam, dass in ihnen der Anteil des Ackerlandes an der Flussgebietsfläche überdurchschnittlich hoch ist und sie eher mittleren als hohen Lagen zuzuordnen sind. Geringe Nährstoffeinträge durch Erosion werden zur Zeit in den Flussgebieten der unteren Ems und Weser, den Küstenregionen der Nordsee und den mittleren Teilen des

nordostdeutschen Tieflandes mit den Flussgebieten von Havel und Schwarzer Elster berechnet.

Die gesamten erosionsbedingten Phosphoreinträge in die Flussgebiete Deutschlands betragen im Zeitraum 1998-2000 ca. 8900 t/a P und sind somit nahezu gleich groß im Vergleich zur Periode 1993-1997 (siehe Tabelle 4.10). Abflussnormiert muss man davon ausgehen, dass die erosionsbedingten P-Einträge im Vergleich zu 1993-1997 jedoch noch einmal um 1 % zugenommen haben.

Dies ist ausschließlich auf die zwar verlangsamte, aber trotzdem weiterhin vorhandene, Erhöhung der P-Akkumulation in den Böden zurückzuführen (siehe 4.1.1.1). Betrachtet man die Veränderungen über den Zeitraum von 15 Jahren seit 1985, so ergeben die Modellberechnungen eine Erhöhung der erosionsbedingten P-Einträge von 22 % und abflussnormiert von 8 %. Während die abflussnormierte Veränderung der P-Einträge nur geringfügig zwischen den einzelnen Einzugsgebieten schwankt, kann man für die nichtabflussnormierten erosionsbedingten P-Einträge für die Flussgebiete ein sehr unterschiedliches Verhalten bzgl. der Veränderung feststellen. So nehmen in Teilen des Donauebietes (Naab, Inn) die P-Einträge infolge Erosion zwischen 15 und 30 % ab. In den Flussgebieten von Ems, Weser und Elbe sowie in Lippe und Ruhr kann man dagegen eine Zunahme dieser P-Einträge zwischen 30 und 70 % quantifizieren. Diese Unterschiede sind ausschließlich auf die unterschiedlichen Niederschlagsbedingungen in den einzelnen Teilgebieten und zwischen den Untersuchungsperioden zurückzuführen.

Tabelle 4.11 und Karte 4.12 zeigen die erosionsbedingten N-Einträge. Insgesamt konnte ein N-Eintrag von 13300 t/a N für die Periode 1998-2000 berechnet werden. Dieser Eintrag ist fast identisch mit dem für die Periode 1993-1997, aber um 11 % höher als in der Periode 1983-1987, was aber aufgrund der Modellvoraussetzungen, dass die N-Gehalte des Bodens sich nicht verändern, auch nur auf die unterschiedlichen Niederschlagsbedingungen zurückzuführen ist.

Das Bild der Unterschiede zwischen den berechneten N-Einträgen durch Erosion in den Untersuchungsperioden ist ganz analog zu denen für die P-Einträge.

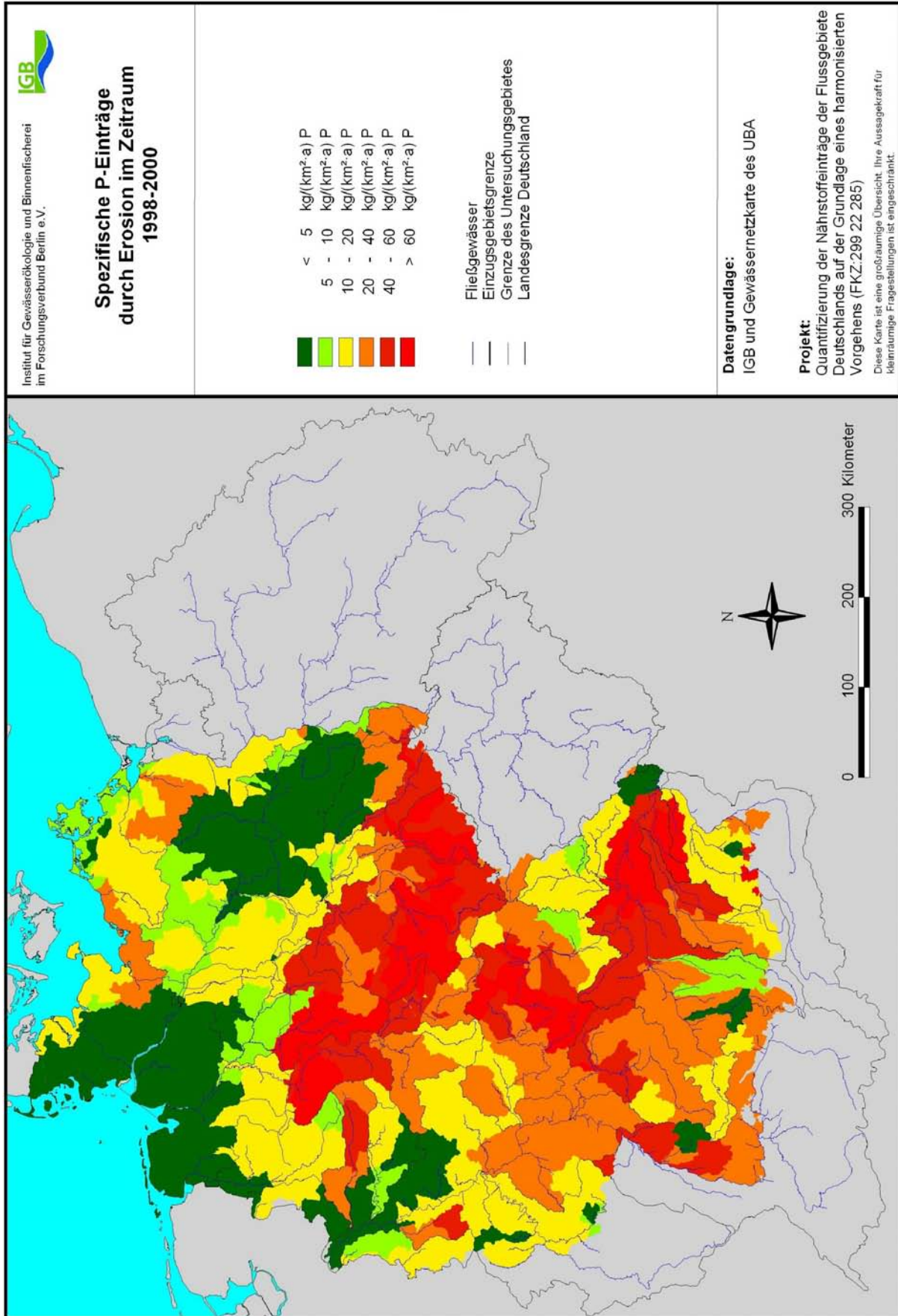
Im Vergleich zu den Ergebnissen von Behrendt et al. (1999b) weichen die Nährstoffeinträge für die Periode 1983-1987 um lediglich 2 % ab. Für die Periode 1993-1997 beträgt die Abweichung 10 %. Diese Abweichung ergibt sich vor allem aus der Änderung des Flächenbezuges für die erosionsrelevanten Flächen. Die Modellberechnungen von Behrendt et al. (1999b) stützten sich diesbezüglich noch auf die Ergebnisse der Gemeinde- bzw. Kreisstatistiken zur landwirtschaftlichen Nutzfläche. Demgegenüber wurde in dieser Analyse immer von den Ergebnissen der CORINE Bodenbedeckungskarte ausgegangen, um auch bezüglich der anderen Eintragspfade die gleichen Bezugsdaten zu nutzen.

Tabelle 4.10: Phosphoreinträge über Erosion (EER_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

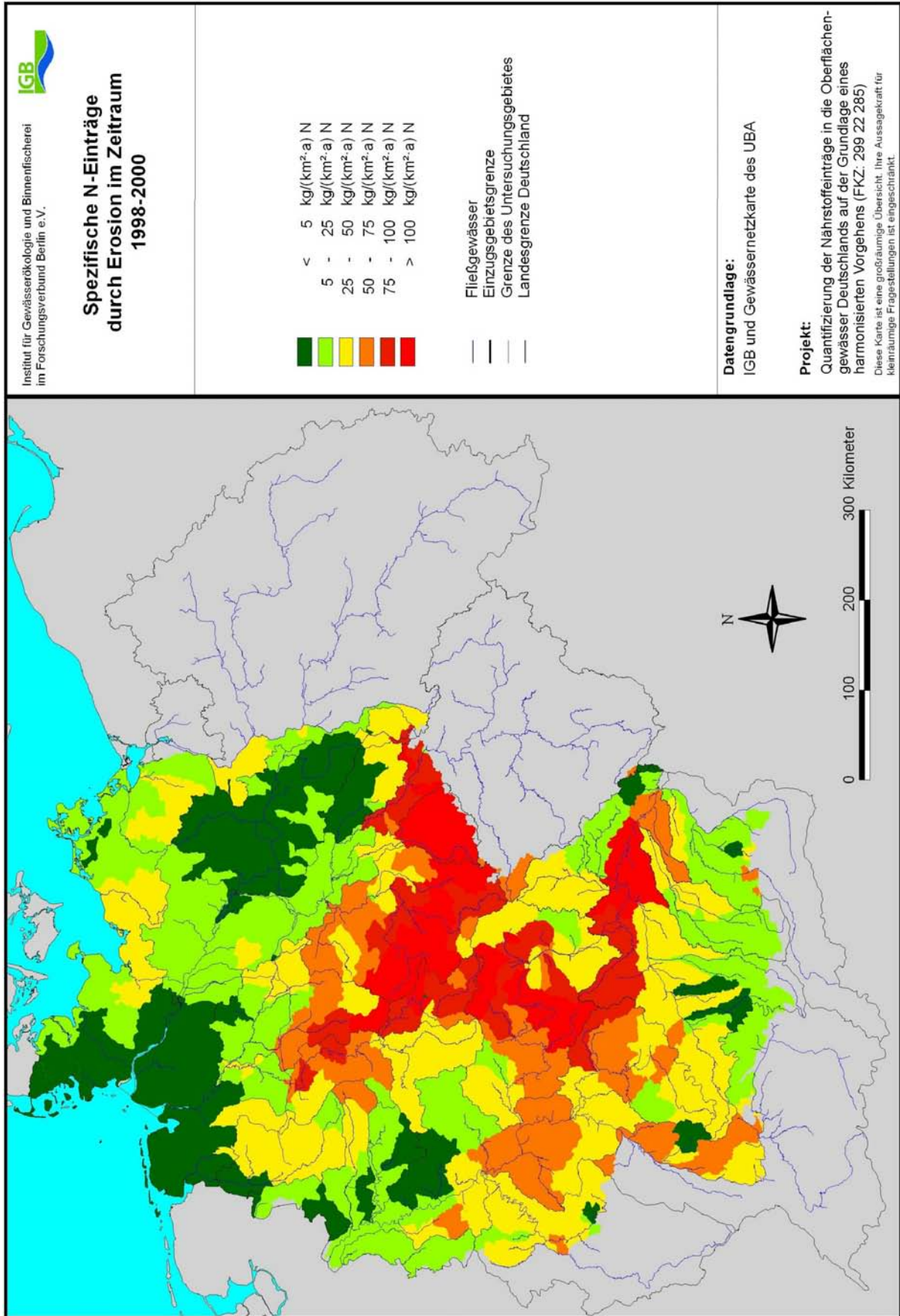
ADR	GEWÄSSER	EER _P			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	86	84	125	-31	-33	10	9
16902	Isar	272	270	240	13	13	8	8
18902	Inn	219	208	257	-15	-19	7	6
19101	Donau	1835	1822	1719	7	6	8	8
23704	Oberrhein	362	343	335	8	3	6	6
23801	Neckar	483	491	454	6	8	7	7
24901	Main	1171	1167	1145	2	2	8	8
26901	Mosel	123	125	117	6	7	8	7
27601	Ruhr	37	36	21	70	68	10	9
27801	Lippe	141	140	99	43	42	10	10
27903	Rhein	2915	2891	2666	9	8	8	7
37602	Ems	140	136	85	64	60	12	11
41002	Werra	201	202	133	51	52	8	6
42001	Fulda	140	139	121	16	15	9	8
48901	Aller	506	508	381	33	34	10	9
49103	Weser	1265	1258	870	45	45	9	8
53801	Schwarze Elster	69	74	43	62	73	9	7
54901	Mulde	340	354	222	53	59	9	6
56901	Saale	1194	1218	858	39	42	8	6
58901	Havel	110	122	82	34	49	8	7
59311	Elbe	2112	2189	1481	43	48	8	6
69001	Oder	71	76	60	18	26	7	6
	Nordseeküste	167	160	134	25	20	11	11
	Ostseeküste	395	397	294	34	35	9	8
	Nordsee	6597	6634	5235	26	27	8	7
	Ostsee	466	473	354	31	33	9	7
	Schwarzes Meer	1835	1822	1720	7	6	8	8
	Deutschland	8898	8929	7310	22	22	8	7

Tabelle 4.11: Stickstoffeinträge über Erosion (EER_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EER_N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	190	180	300	-37	-40	0	0
16902	Isar	220	220	210	5	5	0	0
18902	Inn	180	170	240	-25	-29	0	0
19101	Donau	2210	2210	2350	-6	-6	0	0
23704	Oberrhein	530	500	520	2	-4	0	0
23801	Neckar	700	720	710	-1	1	0	0
24901	Main	1970	1970	2120	-7	-7	0	0
26901	Mosel	290	300	300	-3	-0	0	0
27601	Ruhr	50	40	30	67	33	0	0
27801	Lippe	180	180	140	29	29	0	0
27903	Rhein	4690	4680	4710	-0	-1	0	0
37602	Ems	280	270	190	47	42	0	0
41002	Werra	430	440	310	39	42	0	0
42001	Fulda	210	210	200	5	5	0	0
48901	Aller	660	660	540	22	22	0	0
49103	Weser	1800	1810	1360	32	33	0	0
53801	Schwarze Elster	80	90	60	33	50	0	0
54901	Mulde	660	700	470	40	49	0	0
56901	Saale	1940	2010	1510	28	33	0	0
58901	Havel	140	160	120	17	33	0	0
59311	Elbe	3460	3650	2650	31	38	0	0
69001	Oder	110	120	100	10	20	0	0
	Nordseeküste	250	240	210	19	14	0	0
	Ostseeküste	500	510	410	22	24	0	0
	Nordsee	10490	10650	9120	15	17	0	0
	Ostsee	610	630	500	22	26	0	0
	Schwarzes Meer	2210	2210	2350	-6	-6	0	0
	Deutschland	13300	13490	11980	11	13	0	0



Karte 4.11: Spezifische Phosphoreinträge durch Erosion im Zeitraum 1998-2000



Karte 4.12: Spezifische Stickstoffeinträge durch Erosion im Zeitraum 1998-2000

4.1.1.5 Dränagen

Die für den Pfad Dränagen berechneten Eintragungsmengen von Phosphor und Stickstoff sind für die Zeiträume 1983-87, 1993-97 und 1998-2000 in den Tabellen 4.12 und 4.13 aufgeführt. Neben den Emissionsangaben für die untersuchten Zeiträume enthalten die Tabellen auch die Veränderungen, bezogen auf den Ausgangszeitraum, 1983-87 unter den jeweils realen Niederschlags- und Abflussbedingungen und auf der Grundlage normalisierter Abflüsse.

In der Summe werden nach den Berechnungen im Zeitraum 1998-2000 3270 t/a P und 106000 t/a N über Dränagen eingetragen. Im Vergleich zu den Zeitraum 1993-1997 bedeutet dies für Phosphor eine nahezu gleichbleibender Eintrag und für Stickstoff ein weiterer Rückgang um 5% oder 8000 t/a N, der für Stickstoff auch bei abflussnormierten Bedingungen erhalten bleibt. Im Vergleich zu den Ergebnissen von Behrendt et al. (1999b) liegen die Stickstoffeinträge in den Zeiträumen 1993-1997 bzw. 1983-1987 um 6 bzw. 4 % unter diesen Werten, was ausschließlich auf die veränderten N-Bilanzüberschüsse zurückzuführen ist.

Einen räumlichen Überblick der Emissionen über Dränagen im Zeitraum 1998-2000 in den Flussgebieten Deutschlands geben die Karten 4.13 und 4.14. Belastungsschwerpunkte treten auf, wenn mehrere für den Phosphorausstrag über Dränagen bedeutende Faktoren – wie Nutzungsintensität, die Höhe der Dränspende und der Anteil der Hochmoorflächen im Einzugsgebiet - in einem Einzugsgebiet zusammenkommen. Die höchsten spezifischen Phosphoremissionen weisen die Flussgebiete von Ems, Aller und Weser auf. Die geringsten Stickstoffemissionen aus Dränagen wurden für das Flussgebiet der Naab berechnet, das mit einem Dränflächenanteil von nur 0,3 % an der landwirtschaftlichen Nutzfläche auch den niedrigsten Dränanteil unter den 22 Flussgebieten aufweist. Für das Einzugsgebiet der Lippe ergeben sich die höchsten Stickstoffeinträge über Dränagen, gefolgt von der Mulde. Hinsichtlich der Veränderung der Stickstoffemissionen über Dränagen zeigt sich bei allen Flussgebieten ein deutlicher Rückgang zwischen 17 und 56 %, der im Bundesdurchschnitt ca. 34 % beträgt. Dieser Rückgang kann durch die Abnahme der Stickstoffüberschüsse im Boden, die zur Berechnung der Stickstoffkonzentrationen der Dränwässer notwendig sind, erklärt werden.

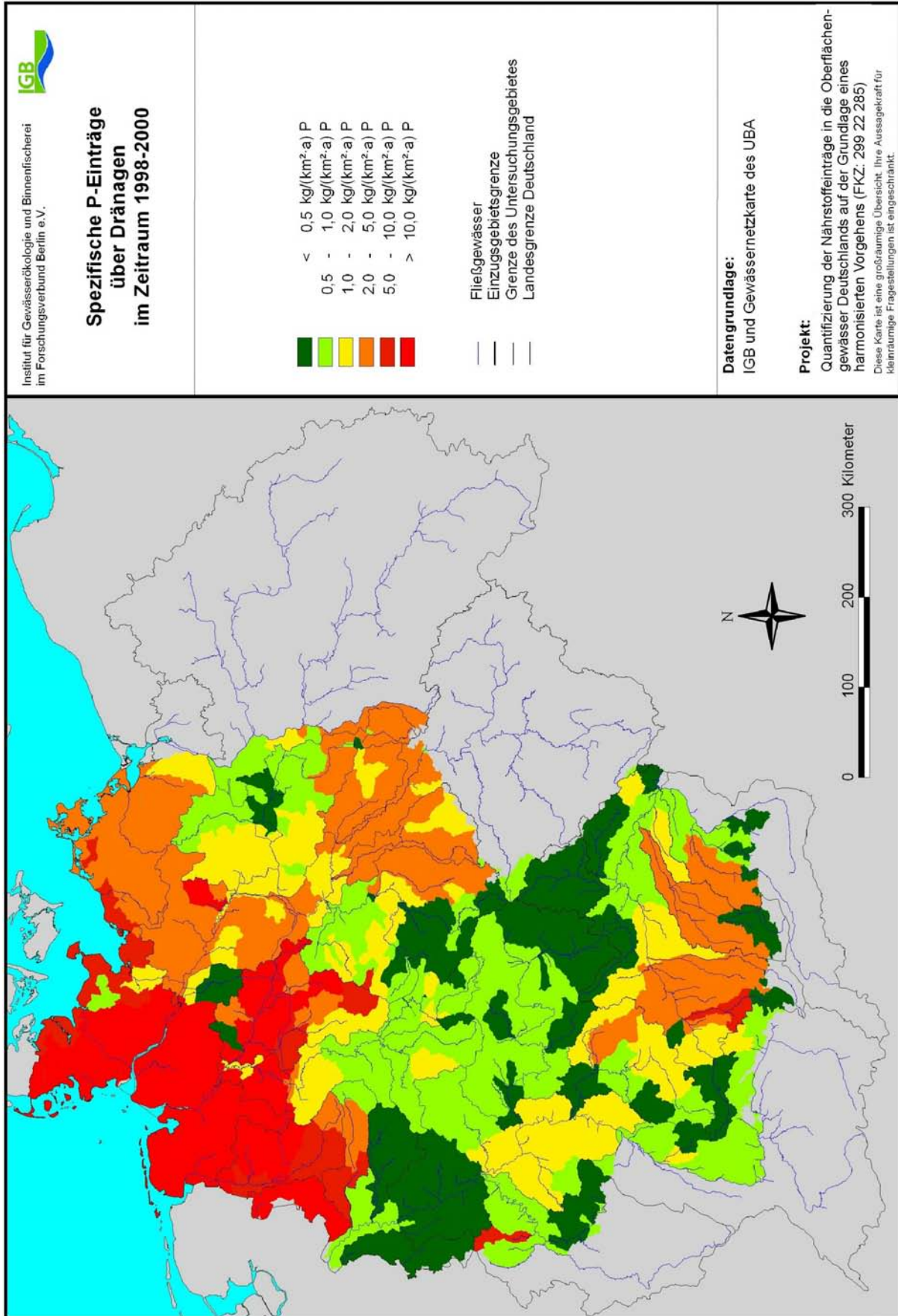
Zusätzlich zeigt die Karte 4.15. die abflussnormierten Veränderungen in den Stickstoffeinträgen aus Dränagen des Zeitraumes 1998-2000 im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987. Dieses Bild ist nahezu identisch mit den Veränderungen der N-Bilanzüberschüsse über diesen Zeitraum. Nur für einzelne Teile des Donaugebietes, sowie im Emseinzugsgebiet und in Teilen des unteren Rheineinzugsgebietes, kann man von einer geringfügigen Zunahme der N-Einträge über Dränagen ausgehen. In allen anderen Gebieten der alten Bundesländer haben diese Einträge bis zu 20 % und in den neuen Bundesländern sogar mit Ausnahme der nordostdeutschen Flussgebiet bis zu 50 % abgenommen. In Brandenburg und im Gebiet der Uecker sind die Verminderungen der N- Einträge aus Dränagen sogar größer als 50 %.

Tabelle 4.12: Phosphoreinträge (EDR_p) aus Dränagen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

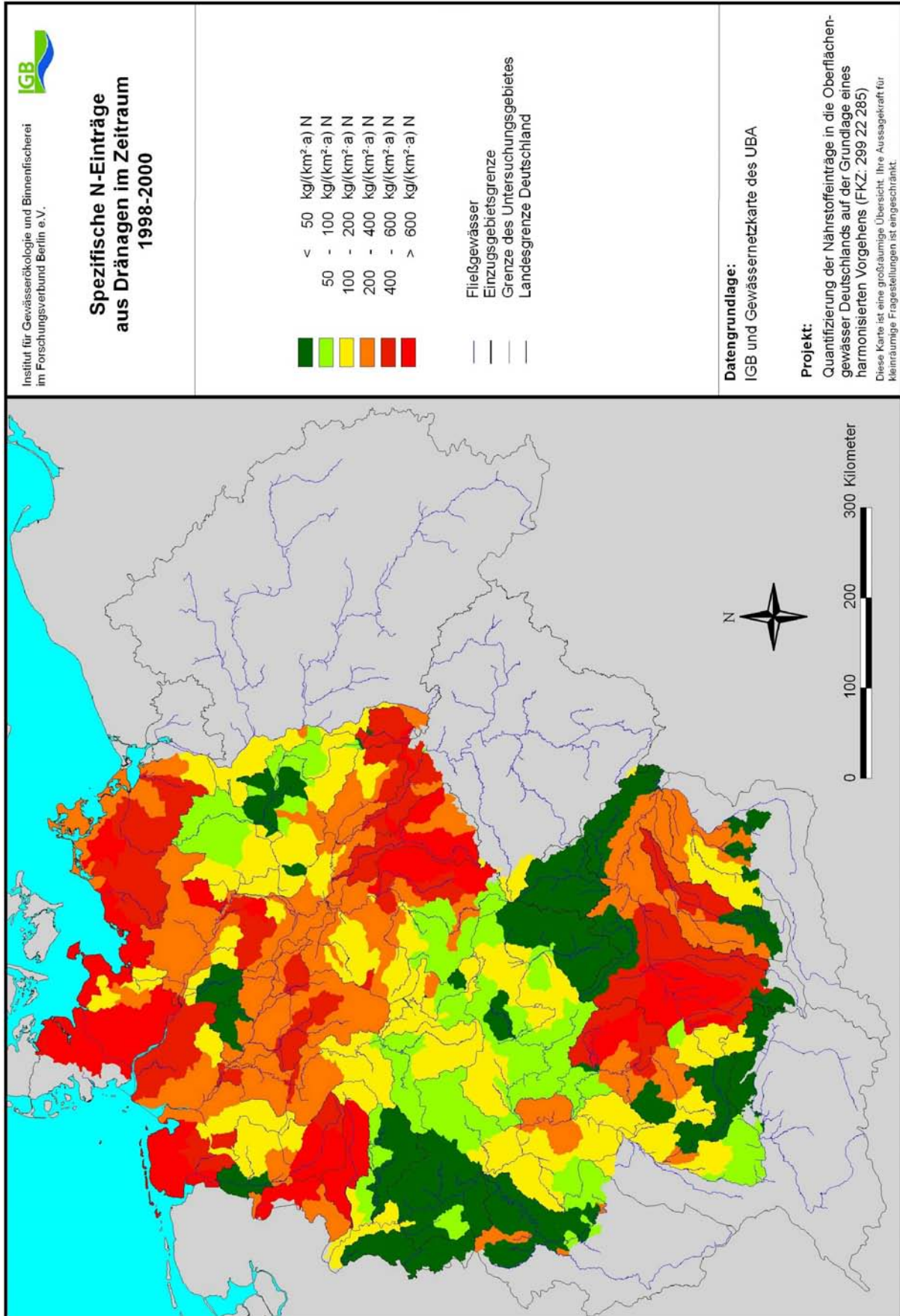
ADR	GEWÄSSER	EDR _p			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	0	0	0	-18	-1	0	0
16902	Isar	21	21	24	-14	-14	0	0
18902	Inn	14	14	15	-1	-6	0	0
19101	Donau	88	89	99	-10	-9	0	0
23704	Oberrhein	10	9	11	-14	-24	0	0
23801	Neckar	15	17	17	-8	0	0	0
24901	Main	11	13	13	-13	1	0	0
26901	Mosel	11	13	13	-10	5	0	0
27601	Ruhr	1	1	1	-2	10	0	0
27801	Lippe	18	20	18	0	13	0	0
27903	Rhein	90	98	97	-7	1	0	0
37602	Ems	83	87	85	-2	2	0	0
41002	Werra	4	5	4	2	11	0	0
42001	Fulda	5	5	5	-8	5	0	0
48901	Aller	238	263	272	-13	-3	0	0
49103	Weser	328	361	380	-14	-5	0	0
53801	Schwarze Elster	14	15	13	5	15	0	0
54901	Mulde	16	17	14	9	17	0	0
56901	Saale	31	32	29	8	11	0	0
58901	Havel	31	34	30	2	13	0	0
59311	Elbe	159	170	150	6	13	0	0
69001	Oder	7	7	7	3	8	0	0
	Nordseeküste	2427	2367	2614	-7	-9	0	0
	Ostseeküste	88	90	85	4	5	0	0
	Nordsee	3087	3083	3325	-7	-7	0	0
	Ostsee	95	97	92	4	6	0	0
	Schwarzes Meer	88	89	99	-10	-9	0	0
	Deutschland	3271	3269	3515	-7	-7	0	0

Tabelle 4.13: Stickstoffeinträge aus Dränagen (EDR_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

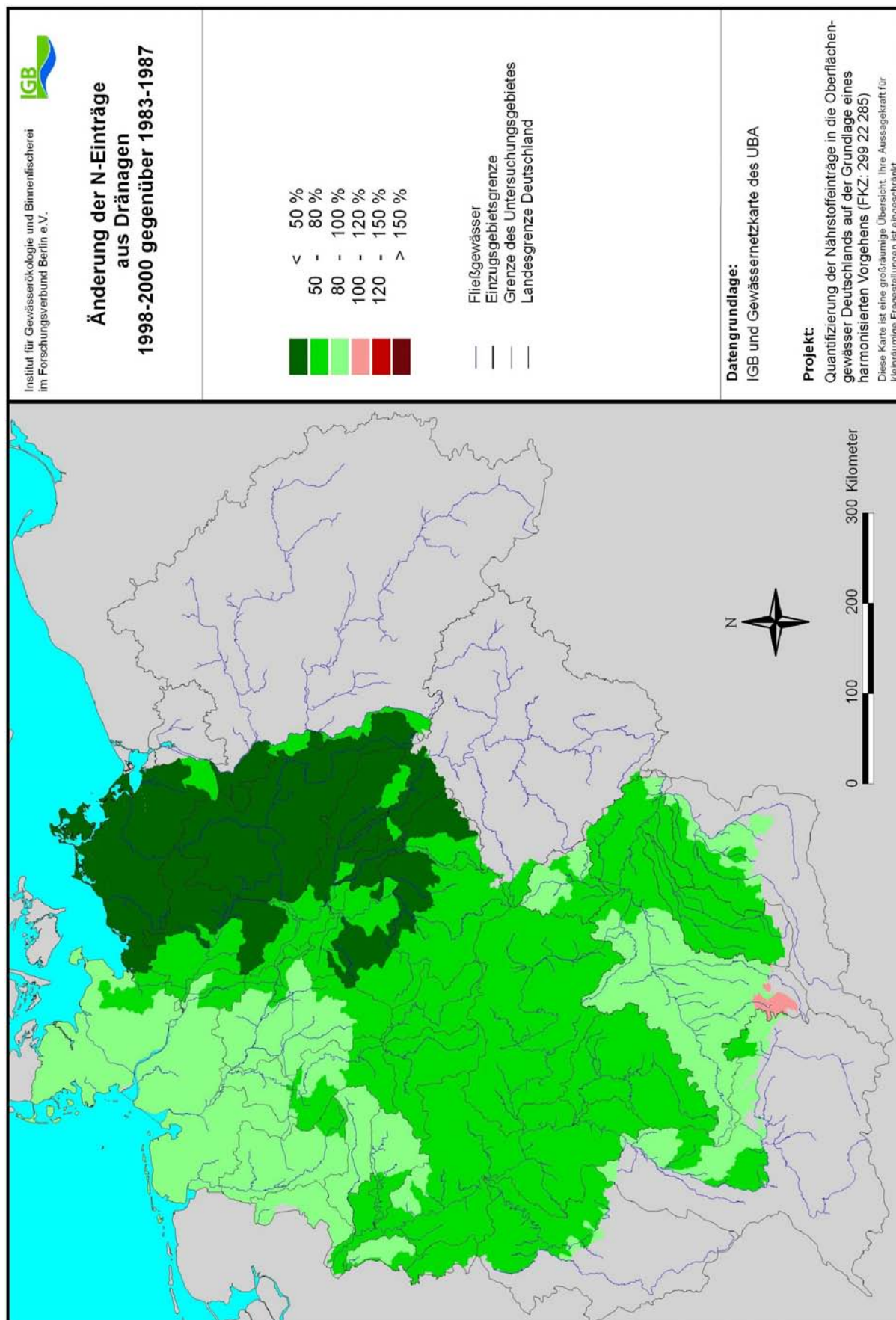
ADR	GEWÄSSER	EDR _N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	40	40	50	-20	-20	-24	-18
16902	Isar	2090	2290	2760	-24	-17	-24	-17
18902	Inn	1370	1450	1710	-20	-15	-20	-15
19101	Donau	13380	14590	17470	-23	-16	-17	-16
23704	Oberrhein	1090	1170	1510	-28	-23	-20	-15
23801	Neckar	4090	4520	5310	-23	-15	-23	-15
24901	Main	1970	2160	2660	-26	-19	-26	-19
26901	Mosel	710	760	900	-21	-16	-22	-16
27601	Ruhr	130	140	160	-19	-13	-20	-14
27801	Lippe	3510	3770	4360	-19	-14	-19	-14
27903	Rhein	14890	16320	19440	-23	-16	-23	-15
37602	Ems	3370	3610	4140	-19	-13	-19	-13
41002	Werra	610	660	1060	-42	-38	-42	-38
42001	Fulda	710	760	950	-25	-20	-25	-20
48901	Aller	4740	5170	5970	-21	-13	-21	-13
49103	Weser	8350	9070	10820	-23	-16	-23	-16
53801	Schwarze Elster	1640	1790	3550	-54	-50	-54	-50
54901	Mulde	3990	4400	8060	-50	-45	-51	-45
56901	Saale	7180	7810	14090	-49	-45	-49	-45
58901	Havel	3280	3570	7410	-56	-52	-56	-52
59311	Elbe	24840	26700	50300	-51	-47	-51	-47
69001	Oder	680	720	1390	-51	-48	-51	-48
	Nordseeküste	28480	30000	34270	-17	-12	-17	-12
	Ostseeküste	11890	12880	23260	-49	-45	-49	-45
	Nordsee	79930	85700	118970	-33	-28	-33	-28
	Ostsee	12570	13610	24650	-49	-45	-49	-45
	Schwarzes Meer	13380	14590	17470	-23	-16	-17	-16
	Deutschland	105880	113900	161090	-34	-29	-34	-29



Karte 4.13: Spezifische P-Einträge durch Dränagen im Zeitraum 1998-2000



Karte 4.14: Spezifische N-Einträge durch Dränagen im Zeitraum 1998-2000



Karte 4.15: Veränderung der spezifischen N-Einträge durch Dränagen von 1983-87 bis 1998-2000.

4.1.1.6 Grundwasser

Die Tabelle 4.14 zeigt die Ergebnisse der Berechnung der Phosphoreinträge über das Grundwasser für die drei untersuchten Zeiträume. Demnach kann man im Zeitraum 1998-2000 mit P-Einträgen über diesen Eintragspfad von 5700 t/a P rechnen. Im Vergleich zu den davor liegenden Perioden, haben sich die P-Einträge um 14 bzw. 16 % vermindert. Dies ist jedoch ausschließlich auf die veränderten eingetragenen Sickerwassermengen zurückzuführen ist. Die spezifischen P-Einträge über das Grundwasser sind, wie die Karte 4.16 zeigt, insbesondere in den Gebieten mit einem Anteil von landwirtschaftlich genutzten Hochmooren am Einzugsgebiet am höchsten.

Für die Stickstoffeinträge mit dem Grundwasser und dem natürlichen Interflow wurden für den Zeitraum 1998-2000 383500 t/a N quantifiziert (siehe Tabelle 4.15). Im Vergleich zu den vorherigen Untersuchungsperioden betrug die Verminderung 5 bzw. 12 %, wobei unter abflussnormierten Bedingungen eine Verminderung von 10 bzw. 11 % für die Summe der deutschen Flussgebiete berechnet wurde.

Bei Stickstoff konnten aufgrund der grundsätzlich veränderten Berechnungsgrundlagen für die Ermittlung der Verweilzeiten zunächst größere Veränderungen bezüglich der Grundwassereinträge erwartet werden. Dies ist jedoch zumindest für die Summe der Flussgebiete Deutschlands und für die großen Stromgebiete nur für die Weser und die Elbe der Fall. Bei den einzelnen Flussgebieten können jedoch große Differenzen festgestellt werden. Die Tabelle 4.16 zeigt für die 22 ausgewählten Flussgebiete für die Perioden 1993-1997 und 1983-1987 die Veränderungen der Modellergebnisse unter Berücksichtigung der neuen Randbedingungen hinsichtlich der flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten. Demnach kann man davon ausgehen, dass die Berücksichtigung der flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten in einzelnen kleineren Flussgebieten zu recht deutlichen Veränderungen der Stickstoffeinträge führt. Insgesamt ist eine Tendenz der Simulation von höheren Einträgen im Zeitraum 1983-1987 und zu niedrigeren Einträgen im Zeitraum 1993-1997 im Vergleich mit den Ergebnissen von Behrendt et al. (1999b) festzustellen. Dies kann nur dadurch erklärt werden, dass bei diesen Flussgebieten, z.B. der Saale, die jetzt berechneten Verweilzeiten deutlich unter den angenommenen von Behrendt et al. (1999b) liegen. Ob dieses Verhalten durch Messwerte, wie z.B. der Entwicklung der Nitratkonzentrationen bestätigt werden kann, muss in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

Die Karten 4.17 und 4.18 zeigen für Stickstoff die regionalen Unterschiede in den berechneten Sickerwasser- und Grundwasserkonzentrationen, wobei auch bei Berücksichtigung der flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten das grundsätzliche Bild erhalten bleibt. Im Osten Deutschlands sind die Sickerwasserkonzentrationen am höchsten und im nordostdeutschen Tiefland die Grundwasserkonzentrationen am geringsten. Dieses Verhalten wird auch durch die Karte 4.19 widerspiegelt, in der die Stickstoffretention im Untergrund dargestellt ist. In den Gebieten der unteren Saale und fast des ganzen

nordostdeutschen Tieflandes liegen die N-Retentionen demnach bei mehr als 90 % und in einzelnen Flussgebieten sogar bei mehr als 95 %. Demgegenüber werden in den Gebieten des Oberrheins und der Mosel lediglich weniger als 60 % des überschüssigen Stickstoffs durch Denitrifikation der wässrigen Phase entzogen.

Die Karte 4.20 zeigt die regionale Verteilung der spezifischen N-Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1998-2000. Die regionalen Unterschiede verdeutlichen nochmals die große Bedeutung der N-Retention für den Stickstoffeintrag über das Grundwasser im gesamten nordostdeutschen Flachland. Andererseits werden die höchsten spezifischen N-Einträge im nordwestdeutschen Flachland und in Teilen des Donaugebietes realisiert, wo hohe N-Bilanzüberschüsse mit vergleichsweise geringen N-Retentionen im Untergrund von weniger als 70 % zusammentreffen.

In der Karte 4.21 werden abschließend die berechneten Veränderungen der Stickstoffeinträge über das Grundwasser in den einzelnen Flussgebieten Deutschlands seit der Periode 1983-1987 dargestellt. Insgesamt sind Verminderungen von mehr als 20% festzustellen. Lediglich im nordwestdeutschen Flachland und in Teilen des Donaugebietes sind nach diesen Untersuchungen die Stickstoffeinträge über das Grundwasser noch seit 1985 angestiegen. Der Anstieg liegt dabei in einzelnen Flussgebieten sogar bei mehr als 20 %.

Tabelle 4.14: Phosphoreinträge über das Grundwasser (EGW_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

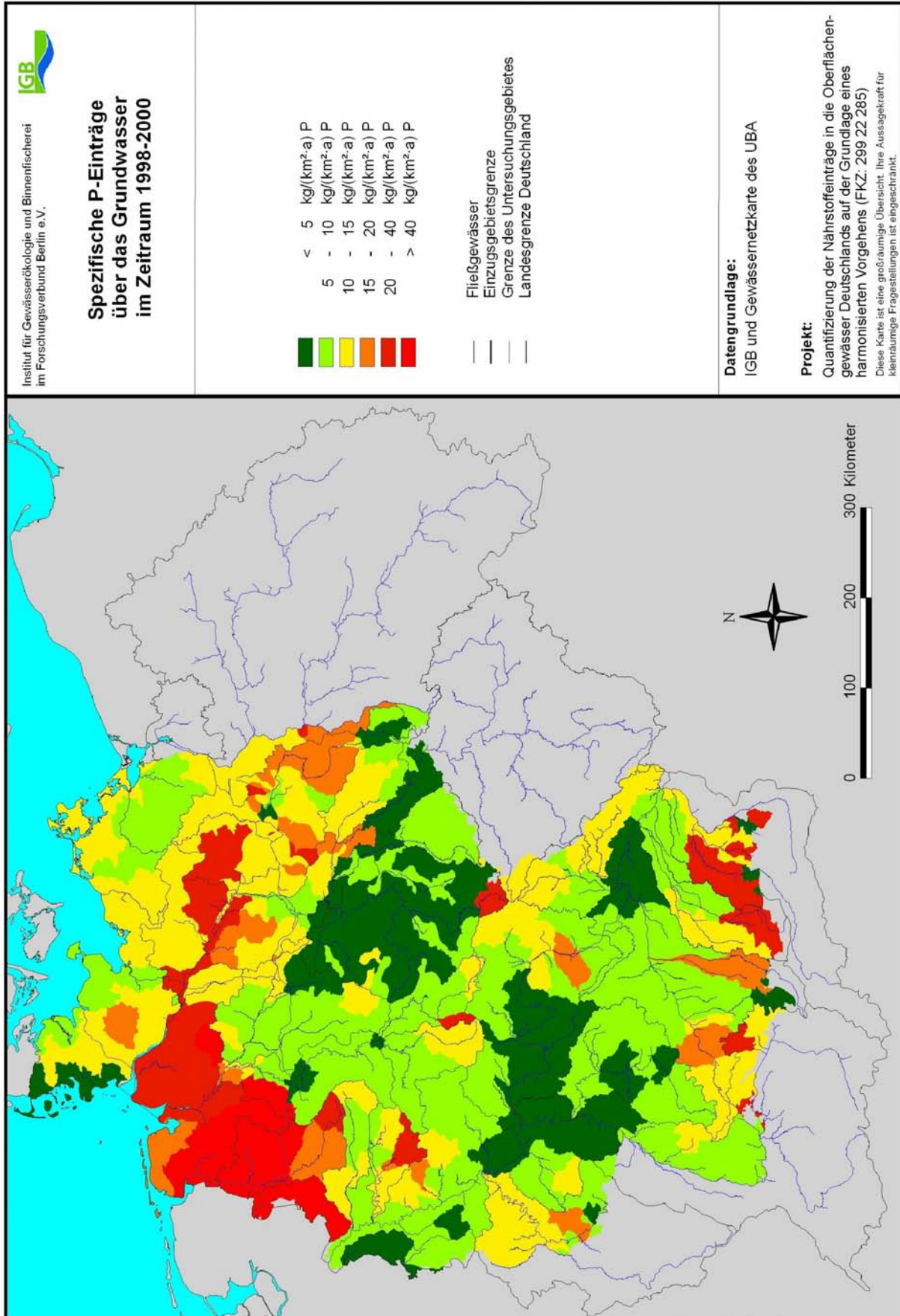
ADR	GEWÄSSER	EGW _P			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	56	48	56	-0	-15	0	0
16902	Isar	113	109	102	10	6	0	0
18902	Inn	150	127	144	4	-12	0	0
19101	Donau	643	578	679	-5	-15	0	0
23704	Oberrhein	142	127	132	8	-4	0	0
23801	Neckar	94	94	96	-2	-2	0	0
24901	Main	225	206	201	12	2	0	0
26901	Mosel	131	106	113	15	-6	0	0
27601	Ruhr	64	64	64	1	1	0	0
27801	Lippe	47	49	46	3	8	0	0
27903	Rhein	947	869	888	7	-2	0	0
37602	Ems	659	672	847	-22	-21	0	0
41002	Werra	57	50	54	6	-7	0	0
42001	Fulda	81	68	76	6	-10	0	0
48901	Aller	161	133	204	-22	-35	0	0
49103	Weser	456	405	711	-36	-43	0	0
53801	Schwarze Elster	52	54	60	-13	-9	0	0
54901	Mulde	41	39	40	1	-2	0	0
56901	Saale	105	113	113	-7	0	0	0
58901	Havel	270	374	398	-32	-6	0	0
59311	Elbe	720	987	950	-24	4	0	0
69001	Oder	53	55	51	4	8	0	0
	Nordseeküste	1975	1770	2191	-10	-19	0	0
	Ostseeküste	256	243	290	-12	-16	0	0
	Nordsee	4757	4702	5587	-15	-16	0	0
	Ostsee	308	298	341	-9	-13	0	0
	Schwarzes Meer	646	581	681	-5	-15	0	0
	Deutschland	5712	5580	6609	-14	-16	0	0

Tabelle 4.15: Stickstoffeinträge (EGW_N) über das Grundwasser in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

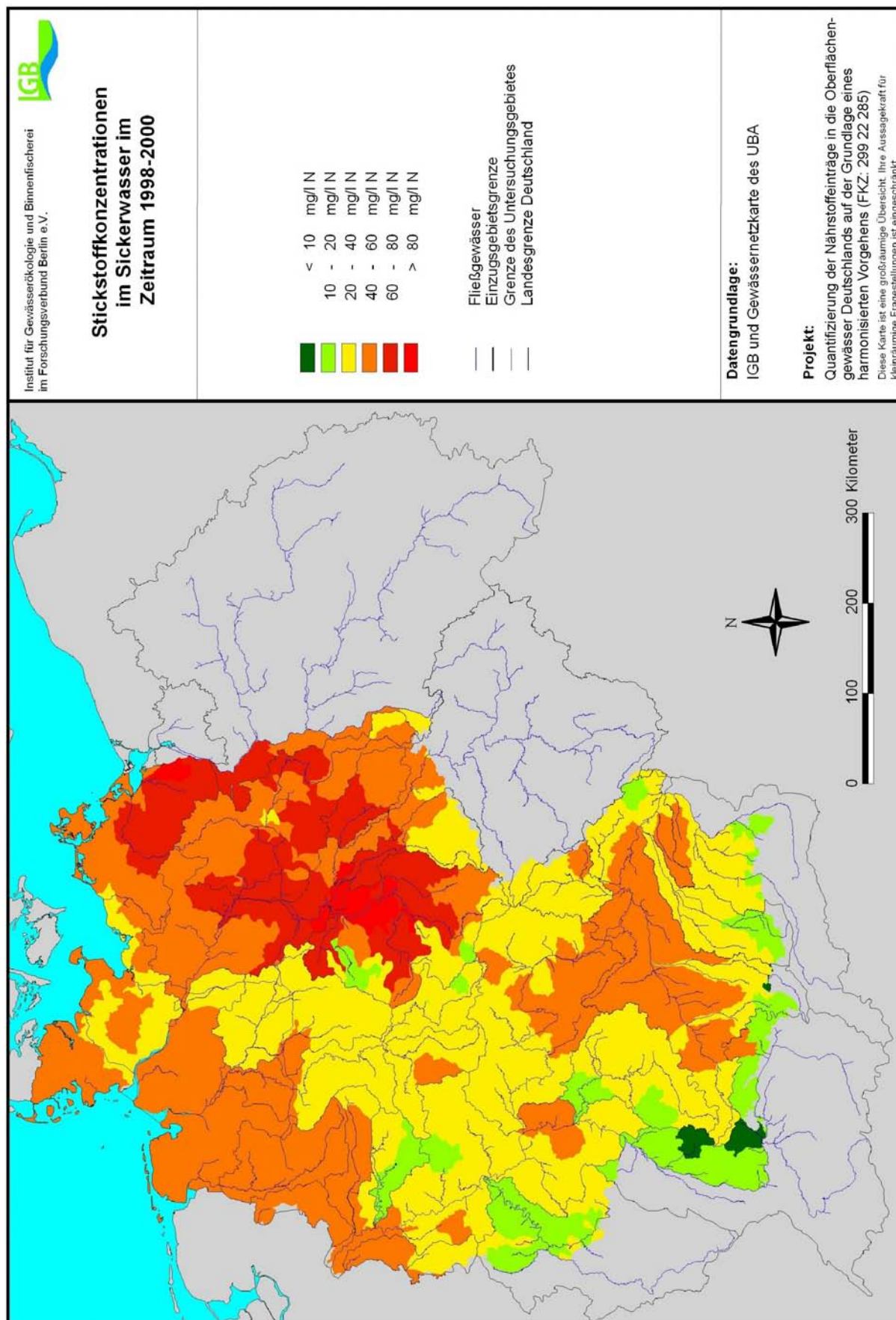
ADR	GEWÄSSER	EGW _N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	6990	6170	8490	-18	-27	-17	-15
16902	Isar	12470	12930	13120	-5	-1	-17	-11
18902	Inn	17380	13740	12610	38	9	16	14
19101	Donau	85120	77370	82770	3	-7	-6	-4
23704	Oberrhein	14860	12200	15190	-2	-20	-13	-20
23801	Neckar	18190	18390	21270	-14	-14	-16	-15
24901	Main	30880	28890	36800	-16	-21	-26	-24
26901	Mosel	12830	10770	14200	-10	-24	-22	-21
27601	Ruhr	6140	5190	5870	5	-12	-1	-14
27801	Lippe	6650	6320	5950	12	6	8	-2
27903	Rhein	123630	112310	138390	-11	-19	-18	-19
37602	Ems	18370	16740	12740	44	31	31	20
41002	Werra	7090	5700	8170	-13	-30	-22	-28
42001	Fulda	9300	8000	10410	-11	-23	-17	-17
48901	Aller	12260	10940	16760	-27	-35	-27	-28
49103	Weser	42210	36020	50710	-17	-29	-20	-22
53801	Schwarze Elster	2310	2730	4280	-46	-36	-28	-22
54901	Mulde	7480	6810	9290	-19	-27	-27	-25
56901	Saale	14770	16920	21560	-31	-22	-25	-22
58901	Havel	5970	8850	11150	-46	-21	-20	-13
59311	Elbe	38910	48750	60770	-36	-20	-25	-20
69001	Oder	1240	1480	1960	-37	-24	-30	-23
	Nordseeküste	62430	51150	45210	38	13	24	13
	Ostseeküste	11170	10810	12420	-10	-13	-11	-5
	Nordsee	285540	264960	307810	-7	-14	-11	-13
	Ostsee	12410	12290	14380	-14	-15	-13	-7
	Schwarzes Meer	85500	77650	83060	3	-7	-6	-4
	Deutschland	383450	354900	405250	-5	-12	-10	-11

Tabelle 4.16: Veränderung der Stickstoffeinträge über das Grundwasser in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 durch Berücksichtigung der flussgebietsdifferenzierten Verweilzeiten

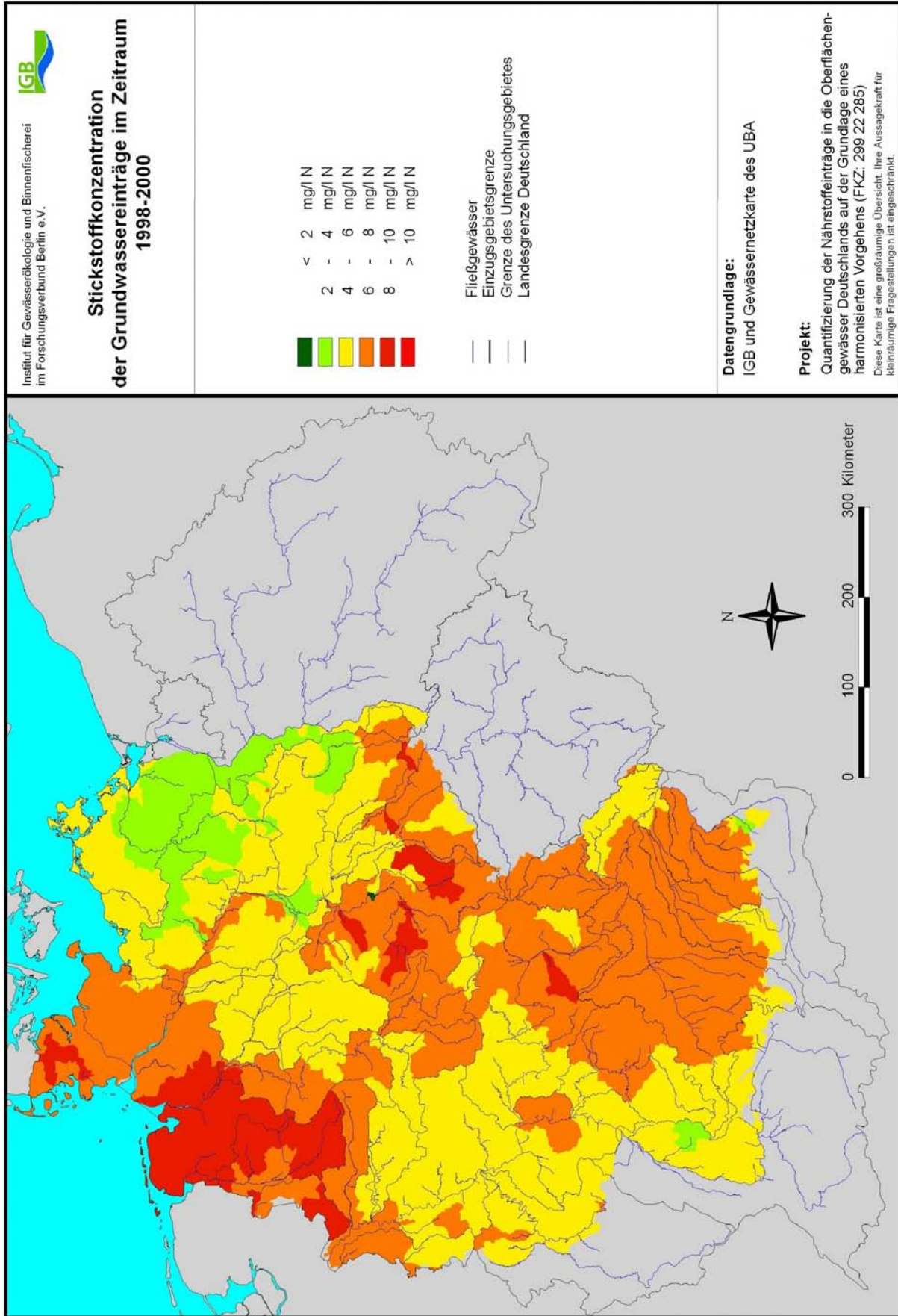
ADR	GEWÄSSER	1993-1997			1983-1987		
		neu	alt	Diff	neu	Alt	Diff
		[t/a N]	[t/a N]	[%]	[t/a N]	[t/a N]	[%]
14902	Naab	6170	6990	-12	8490	8230	3
16902	Isar	12930	12780	1	13120	11370	15
18902	Inn	13740	12980	6	12610	13120	-4
19101	Donau	77370	78090	-1	82770	79400	4
23704	Oberrhein	12200	12890	-5	15190	14160	7
23801	Neckar	18390	18960	-3	21270	20520	4
24901	Main	28890	32980	-12	36800	34870	6
26901	Mosel	10770	11670	-8	14200	13310	7
27601	Ruhr	5190	4810	8	5870	5010	17
27801	Lippe	6320	8620	-27	5950	8240	-28
27903	Rhein	112310	122750	-9	138390	132580	4
37602	Ems	16740	21850	-23	12740	19080	-33
41002	Werra	5700	7550	-25	8170	7600	8
42001	Fulda	8000	8680	-8	10410	9680	8
48901	Aller	10940	14800	-26	16760	16400	2
49103	Weser	36020	45820	-21	50710	50060	1
53801	Schwarze Elster	2730	2860	-5	4280	3270	31
54901	Mulde	6810	6840	-0	9290	6710	38
56901	Saale	16920	23360	-28	21560	21990	-2
58901	Havel	8850	9000	-2	11150	9270	20
59311	Elbe	48750	57270	-15	60770	53760	13
69001	Oder	1480	1740	-15	1960	1670	17
	Nordseeküste	51150	54000	-5	45210	52770	-14
	Ostseeküste	10810	12600	-14	12420	11840	5
	Nordsee	264960	301690	-12	307810	308240	-0
	Ostsee	12290	14340	-14	14380	13510	6
	Schwarzes Meer	77650	78390	-1	83060	79680	4
	Deutschland	354900	394430	-10	405250	401430	1



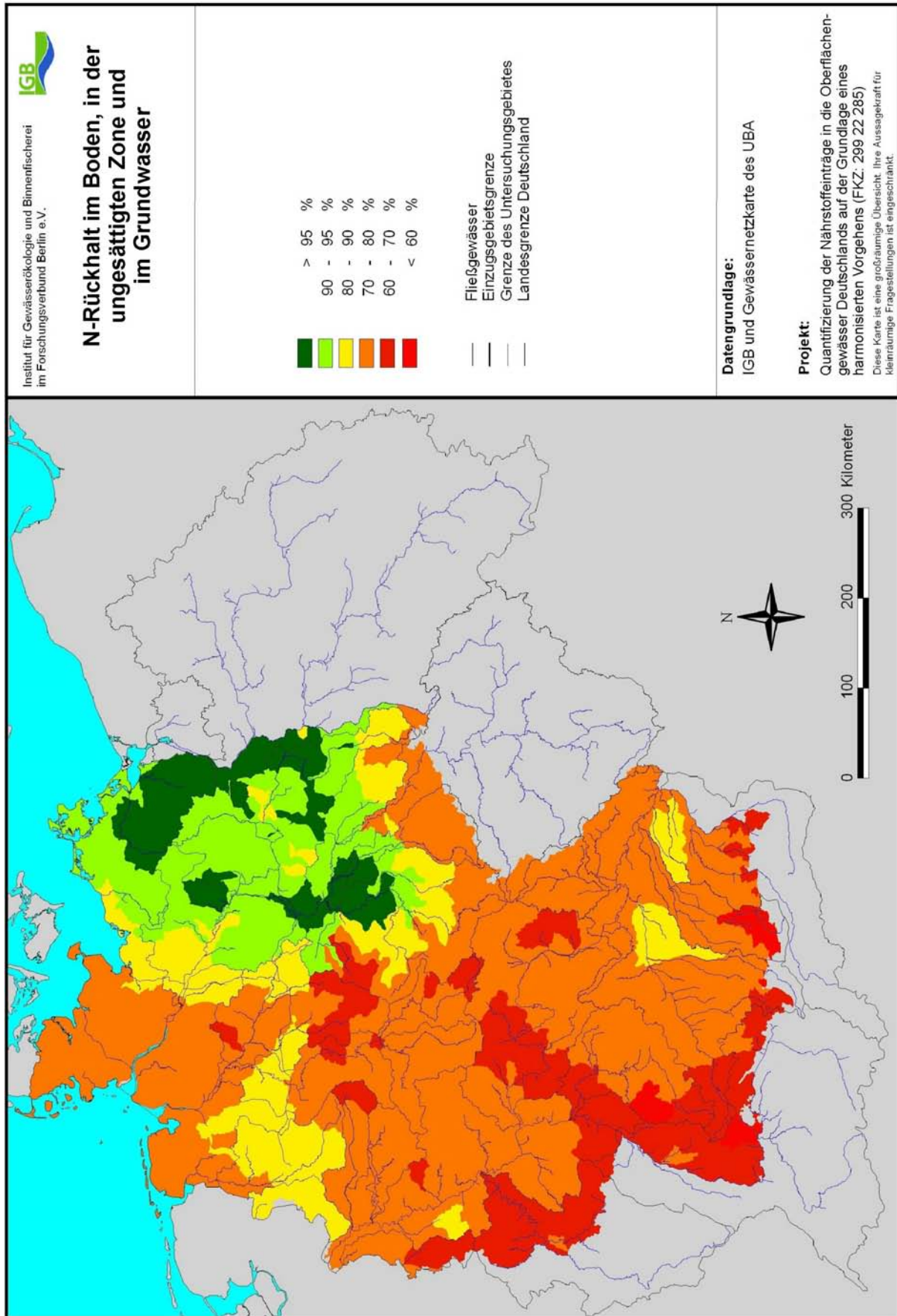
Karte 4.16: Spezifische P-Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1998-2000



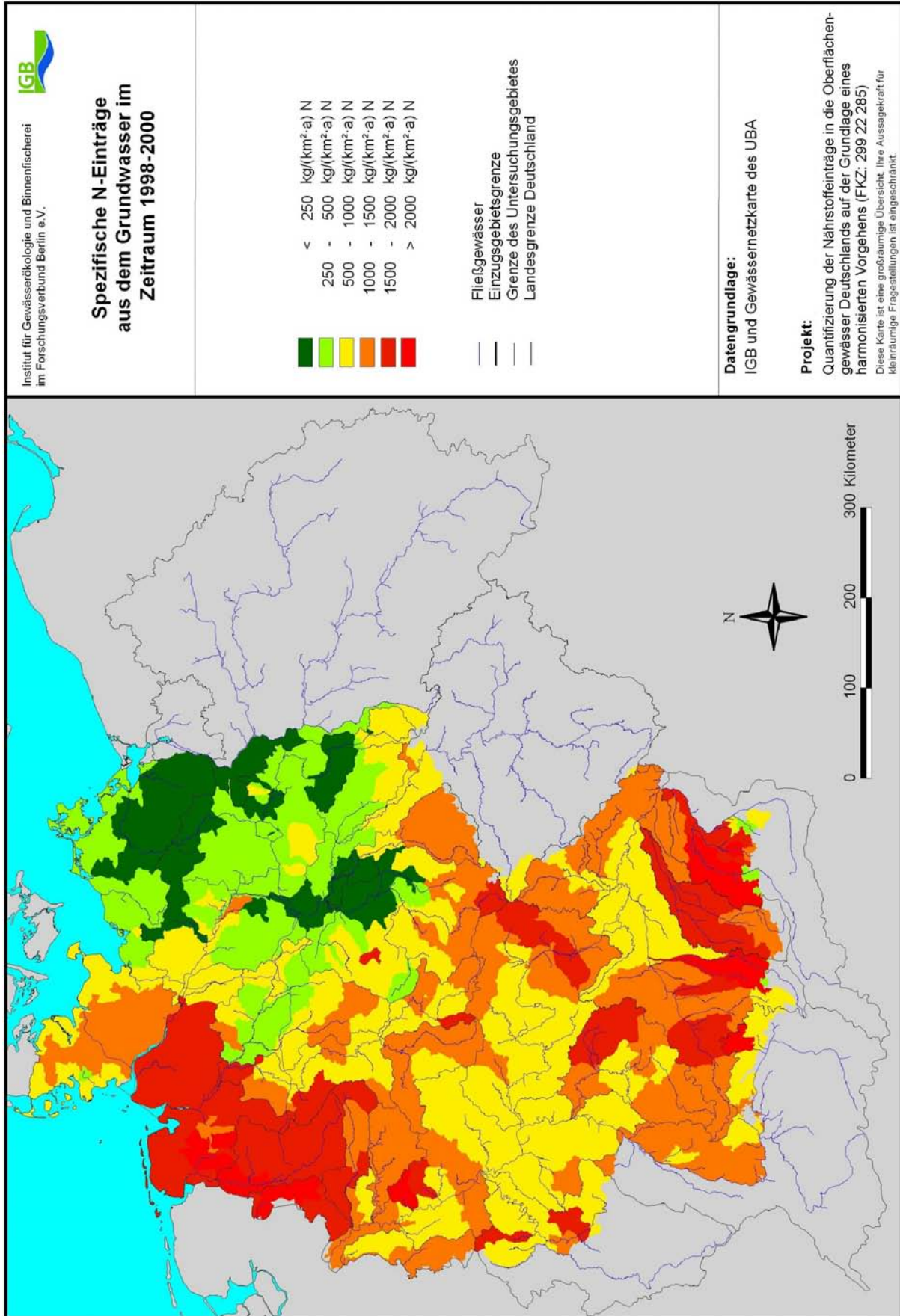
Karte 4.17: Mittlere Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser im Zeitraum 1998-2000



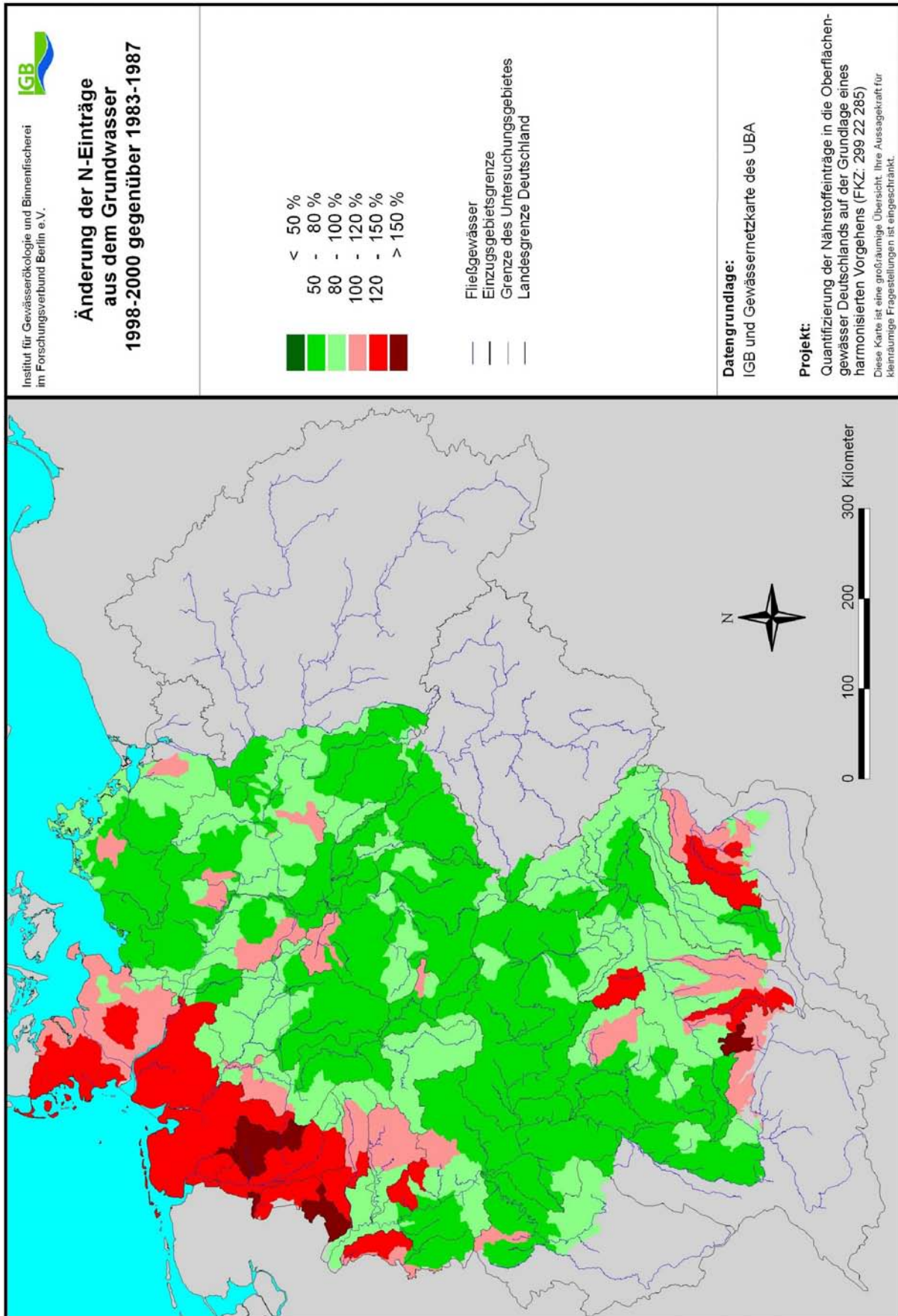
Karte 4.18: Mittlere Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser im Zeitraum 1998-2000



Karte 4.19: Mittlere N-Retention in Boden, ungesättigter Zone und Grundwasser der Flussgebiete.



Karte 4.20: Spezifische N-Einträge über das Grundwasser im Zeitraum 1998-2000



Karte 4.21: Veränderungen der spezifischen N-Einträge über das Grundwasser von 1983-1987 bis 1998-2000.

4.1.1.7 Urbane Flächen

Die Tabelle 4.17 zeigt die berechneten P-Einträge von urbanen Flächen für die drei Untersuchungszeiträume. In diesem Eintragspfad sind die Einträge aus den Kanalsystemen in Form von Mischkanalüberläufen und Regenkanaleinleitungen, sowie die Einträge von urbanen Flächen und von der Bevölkerung, die entweder nur an ein Kanalsystem, aber an keine Kläranlage oder an kein Kanalsystem angeschlossen sind, zusammengefasst. Neben den Einträgen von Punktquellen zeigen die diffusen P-Einträge von urbanen Flächen die größten Verminderungen. Im Zeitraum 1998-2000 kann man mit P-Einträgen über diesen Pfad von insgesamt ca. 3300 t/a P ausgehen, was einer Verminderung im Vergleich zur Periode 1983-1987 um 4800 t/a P oder 59 % entspricht.

Wie in der Karte 4.22 gezeigt, liegen zum gegenwärtigen Zeitpunkt die Schwerpunkte der urbanen P-Einträge noch in den Flussgebieten von Saale, Mulde und oberer Elbe, im unteren Rheingebiet und im Flussgebiet der Saar. Die Ursache ist einerseits in dem immer noch vergleichsweise hohe Anteil der Bevölkerung in Sachsen und Thüringen begründet, der zwar an eine Kanalisation aber an keine Kläranlage angeschlossen ist. Andererseits liegen für Rhein und Saar die Ursachen vor allem in der hohen Bevölkerungsdichte und den noch in allen Gebieten erreichten Ausbaugrad von 100% bezüglich des Speichervolumens im Mischsystem.

Die in Karte 4.23 dargestellte Veränderung der P-Einträge von urbanen Flächen zeigt, dass die in der Tabelle für die 22 Beispielsgebiete zusammengefasste Situation hinsichtlich der Veränderung der P-Einträge von urbanen Flächen auf nahezu alle Flussgebiete zutrifft, wobei der Rückgang der Einträge in den Gebieten mit vorherrschender Trennkanalisation, z.B. im Emseinzugsgebiet, am geringsten ausfällt.

Die methodischen Veränderungen führten im Vergleich zu den Ergebnissen von Behrendt et al. (1999b) zu um ca. 12 % geringeren P-Einträgen von urbanen Flächen. Für Stickstoff beträgt die Differenz im Zeitraum 1993-1997 sogar mehr als 20 %.

Die N-Einträge von urbanen Flächen im Zeitraum 1998-2000 betragen ca. 25000 t/a N (Tabellen 4.18 sowie die Karten 4.24 und 4.25). Im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987 sind die Einträge abflussnormiert um 37 % zurückgegangen. Die regionalen Schwerpunkte der Einträge sind die gleichen wie für Phosphor.

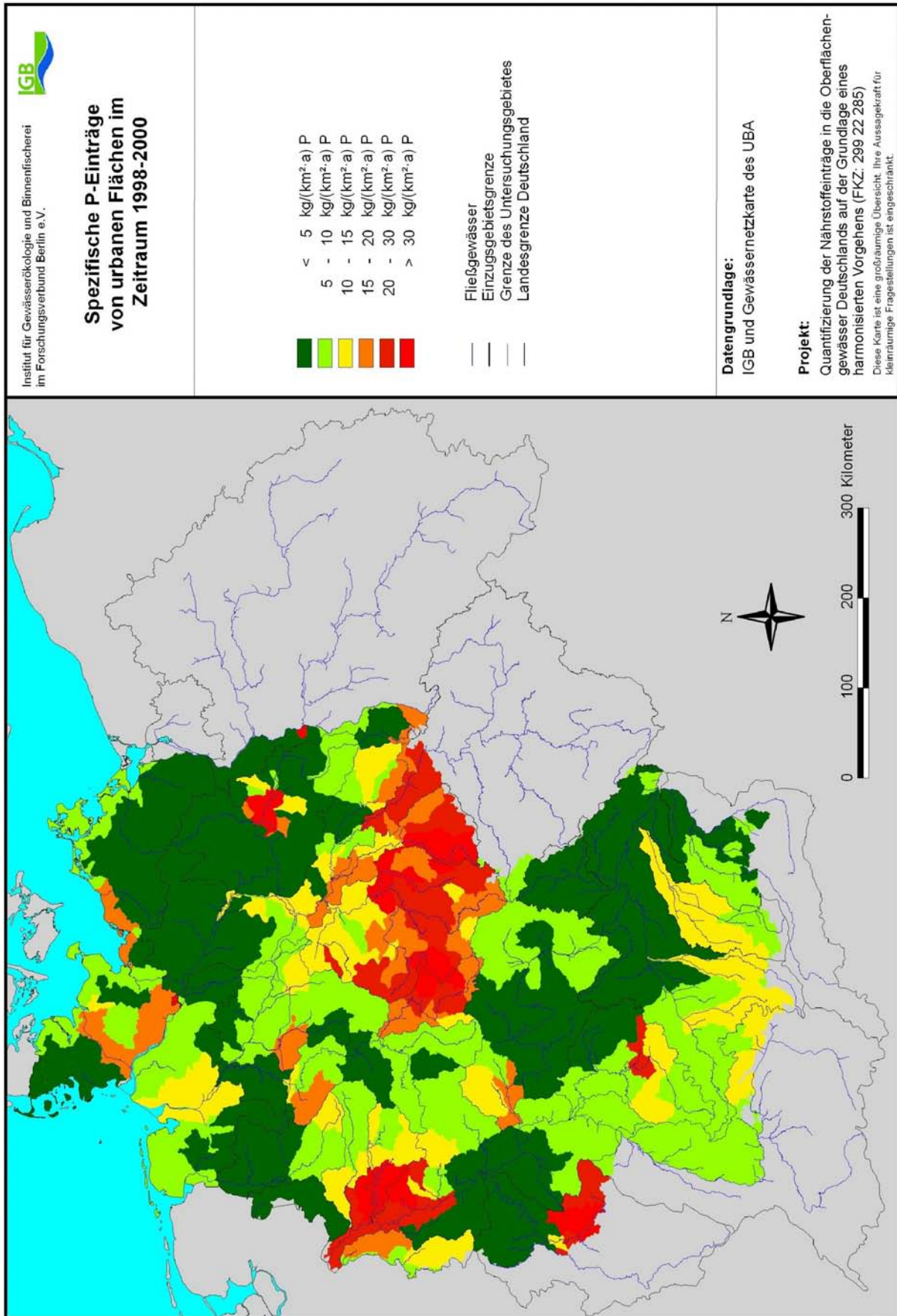
Die Veränderungen der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von urbanen Flächen von 1983-1987 bis 1998-2000 entsprechen im wesentlichen denen der Veränderung der atmosphärischen Stickstoffdeposition (siehe Karte 4.25).

Tabelle 4.17: Phosphoreinträge von urbanen Flächen (EUR_p) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

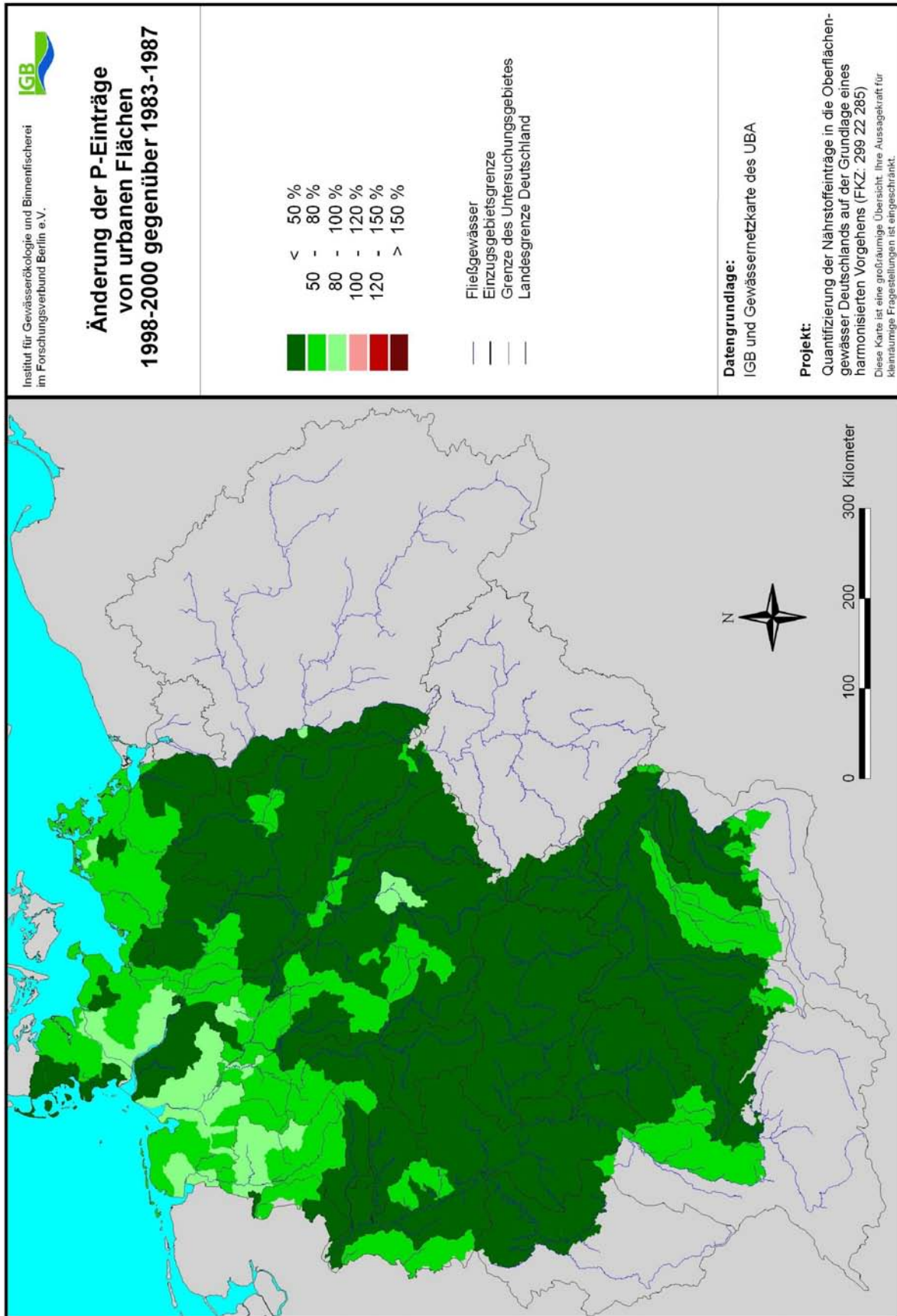
ADR	GEWÄSSER	EUR _p			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	19	21	53	-64	-60	-66	-61
16902	Isar	89	85	156	-43	-46	-49	-50
18902	Inn	45	38	80	-44	-53	-54	-56
19101	Donau	331	340	764	-57	-55	-59	-58
23704	Oberrhein	115	103	191	-40	-46	-46	-47
23801	Neckar	106	128	279	-62	-54	-59	-57
24901	Main	155	172	550	-72	-69	-73	-68
26901	Mosel	130	149	455	-71	-67	-71	-67
27601	Ruhr	90	95	222	-60	-57	-59	-57
27801	Lippe	41	41	73	-43	-44	-48	-48
27903	Rhein	1057	1044	2845	-63	-63	-65	-63
37602	Ems	54	52	72	-26	-28	-29	-31
41002	Werra	117	118	315	-63	-62	-63	-63
42001	Fulda	39	49	158	-75	-69	-76	-69
48901	Aller	108	116	204	-47	-43	-48	-44
49103	Weser	327	345	791	-59	-56	-60	-57
53801	Schwarze Elster	43	54	136	-68	-60	-68	-61
54901	Mulde	164	186	532	-69	-65	-69	-66
56901	Saale	518	540	1293	-60	-58	-60	-59
58901	Havel	157	174	376	-58	-54	-57	-55
59311	Elbe	1068	1161	2863	-63	-59	-62	-60
69001	Oder	36	38	74	-51	-48	-50	-48
	Nordseeküste	310	300	433	-28	-31	-32	-32
	Ostseeküste	125	128	220	-43	-42	-44	-43
	Nordsee	2816	2903	7004	-60	-59	-61	-59
	Ostsee	161	167	293	-45	-43	-46	-44
	Schwarzes Meer	332	341	766	-57	-55	-59	-58
	Deutschland	3309	3411	8063	-59	-58	-60	-58

Tabelle 4.18: Stickstoffeinträge von urbanen Flächen (EUR_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

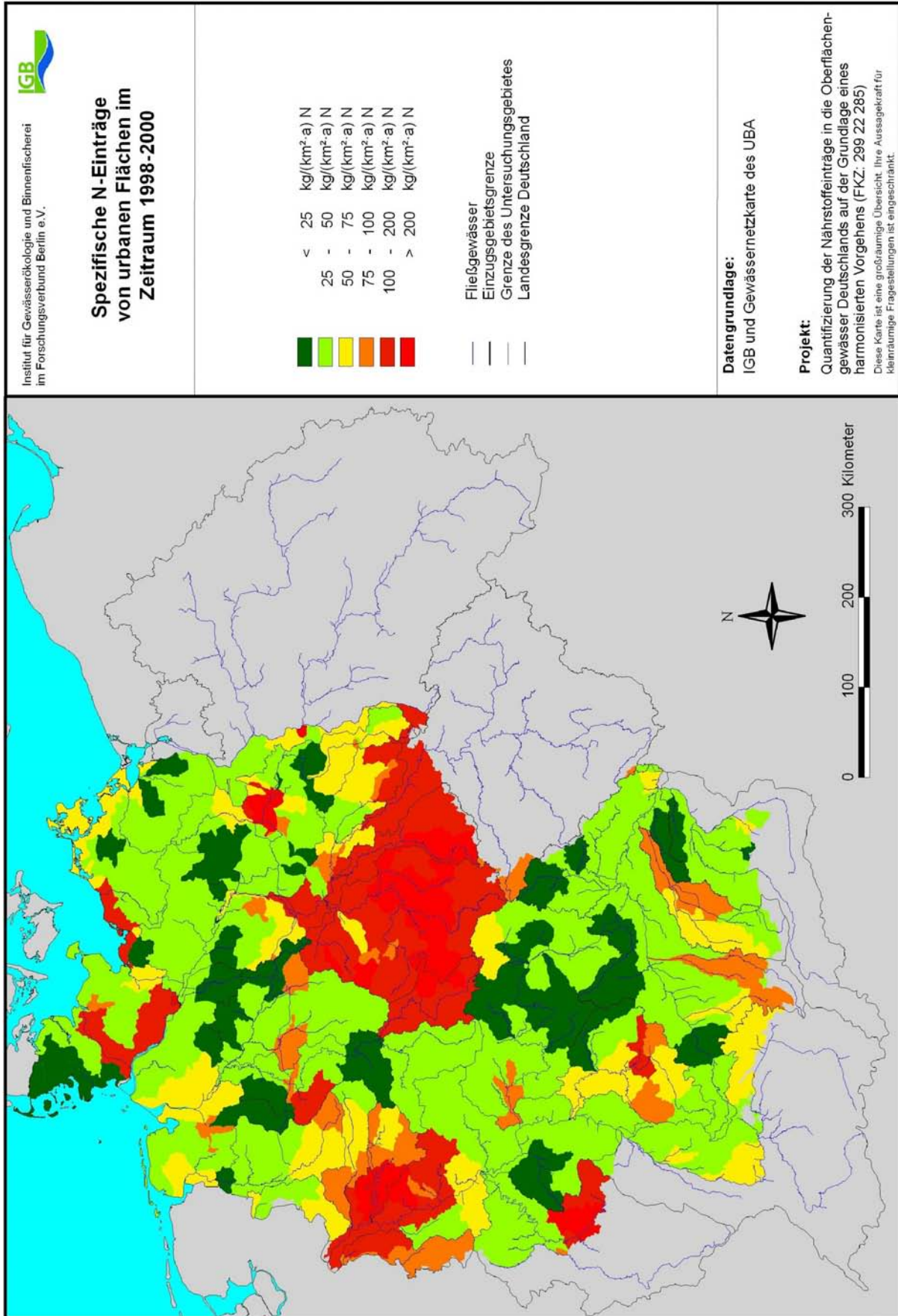
ADR	GEWÄSSER	EUR _N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t N/a]	[t N/a]	[t N/a]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	140	150	250	-44	-40	-46	-39
16902	Isar	570	520	840	-32	-38	-38	-42
18902	Inn	310	280	460	-33	-39	-42	-43
19101	Donau	2230	2280	3730	-40	-39	-43	-42
23704	Oberrhein	690	580	870	-21	-33	-29	-34
23801	Neckar	650	740	1140	-43	-35	-38	-40
24901	Main	990	1090	2270	-56	-52	-58	-51
26901	Mosel	920	1080	1710	-46	-37	-46	-37
27601	Ruhr	600	620	1090	-45	-43	-43	-43
27801	Lippe	310	280	440	-30	-36	-34	-39
27903	Rhein	6960	6680	12520	-44	-47	-47	-47
37602	Ems	470	400	560	-16	-29	-17	-30
41002	Werra	990	990	1190	-17	-17	-17	-18
42001	Fulda	260	330	630	-59	-48	-60	-48
48901	Aller	640	640	980	-35	-35	-36	-37
49103	Weser	2320	2360	3470	-33	-32	-34	-33
53801	Schwarze Elster	440	540	730	-40	-26	-39	-26
54901	Mulde	1450	1650	2260	-36	-27	-35	-28
56901	Saale	4430	4540	5340	-17	-15	-17	-16
58901	Havel	1330	1550	2330	-43	-33	-42	-35
59311	Elbe	9370	10130	13260	-29	-24	-29	-25
69001	Oder	360	360	650	-45	-45	-45	-46
	Nordseeküste	2150	1840	2770	-22	-34	-25	-34
	Ostseeküste	990	980	1530	-35	-36	-36	-36
	Nordsee	21270	21410	32570	-35	-34	-36	-35
	Ostsee	1350	1340	2190	-38	-39	-39	-39
	Schwarzes Meer	2240	2290	3740	-40	-39	-43	-42
	Deutschland	24860	25040	38500	-35	-35	-37	-36



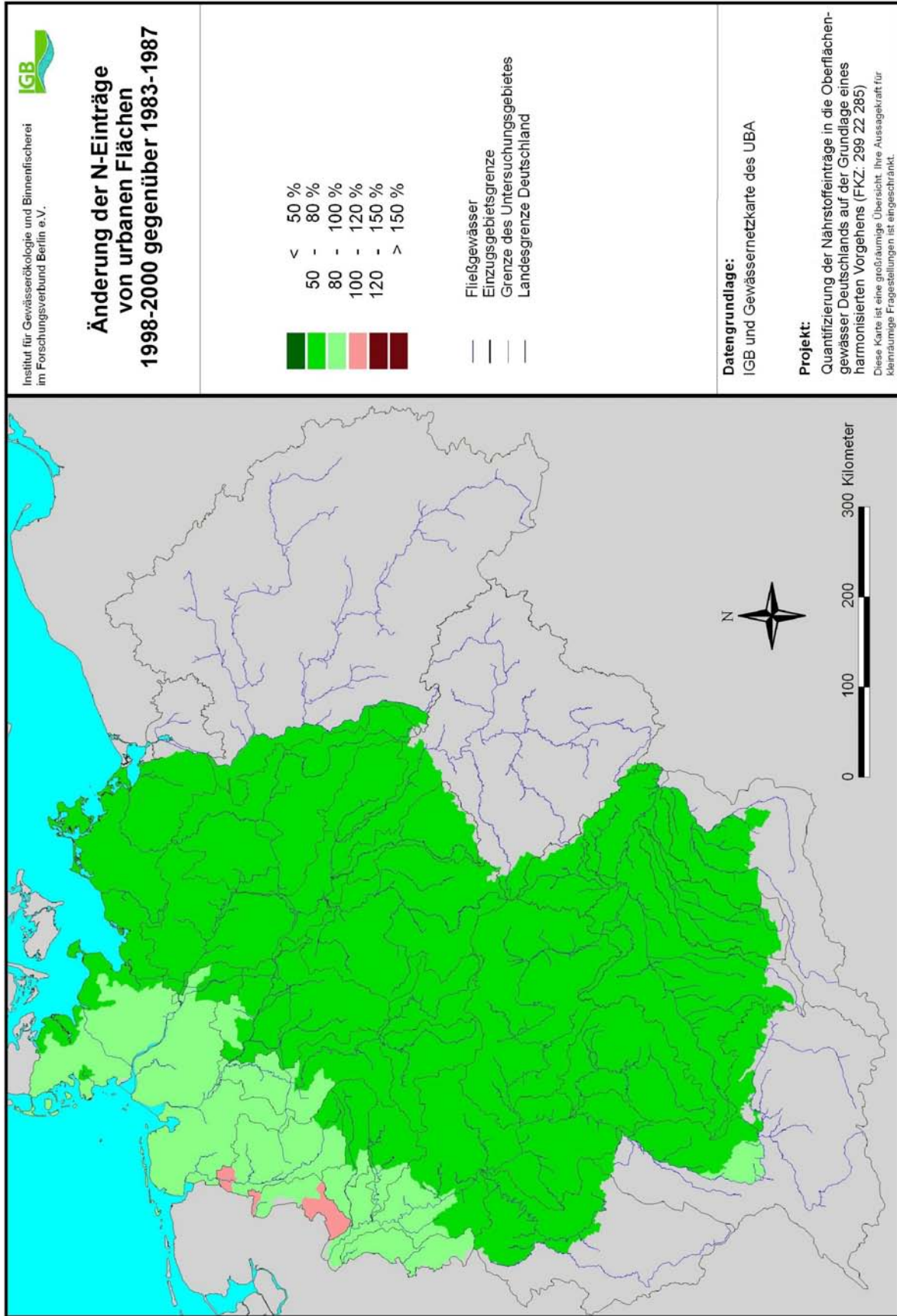
Karte 4.22: Spezifische Phosphoreinträge von urbanen Flächen im Zeitraum 1998 bis 2000.



Karte 4.23: Veränderung der Phosphoreinträge von urbanen Flächen 1998-2000 gegenüber 1983-1987.



Karte 4.24: Spezifische Stickstoffeinträge von urbanen Flächen im Zeitraum 1998 bis 2000.



Karte 4.25: Veränderung der Stickstoffeinträge von urbanen Flächen 1998-2000 gegenüber 1983-1987.

4.1.1.8 Gesamtbetrachtung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen

In den Abschnitten 4.1.1.2 bis 4.1.2.7 wurden die Ergebnisse der Abschätzungen zu den Nährstoffeinträgen über die einzelnen diffusen Pfade vorgestellt. Im folgenden wird ein Überblick über die Summe der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen und ihren Veränderungen gegeben. Ein Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren bezüglich der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen wird in Abschnitt 4.2 gegeben.

Phosphor

In den Tabellen 4.19 und 4.20, der Abbildung 4.7 und den Karten 4.26 und 4.27 sind die Ergebnisse für die Phosphoreinträge aus diffusen Quellen dargestellt.

Für die Summe der Phosphoreinträge diffuser Quellen ergibt sich in Zeitraum 1998-2000 ein Wert von 24100 t/a P. Im Vergleich zur Vorperiode 1993-1997 bedeutet dies eine ganz geringe Zunahme um 200 t/a P. Bezogen auf den Zeitraum 1983-1987 verringerten sich jedoch die Einträge diffuser Quellen um ca. 3700 t/a P oder 15 %. Betrachtet man die abflussnormierten Veränderungen, so kann man ebenfalls eine Verminderung von 15 % berechnen.

Wie die Karte 4.26 zeigt, sind die spezifischen diffusen P-Einträge in den Flussgebieten von Mulde und Ems am höchsten. Vergleichsweise geringe spezifische diffuse P-Einträge konnten im Einzugsgebiet der Havel, den nördlichen Nebenflüssen der Donau, im Main und in allen Flussgebieten der Ostseeküste identifiziert werden.

Zwischen 1983-1987 und 1998-2000 ist in den meisten Flussgebieten ein Rückgang der P-Einträge diffuser Quellen in einem Bereich von bis zu 20 % zu verzeichnen. Für alle Flussgebiete kann auf Basis der Modellberechnungen festgestellt werden, dass sich die P-Einträge aus diffusen Quellen, wie die Karte 4.27 zeigt, zumindest in einem geringen Umfang abgenommen haben, was vor allem auf eine Reduktion der P-Einträge von den urbanen Flächen zurückzuführen ist.

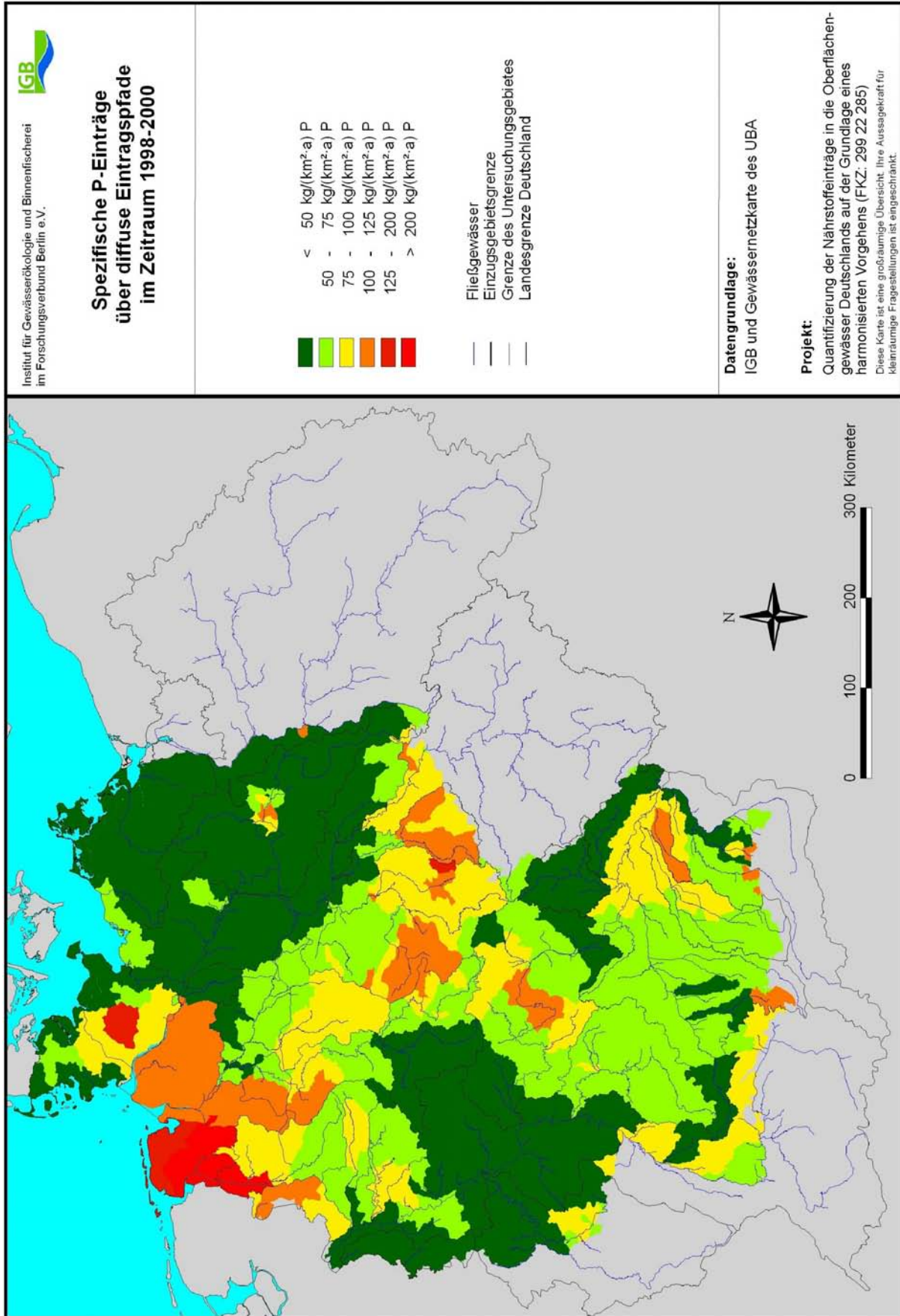
Die Tabelle 4.20 und die Abbildung 4.7 zeigen die Anteile der einzelnen Eintragspfade an den gesamten P-Einträgen aus diffusen Quellen im Zeitraum 1998-2000. Für alle Flussgebiete Deutschlands kann festgestellt werden, dass die Erosion mit einem Anteil von 37 % der bedeutendste Pfad ist. Mit 24 % sind die Einträge über das Grundwasser der zweitwichtigste Pfad, gefolgt von den Einträgen von urbanen Flächen und von Dränagen mit jeweils 14 %. In den einzelnen Flussgebieten können die Anteile der Pfade an den gesamten diffusen Einträgen sehr stark schwanken, was insbesondere für die Möglichkeit der Realisierung weiterer Reduzierungsmaßnahmen von Bedeutung ist. So werden in den Flussgebieten der Nordseeküste und der Ems ca. 70 % der P-Einträge diffuser Quellen über unterirdische Einträge von landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden verursacht, die oft weniger als 5 % der Einzugsgebietsfläche bedecken.

Tabelle 4.19: Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen (ED_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

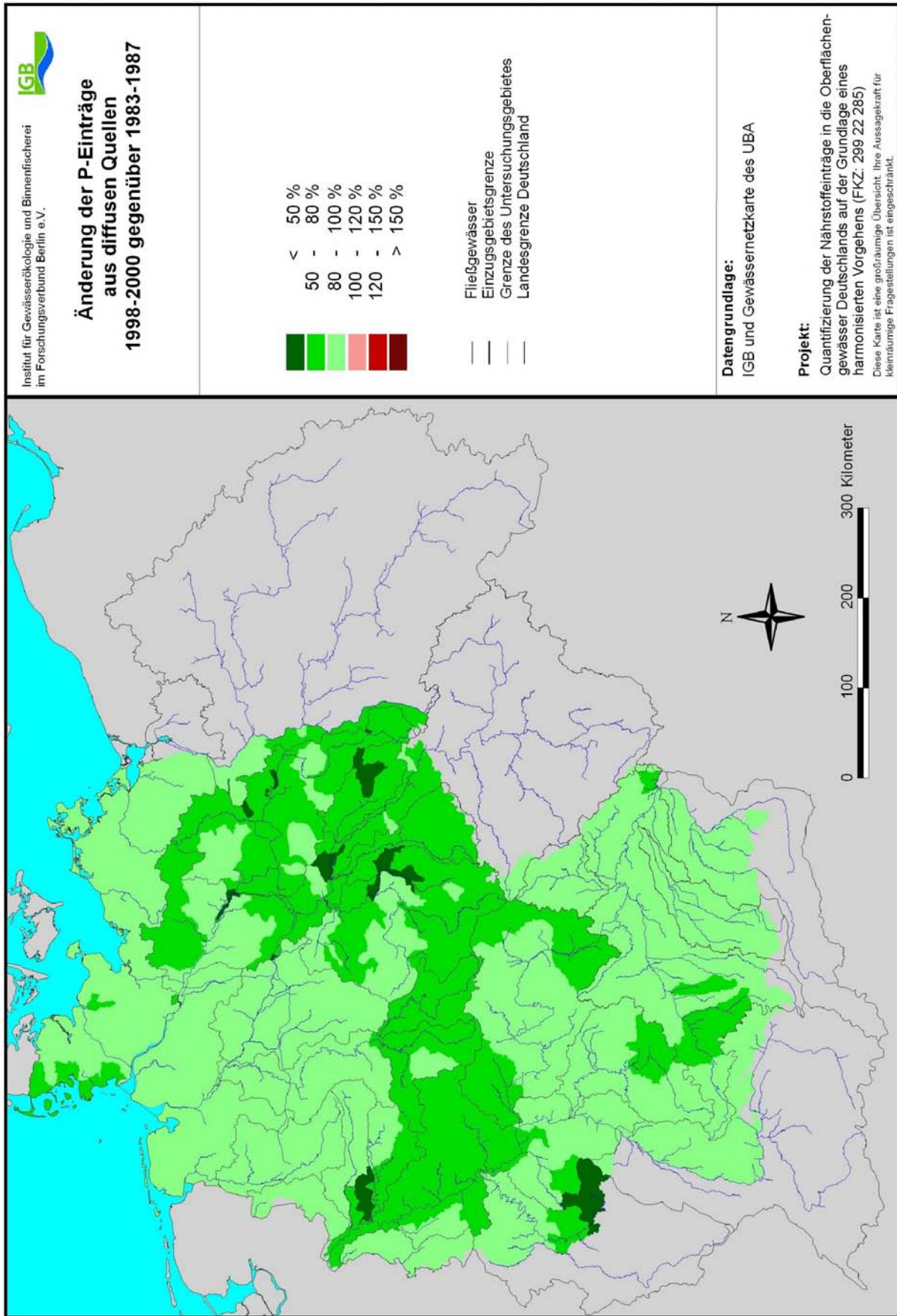
ADR	GEWÄSSER	ED _P			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	185	171	254	-27	-33	-14	-13
16902	Isar	657	627	638	3	-2	-9	-10
18902	Inn	623	519	612	2	-15	-6	-7
19101	Donau	3620	3452	3801	-5	-9	-9	-9
23704	Oberrhein	1010	870	963	5	-10	-8	-8
23801	Neckar	823	877	978	-16	-10	-14	-14
24901	Main	1698	1672	2022	-16	-17	-16	-15
26901	Mosel	492	488	793	-38	-38	-40	-38
27601	Ruhr	312	313	414	-25	-24	-29	-29
27801	Lippe	303	306	278	9	10	-7	-8
27903	Rhein	6158	5907	7490	-18	-21	-22	-21
37602	Ems	1047	1045	1151	-9	-9	-1	-1
41002	Werra	422	416	538	-22	-23	-31	-31
42001	Fulda	317	299	402	-21	-26	-27	-25
48901	Aller	1119	1122	1138	-2	-1	-5	-4
49103	Weser	2693	2637	2976	-9	-11	-12	-12
53801	Schwarze Elster	186	212	264	-30	-20	-31	-28
54901	Mulde	603	654	841	-28	-22	-35	-34
56901	Saale	1917	1992	2358	-19	-16	-26	-26
58901	Havel	605	762	954	-37	-20	-25	-24
59311	Elbe	4268	4798	5691	-25	-16	-27	-26
69001	Oder	173	185	201	-14	-8	-16	-16
	Nordseeküste	5172	4809	5545	-7	-13	-3	-2
	Ostseeküste	955	945	981	-3	-4	-9	-9
	Nordsee	19338	19196	22853	-15	-16	-17	-17
	Ostsee	1128	1130	1182	-5	-4	-10	-10
	Schwarzes Meer	3629	3458	3808	-5	-9	-9	-9
	Deutschland	24095	23783	27843	-13	-15	-16	-15

Tabelle 4.20: Anteile der Eintragspfade an den gesamten Phosphoreinträgen aus diffusen Quellen in die Flussgebiete im Zeitraum 1998-2000

Adr	GEWÄSSER	EGW _P	EDR _P	EDEP _P	EER _P	EOF _P	EUR _P
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	30	0	1	46	12	10
16902	Isar	17	3	1	41	24	14
18902	Inn	24	2	1	35	30	7
19101	Donau	18	2	1	51	19	9
23704	Oberrhein	14	1	1	36	37	11
23801	Neckar	11	2	0	59	15	13
24901	Main	13	1	1	69	7	9
26901	Mosel	27	2	1	25	19	26
27601	Ruhr	21	0	1	12	38	29
27801	Lippe	16	6	1	47	18	14
27903	Rhein	15	1	1	47	18	17
37602	Ems	63	8	0	13	10	5
41002	Werra	14	1	0	48	10	28
42001	Fulda	26	2	1	44	16	12
48901	Aller	14	21	1	45	9	10
49103	Weser	17	12	1	47	11	12
53801	Schwarze Elster	28	8	3	37	2	23
54901	Mulde	7	3	0	56	7	27
56901	Saale	5	2	1	62	3	27
58901	Havel	45	5	5	18	1	26
59311	Elbe	17	4	2	49	3	25
69001	Oder	31	4	2	41	1	21
	Nordseeküste	38	47	1	3	5	6
	Ostseeküste	27	9	4	41	6	13
	Nordsee	25	16	1	34	10	15
	Ostsee	27	8	4	41	5	14
	Schwarzes Meer	18	2	1	51	19	9
	Deutschland	24	14	1	37	11	14



Karte 4.26: Spezifische Phosphoreinträge aus diffusen Eintragsquellen im Zeitraum 1998-2000.



Karte 4.27: Veränderung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen von 1983-1987 bis 1998-2000.

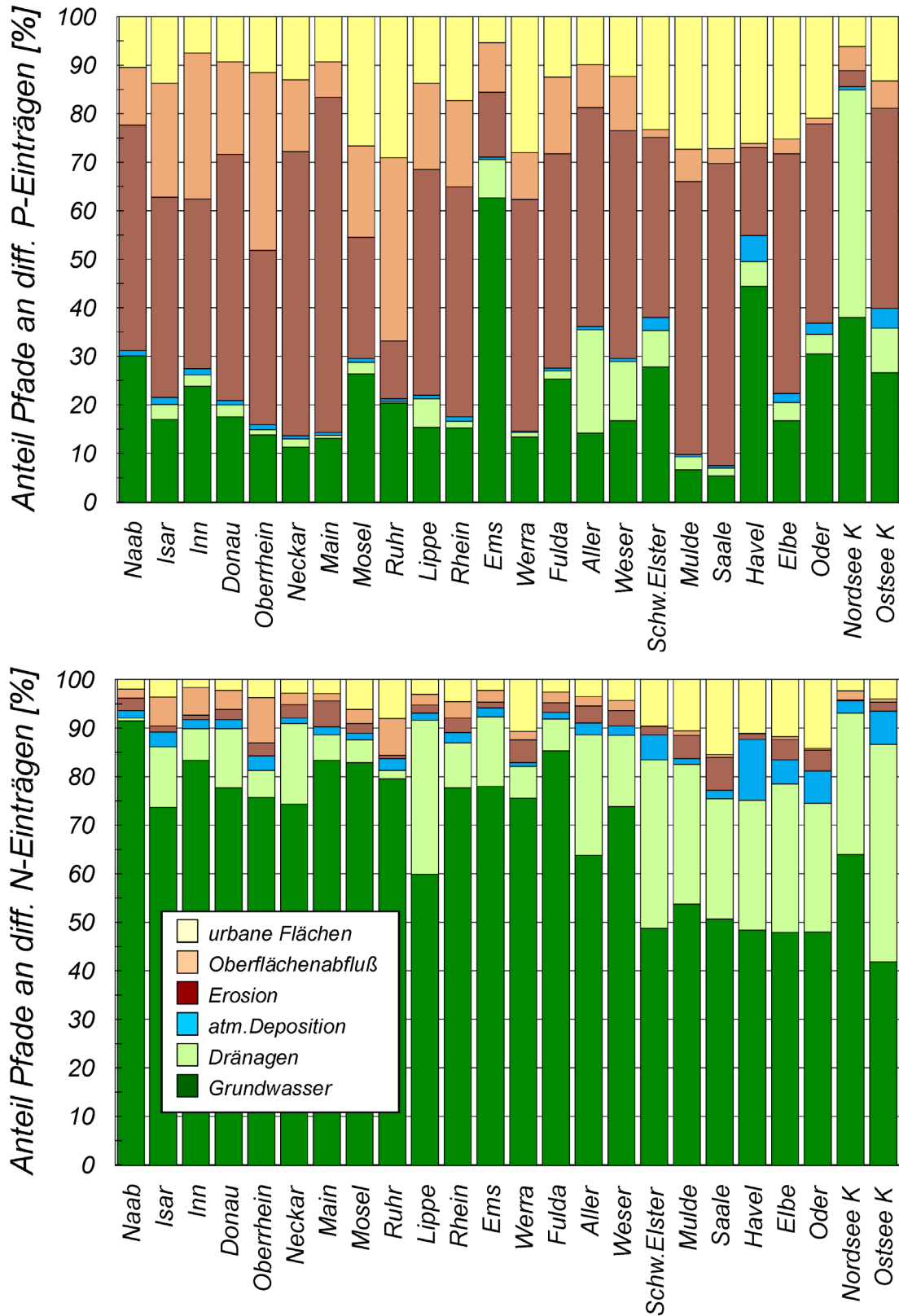


Abb. 4.3: Anteile der einzelnen diffusen Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphor- und Stickstoffeinträgen für ausgewählte Flussgebiete Deutschlands im Zeitraum 1998-2000.

Stickstoff

In den Tabellen 4.22 und 4.23, der Abbildungen 4.7 und den Karten 4.28 und 4.29 sind die Ergebnisse für die Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen dargestellt.

Für den Zeitraum 1998-2000 kann man davon ausgehen, dass die gesamten N-Einträge aus diffusen Quellen 557000 t/a N betragen. Im Vergleich zu dem Zeitraum 1983-1987 wurde abflussnormiert eine Reduktion von 19 % ermittelt. Im Vergleich zum Zeitraum 1993-1997 sind die N-Einträge aus diffusen Quellen jedoch im Zeitraum 1998-2000 abflussnormiert auf dem gleichen Niveau verblieben.

Bei den diffusen Stickstoffeinträgen wird in allen Flussgebieten und den betrachteten Zeiträumen der Hauptteil der Einträge nur durch die Pfade Grundwasser und Dränage verursacht. Für Deutschland insgesamt werden über diese beiden Pfade im Zeitraum 1998-2000 69 % bis 92 % der gesamten diffusen N-Belastung eingetragen. Der Anteil der N-Einträge über das Grundwasser an den gesamten diffusen N-Emissionen schwankt regional zwischen 42 % (Ostseeküste) und 92 % (Naab). Dementsprechend liegen die niedrigsten und die höchsten N-Einträge aus Dränagen mit 0 % bzw. 45 % der diffusen N-Belastungen im Flussgebiet der Naab bzw. im Gebiet der Ostseeküste. Im Vergleich der Untersuchungsperioden hat der Anteil der Dränagen an den diffusen Einträgen kontinuierlich abgenommen. Von den übrigen diffusen Eintragspfaden erreichen lediglich die N-Einträge von urbanen Flächen in den Flussgebieten der neuen Bundesländer noch einen Anteil von etwas mehr als 10 %. Auf Grund des hohen Anteils von Seen in den Einzugsgebieten der Ostseeküste und der Havel verursachen die N-Einträge über atmosphärische Deposition mit 7 % bzw. 13 % einen im Vergleich zu den anderen Flussgebieten hohen Anteil an den gesamten diffusen N-Emissionen.

Die höchsten flächenspezifischen diffusen N-Einträge werden in den Flussgebieten der Nordseeküste, der Ems sowie in Teilen von Mulde und Donau verursacht (siehe Karte 4.28). Mit der Ausnahme der Mulde sind dies auch die Regionen, in denen im Vergleich zur Mitte der achtziger Jahre die diffusen N-Einträge sogar noch zugenommen haben. In den anderen Gebieten kann auch für die diffusen N-Einträge bereits eine zumindest moderate Verminderung berechnet werden.

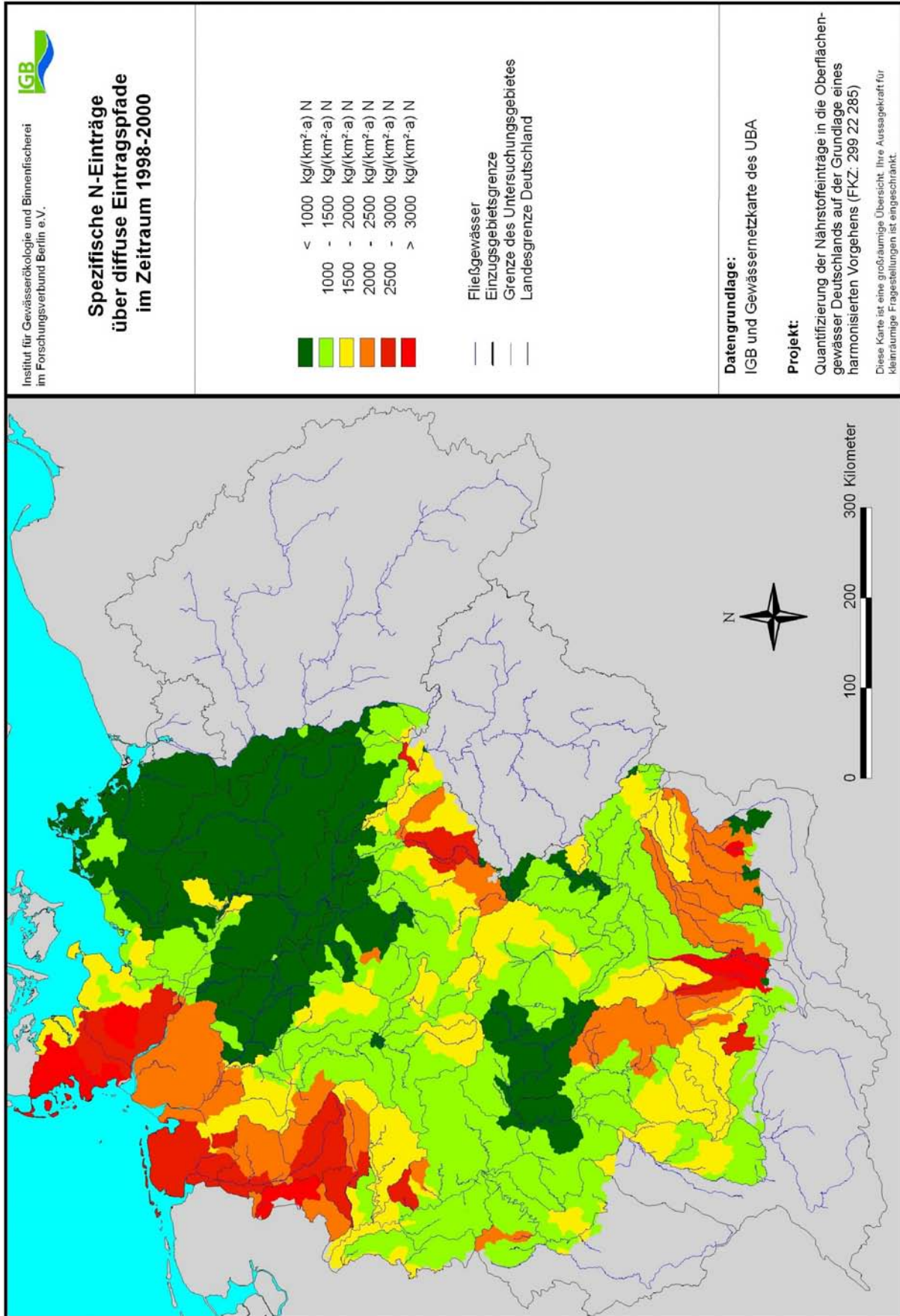
Im Vergleich zu den Ergebnissen von Behrendt et al. (1999b) wird für die Periode 1983-1987 ein nahezu gleicher Betrag der gesamten N-Einträge aus diffusen Quellen ermittelt. Für den Zeitraum 1993-1997 sind die in dieser Studie berechneten Werte der diffusen N-Einträge jedoch um ca. 10 % geringer, was aber ausschließlich auf die methodischen Unterschiede und die neuen Angaben zu den kreisdifferenzierten N-Bilanzüberschüssen für die Jahre 1995 und 1999 zurückzuführen ist.

Tabelle 4.21: Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen (ED_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

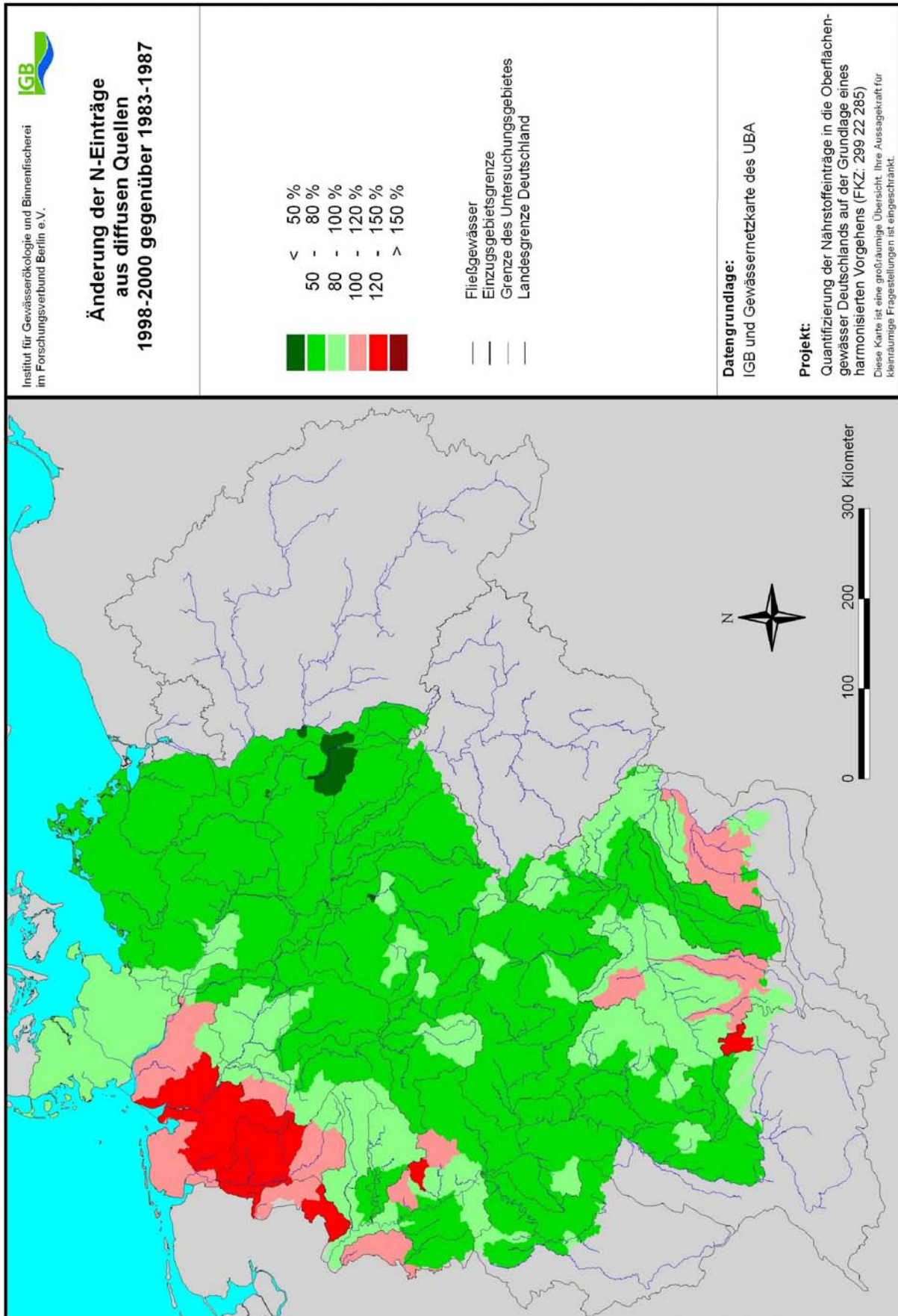
ADR	GEWÄSSER	ED _N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	7610	6710	9460	-20	-29	-19	-17
16902	Isar	16880	17210	19000	-11	-9	-21	-17
18902	Inn	20810	16850	16900	23	-0	4	3
19101	Donau	109350	101440	114840	-5	-12	-11	-10
23704	Oberrhein	19590	16140	21320	-8	-24	-17	-24
23801	Neckar	24450	25010	29790	-18	-16	-19	-17
24901	Main	36970	34900	45670	-19	-24	-27	-25
26901	Mosel	15430	13450	18110	-15	-26	-25	-23
27601	Ruhr	7700	6740	8160	-6	-17	-11	-20
27801	Lippe	11070	10890	11390	-3	-4	-6	-9
27903	Rhein	158860	146590	187330	-15	-22	-21	-22
37602	Ems	23480	21700	18580	26	17	16	8
41002	Werra	9370	7970	11070	-15	-28	-23	-28
42001	Fulda	10870	9560	12760	-15	-25	-21	-20
48901	Aller	19150	18060	25430	-25	-29	-26	-25
49103	Weser	57000	50940	69410	-18	-27	-22	-22
53801	Schwarze Elster	4720	5360	9090	-48	-41	-41	-36
54901	Mulde	13870	13830	20590	-33	-33	-37	-33
56901	Saale	29030	31930	43800	-34	-27	-31	-29
58901	Havel	12280	15410	23790	-48	-35	-37	-33
59311	Elbe	81000	92880	134590	-40	-31	-36	-32
69001	Oder	2570	2830	4410	-42	-36	-39	-36
	Nordseeküste	97390	86090	86440	13	-0	5	-1
	Ostseeküste	26540	26780	40520	-35	-34	-36	-32
	Nordsee	417730	398200	496340	-16	-20	-19	-20
	Ostsee	29110	29610	44930	-35	-34	-36	-33
	Schwarzes Meer	109770	101740	115160	-5	-12	-11	-10
	Deutschland	556610	529550	656430	-15	-19	-19	-19

Tabelle 4.22: Anteile der Eintragspfade an den gesamten Stickstoffeinträgen aus diffusen Quellen in die Flussgebiete im Zeitraum 1998-2000

Adr	GEWÄSSER	EGW _N	EDR _N	EDEP _N	EER _N	EOF _N	EURB _N
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	92	1	2	2	2	2
16902	Isar	74	12	3	1	6	3
18902	Inn	84	7	2	1	6	1
19101	Donau	78	12	2	2	4	2
23704	Oberrhein	76	6	3	3	9	4
23801	Neckar	74	17	1	3	2	3
24901	Main	84	5	2	5	2	3
26901	Mosel	83	5	1	2	3	6
27601	Ruhr	80	2	2	1	8	8
27801	Lippe	60	32	2	2	2	3
27903	Rhein	78	9	2	3	3	4
37602	Ems	78	14	2	1	2	2
41002	Werra	76	7	1	5	2	11
42001	Fulda	86	7	1	2	2	2
48901	Aller	64	25	2	3	2	3
49103	Weser	74	15	2	3	2	4
53801	Schwarze Elster	49	35	5	2	0	9
54901	Mulde	54	29	1	5	1	10
56901	Saale	51	25	2	7	1	15
58901	Havel	49	27	13	1	0	11
59311	Elbe	48	31	5	4	1	12
69001	Oder	48	26	7	4	0	14
	Nordseeküste	64	29	2	0	2	2
	Ostseeküste	42	45	7	2	1	4
	Nordsee	68	19	3	3	2	5
	Ostsee	43	43	7	2	1	5
	Schwarzes Meer	78	12	2	2	4	2
	Deutschland	69	19	3	2	3	4



Karte 4.28: Spezifische Stickstoffeinträge aus diffusen Eintragsquellen im Zeitraum 1998 bis 2000.



Karte 4.29: Veränderung der Summe der Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen von 1983-1987 bis 1998-2000.

4.1.2 Einträge aus Punktquellen

4.1.2.1 Kommunale Kläranlagen

Die Entwicklung der Phosphoremissionen aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland zeigen Tabelle 4.24 und die Karte 4.30. Darüber hinaus kann man aus der Karte 4.30 die Flussgebiete identifizieren, die noch erhöhte Werten für die einwohnerspezifischen P-Einträge aufweisen.

Auf der Basis der Angaben des vom UBA zur Verfügung gestellten Kläranlageninventars der Länder und der Angaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft zu den Kläranlagen in Bayern sowie der veröffentlichten Tabellen zur Kläranlagenstatistik der Länder kann man davon ausgehen, dass die von Kläranlagen im Zeitraum 1998-2000 verursachten P-Einträge ca. 8100 t/a P betragen. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Periode 1993-1997 würde dies eine weitere Verminderung der Einträge um 3200 t/a P bedeuten, während sich im Vergleich zu den P-Einträgen im Zeitraum 1983-1987 sogar ein Rückgang von insgesamt 86 % ermitteln lässt.

Aufgrund der Tatsache, dass aber nicht von allen Ländern die statistischen Angaben zu den Kläranlagen vorlagen und somit nicht überall eine Korrektur der vorwiegend auf große Kläranlagen konzentrierten Angaben des Kläranlageninventars möglich war, muss man davon ausgehen, dass die P-Einträge aus Kläranlagen insbesondere für das Gebiet der Elbe und in den Gebieten der Nord- und Ostseeküste unterschätzt sind und man wahrscheinlich von einem etwas höheren Eintragsniveau im Zeitraum 1998-2000 im Bereich von 10 bis 20 % ausgehen kann. Bei den kleineren Einzugsgebieten können bedingt durch die leider oftmals festgestellten Fehler bei den Angaben des Inventars zu den Koordinaten der Kläranlagen größere Abweichungen zu den früheren Ergebnissen auftreten, die zum Teil auch zu beträchtlichen Erhöhungen der Einträge für einzelne Gebiete führen können. Aufgrund der Angaben des Kläranlageninventars konnten dabei nur die größeren Fehler bzw. Abweichungen zur Lagegenauigkeit der anderen digitalen Kartenthemen behoben werden (vorwiegend bei landesüberschreitenden Fehlern in den Koordinaten). Es wird deshalb dringend geraten, die Angaben des Kläranlageninventars insbesondere in den Ländern Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Hessen aber auch in Brandenburg nochmals zu kontrollieren. Die Fehler bei den Lagekoordinaten und die Einschränkung der Datenbasis auf die größeren Kläranlagen mit Ausnahme von Baden-Württemberg und Bayern, verhinderten auch, dass Quantifizierungen der P-Einträge von Kläranlagen gegenüber den Abschätzungen von Behrendt et al. (1999b) verbessert werden konnten.

Trotz der Probleme beim Vergleich der Ergebnisse von insgesamt drei verschiedenen Datenbasen können zumindest bezogen auf den Zeitraum 1983-1987 für ca. 80 % der betrachteten Flussgebiete Verminderungen der P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen von um ca. 80 % und mehr ermittelt werden (siehe Karte 4.31). Bei wenigen Gebieten mit einer Verminderung um weniger als 40 % handelt es sich entweder um Artefakte im Rahmen der

Korrekturen des Kläranlageninventars durch die statistischen Angaben auf Bundeslandebene, der Neuerrichtung von Kläranlagen, oder um weitere, bisher nicht behobene, Fehler in den Lagekoordinaten der Kläranlagen des Inventars.

Die Veränderung der Stickstoffemissionen aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland zeigen die Tabelle 4.25 und die Karte 4.33. Die Karte 4.32 gibt darüber hinaus einen Überblick zu den flussgebietsdifferenzierten Unterschieden in den einwohnerspezifischen N-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen im Zeitraum 1998-2000. Bezüglich möglicher Fehler und der Qualität der Angaben gilt grundsätzlich das gleiche, wie zuvor beim Phosphor ausgeführt.

Wie die Tabelle 4.25 zeigt, lagen die gesamten N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen im Zeitraum 1998-2000 bei 155000 t/a N. D.h., im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987 haben sich diese Einträge um 62 % verringert. Erstaunlich ist, dass dies zugleich auch bedeutet, dass sich die N-Einträge aus Kläranlagen in den vier Jahren seit dem Zeitraum 1993-1997 um mehr als 80000 t/a N vermindert haben und somit in diesen letzten Jahren allein 50 % der Verminderung im Vergleich zu 1985 erreicht wurden. Erklärt werden kann diese sehr starke Verminderung in vier Jahren nur dadurch, dass insbesondere bei den großen Kläranlagen die sich aus der EU-Abwasserrichtlinie ergebenden Anforderungen an die Ablaufwerte bereits vollständig realisiert wurden. Andererseits muss man auch für Stickstoff berücksichtigen, dass die Werte für die Kläranlagenemissionen im Zeitraum 1998 bis 2000 insbesondere im Gebiet der Nord- und Ostseeküste und in der Elbe um 10 bis 20 % zu niedrig sind, da die Datengrundlagen nicht das Gesamtensemble der Kläranlagen beinhaltet. Da man aber andererseits auch im Gebiet der Donau, mit sehr detaillierten Angaben zu den Veränderungen der Kläranlagenemissionen eine Halbierung der N-Einträge von 1993-1997 bis 1998-2000 ermitteln kann, muss man davon ausgehen, dass die Größe des Rückganges der N-Emissionen aus Kläranlagen weniger durch die möglichen Fehler beeinflusst ist.

Bei der regionalen Verteilung der N-Einträge aus Kläranlagen (Karte 4.34) zeigt sich, dass mit wenigen Ausnahmen (z.B. obere Elbe und Ostseeinzugsgebiete in Schleswig-Holstein) die einwohnerspezifischen N-Emissionen bereits deutlich unter $8\text{g}/(\text{E}\cdot\text{d})$ N gesunken sind. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass dieser Wert aus dem Quotienten von N-Eintrag aus Kläranlagen und Gesamtbevölkerung im Einzugsgebiet berechnet wurde und somit auch dort recht klein ist, wo ein noch bedeutender Teil der Bevölkerung nicht an Kläranlagen angeschlossen ist.

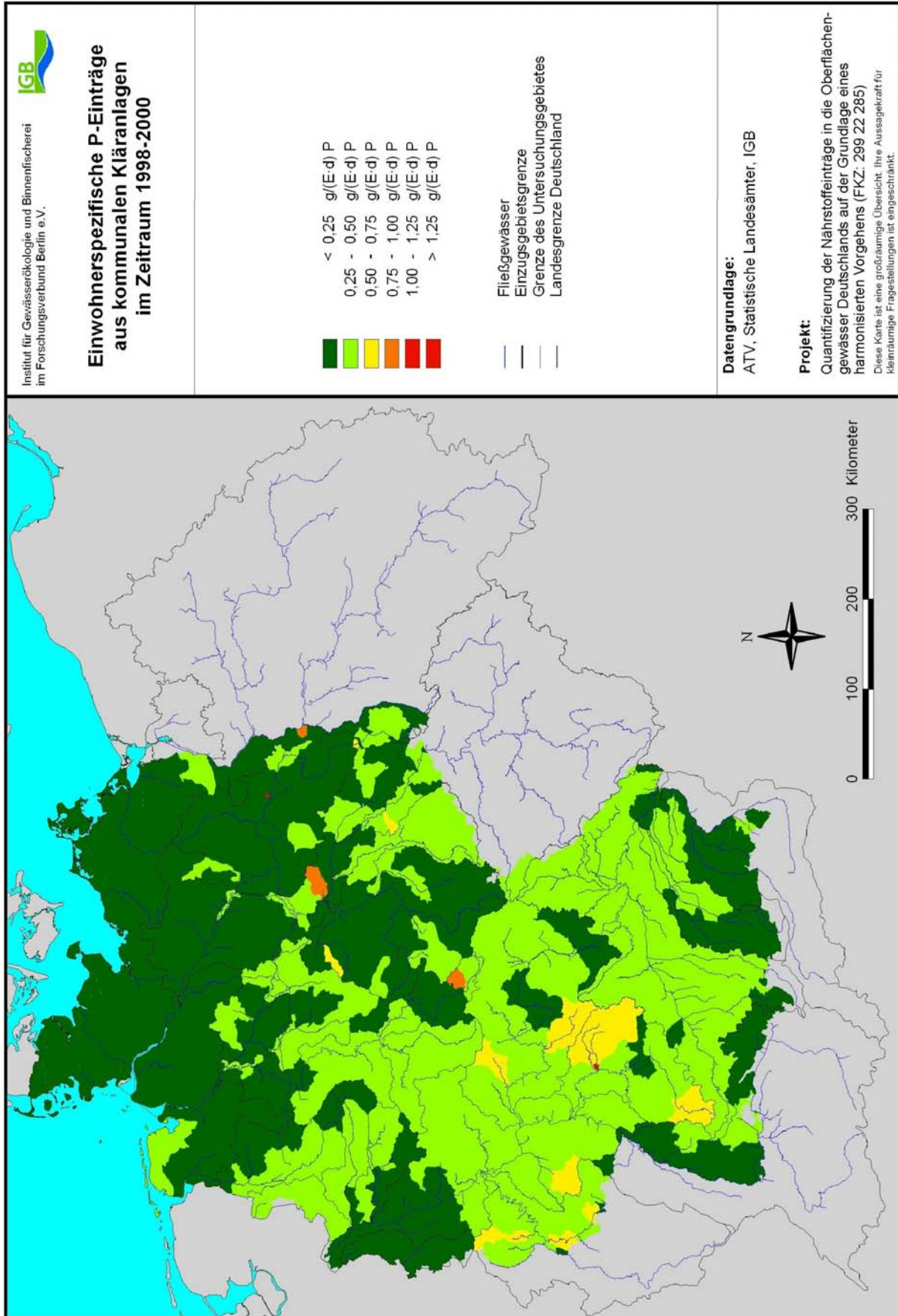
Bei der Karte 4.33, in der die zeitliche Veränderung der N-Einträge aus Kläranlagen wiedergegeben wird, spiegeln sich wie beim Phosphor neben den allgemeinen Verminderungen auch die Inhomogenitäten zwischen den verschiedenen Daten- und Berechnungsgrundlagen wider. Vor allem deshalb kommt es dazu, dass sich in einigen Flussgebieten die N-Einträge durch Kläranlagen sogar im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987 noch erhöht haben.

Tabelle 4.23: Phosphoreinträge durch kommunale Kläranlagen (EKK_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

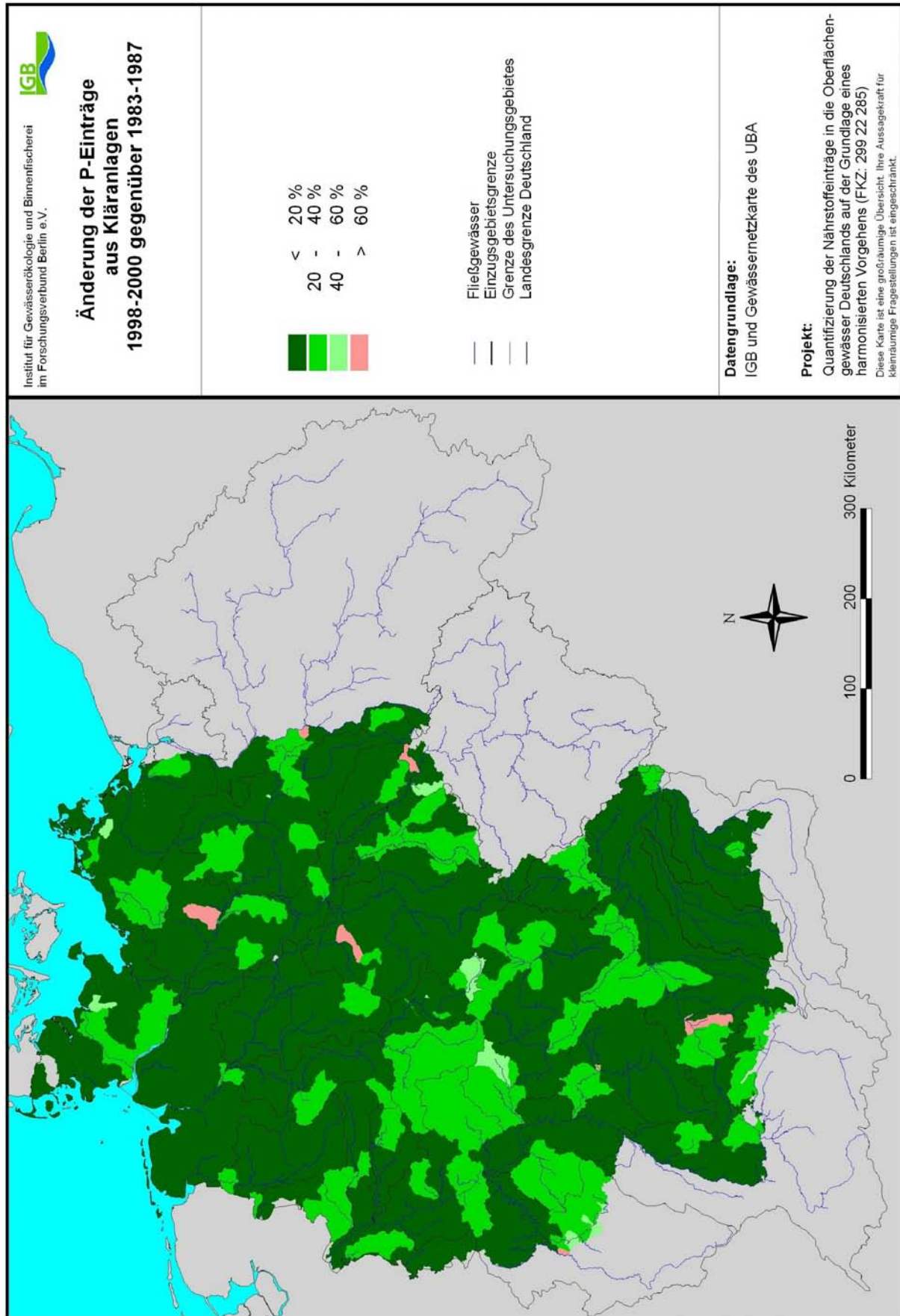
ADR	GEWÄSSER	EKK _P			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	54	104	342	-84	-70	-84	-70
16902	Isar	229	283	1814	-87	-84	-87	-84
18902	Inn	94	146	651	-86	-78	-86	-78
19101	Donau	964	1409	6140	-84	-77	-84	-77
23704	Oberrhein	201	342	1417	-86	-76	-86	-76
23801	Neckar	693	823	4004	-83	-79	-83	-79
24901	Main	879	913	4585	-81	-80	-81	-80
26901	Mosel	336	409	1254	-73	-67	-73	-67
27601	Ruhr	237	263	1133	-79	-77	-79	-77
27801	Lippe	196	213	1199	-84	-82	-84	-82
27903	Rhein	4183	4985	25974	-84	-81	-84	-81
37602	Ems	182	237	1320	-86	-82	-86	-82
41002	Werra	85	84	516	-84	-84	-84	-84
42001	Fulda	174	192	599	-71	-68	-71	-68
48901	Aller	320	482	2384	-87	-80	-87	-80
49103	Weser	842	1067	5007	-83	-79	-83	-79
53801	Schwarze Elster	50	103	471	-89	-78	-89	-78
54901	Mulde	236	526	1173	-80	-55	-80	-55
56901	Saale	364	838	4157	-91	-80	-91	-80
58901	Havel	196	426	2096	-91	-80	-91	-80
59311	Elbe	1083	2383	10212	-89	-77	-89	-77
69001	Oder	38	170	440	-91	-61	-91	-61
	Nordseeküste	663	845	5638	-88	-85	-88	-85
	Ostseeküste	170	257	2114	-92	-88	-92	-88
	Nordsee	6953	9516	48152	-86	-80	-86	-80
	Ostsee	208	427	2554	-92	-83	-92	-83
	Schwarzes Meer	965	1411	6147	-84	-77	-84	-77
	Deutschland	8127	11354	56853	-86	-80	-86	-80

Tabelle 4.24: Stickstoffeinträge durch kommunale Kläranlagen (EKK_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

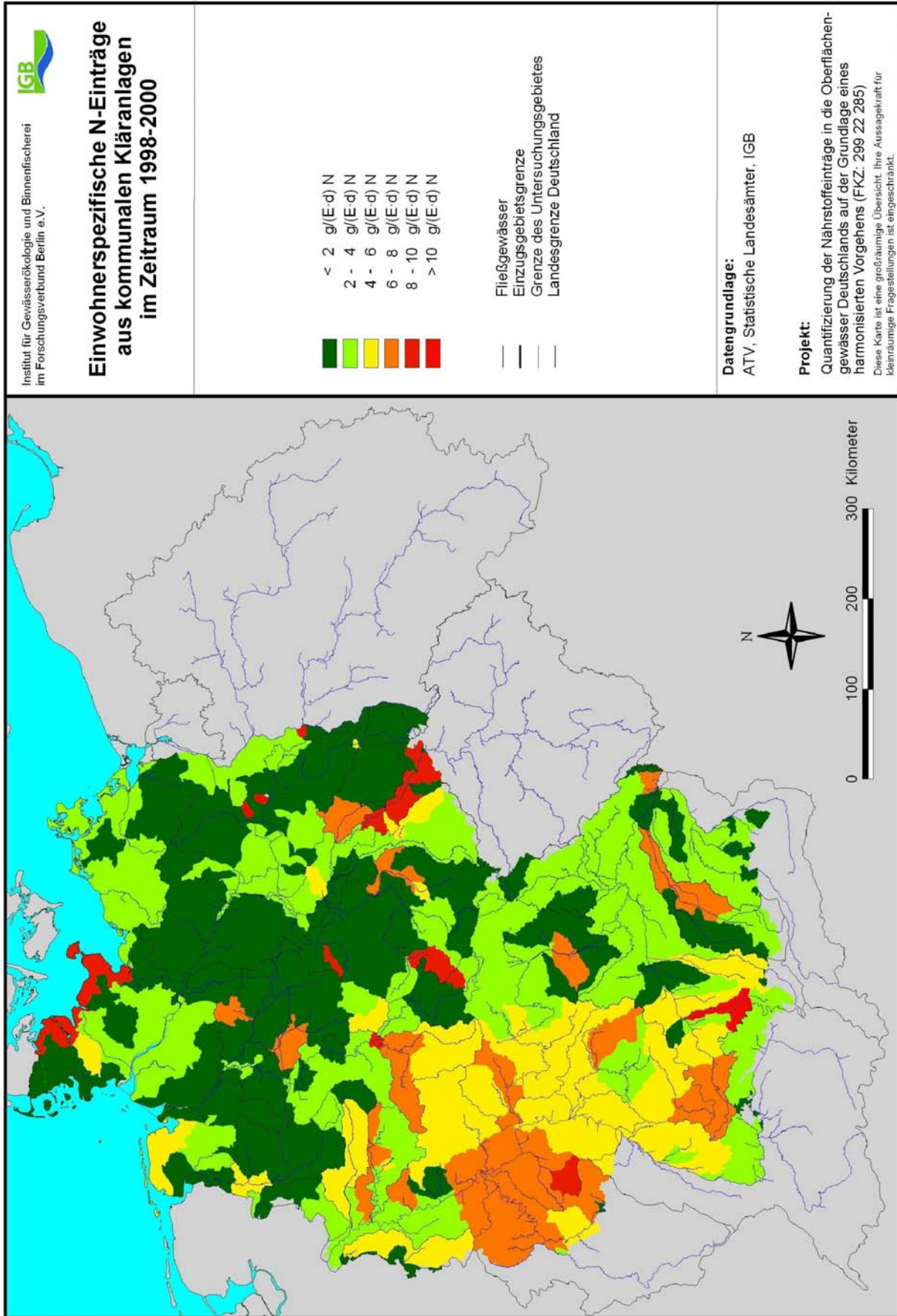
ADR	GEWÄSSER	EKK _N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	410	1230	1650	-75	-25	-75	-25
16902	Isar	4190	8010	9430	-56	-15	-56	-15
18902	Inn	1000	2320	3540	-72	-34	-72	-34
19101	Donau	12610	24420	32750	-61	-25	-61	-25
23704	Oberrhein	3530	7000	10100	-65	-31	-65	-31
23801	Neckar	9280	15140	20620	-55	-27	-55	-27
24901	Main	10730	18290	23640	-55	-23	-55	-23
26901	Mosel	4470	4350	5840	-23	-26	-23	-26
27601	Ruhr	3510	6020	6170	-43	-2	-43	-3
27801	Lippe	2520	5310	6790	-63	-22	-63	-22
27903	Rhein	64670	98010	138250	-53	-29	-53	-29
37602	Ems	1610	4970	7650	-79	-35	-79	-35
41002	Werra	610	1020	1740	-65	-41	-65	-41
42001	Fulda	2620	3330	3230	-19	3	-19	3
48901	Aller	3170	7130	12930	-75	-45	-75	-45
49103	Weser	8330	17050	26310	-68	-35	-68	-35
53801	Schwarze Elster	450	910	1410	-68	-35	-68	-35
54901	Mulde	1920	4250	4120	-53	3	-53	3
56901	Saale	4720	12740	18440	-74	-31	-74	-31
58901	Havel	4560	8080	16590	-73	-51	-73	-51
59311	Elbe	14980	32230	49340	-70	-35	-70	-35
69001	Oder	390	1560	3070	-87	-49	-87	-49
	Nordseeküste	9120	20840	34910	-74	-40	-74	-40
	Ostseeküste	3560	5760	11010	-68	-48	-68	-48
	Nordsee	98700	173110	256470	-62	-33	-62	-33
	Ostsee	3950	7320	14070	-72	-48	-72	-48
	Schwarzes Meer	12620	24440	32770	-61	-25	-61	-25
	Deutschland	115270	204860	303310	-62	-32	-62	-32



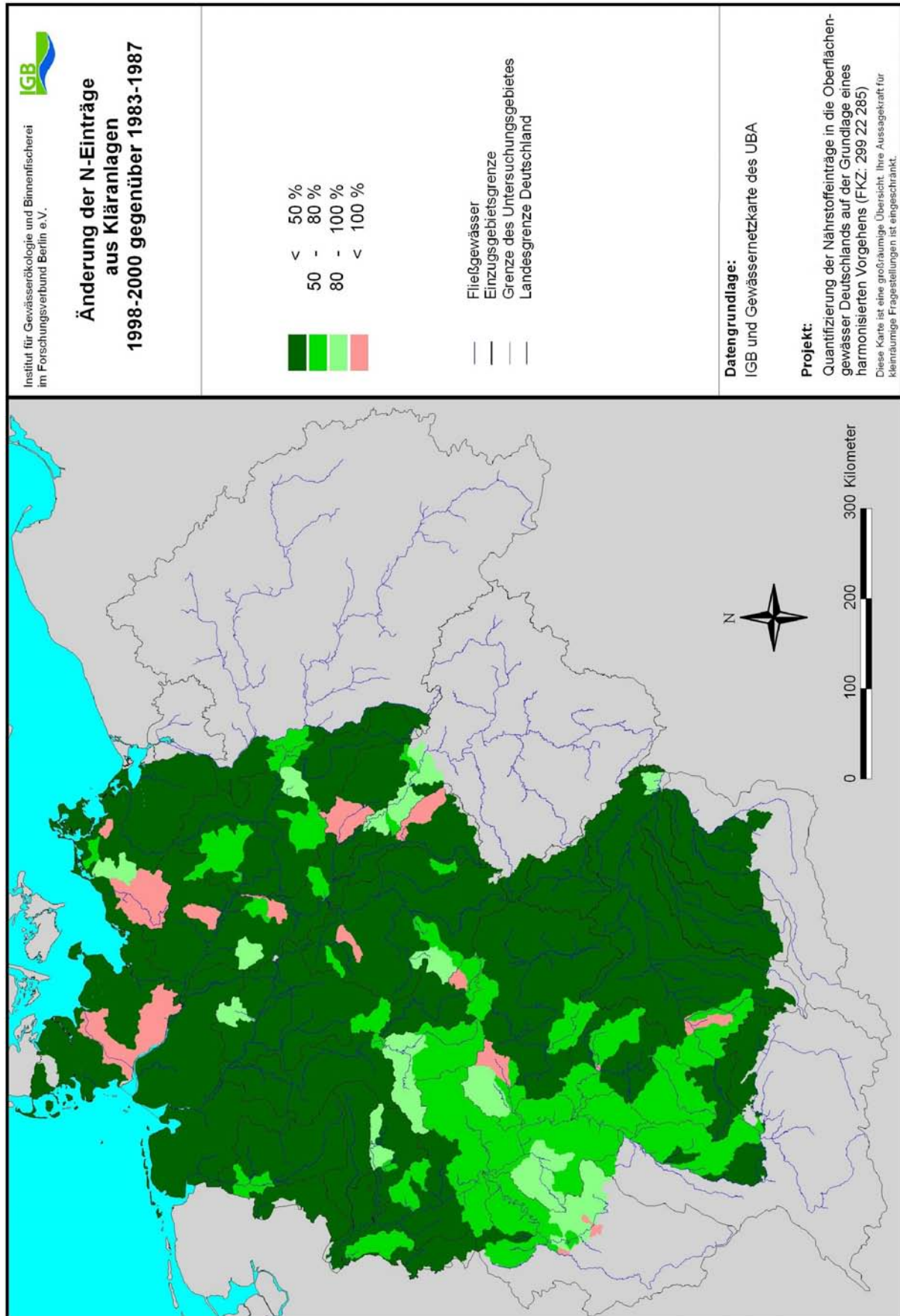
Karte 4.30: Einwohnerspezifische Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen im Zeitraum 1998-2000.



Karte 4.31: Veränderung der Phosphoreinträge aus kommunalen Kläranlagen von 1983-1987 bis 1998-2000.



Karte 4.32: Einwohnerspezifische Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen im Zeitraum 1998 bis 2000.



Karte 4.33: Veränderung der Stickstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen von 1983-1987 bis 1998-2000.

4.1.2.2 Industrielle Direkteinleiter

Im Rahmen dieser Studie standen keine neuen Angaben zu den Nährstoffeinträgen von industriellen Direkteinleitern zur Verfügung. Um trotzdem auch diesen Eintragspfad zumindest näherungsweise für den Zeitraum 1998-2000 zu quantifizieren, wurde nach Kapitel 3.1.2 davon ausgegangen, dass sich die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer durch industrielle Direkteinleiter in den einzelnen Flussgebieten im Vergleich zum Zeitraum 1993-1997 analog zu den Nährstoffeinträgen aus kommunalen Kläranlagen (siehe 4.1.2.1) verändert haben. Diese Annahme ist insbesondere für größere industrielle Direkteinleiter begründet, da diese ebenfalls die EU-Abwasserrichtlinie erfüllen müssen und somit im Vergleich zur Situation im Zeitraum 1993-1997 noch ein weiterer Handlungsbedarf bezüglich der Verminderung der Einträge in die Oberflächengewässer besteht.

Die Tabellen 4.25 und 4.26 geben einen zusammenfassenden Überblick zu den Phosphor- und Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer durch industrielle Direkteinleiter. Dabei wird sichtbar, dass in einigen insbesondere kleineren Flussgebieten die industriellen Direkteinleitungen von Nährstoffen gleich null gesetzt sind, was darin begründet ist, dass das für den Zeitraum 1993-1997 zugrundeliegende Inventar der industriellen Direkteinleiter von Rosenwinkel & Hippen (1997) auch nur die größeren Einleiter umfasst. Im Gegensatz dazu beruhen die Schätzungen für den Zeitraum 1983-1987 auf regionalen Abschätzungen für die Bundesrepublik Deutschland und die ehemalige DDR, die auf die einzelnen Flussgebiete aufgeteilt wurden. Diese unterschiedliche Datenbasis ist auch die Ursache für mögliche Sprünge bei den Veränderungen der Nährstoffeinträge über diesen Eintragspfad von 1983-1987 zu 1993-1997. Die Angaben der beiden Tabellen liefern somit lediglich für die größeren Flussgebiete reale Angaben, da man nur bei diesen davon ausgehen kann, dass die Veränderungen nicht durch methodische Unterschiede bedingt sind.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die Nährstoffeinträge industrieller Direkteinleiter im Zeitraum 1998-2000 um 87 % unter dem Niveau des Zeitraumes 1983-1987 liegen. Die Unterschiede in den Verminderungen sind zwischen den einzelnen Flussgebieten relativ gering. Das derzeitige Niveau der Phosphor- bzw. Stickstoffeinträge durch industrielle Direkteinleiter liegt für alle deutschen Flussgebiete bei 900 t/a P bzw. 16100 t/a N.

Im Vergleich zu den entsprechenden Einträgen von kommunalen Kläranlagen (siehe 4.1.2.1) beträgt der Anteil der Einträge industrieller Direkteinleiter nur noch 11 % für Phosphor und 14 % für Stickstoff. Im Zeitraum 1983-1987 lagen diese Anteile noch bei 12 % (P) bzw. 42 % (N).

Tabelle 4.25: Phosphoreinträge durch industrielle Direkteinleiter (EIND_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EIND _P			Veränderung	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]
14902	Naab	0	0	4	-100	-100
16902	Isar	8	10	60	-86	-83
18902	Inn	40	70	381	-90	-82
19101	Donau	59	101	583	-90	-83
23704	Oberrhein	38	100	235	-84	-57
23801	Neckar	50	50	476	-89	-89
24901	Main	200	201	603	-67	-67
26901	Mosel	45	50	171	-74	-71
27601	Ruhr	0	0	3	-100	-100
27801	Lippe	0	0	8	-100	-100
27903	Rhein	584	594	3369	-83	-82
37602	Ems	8	18	102	-92	-82
41002	Werra	5	5	2	95	95
42001	Fulda	0	0	3	-100	-100
48901	Aller	0	0	14	-100	-100
49103	Weser	41	55	297	-86	-82
53801	Schwarze Elster	0	0	38	-99	-99
54901	Mulde	48	48	286	-83	-83
56901	Saale	21	66	709	-97	-91
58901	Havel	17	24	842	-98	-97
59311	Elbe	132	162	2349	-94	-93
69001	Oder	30	44	99	-70	-55
	Nordseeküste	46	275	45	1	511
	Ostseeküste	2	4	221	-99	-98
	Nordsee	810	1104	6163	-87	-82
	Ostsee	31	48	321	-90	-85
	Schwarzes Meer	59	101	583	-90	-83
	Deutschland	901	1253	7067	-87	-82

Tabelle 4.26: Stickstoffeinträge durch industrielle Direkteinleiter (EIND_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EIND _N			Veränderung	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]
14902	Naab	0	0	0		
16902	Isar	20	30	100	-80	-70
18902	Inn	390	970	3650	-89	-73
19101	Donau	690	1270	4780	-86	-73
23704	Oberrhein	310	960	4860	-94	-80
23801	Neckar	1700	1990	10030	-83	-80
24901	Main	2400	4120	12430	-81	-67
26901	Mosel	480	670	3550	-86	-81
27601	Ruhr	0	0	0		
27801	Lippe	0	0	0		
27903	Rhein	7440	13740	69450	-89	-80
37602	Ems	10	300	1130	-99	-73
41002	Werra	20	20	0		
42001	Fulda	0	0	0		
48901	Aller	0	0	0		
49103	Weser	200	1310	4890	-96	-73
53801	Schwarze Elster	650	660	860	-24	-23
54901	Mulde	700	820	8150	-91	-90
56901	Saale	1390	4510	19590	-93	-77
58901	Havel	2170	2230	6350	-66	-65
59311	Elbe	6310	9000	46760	-87	-81
69001	Oder	1040	1090	400	160	173
	Nordseeküste	370	720	0		
	Ostseeküste	30	50	900	-97	-94
	Nordsee	14340	25070	122230	-88	-79
	Ostsee	1060	1140	1300	-18	-12
	Schwarzes Meer	690	1270	4780	-86	-73
	Deutschland	16090	27490	128310	-87	-79

4.1.3 Gesamtbetrachtung der Nährstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen

In den Abschnitten 4.1.1 und 4.1.2. wurden die Ergebnisse für die einzelnen Eintragspfade und die Summe der Einträge aus diffusen Quellen vorgestellt. Im folgenden soll ein Überblick zu den gesamten Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer aus punktförmigen und diffusen Quellen im Zeitraum 1998-2000 und deren Änderung seit Mitte der achtziger Jahre gegeben werden.

Phosphor

Die Tabellen 4.27 und 4.28, die Abbildung 4.4 und die Karten 4.34 und 4.35 zeigen die gesamten P-Einträge in die Oberflächengewässer Deutschlands für die Zeiträume 1998-2000, 1993-1997 sowie 1983-1987.

Die gesamten Phosphoreinträge für alle deutschen Flussgebietsteile im Zeitraum 1998-2000 betragen rund 31200 t/a P. Von dieser Gesamtsumme entstammen, wie die Abbildung 4.4 und die Tabelle 4.28 belegen, nunmehr 73 % aus diffusen Eintragsquellen. Im Vergleich zum Zeitraum 1983-1987 hat sich der Anteil der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen insgesamt mehr als verdoppelt. Im Vergleich zum Zeitraum 1993-1997 hat der Anteil der P-Einträge diffuser Quellen an den Gesamtemissionen noch einmal um 8 % zugenommen.

Wie bereits im vorhergehenden Kapitel gezeigt, haben sich aber auch die P-Einträge diffuser Quellen um ca. 15 % verringert. Im Zeitraum 1983-1987 betragen die gesamten Phosphoreinträge noch 91800 t/a P. Dagegen kann man im Zeitraum 1998-2000 davon ausgehen, dass die Summe der P-Einträge um 64 % geringer war und die jährlichen Phosphoreinträge um mehr als 60000 t/a P abgenommen haben. Die größten Verminderungen wurden mit 70 bis 79 % in den Flussgebieten von Rhein, Neckar, Elbe und Havel erreicht. Bereits für die Periode 1993-1997 konnte festgestellt werden, dass für Phosphor die Zielstellung einer Verminderung der gesamten Einträge um 50 % seit 1985 bzw. 1987 für Deutschland insgesamt und für die meisten der großen Flussgebiete erreicht wurde. Im Zeitraum 1998-2000 wurde in allen 22 ausgewählten Flussgebieten diese Zielstellung erreicht. Wie die Karte 4.35 zeigt, gibt es nur wenige Gebiete, in denen die P-Einträge noch nicht um mindestens 50 % reduziert worden sind.

Wie die Abbildung 4.4 und die Tabelle 4.28 zeigen, ist der Anteil der Punktquellen an den gesamten Phosphoreinträgen in einigen Flussgebieten (Neckar, Mosel, Ruhr, Rhein, Mulde) mit 45 % bis 50 % immer noch vergleichsweise hoch. Dies trifft nach Karte 4.38 auch auf andere kleinere Teilgebiete zu, in denen Ballungszentren der Bevölkerung liegen (z.B. Berlin, Halle Leipzig, Nürnberg, Hamburg, München). Trotz der bereits erreichten enormen Reduzierung der P-Einträge aus Punktquellen kann man folglich davon ausgehen, dass auch in den Gebieten mit hohem Punktquellenanteil noch ein erhebliches Potenzial zur Verminderung der P-Einträge besteht.

Tabelle 4.27: Summe der Phosphoreinträge (EG_p) aus punktförmigen und diffusen Quellen in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 und deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EG _p			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	239	274	600	-60	-54	-59	-49
16902	Isar	894	920	2512	-64	-63	-66	-64
18902	Inn	756	735	1644	-54	-55	-59	-54
19101	Donau	4643	4962	10524	-56	-53	-57	-53
23704	Oberrhein	1249	1313	2615	-52	-50	-57	-49
23801	Neckar	1566	1750	5458	-71	-68	-74	-72
24901	Main	2777	2786	7210	-61	-61	-62	-61
26901	Mosel	874	947	2219	-61	-57	-61	-57
27601	Ruhr	549	576	1550	-65	-63	-65	-63
27801	Lippe	499	519	1484	-66	-65	-67	-66
27903	Rhein	10925	11486	36833	-70	-69	-72	-69
37602	Ems	1237	1300	2574	-52	-49	-50	-47
41002	Werra	511	504	1056	-52	-52	-55	-55
42001	Fulda	491	491	1004	-51	-51	-54	-51
48901	Aller	1438	1604	3535	-59	-55	-60	-55
49103	Weser	3576	3759	8280	-57	-55	-58	-55
53801	Schwarze Elster	237	315	773	-69	-59	-68	-61
54901	Mulde	920	1229	2300	-60	-47	-61	-50
56901	Saale	2308	2896	7224	-68	-60	-68	-62
58901	Havel	817	1212	3893	-79	-69	-76	-69
59311	Elbe	5523	7342	18254	-70	-60	-69	-62
69001	Oder	240	399	741	-68	-46	-67	-47
	Nordseeküste	5881	5929	11228	-48	-47	-48	-44
	Ostseeküste	1127	1206	3332	-66	-64	-68	-65
	Nordsee	27142	29816	77169	-65	-61	-66	-62
	Ostsee	1368	1605	4073	-66	-61	-67	-62
	Schwarzes Meer	4654	4970	10538	-56	-53	-57	-53
	Deutschland	33163	36391	91780	-64	-60	-65	-61

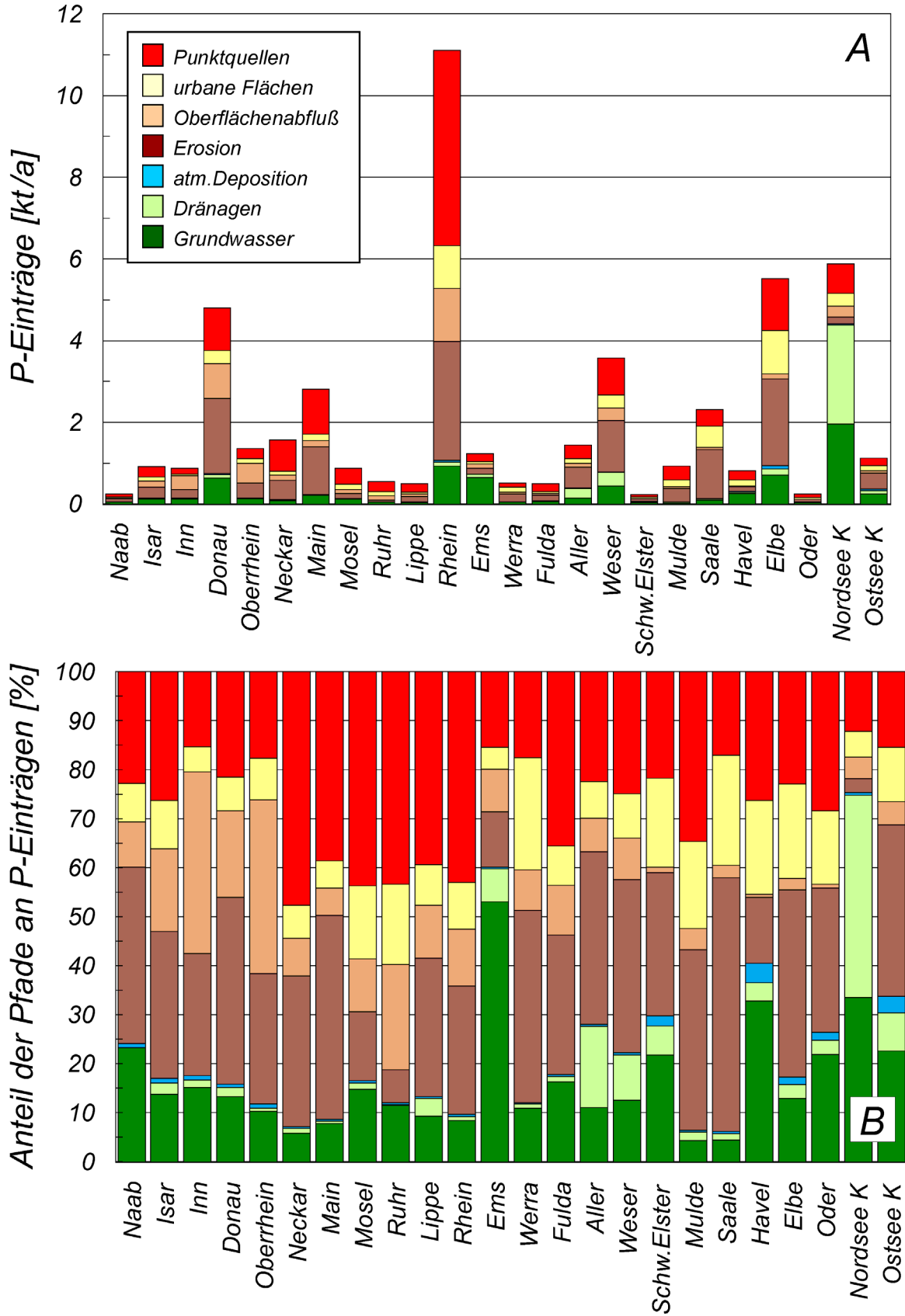
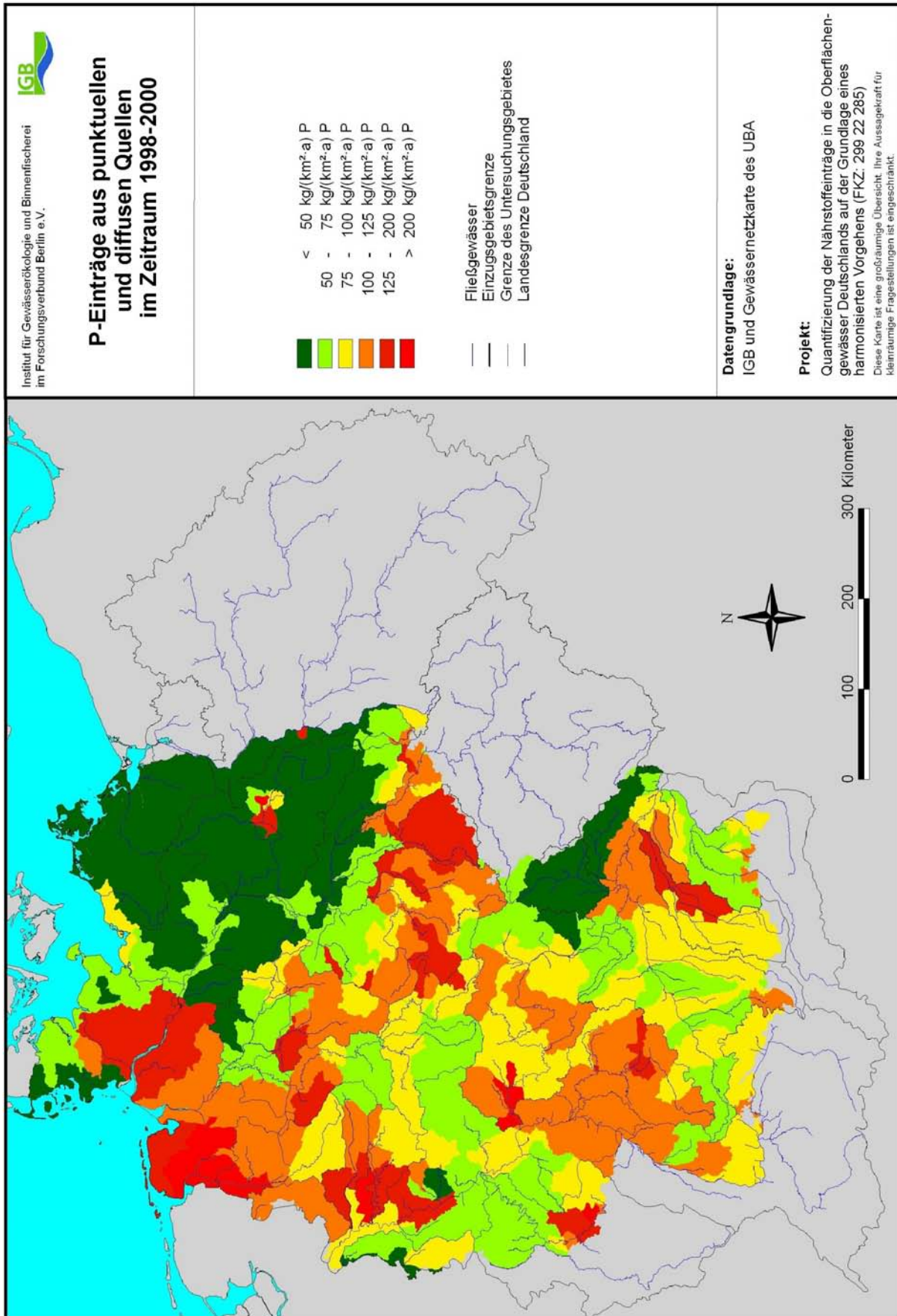
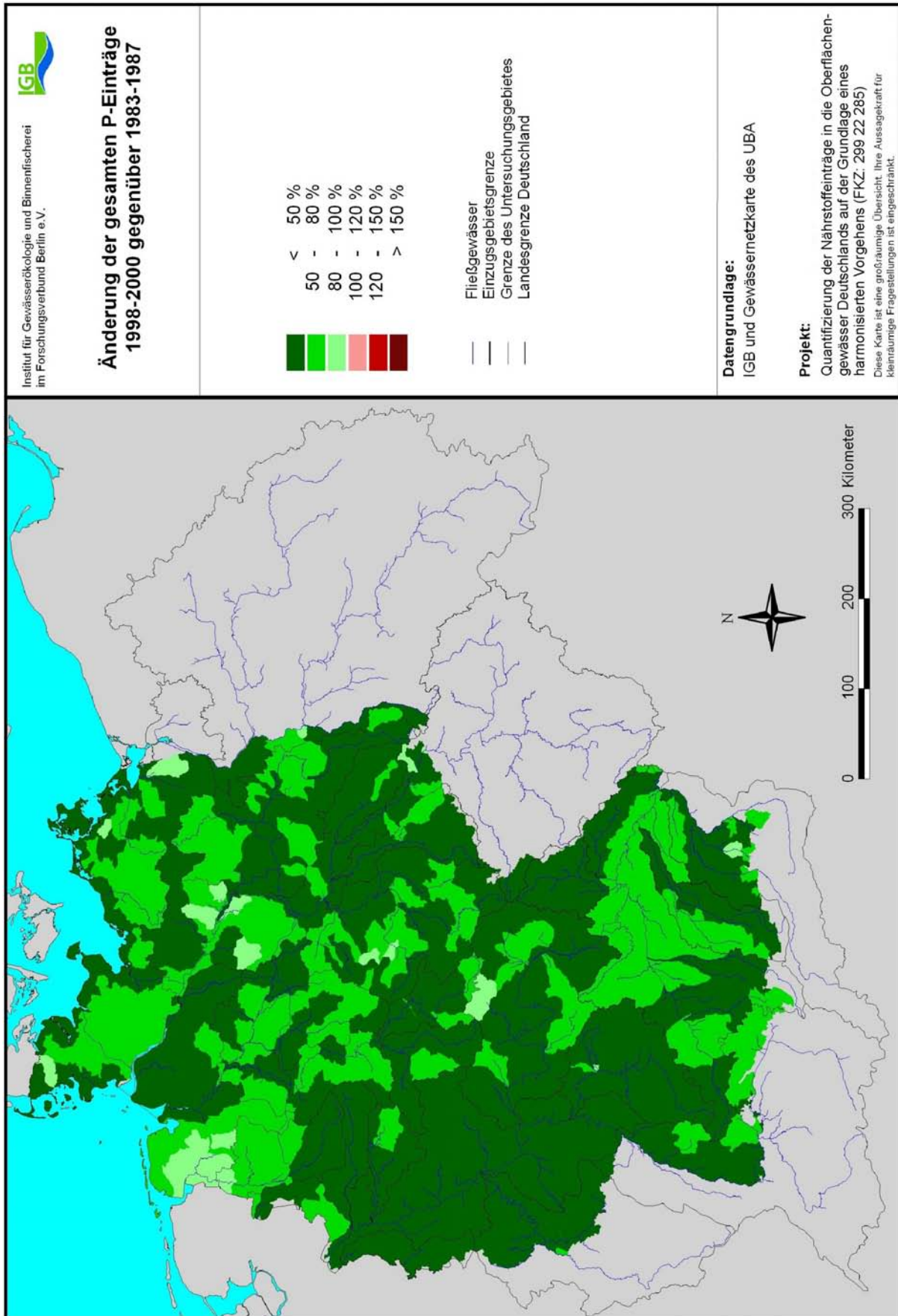


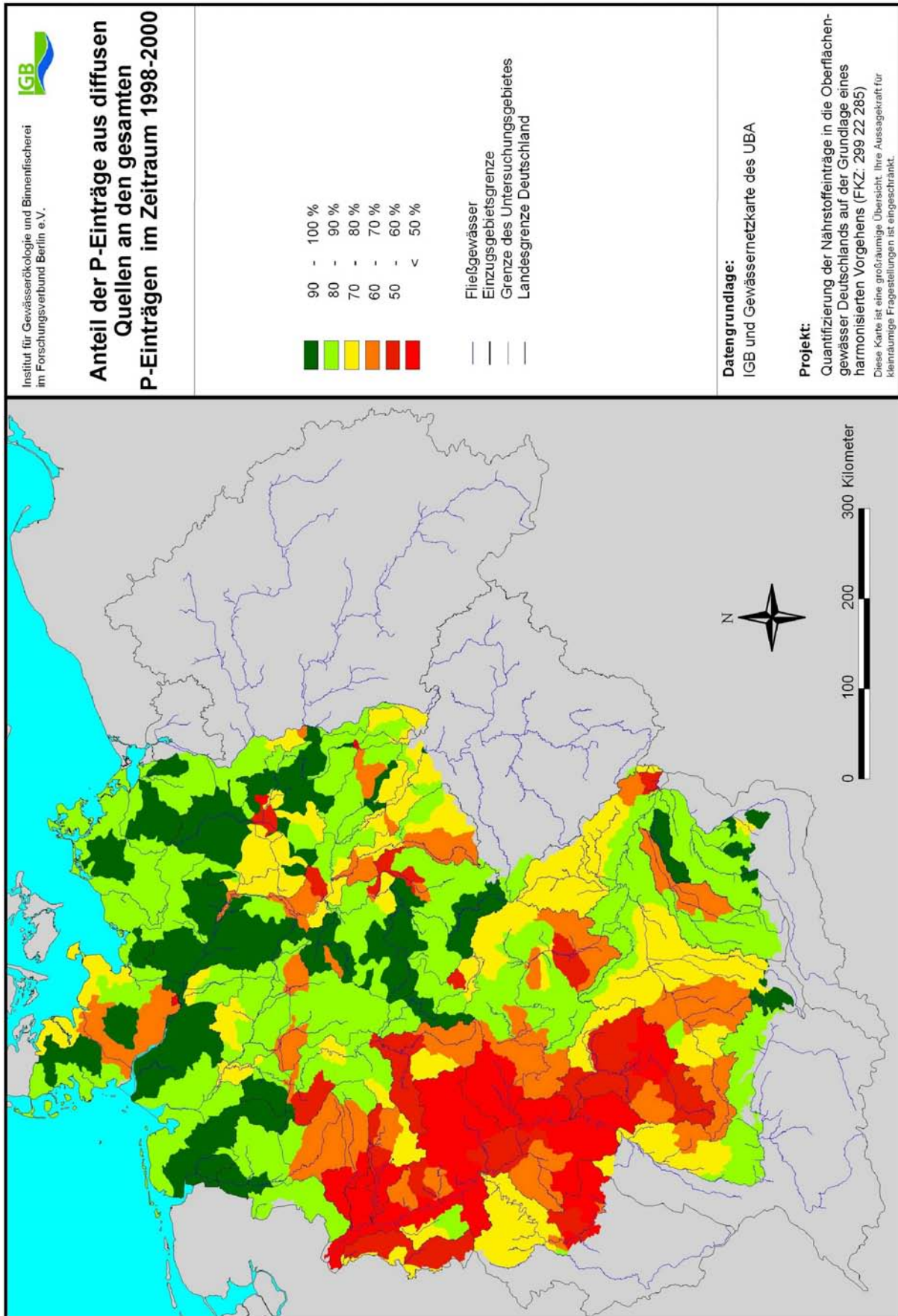
Abb. 4.4: Phosphoreinträge (A) und Anteile der Eintragspfade an den gesamten P-Einträgen (B) für ausgewählte Flussgebiete Deutschlands.



Karte 4.34: Gesamte spezifische Phosphoreinträge aus diffusen und punktförmigen Quellen im Zeitraum 1998 bis 2000.



Karte 4.35: Veränderung der Summe aller Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer von 1983-1987 bis 1998-2000.



Karte 4.36: Anteil der diffusen Quellen an den gesamten Phosphoreinträge im Zeitraum 1998-2000.

Tabelle 4.28: Anteil der Einträge aus diffusen Quellen (ED_{NP}) an den gesamten Phosphor- und Stickstoffeinträgen (EG_{NP}) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000

ADR	GEWÄSSER	ED_P/EG_P			ED_N/EG_N		
		1998-00	1993-97	1983-87	1998-00	1993-97	1983-87
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	77	62	42	95	85	85
16902	Isar	73	68	25	80	68	67
18902	Inn	82	71	37	94	84	70
19101	Donau	78	70	36	89	80	75
23704	Oberrhein	81	66	37	84	67	59
23801	Neckar	53	50	18	69	59	49
24901	Main	61	60	28	74	61	56
26901	Mosel	56	52	36	76	73	66
27601	Ruhr	57	54	27	69	53	57
27801	Lippe	61	59	19	81	67	63
27903	Rhein	56	51	20	69	57	47
37602	Ems	85	80	45	94	80	68
41002	Werra	83	83	51	94	88	86
42001	Fulda	65	61	40	81	74	80
48901	Aller	78	70	32	86	72	66
49103	Weser	75	70	36	87	74	69
53801	Schwarze Elster	79	67	34	81	77	80
54901	Mulde	66	53	37	84	73	63
56901	Saale	83	69	33	83	65	54
58901	Havel	74	63	25	65	60	51
59311	Elbe	77	65	31	79	69	58
69001	Oder	72	46	27	64	52	56
	Nordseeküste	88	81	49	91	80	71
	Ostseeküste	85	78	29	88	82	77
	Nordsee	71	64	30	79	67	57
	Ostsee	82	70	29	85	78	75
	Schwarzes Meer	78	70	36	89	80	75
	Deutschland	73	65	30	81	70	60

Stickstoff

Die Tabelle 4.29, die Abbildung 4.5 und die Karten 4.37 bis 4.39 zeigen die N-Einträge aller Eintragspfade in die Oberflächengewässer Deutschlands für die Zeiträume 1998-2000, 1993-1997 sowie 1983-1987. Die Höhe der gesamten Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer lag danach für alle deutschen Flussgebietsteile im Zeitraum 1998-2000 bei 688 kt/a N. Davon entstammen nunmehr 81 % diffusen Quellen. Damit ist der Anteil der Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen im Vergleich zu den vorhergehenden Untersuchungszeiträumen um jeweils ca. 10 % angestiegen, obwohl die diffusen Stickstoffeinträge ebenfalls abgenommen haben. Im Zeitraum 1983-1987 waren die gesamten Stickstoffeinträge mit 1.088 kt/a N noch um 400 kt/a N höher, d. h. die Stickstoffeinträge haben insgesamt um 37 % abgenommen. Unter gleichen hydrologischen Bedingungen, wie im Zeitraum 1983-1987, würde der Rückgang 39 % betragen. Die größten Verminderungen wurden mit 50 % und mehr vor allem im Elbeeinzugsgebiet erreicht. Damit könnte zumindest im Einzugsgebiet der Elbe die Zielstellung einer Verminderung der gesamten Einträge um 50 % seit 1985 bzw. 1987 erfüllt worden sein. Im deutschen Teil des Odereinzugsgebietes steht die Erreichung dieser Zielstellung kurz bevor und auch im Rheingebiet und Ostseegebiet kommt man mit einer Reduzierung der N-Einträge um 44 % bei abflussnormierten Bedingungen der Erfüllung der Zielstellung bereits nahe. Demgegenüber ist man in den Gebieten der Ems, der Nordseeküste mit einer Reduzierung der N-Einträge von 8 bis 12 % noch sehr weit von der Erfüllung dieser Zielstellung entfernt. Die geringe Reduzierung in diesen Gebieten ist auch die Ursache dafür, dass für das gesamte deutsche Nordsee-einzugsgebiet nur eine Reduzierung von ca. 40 % ermittelt werden konnte.

Wie die Abbildung 4.5, die Tabelle 4.26 und die Karte 4.39 zeigen, ist der Anteil der N-Einträge aus Punktquellen an der gesamten Stickstoffbelastung in den Flussgebieten mit sehr hoher Bevölkerungsdichte (Isar, Neckar, Main, Ruhr, Rhein, Saale und Havel) mit 30 % und mehr noch vergleichsweise hoch. In der Havel und der Oder sind die N-Einträge aus Punktquellen noch größer als die N-Einträge über das Grundwasser, dem dominanten diffusen Eintragspfad. Demgegenüber liegt der Anteil der N-Einträge aus Punktquellen in Naab, Inn, Donau, Ems, Werra und dem Gebiet der Ostseeküste lediglich in einem Bereich von 5 % bis 20 %.

Die höchsten flächenspezifischen N-Einträge konnten auch im Zeitraum 1998-2000 mit mehr als 27 kg/(ha·a) N für die Flussgebiete von Lippe, Ems, Inn und der Nordseeküste berechnet werden, wobei die Ursache insbesondere in den sehr hohen N-Einträgen aus diffusen Quellen zu suchen ist. Auch in Neckar, Ruhr und Isar liegen die spezifischen N-Einträge noch bei 25 kg/(ha·a) N, jedoch tragen bei diesen Flussgebieten auch die überdurchschnittlich hohen Einträge aus Punktquellen mit zu der hohen Gesamtbelastung bei. Die geringsten flächenspezifischen N-Einträge wurden mit weniger als 10 kg/(ha·a) N für das Flussgebiet der Havel und das deutsche Einzugsgebiet der Oder festgestellt.

Tabelle 4.29: Summe der diffusen und punktförmigen Stickstoffeinträge (EG_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EG _N			Veränderung		Veränderung Q-normiert	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985	2000/1985	1995/1985
		[t N/a]	[t N/a]	[t N/a]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	8020	7940	11110	-28	-29	-29	-19
16902	Isar	21090	25250	28520	-26	-11	-32	-17
18902	Inn	22190	20140	24090	-8	-16	-22	-15
19101	Donau	122650	127130	152370	-20	-17	-25	-16
23704	Oberrhein	23430	24110	36270	-35	-34	-41	-34
23801	Neckar	35430	42140	60440	-41	-30	-42	-31
24901	Main	50090	57310	81740	-39	-30	-43	-31
26901	Mosel	20380	18460	27490	-26	-33	-33	-31
27601	Ruhr	11210	12760	14340	-22	-11	-24	-12
27801	Lippe	13590	16190	18170	-25	-11	-26	-14
27903	Rhein	230960	258340	395030	-42	-35	-44	-35
37602	Ems	25100	26970	27360	-8	-1	-13	-7
41002	Werra	10000	9010	12810	-22	-30	-29	-29
42001	Fulda	13490	12890	15990	-16	-19	-20	-15
48901	Aller	22320	25200	38360	-42	-34	-43	-32
49103	Weser	65540	69300	100620	-35	-31	-38	-29
53801	Schwarze Elster	5820	6930	11360	-49	-39	-43	-35
54901	Mulde	16490	18900	32860	-50	-42	-52	-43
56901	Saale	35150	49180	81830	-57	-40	-55	-41
58901	Havel	19010	25720	46730	-59	-45	-54	-44
59311	Elbe	102290	134120	230680	-56	-42	-53	-42
69001	Oder	3990	5480	7870	-49	-30	-48	-30
	Nordseeküste	106880	107650	121350	-12	-11	-18	-12
	Ostseeküste	30130	32590	52430	-43	-38	-44	-37
	Nordsee	530770	596380	875040	-39	-32	-41	-32
	Ostsee	34120	38070	60300	-43	-37	-44	-36
	Schwarzes Meer	123080	127450	152710	-19	-17	-25	-16
	Deutschland	687970	761900	1088050	-37	-30	-39	-30

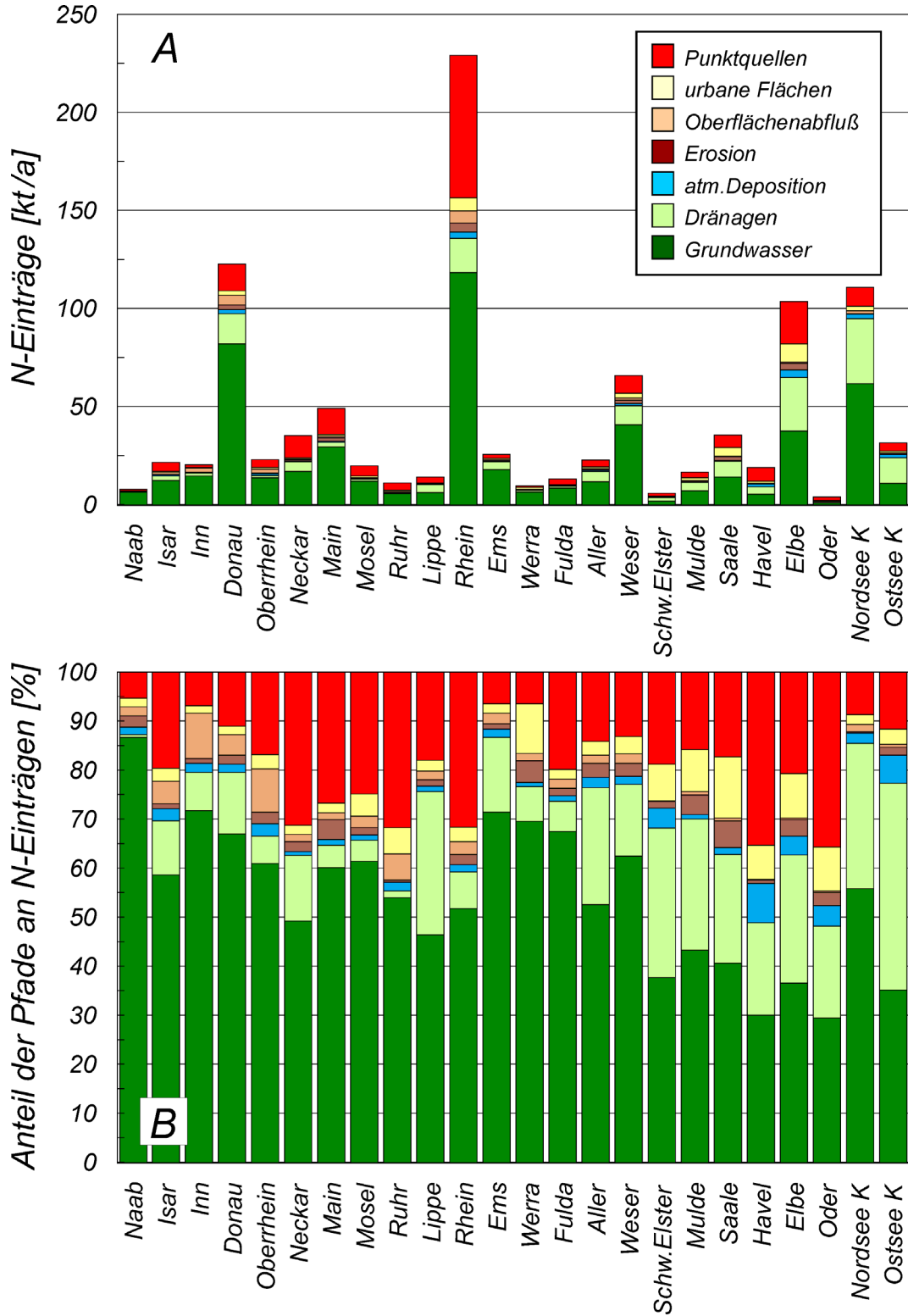
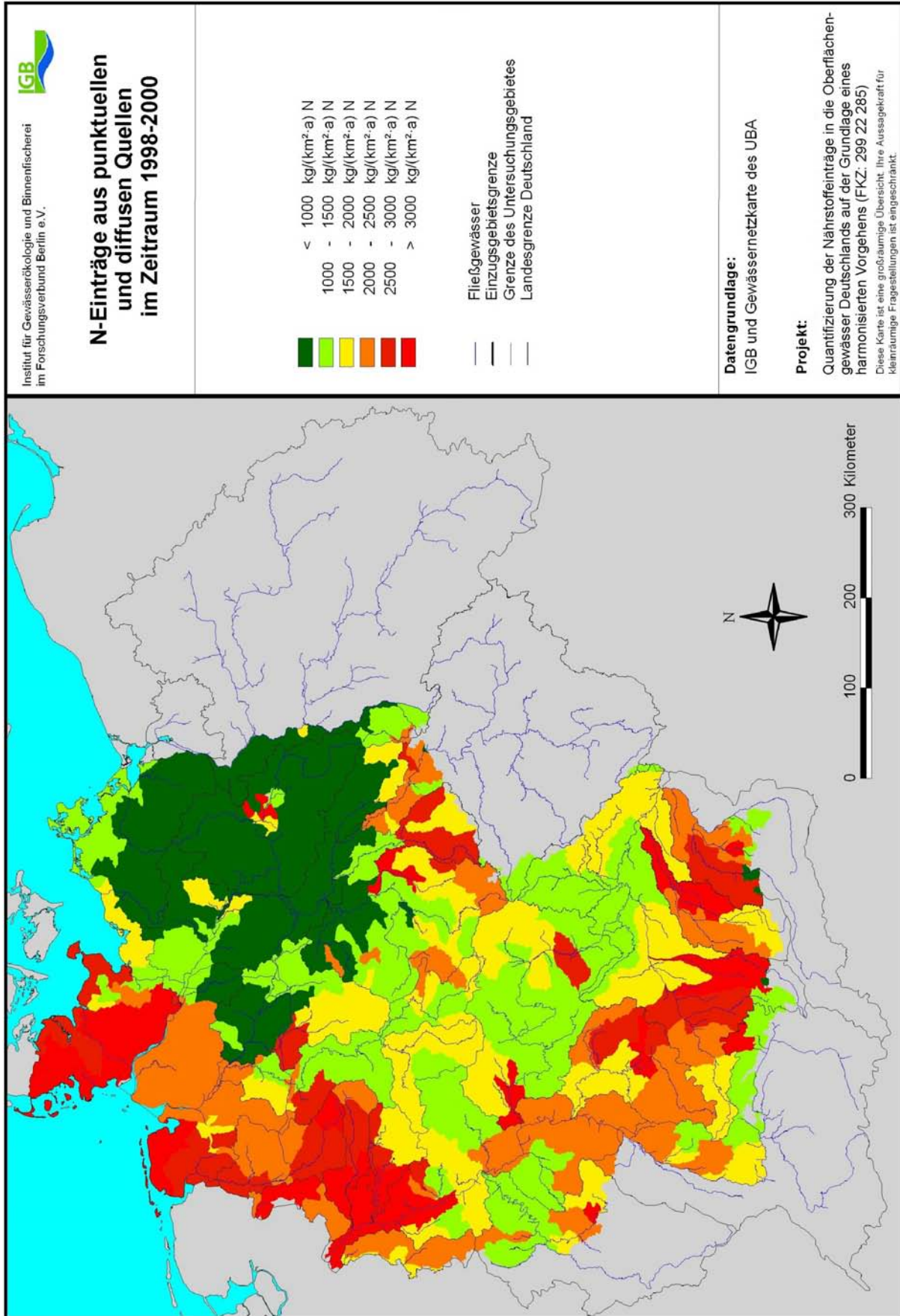
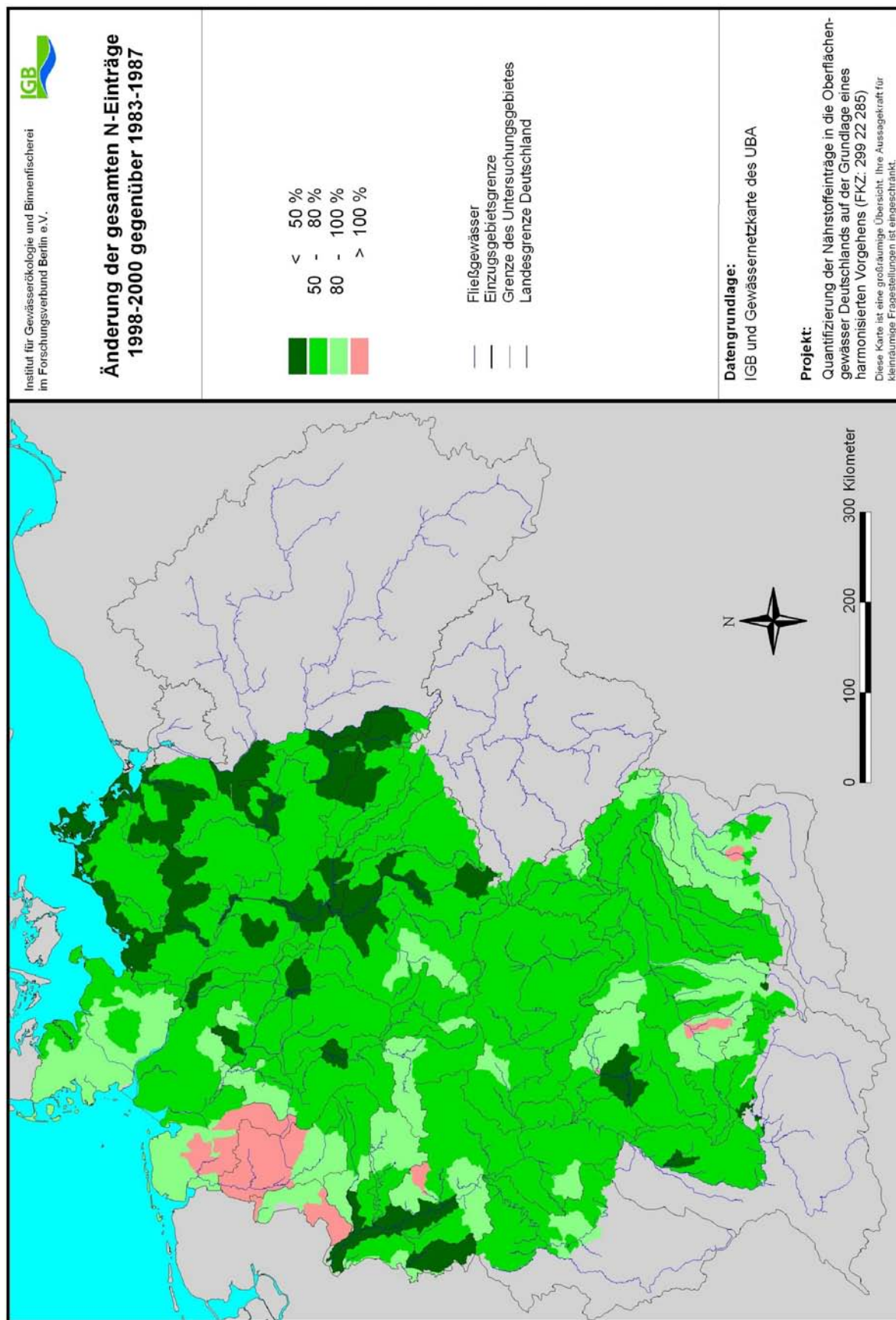


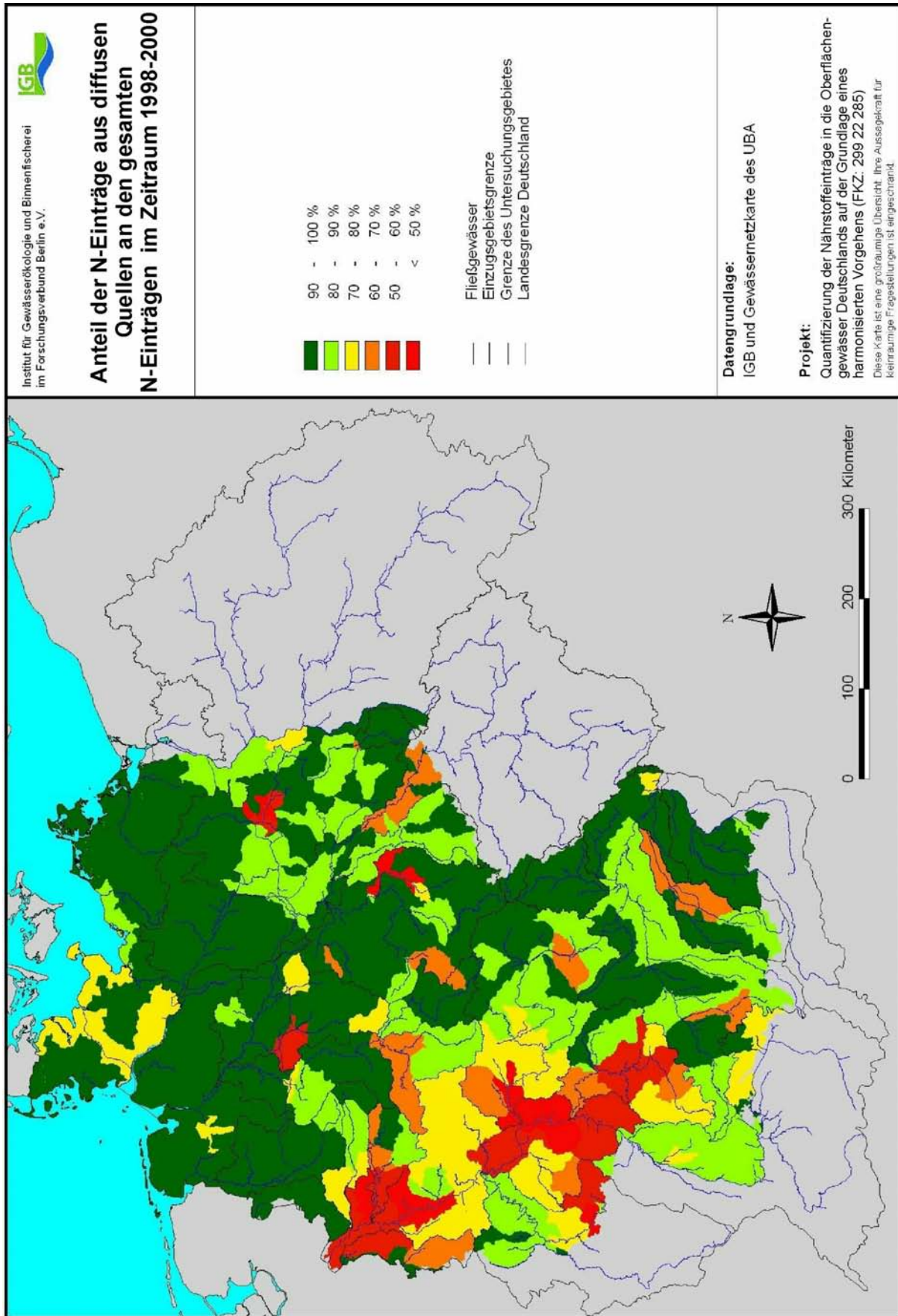
Abb. 4.5: Stickstoffeinträge (A) und Anteile der Eintragspfade an den gesamten N-Einträgen (B) für ausgewählte Flussgebiete Deutschlands.



Karte 4.37: Gesamte spezifische Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen im Zeitraum 1998 bis 2000.



Karte 4.38: Veränderung der gesamten Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen von 1983-1987 bis 1998-2000.



Karte 4.39: Anteil der Einträge aus diffusen Quellen an den gesamten Stickstoffeinträgen im Zeitraum 1998-2000.

4.1.4 Quantifizierung der Hintergrundbelastung für die Nährstoffe in den Flussgebieten

Die bisherigen Untersuchungen zu den Stoffeinträgen waren allein auf die Eintragspfade bezogen. Dies lässt nur begrenzt eine Analyse der Verursacher dieser Einträge zu. Insbesondere kann man bei einer alleinigen Betrachtung der diffusen Nährstoffeinträge auf Basis der Pfade nicht den Anteil der Landwirtschaft an diesen Einträgen quantifizieren. Dies wird erst möglich, wenn zusätzlich auch die Hintergrundbelastung, d.h. die Größe der Nährstoffeinträge ohne menschlichen Einfluss bekannt oder durch Modellberechnungen ermittelt werden kann.

Die Tabelle 4.30 und die Karten 4.40 bis 4.43 geben einen Überblick zu den berechneten Nährstoffeinträgen und -konzentrationen unter Hintergrundbedingungen und insbesondere zu den regionalen Unterschieden.

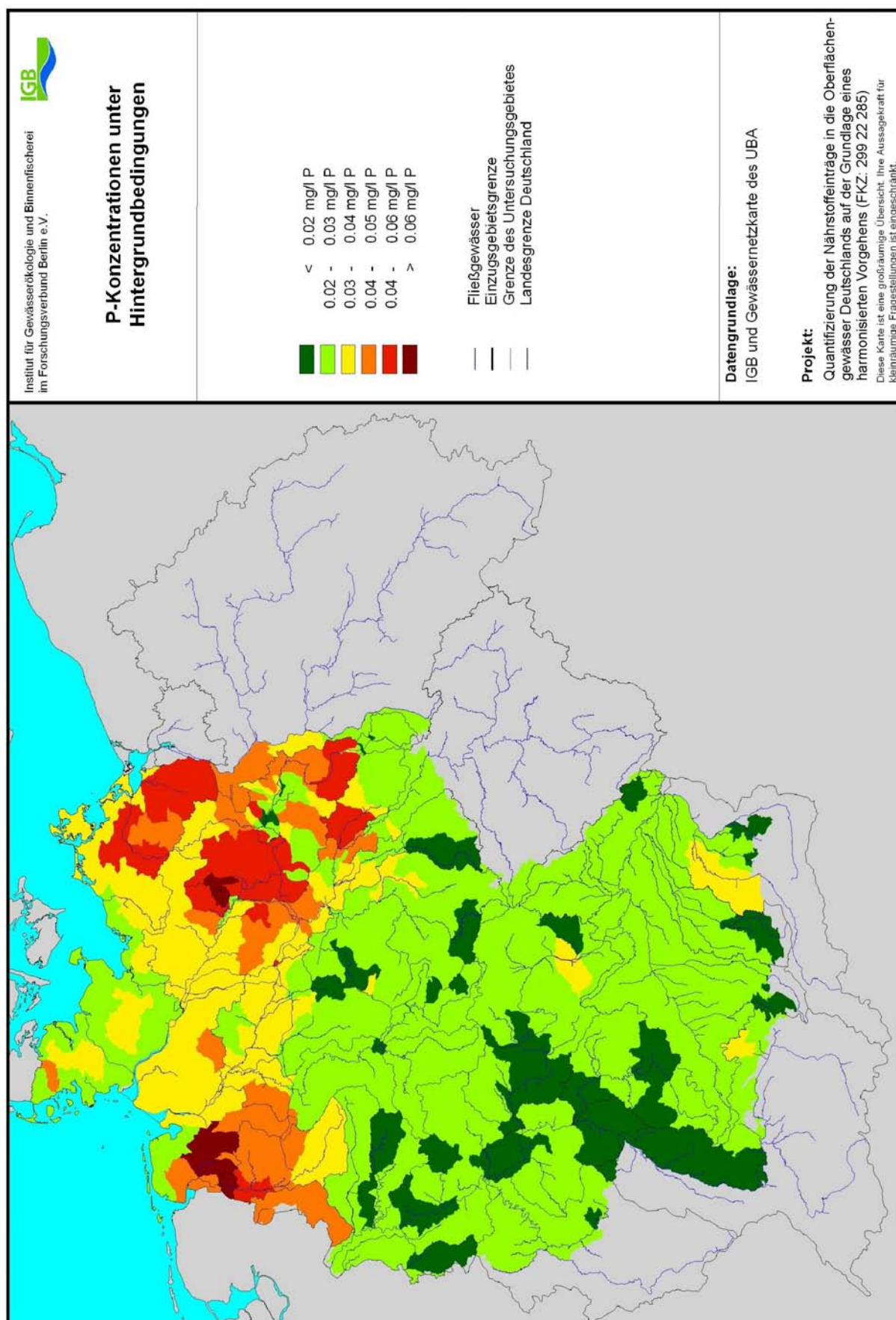
Für die P-Konzentrationen der Einträge bei Hintergrundbedingungen kann man davon ausgehen, dass sie nach den Modellberechnungen bis auf die Gebiete des Norddeutschen Flachlandes nicht über 30 µg/l P liegen. Im Flachland selbst könnten insbesondere in Abhängigkeit von dem Vorhandensein von Moorflächen und aneroben Bedingungen im Grundwasser und im natürlichen Interflow die P-Konzentrationen in einem Bereich von 30 bis 60 µg/l P gelegen haben. In Ausnahmefällen, wie im Emsgebiet wäre es sogar möglich, dass die P-Konzentrationen sogar über 60 µg/l P gelegen haben.

Das sich aus den Berechnungen ergebende Bild bezüglich der Hintergrundeinträge für Phosphor ist in Karte 4.41 dargestellt und steht im deutlichen Gegensatz zu dem Bild der P-Konzentrationen. Demnach kann man mit den höchsten P-Einträgen bei Hintergrundbedingungen sowohl in den Flüssen des Alpengebietes als auch des Nordwestdeutschen Tieflandes rechnen. Die niedrigsten P-Einträge bei Hintergrundbedingungen wurden für die mitteldeutschen Flussgebiete sowie die des Nordostdeutschen Tieflandes und für das Maingebiet berechnet.

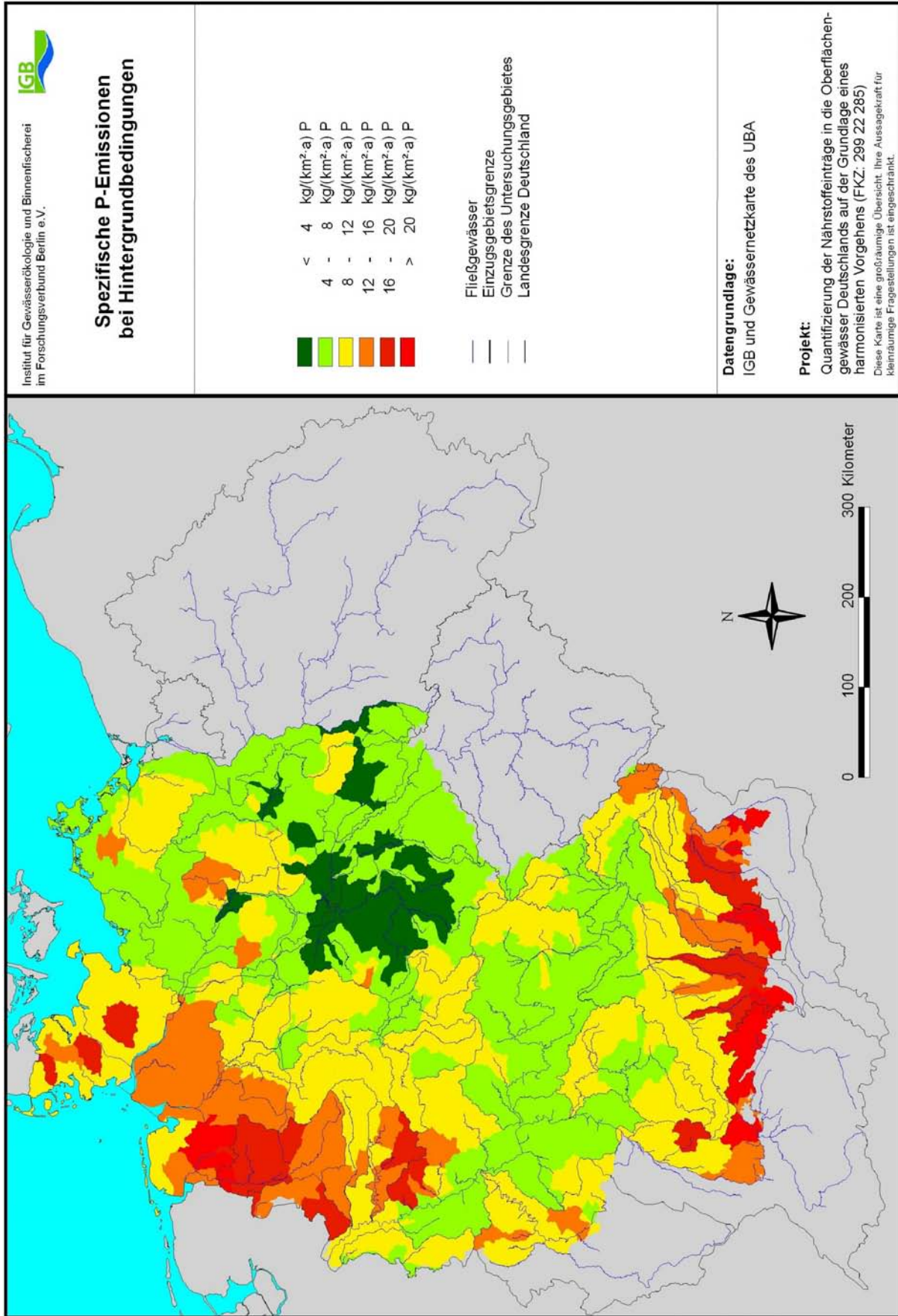
Die Werte für die mittlere Konzentration der Stickstoffeinträge unter Hintergrundbedingungen liegen nach Karte 4.42 bei der Mehrzahl der Flussgebiete in einem Bereich von 0,4 bis 1,0 mg/l N. Lediglich im Gebiet von Peene und Uecker könnte man nach den Modellberechnungen N-Konzentrationen von weniger als 0,4 mg/l N erwarten. Die höchsten N-Konzentrationen werden für die Flussgebiete des Festgesteinsbereiches berechnet, die durch eine relativ geringe Abflusspende charakterisiert sind (Thüringer Wald und Erzgebirge einschließlich Vorland, Maingebiet). Bei den Stickstoffeinträgen unter Hintergrundbedingungen, die in Karte 4.43 dargestellt sind, sind Gebiete mit sehr geringen Einträgen im Ostdeutschen Lockergesteinsbereiches deutlich von den übrigen Flussgebieten Deutschlands abgegrenzt. Überdurchschnittlich hohe Hintergrundeinträge werden dagegen nur in den Alpenflüssen berechnet.

Tabelle 4.30: Hintergrundeintrag (EHG_{NP}) und -konzentration (CHG_{NP}) von Phosphor und Stickstoff bei normierten hydrologischen Bedingungen (Zeitraum 1993-1997).

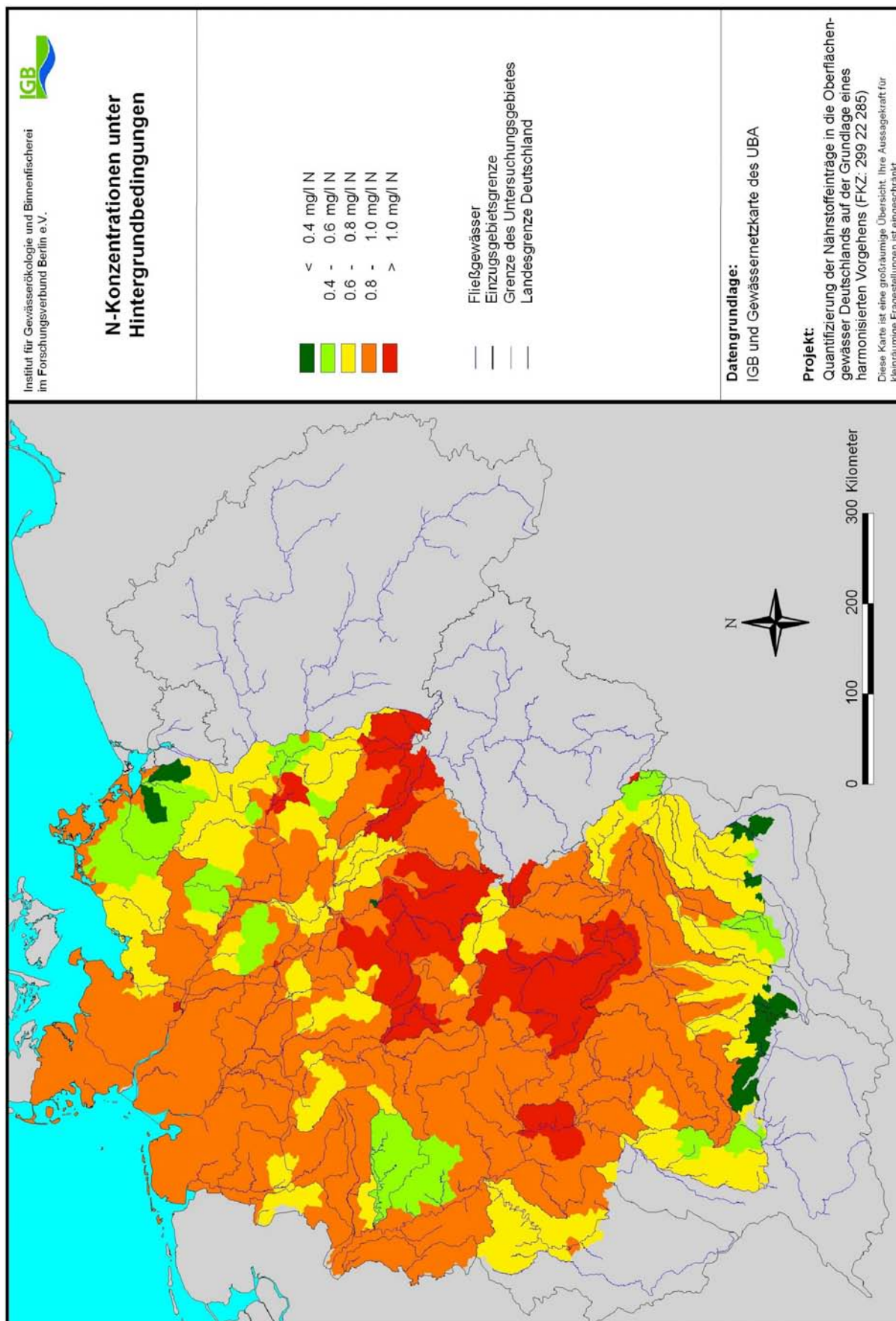
ADR	GEWÄSSER	EHG _P	CHG _P	EHG _N	CHG _N
		[t/a P]	[mg/l P]	[t/a N]	[mg/l N]
14902	Naab	40	0,024	1560	0,92
16902	Isar	147	0,033	3030	0,62
18902	Inn	195	0,065	3180	0,44
19101	Donau	793	0,047	18830	0,56
23704	Oberrhein	275	0,037	4540	0,48
23801	Neckar	129	0,022	5040	0,86
24901	Main	202	0,024	8190	0,97
26901	Mosel	107	0,023	3320	0,76
27601	Ruhr	69	0,024	1470	0,51
27801	Lippe	53	0,029	1520	0,82
27903	Rhein	1087	0,030	32990	0,65
37602	Ems	151	0,044	2860	0,84
41002	Werra	44	0,024	1730	0,95
42001	Fulda	59	0,025	2130	0,91
48901	Aller	127	0,027	4100	0,87
49103	Weser	335	0,027	11100	0,89
53801	Schwarze Elster	31	0,033	770	0,98
54901	Mulde	43	0,024	1510	0,88
56901	Saale	106	0,025	4380	1,05
58901	Havel	174	0,041	2120	0,78
59311	Elbe	506	0,028	11970	0,97
69001	Oder	23	0,034	360	0,83
	Nordseeküste	493	0,036	12000	0,89
	Ostseeküste	186	0,035	3190	0,72
	Nordsee	2572	0,030	70920	0,76
	Ostsee	210	0,034	3560	0,79
	Schwarzes Meer	796	0,047	18890	0,56
	Deutschland	3578	0,034	93370	0,71



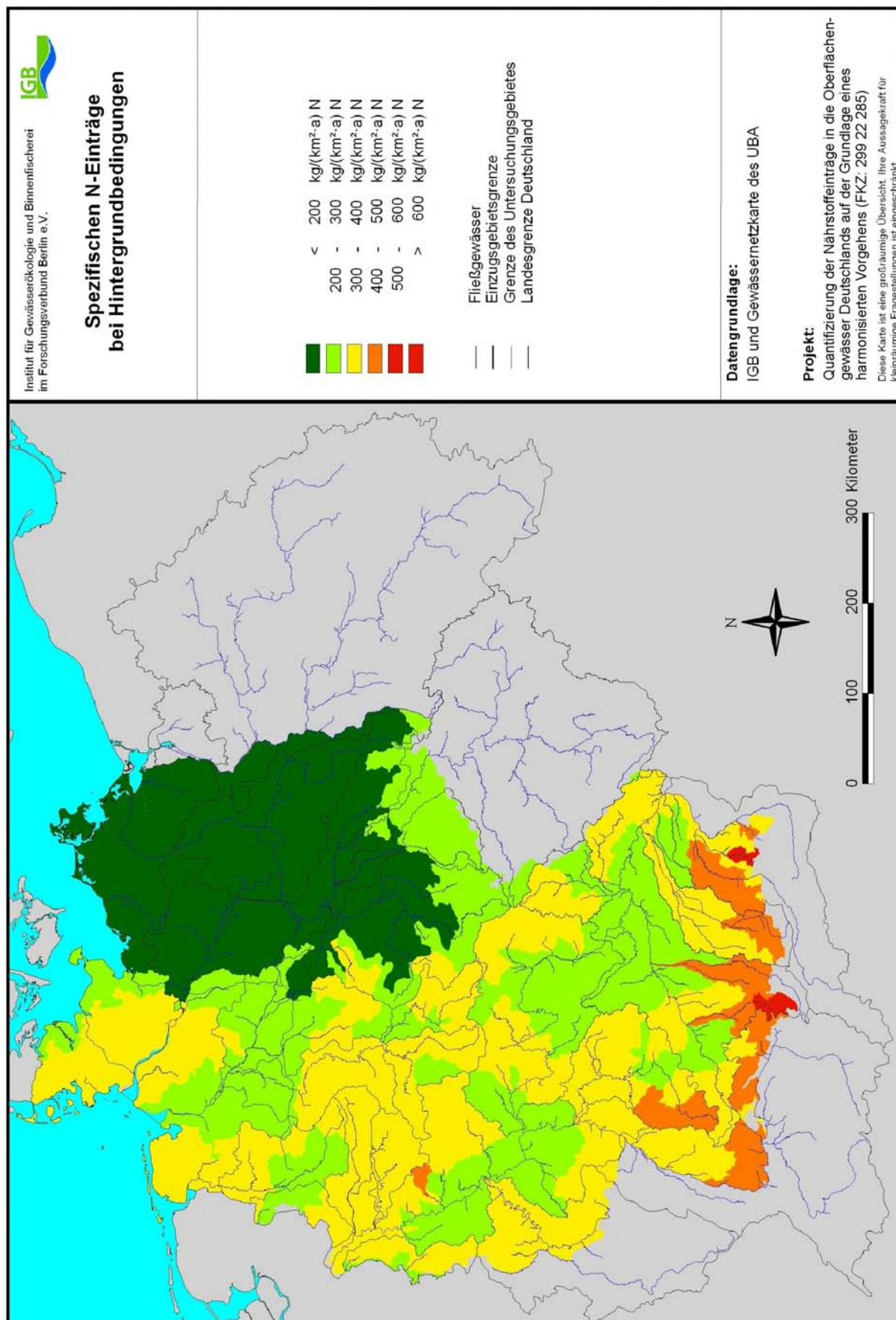
Karte 4.40: Durchflussgewichtete mittlere Phosphorkonzentration der Einträge unter Hintergrundbedingungen.



Karte 4.41: Flächenspezifische P-Einträge unter Hintergrundbedingungen.



Karte 4.42: Durchflussgewichtete mittlere Stickstoffkonzentration der Einträge unter Hintergrundbedingungen.



Karte 4.43: Flächenspezifische Stickstoffeinträge unter Hintergrundbedingungen.

Nach den Modelluntersuchungen kann man davon ausgehen, dass im Gesamtgebiet der Flussgebiete Deutschlands ca. 93000 t/a N und 3600 t/a P von Nährstoffeinträgen verursacht werden die den Hintergrundbedingungen entsprechen.

4.2 Quantifizierung Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer nach Verursacherbereichen

Nachdem die Nährstoffeinträge bei Hintergrundbedingungen abgeschätzt wurden, ist es nun auch möglich, für die einzelnen Flussgebiete den anthropogen verursachten Anteil an den aktuellen Nährstoffeinträgen zu berechnen und auch bei den Nährstoffeinträgen aus diffusen Quellen zwischen der Verursachergruppe Land- und Forstwirtschaft sowie anderen Verursachern (hauptsächlich Siedlungsentwässerung) zu unterscheiden. Das Ergebnis der entsprechenden Berechnungen ist in den Tabellen 4.31 bis 4.36 dargestellt. Dabei wird jeweils der absolute Wert der anthropogen und landwirtschaftlich verursachten Nährstoffeinträge für die untersuchten Flussgebiete angegeben. Da auch die relativen Abweichungen von den Hintergrundbedingungen insbesondere für die weiteren Analysen im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie von Interesse sind, werden diese ebenfalls in den Tabellen 4.33 und 4.36 und in den Karten 4.44 bis 4.47 gezeigt. Dabei ist zu beachten, dass die Angaben zu den anthropogenen und landwirtschaftlich verursachten P- und N-Einträgen sich jeweils auf die Belastungssituation für den Zeitraum 1998-2000 unter normierten Abflussbedingungen (Zeitraum 1993-1997) beziehen.

Obwohl in den zurückliegenden 15 Jahren beträchtliche Anstrengungen zur Senkung der Nährstoffeinträge in die Flussgebiet unternommen worden sind und sowohl die Einträge als auch die Frachten insbesondere bei Phosphor fast flächendeckend um mehr als 50 % reduziert worden sind, zeigen die Karten 4.44 bis 4.47, dass wir noch sehr weit von den Hintergrundbedingungen entfernt sind. Bis auf einige Ausnahmen im Bereich des Bodensees, der Alpenflüsse, der Nordseeküste und des Nordostdeutschen Tieflandes liegen die anthropogen verursachten P-Einträge noch in fast allen Flussgebieten über dem Fünf- bis Sechsfachen des Hintergrundwertes. Würde man davon ausgehen, dass der nach der WRRL anzustrebende gute ökologische Zustand bezüglich der Eintragungssituation beim doppelten Hintergrundwert erreicht werden kann, so könnte man heute nur für Teile des Bodenseeeinzugsgebietes feststellen, dass die Zielstellung für Phosphor näherungsweise erreicht sein könnte. Bei den landwirtschaftlich verursachten P-Einträgen sind die Abweichungen zum Hintergrundzustand zwar insgesamt deutlich geringer, jedoch liegen auch für diesen Verursacher die gegenwärtigen P-Einträge insbesondere in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten über dem Fünffachen der Hintergrundwerte.

Für Stickstoff ist das Bild hinsichtlich der Abweichung der gegenwärtigen Eintragungssituation von den Hintergrundbedingungen noch drastischer. Würde auch hier postuliert werden, dass der gute ökologische Zustand bei den doppelten Hintergrundwerten erreicht werden könnte, wäre dies in keinem Einzugsgebiet bereits Realität.

Tabelle 4.31: Anthropogen verursachte Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (EANT_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EANT _P			Veränderung	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/aP]	[%]	[%]
14902	Naab	182	234	502	-64	-53
16902	Isar	721	773	2422	-70	-68
18902	Inn	462	540	1394	-67	-61
19101	Donau	3681	4169	9722	-62	-57
23704	Oberrhein	837	1038	2322	-64	-55
23801	Neckar	1489	1620	6066	-75	-73
24901	Main	2531	2584	6947	-64	-63
26901	Mosel	745	839	2104	-65	-60
27601	Ruhr	478	507	1505	-68	-66
27801	Lippe	449	466	1484	-70	-69
27903	Rhein	9566	10399	36474	-74	-71
37602	Ems	1084	1149	2323	-53	-51
41002	Werra	463	460	1079	-57	-57
42001	Fulda	405	432	941	-57	-54
48901	Aller	1310	1477	3444	-62	-57
49103	Weser	3174	3423	7971	-60	-57
53801	Schwarze Elster	229	289	777	-71	-63
54901	Mulde	923	1188	2416	-62	-51
56901	Saale	2293	2793	7471	-69	-63
58901	Havel	850	1100	3832	-78	-71
59311	Elbe	5572	6931	18663	-70	-63
69001	Oder	235	382	743	-68	-49
	Nordseeküste	5022	5437	10120	-50	-46
	Ostseeküste	966	1053	3290	-71	-68
	Nordsee	24418	27340	75552	-68	-64
	Ostsee	1201	1436	4033	-70	-64
	Schwarzes Meer	3685	4173	9731	-62	-57
	Deutschland	29304	32949	89316	-67	-63

Tabelle 4.32: Anthropogen verursachte Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer (EANT_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

ADR	GEWÄSSER	EANT _N			Veränderung	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]
14902	Naab	5300	6380	8050	-34	-21
16902	Isar	17210	22210	26790	-36	-17
18902	Inn	15080	16960	20250	-26	-16
19101	Donau	93420	108300	130240	-28	-17
23704	Oberrhein	16270	19570	30830	-47	-37
23801	Neckar	29900	37100	55050	-46	-33
24901	Main	38230	49120	73410	-48	-33
26901	Mosel	14390	15150	23070	-38	-34
27601	Ruhr	9440	11280	12980	-27	-13
27801	Lippe	12290	14680	17220	-29	-15
27903	Rhein	183710	225360	357130	-49	-37
37602	Ems	22090	24110	25970	-15	-7
41002	Werra	7150	7280	10770	-34	-32
42001	Fulda	9700	10760	12730	-24	-15
48901	Aller	16800	21100	32640	-49	-35
49103	Weser	47990	58190	84680	-43	-31
53801	Schwarze Elster	5250	6160	9790	-46	-37
54901	Mulde	14120	17390	31330	-55	-44
56901	Saale	32280	44800	77970	-59	-43
58901	Havel	18910	23600	43510	-57	-46
59311	Elbe	96370	122150	219290	-56	-44
69001	Oder	3720	5120	7450	-50	-31
	Nordseeküste	87820	95650	109320	-20	-13
	Ostseeküste	25850	29400	48300	-46	-39
	Nordsee	437980	525460	796390	-45	-34
	Ostsee	29570	34520	55750	-47	-38
	Schwarzes Meer	93660	108560	130540	-28	-17
	Deutschland	561220	668530	982670	-43	-32

Tabelle 4.33: Verhältnis der anthropogen verursachten Phosphor- und Stickstoffemissionen ($EANT_{NP}$) zum Hintergrundwert (EH_{NP}) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000

ADR	GEWÄSSER	$EANT_P/EH_P$			$EANT_N/EH_N$		
		1998-00	1993-97	1983-87	1998-00	1993-97	1983-87
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	452	581	1246	340	409	516
16902	Isar	492	528	1652	568	733	884
18902	Inn	237	277	715	474	533	637
19101	Donau	464	525	1225	496	575	692
23704	Oberrhein	305	378	845	358	431	679
23801	Neckar	1150	1251	4684	593	736	1092
24901	Main	1254	1281	3443	467	600	896
26901	Mosel	693	781	1957	433	456	695
27601	Ruhr	696	738	2190	642	767	883
27801	Lippe	844	874	2786	809	966	1133
27903	Rhein	880	957	3356	557	683	1083
37602	Ems	720	764	1544	772	843	908
41002	Werra	1047	1038	2439	413	421	623
42001	Fulda	684	731	1592	455	505	598
48901	Aller	1033	1165	2716	410	515	796
49103	Weser	946	1021	2376	432	524	763
53801	Schwarze Elster	883	1118	3002	682	800	1271
54901	Mulde	2278	2932	5963	935	1152	2075
56901	Saale	2217	2700	7222	737	1023	1780
58901	Havel	757	979	3411	892	1113	2052
59311	Elbe	1356	1686	4540	805	1020	1832
69001	Oder	1425	2314	4496	1033	1422	2069
	Nordseeküste	1019	1104	2054	732	797	911
	Ostseeküste	633	691	2158	810	922	1514
	Nordsee	986	1104	3051	618	741	1123
	Ostsee	711	849	2386	831	970	1566
	Schwarzes Meer	463	524	1222	496	575	691
	Deutschland	851	957	2595	601	716	1052

Auch bei den landwirtschaftlich bedingten Stickstoffeinträgen muss man folgern, dass bei ca. 80 % der Flussgebiete die derzeitigen Einträge noch um mehr als 300 % von der Hintergrundsituation abweichen. In den landwirtschaftlich genutzten Gebieten des Flachlandes und der Donau liegen die Abweichungen sogar oft bei 500 % und mehr.

Die Abbildung 4.6 zeigt die Aufteilung der gegenwärtigen Nährstoffeinträge auf die Verursachergruppen – Punktquellen, Landwirtschaft, andere anthropogene diffuse Einträge und Hintergrund – für die Hauptflussgebiete Deutschlands im Zeitraum 1998-2000 bei normierten Abflussbedingungen (Zeitraum 1993-1997). Demnach liegt der Anteil der Hintergrundbelastung an den gesamten P-Einträgen der Flussgebiete nur im Gebiet des Oberrheins und des Inn bereits über 20 %. Im Rhein und seinen Teilgebieten sind die Punktquellen auch noch heute mit ca. 40 % der Hauptverursacher der Phosphorbelastung der Flüsse. Deutlich wird, dass wahrscheinlich mit Ausnahme des Rheins, der Havel, Fulda und Mulde die Landwirtschaft im Zeitraum 1998-2000 für 40 bis 60 % der Phosphoreinträge verantwortlich zeichnet. Im Einzugsgebiet der Nordseeküste liegt dieser Anteil sogar bei ca. 70 %.

Bei Stickstoff liegt der Anteil des gesamten Verursacherbereiches Land- und Forstwirtschaft an der Summe der Einträge lediglich im Einzugsgebiet der Havel und im deutschen Teil des Odergebietes unterhalb von 50 %. Für das Flussgebiet der Ems kann dagegen davon ausgegangen werden, dass sogar 80 % der Stickstoffeinträge durch landwirtschaftliche Aktivitäten verursacht werden.

Während bei Phosphor davon ausgegangen werden kann, dass durch eine weitere Reduzierung der punktuellen Einträge insbesondere im Rheineinzugsgebiet aber auch in den meisten anderen Flussgebieten noch eine deutliche Eintragsverminderung erreicht werden kann, muss man für Stickstoff folgern, dass in den Flussgebieten der Donau, der Ems, der Werra und der Nord- und Ostseeküste Maßnahmen zur weiteren Verminderung der punktuellen Einträge die Eintragsituation nicht mehr wesentlich verbessern werden. Insbesondere in diesen Gebieten aber auch in allen anderen Flussgebieten, in denen die fünfzigprozentige Reduzierung der N-Einträge noch nicht erreicht worden ist, ist es notwendig, die Maßnahmen zur Eintragsverminderung vor allem auf die weitere Reduzierung der landwirtschaftlichen N-Einträge zu konzentrieren.

Die Abbildungen 4.7 und 4.8 zeigen die Veränderungen hinsichtlich der Anteile der Verursacherbereiche an den gesamten Phosphor- und Stickstoffeinträgen in die Meeresgebiete von Nord- und Ostsee sowie für Deutschland insgesamt. Danach kann man davon ausgehen, dass im Zeitraum 1998-2000 ca. 51 % der P-Einträge und 62 % der N-Einträge durch die Landwirtschaft verursacht werden. Der Anteil der Punktquellen an den P- bzw. N-Einträgen ist enorm gesunken und beträgt nur noch 27 bzw. 19 %. Durch die Hintergrundeinträge werden lediglich 11 bzw. 13 % der P- bzw. N-Einträge verursacht.

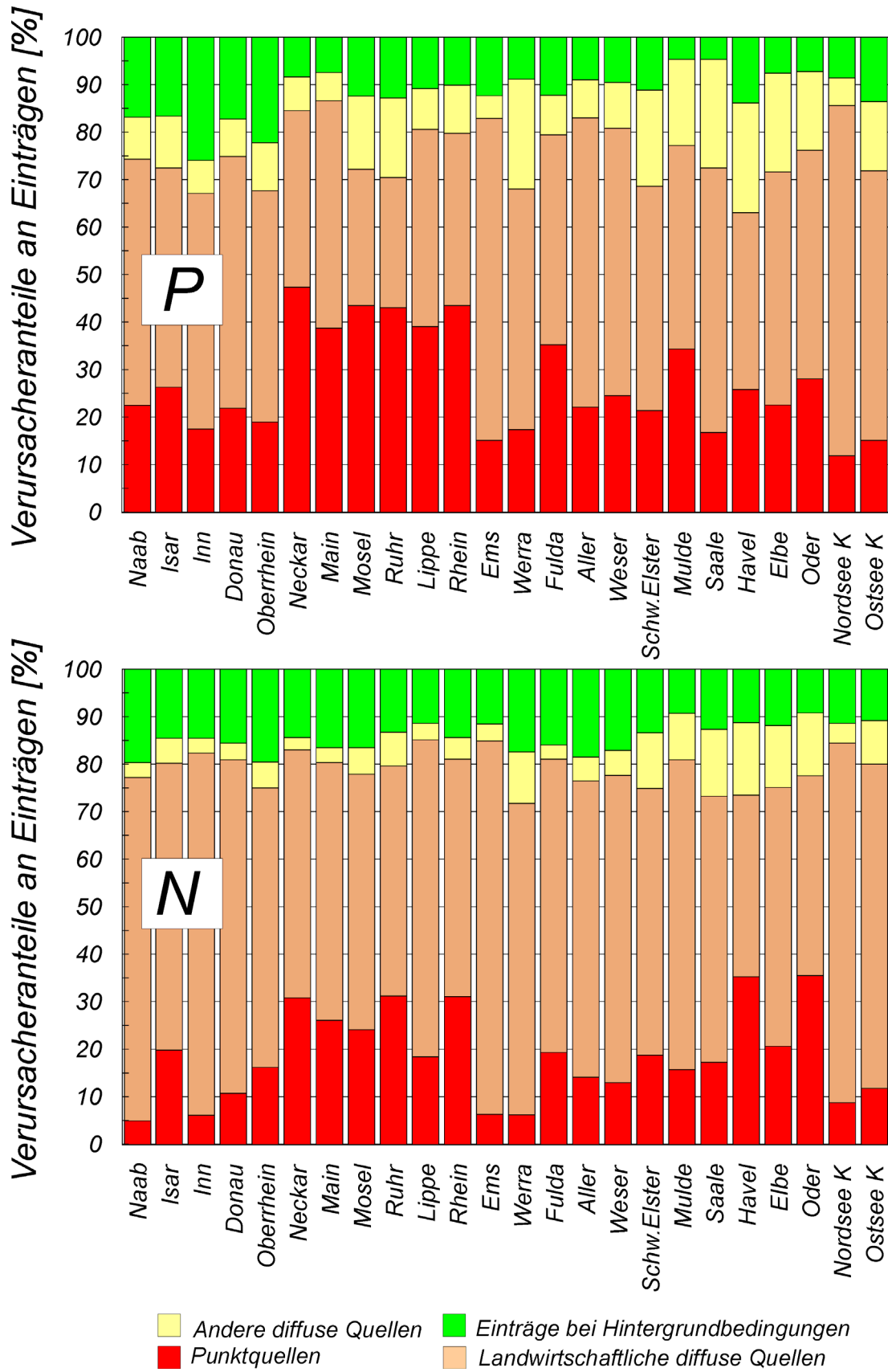


Abb.4.6: Anteile der Verursacherbereiche an den gesamten Nährstoffeinträgen in die Flussgebiete Deutschlands im Zeitraum 1998-2000.

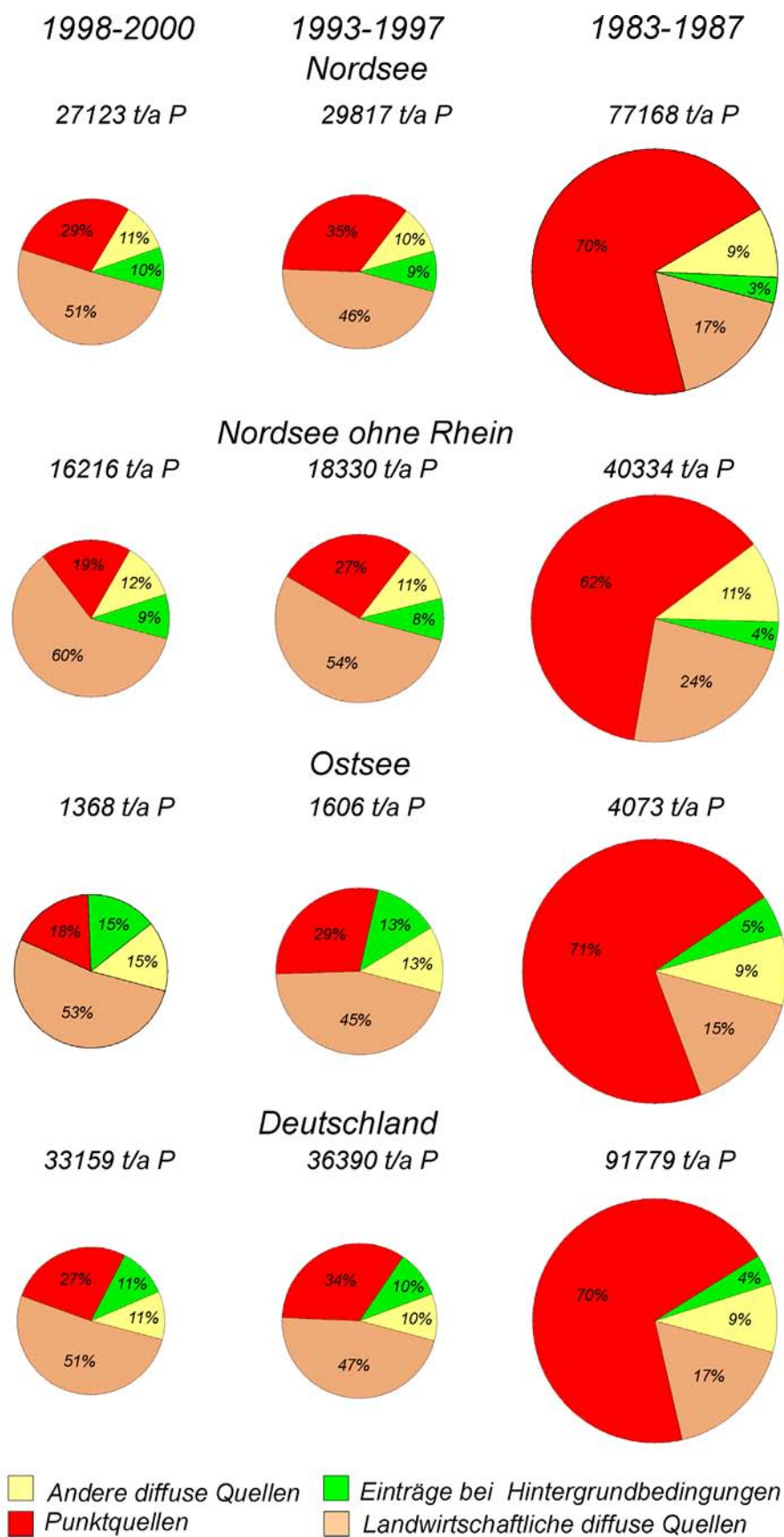


Abb.4.7: Anteile der Verursacherbereiche an den Phosphoreinträgen in die deutschen Teile der Meeresgebiete in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.

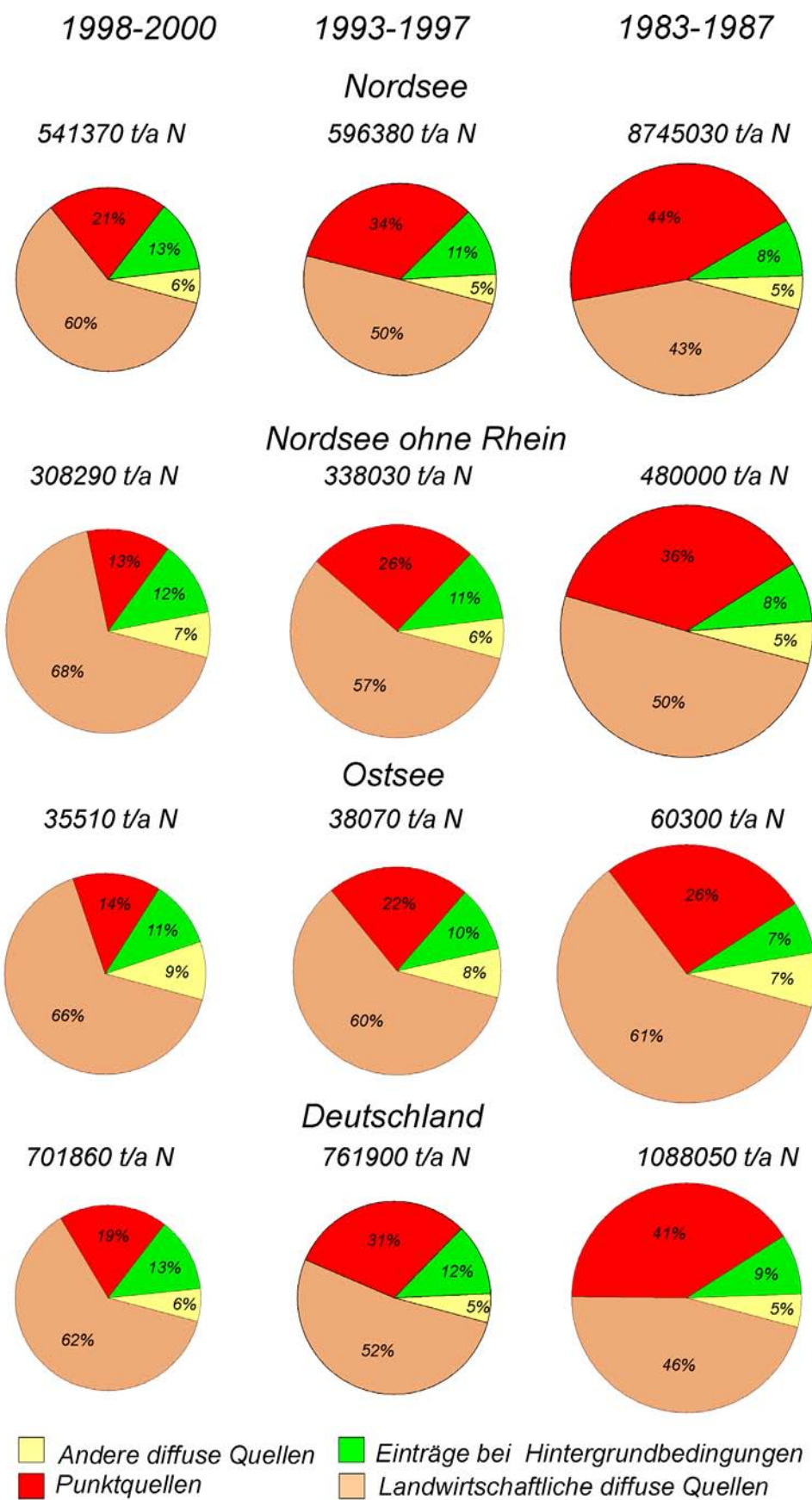


Abb.4.8: Anteile der Verursacherbereiche an den Stickstoffeinträgen in die deutschen Teile der Meeresgebiete in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.

Tabelle 4.34: Landwirtschaftlich verursachte Phosphoreinträge (ELW_P) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

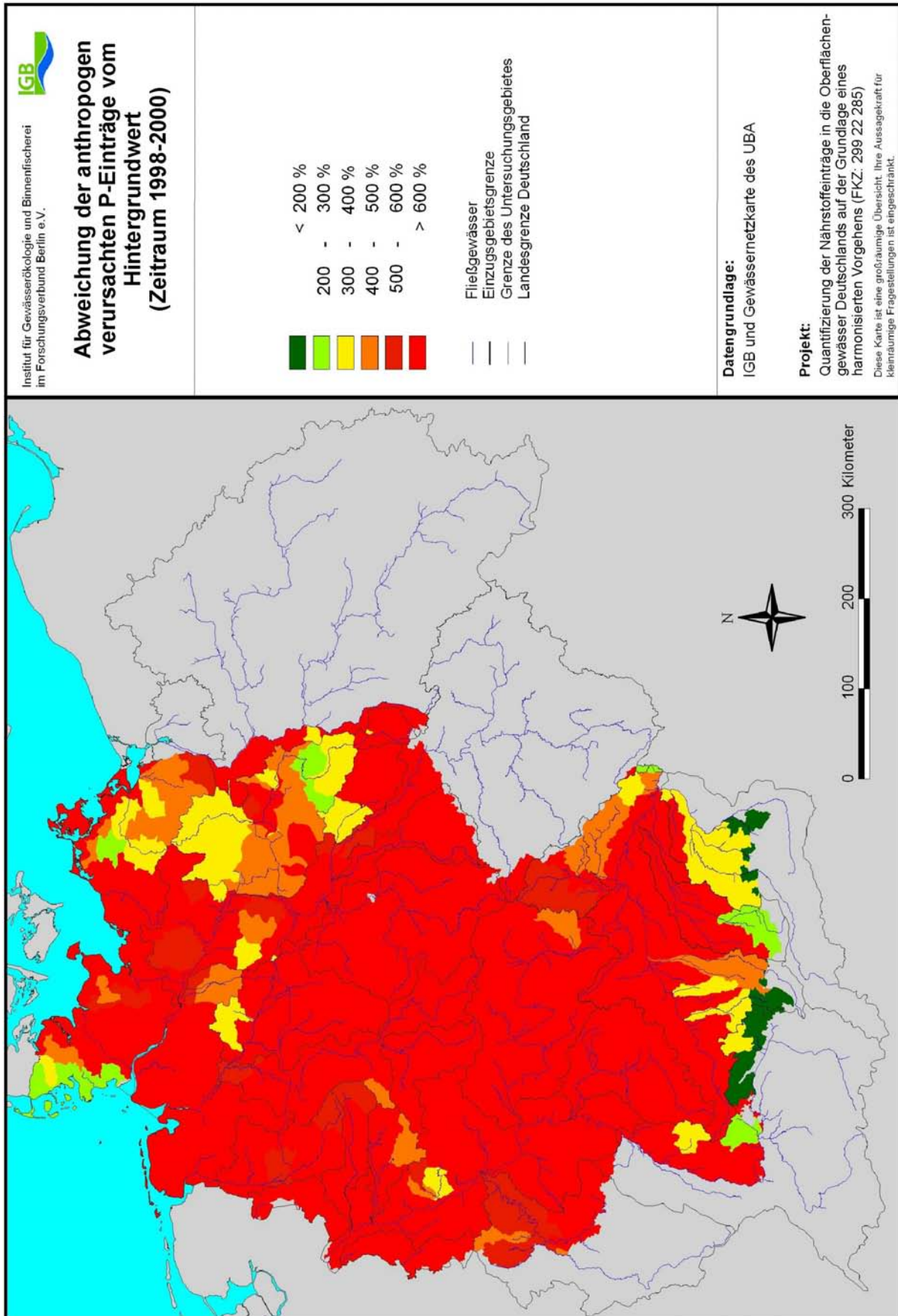
ADR	GEWÄSSER	ELW _P			Veränderung	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985
		[t/a P]	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[%]
14902	Naab	108	107	100	8	7
16902	Isar	389	387	368	6	5
18902	Inn	281	279	268	5	4
19101	Donau	2294	2283	2152	7	6
23704	Oberrhein	483	481	463	4	4
23801	Neckar	617	615	584	6	5
24901	Main	1295	1288	1206	7	7
26901	Mosel	229	228	220	4	4
27601	Ruhr	147	147	143	2	2
27801	Lippe	210	210	197	7	7
27903	Rhein	3740	3723	3527	6	6
37602	Ems	836	838	821	2	2
41002	Werra	255	252	240	6	5
42001	Fulda	190	189	179	6	6
48901	Aller	875	872	830	5	5
49103	Weser	1949	1940	1843	6	5
53801	Schwarze Elster	129	127	122	5	4
54901	Mulde	432	424	403	7	5
56901	Saale	1365	1339	1270	7	5
58901	Havel	439	443	442	-1	0
59311	Elbe	3138	3146	3023	4	4
69001	Oder	127	127	122	4	4
	Nordseeküste	3981	3984	3963	0	1
	Ostseeküste	631	625	597	6	5
	Nordsee	13645	13632	13177	4	3
	Ostsee	758	752	719	5	5
	Schwarzes Meer	2295	2285	2153	7	6
	Deutschland	16698	16668	16049	4	4

Tabelle 4.35: Landwirtschaftlich verursachte Stickstoffeinträge (ELW_N) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 sowie deren Veränderung

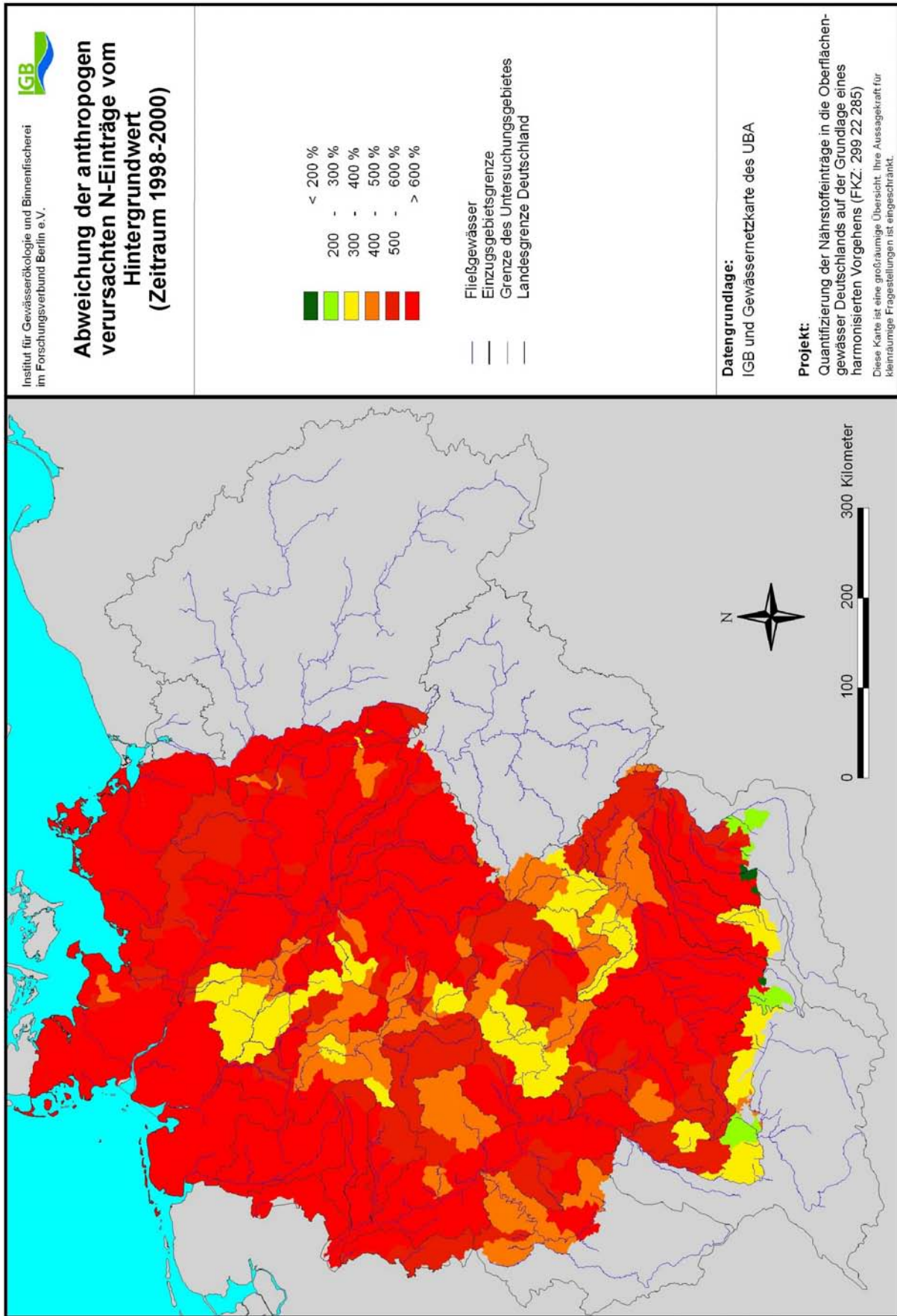
ADR	GEWÄSSER	ELW _N			Veränderung	
		1998-00	1993-97	1983-87	2000/1985	1995/1985
		[t/a N]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[%]
14902	Naab	4640	4900	5940	-22	-18
16902	Isar	11930	13180	15420	-23	-15
18902	Inn	13020	12960	11880	10	9
19101	Donau	75840	78550	85320	-11	-8
23704	Oberrhein	11200	10570	13940	-20	-24
23801	Neckar	17900	19040	22610	-21	-16
24901	Main	23580	25200	34010	-31	-26
26901	Mosel	8280	8860	11580	-28	-23
27601	Ruhr	5130	4490	5450	-6	-18
27801	Lippe	9300	8950	9720	-4	-8
27903	Rhein	101640	104310	131290	-23	-21
37602	Ems	19580	18130	16070	22	13
41002	Werra	5440	5190	7680	-29	-32
42001	Fulda	6670	6980	8590	-22	-19
48901	Aller	12510	12970	17930	-30	-28
49103	Weser	36060	36630	48210	-25	-24
53801	Schwarze Elster	3460	3870	6340	-45	-39
54901	Mulde	9850	10550	16410	-40	-36
56901	Saale	21170	22580	33510	-37	-33
58901	Havel	9250	10530	15460	-40	-32
59311	Elbe	61570	67720	102750	-40	-34
69001	Oder	1760	1980	3040	-42	-35
	Nordseeküste	73880	70390	68780	7	2
	Ostseeküste	19480	21150	32100	-39	-34
	Nordsee	292730	297190	367090	-20	-19
	Ostsee	21240	23130	35140	-40	-34
	Schwarzes Meer	76060	78780	85580	-11	-8
	Deutschland	390040	399110	487810	-20	-18

Tabelle 4.36: Verhältnis der landwirtschaftlichen Phosphor- und Stickstoffemissionen (ELW_{NP}) zum Hintergrundwert (EH_{NP}) in den Zeiträumen 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000

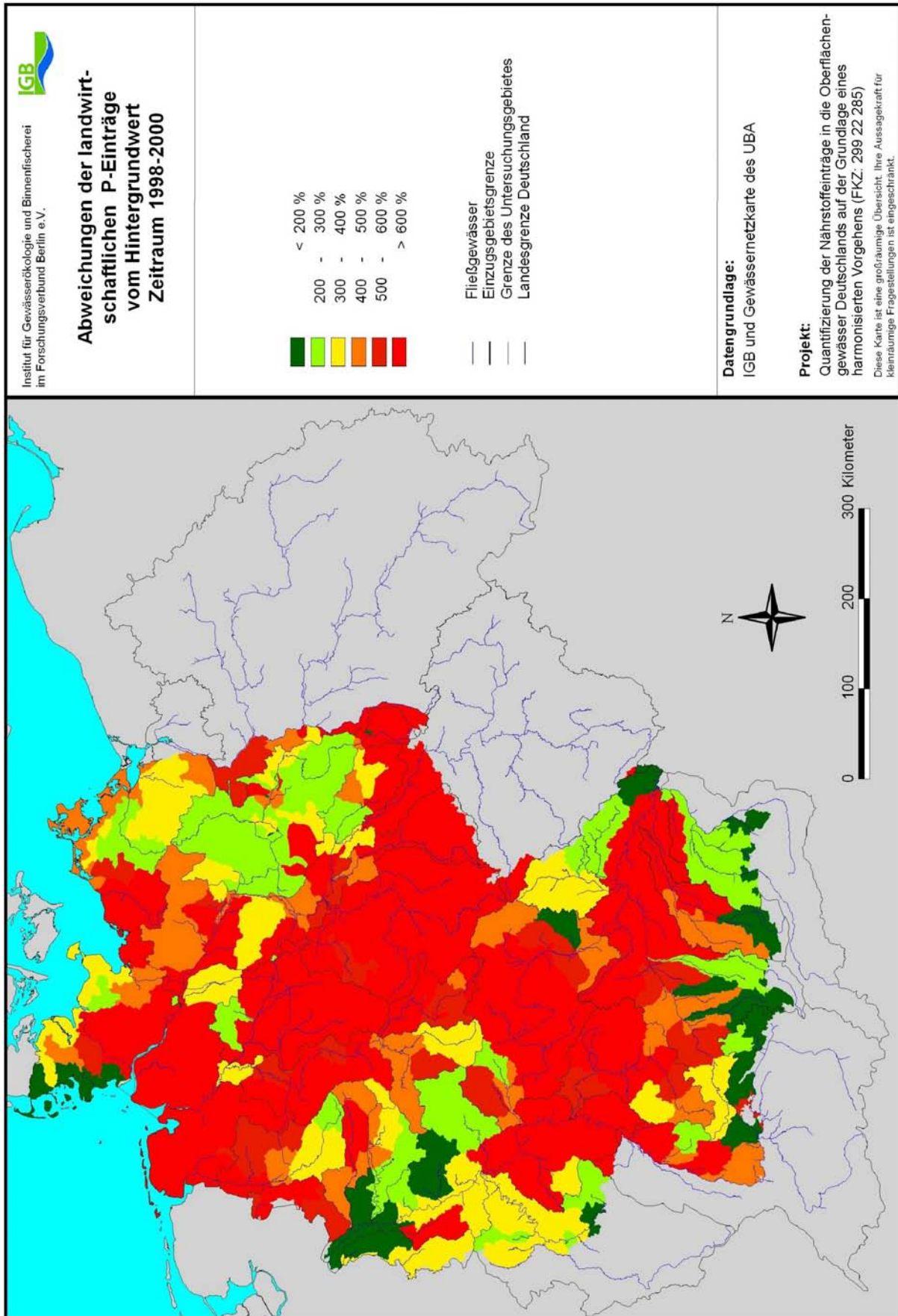
ADR	GEWÄSSER	ELW_P/EH_P			ELW_N/EH_N		
		1998-00	1993-97	1983-87	1998-00	1993-97	1983-87
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
14902	Naab	267	266	248	297	314	381
16902	Isar	265	264	251	394	435	509
18902	Inn	144	143	137	409	408	374
19101	Donau	289	288	271	403	417	453
23704	Oberrhein	176	175	168	247	233	307
23801	Neckar	477	475	451	355	378	449
24901	Main	642	638	598	288	308	415
26901	Mosel	213	212	205	249	267	349
27601	Ruhr	213	213	209	349	305	371
27801	Lippe	394	394	369	612	589	639
27903	Rhein	344	343	325	308	316	398
37602	Ems	555	557	545	685	634	562
41002	Werra	577	569	543	314	300	444
42001	Fulda	322	320	303	313	328	403
48901	Aller	690	687	655	305	316	437
49103	Weser	581	578	549	325	330	434
53801	Schwarze Elster	497	491	473	449	503	823
54901	Mulde	1066	1047	995	652	699	1087
56901	Saale	1319	1294	1228	483	516	765
58901	Havel	391	395	394	436	497	729
59311	Elbe	763	765	735	514	566	858
69001	Oder	770	766	739	489	550	844
	Nordseeküste	808	809	805	616	587	573
	Ostseeküste	414	410	391	611	663	1006
	Nordsee	551	550	532	413	419	518
	Ostsee	449	445	425	597	650	987
	Schwarzes Meer	288	287	270	403	417	453
	Deutschland	485	484	466	418	427	522



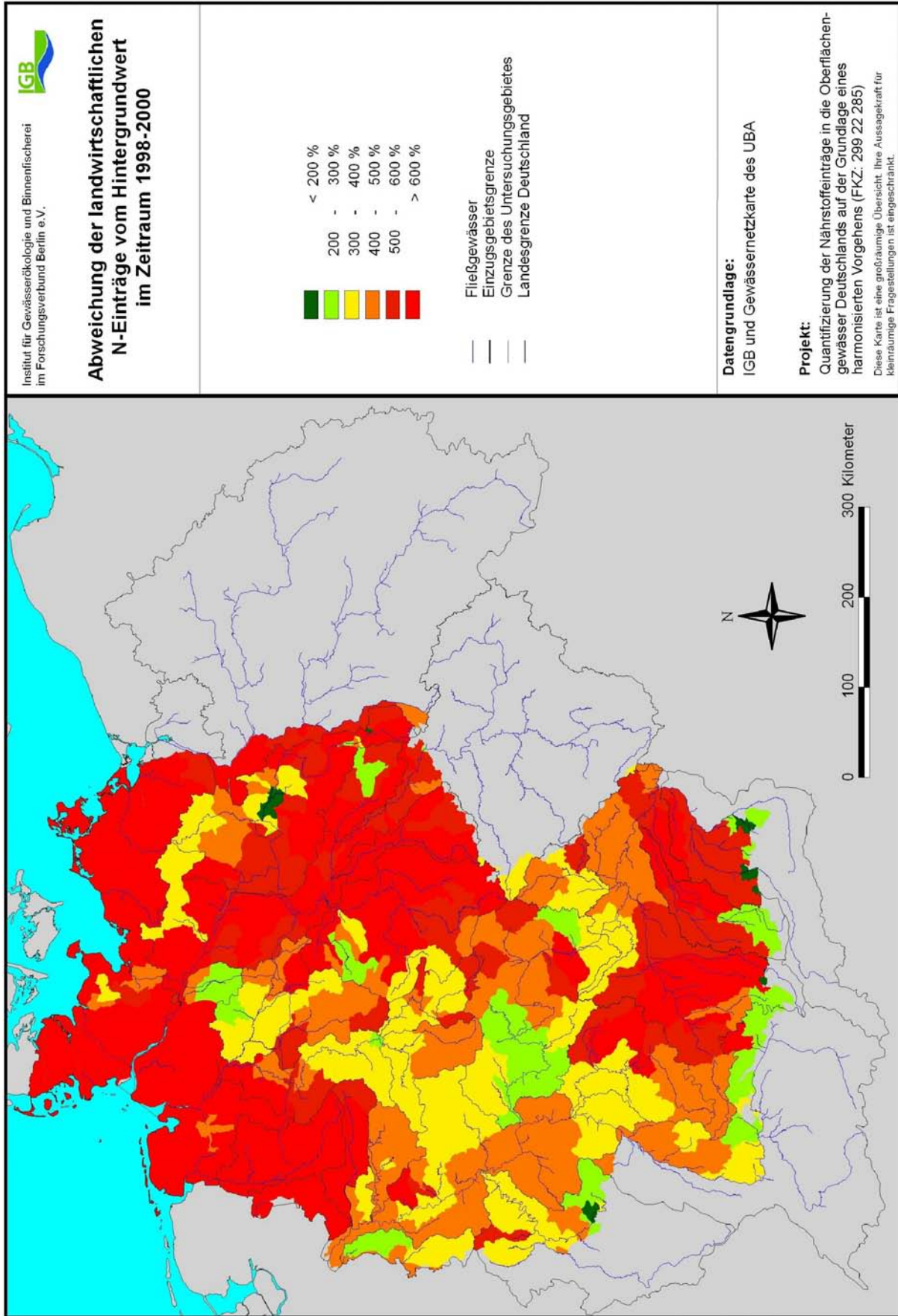
Karte 4.44: Abweichung der anthropogen verursachten P-Einträge vom Hintergrundwert.



Karte 4.45: Abweichung der anthropogen verursachten N-Einträge vom Hintergrundwert



Karte 4.46: Abweichung der landwirtschaftlich verursachten P-Einträge vom Hintergrundwert.



Karte 4.47: Abweichung der landwirtschaftlich verursachten N-Einträge vom Hintergrundwert.

4.3 Vergleich zwischen berechneten und „gemessenen“ Nährstofffrachten

Durch die Einbeziehung von Retentions- oder Rückhaltefunktionen ist es in dem Modell MONERIS möglich, neben den Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer auch die Nährstofffrachten an Gütepegeln zu berechnen und somit die Modellergebnisse direkt mit den aus Beobachtungen ableitbaren Nährstofffrachten an diesen Pegeln zu vergleichen. Neben diesem für die Validierung des Modells notwendigen Vergleich, ist die Möglichkeit der Frachtberechnung jedoch auch erforderlich, um den Eintrag über die Flüsse in die Meeresgebiete zu bestimmen und insbesondere bei Szenarioberechnungen die möglichen Frachtveränderungen aufzuzeigen. Darüber hinaus kann man über die Einbeziehung der Retentionsfunktionen und des Abflusses aus den Einträgen auch die mittleren durchflussgewichteten Nährstoffkonzentrationen berechnen, die dann eine Kopplung zu Modellvorstellungen über den ökologischen Zustand der Gewässer erlauben. Diese ist vor allem für die weiteren Arbeiten zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie von Bedeutung, da für die verschiedenen ökologischen Komponenten der Belastungsgrad nicht durch die Frachten sondern durch die Konzentrationen bestimmt wird.

Da die Modellanwendung nunmehr über drei Untersuchungsperioden (1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000) mit einem ganz unterschiedlichen Niveau der Nährstoffeinträge in den einzelnen Flussgebieten erfolgte, ist es auch aus wissenschaftlicher Sicht interessant, zu überprüfen, ob die Retentionsansätze, die nunmehr um einen Ansatz für die Retention von Gesamtstickstoff (TN) ergänzt wurden, auch in der Lage sind, die eingetretenen Frachtveränderungen wiederzugeben.

In den Abbildungen 4.09 bis 4.11 ist der Vergleich zwischen den aus den Messungen ermittelten und den aus den Nährstoffeinträgen unter Einbeziehung der Retentionsfunktionen berechneten Frachten von Gesamtphosphor (TP), anorganisch gelöstem Stickstoff (DIN) und Gesamtstickstoff (TN) für die drei untersuchten Zeiträume jeweils separat dargestellt. Für die innerhalb dieses Berichtes im Detail aufgeführten 21 Flussgebiete zeigen die Tabellen 4.37 bis 4.39 ebenfalls für alle drei Untersuchungszeiträume den Vergleich zwischen den beobachteten und berechneten Frachten.

Generell kann aus den Abbildungen gefolgert werden, dass auf der Grundlage eines kombinierten Modells, das neben der Nährstoffeintrags- auch die Frachtberechnung ermöglicht, trotz einzelner größerer Abweichungen über einen Frachtbereich von 4 Größenordnungen die Nährstofffrachten mit einer vertretbaren Abweichung berechnet werden können. Dabei spiegelt der kombinierte Modellansatz offensichtlich auch die Veränderungen in den individuellen Einzugsgebieten über den Zeitraum von 15 Jahren wider, die für Phosphor bei einem Faktor von 0,2 bis 0,5 liegen und bei Stickstoff im Bereich von 0,4 bis 0,8 liegen.

Während bei den beiden Stickstoffkomponenten die Abbildungen zeigen, dass die Abweichungen zwischen den Frachtberechnungen in den einzelnen Zeiträumen keine Tendenzen

zeigen, kann für Phosphor gefolgert werden, dass die berechneten Frachten für die Flussgebiete mit einem zunehmenden Anteil von 1983-1987 bis 1998-2000 unterhalb der 1:1 Linie liegen, was auf eine Unterschätzung der berechneten TP-Frachten für diese Gebiete hinweist.

Geht man davon aus, dass die Phosphoreinträge nicht unterbestimmt sind, so muss man die Ursache für dieses Verhalten vor allem darin sehen, dass mit den hier verwendeten Retentionsansätzen für Phosphor nach Behrendt und Opitz (1999) ein zu hoher P-Rückhalt für diese Gebiete quantifiziert wird. Da andererseits dieses Verhalten nur in Gebieten, wie der Havel, zu beobachten ist, in denen neben

Flüssen auch flache Seen das gesamte Gewässersystem prägen, kann gefolgert werden, dass die wahrscheinliche Ursache für dieses Verhalten in einer zusätzlichen Quelle von Phosphor zu suchen ist, die P-Freisetzung aus den Sedimenten der Seen. Dieser Prozess wurde bisher noch nicht in den Modellansätzen berücksichtigt, da dafür bisher keine verallgemeinerbaren Modellansätze zur Verfügung stehen. Auf der Grundlage einer konstanten Freisetzungsrates kann zwar für einen einzelnen Untersuchungszeitraum eine Korrektur vorgenommen werden, damit wird aber das Problem nicht gelöst, weil - wie das Beispiel der Havel in Tabelle 4.35 zeigt - die Freisetzungsrates sich in Abhängigkeit von der äußeren Belastung ändern. Bei der Annahme konstanter Freisetzungsrates müssten die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Frachten ständig zunehmen. Die relativen Abweichungen bleiben aber bei einer Verringerung der Fracht um den Faktor 4 nahezu konstant. Vergleicht man die jeweiligen berechneten P-Frachten

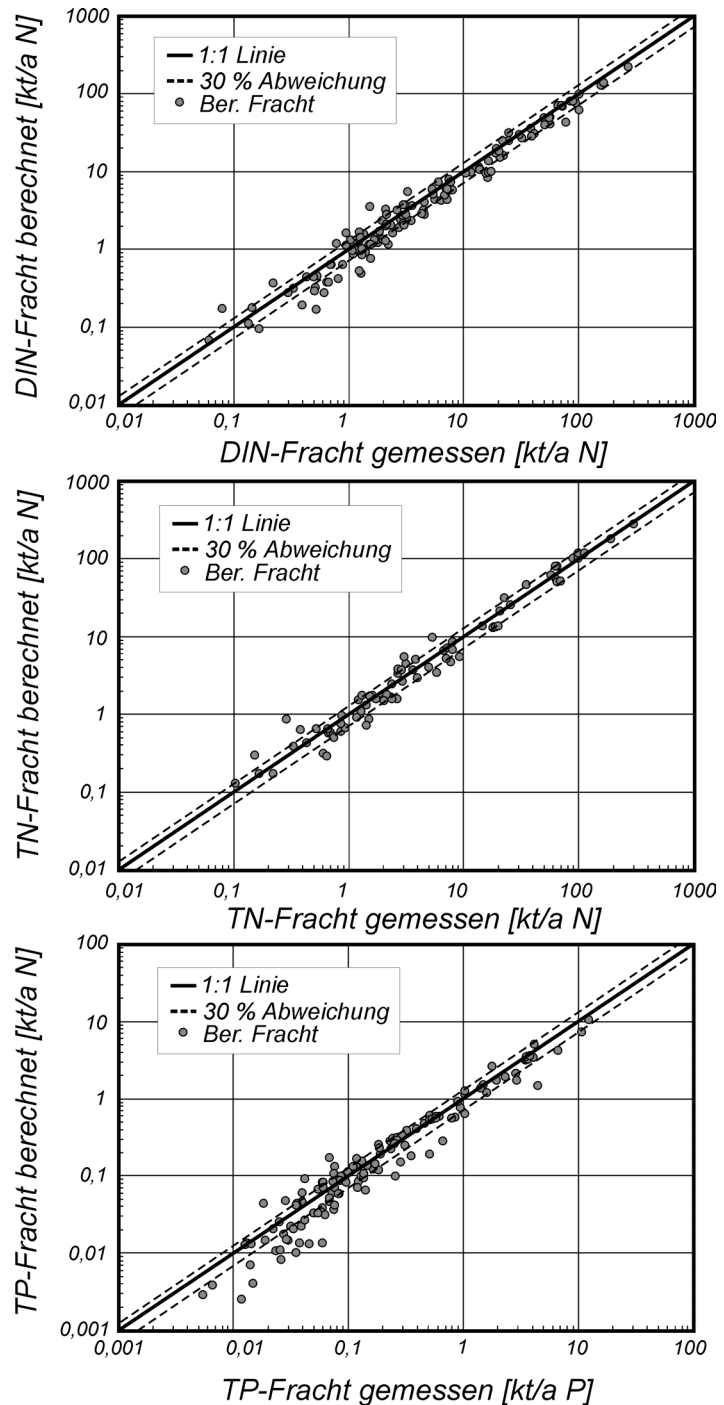


Abb.4.09: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten im Zeitraum 1998-2000.

mit den gemessenen Frachten der jeweiligen nächsten Periode, so zeigt sich eine deutlich bessere Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen Frachten. D.h. die P-Freisetzungen passen sich mit einer zeitlichen Verzögerung an die Belastungssituation an.

Für die Havel liegt diese Verzögerung vermutlich in einem Bereich von 4 bis 10 Jahren und damit wahrscheinlich deutlich höher als die Aufenthaltszeit des Wassers in dem Gesamtsystem der Oberflächengewässer. Durch die Einführung einer effektiven Aufenthaltszeit für Phosphor in den Gewässersystemen mit polymiktischen Seen scheint es möglich in der Zukunft auch die P-Retention in diesen Flussgebieten besser zu beschreiben. Für deren Ableitung einer solchen effektiven Aufenthaltszeit müsste man jedoch das Langzeitverhalten von diesem und ähnlichen Flussgebieten noch detaillierter untersuchen.

Auch für Stickstoff zeigt der Vergleich der berechneten und gemessenen Frachten von den 21 Gebieten nur für die Havel eine über alle drei Zeiträume gleichbleibend hohe Abweichung. Allerdings wird beim Stickstoff in der Havel mit den Modellberechnungen die Fracht stark überschätzt. Wird dieses umgekehrte Verhalten berücksichtigt, lassen sich sonst ganz ähnliche Folgerungen ableiten wie bei Phosphor. Die polymiktischen und stark eutrophierten Seen verfügen offensichtlich über ein deutlich höheres Denitrifikationspotenzial als normale Gewässer, Flüsse und Seen. Dieses Potenzial ist jedoch auch stark von der äußeren Belastung abhängig. Auch das Verhalten für Stickstoff könnte durch die Einführung einer effektiven Aufenthaltszeit gelöst werden.

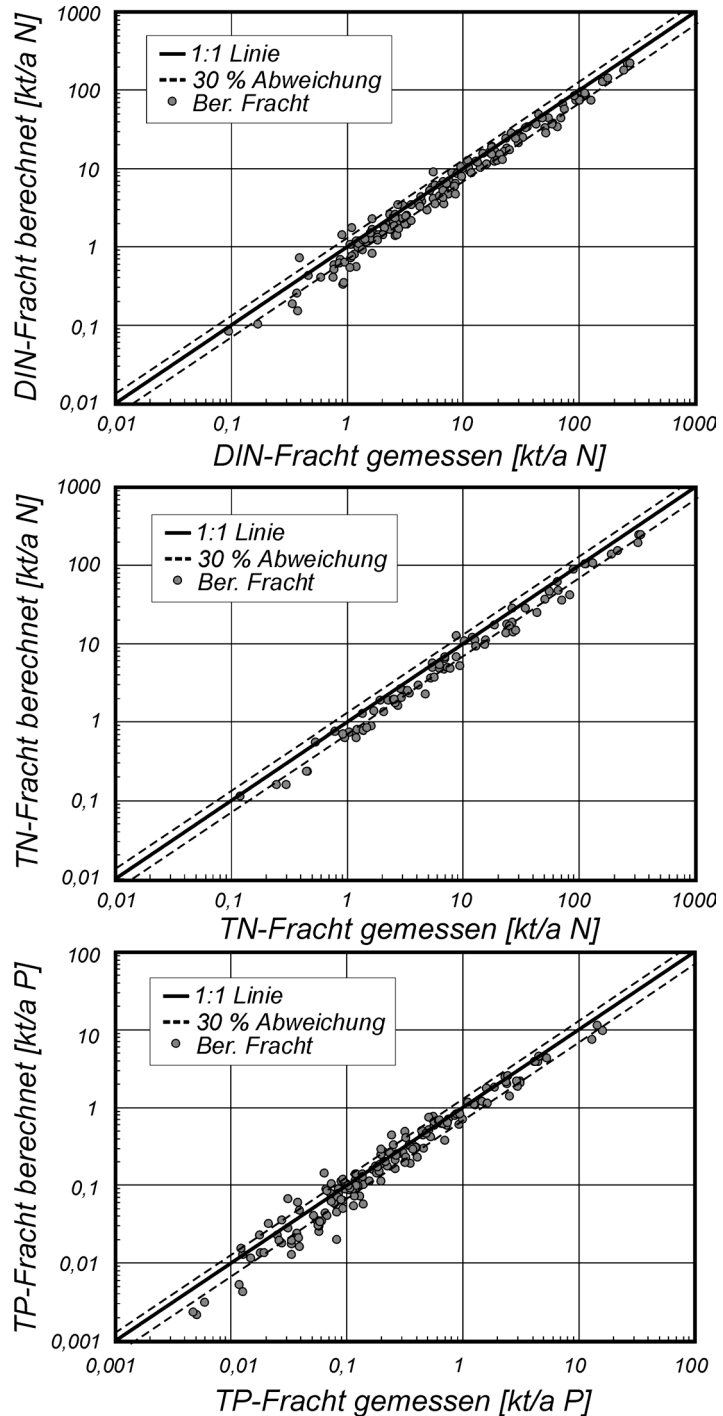


Abb.4.10: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten im Zeitraum 1993-1997.

Bei den anderen Flussgebieten, die in den Tabellen 4.37 bis 4.39 aufgeführt sind, sind die Abweichungen im Gegensatz zur Havel zwar für eine einzelne Periode höher, jedoch gilt dies nicht für alle drei Zeiträume. Die Ursachen dafür liegen vor allem bei den gemessenen Frachten. So ist die hohe Abweichung in der Lippe im Zeitraum 1993-1997 darin begründet, dass für dieses Flussgebiet nur monatliche Beobachtungsdaten für einen Teil des Zeitraums (1993-1995) zur Verfügung standen.

Eine Zusammenfassung des Vergleiches von gemessenen und berechneten Nährstofffrachten für alle Gebiete und Zeiträume gibt die Tabelle 4.40. Für Phosphor konnte über alle drei Zeiträume eine mittlere Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Frachten von 27 % ermittelt werden. In den einzelnen Untersuchungszeiträumen schwanken die Abweichungen zwischen 25 und 30%. Diese Unterschiede sind bei Standardabweichungen mit nur geringfügig geringeren Werten als die Abweichungen selbst nicht signifikant. Ursache für den Anstieg im Zeitraum 1998-2000 kann sowohl der im Vergleich zu den vorhergehenden Perioden kürzere Zeitraum von nur drei Jahren oder eine generelle Zunahme der Abweichungen infolge der zunehmenden Dominanz der mit größeren Unsicherheiten behafteten Abschätzungen zu den diffusen P-Einträge sein. Von den insgesamt 369 Vergleichswerten lagen mehr als zwei Drittel in einem Bereich der Abweichungen von unter 30%. Bei ca. 10% der Flussgebiete konnten jedoch auch Abweichungen von mehr als 50% festgestellt werden.

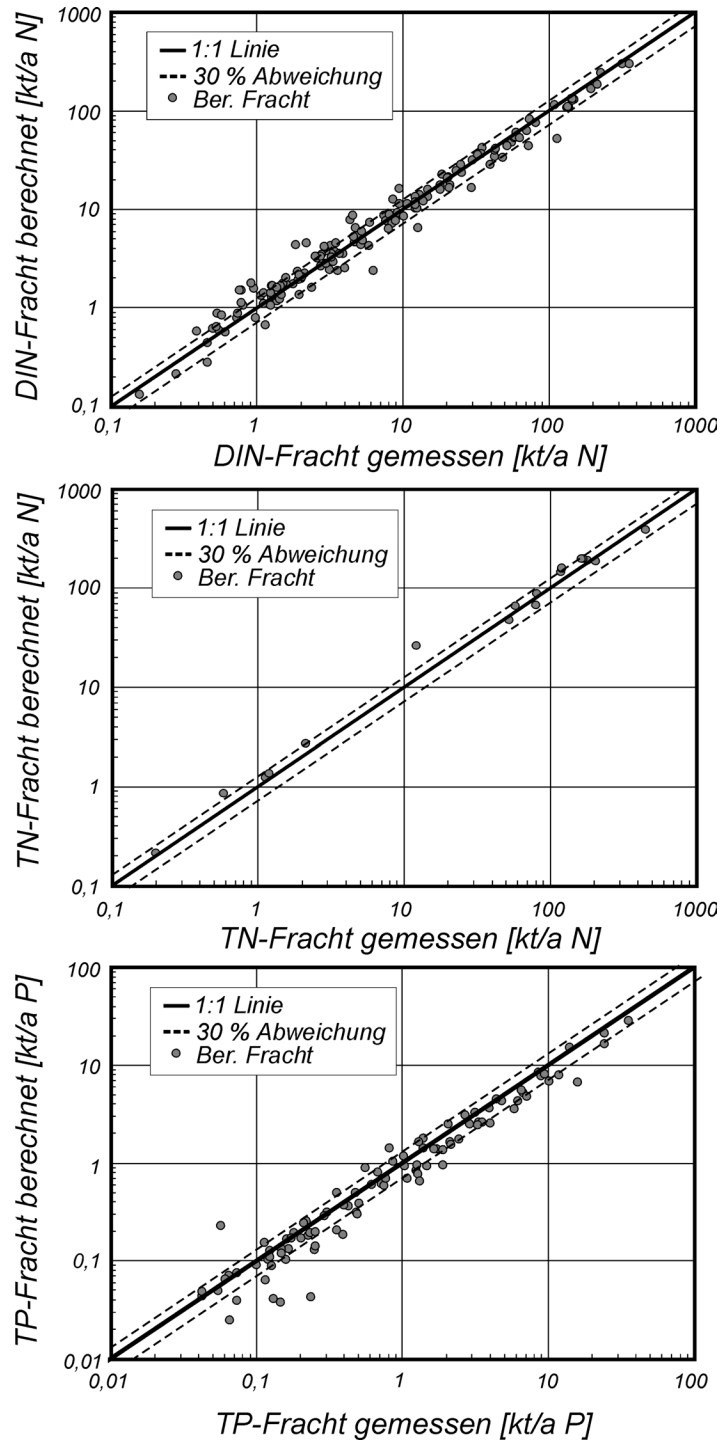


Abb.4.11: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten im Zeitraum 1983-1987.

Für anorganisch gelösten Stickstoff (DIN) weist die Tabelle 4.38 eine mittlere Abweichung von gemessenen und berechneten Frachten von 23 % aus. Die Unterschiede in den Abweichungen sind mit 2 % deutlich geringer als beim Phosphor. Zugleich ist der Anteil von Vergleichswerten mit einer Abweichung von weniger als 30 % um 7 % höher als bei Phosphor.

Demgegenüber muss auch bei Stickstoff davon ausgegangen werden, dass bei ca. 10 % der untersuchten Flussgebiete die Abweichungen größer als 50 % sind. Lediglich im Zeitraum 1993-1997 war dieser Anteil kleiner als 5 %, was vermutlich darin begründet ist, dass insbesondere die Modellkoeffizienten für die konzeptionellen Modellvorstellungen zu den Grundwasser- und Dränageeinträgen auf der Basis der Daten für diesen Zeitraum abgeleitet wurden.

Tabelle 4.37: Vergleich beobachteter (Fr_{gem}) und berechneter (Fr_{ber}) Frachten von Gesamtphosphor in ausgewählten Flussgebieten Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.

GEWÄSSER	1998-2000			1993-1997			1983-1987		
	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.
	[t/a P]	[t/a P]	[%]	[t/Pa]	[t/Pa]	[%]	[t/aP]	[t/aP]	[%]
Naab	286	155	46	261	168	35	504	399	21
Isar	455	500	10	443	526	19	1890	1388	27
Inn	1784	2723	53	2417	2113	13	2692	3181	18
Donau	4157	5206	25	5042	4742	6	8524	8688	2
Oberrhein	6634	4312	35		4445			6952	
Neckar		1064		1007	1180	17	3114	3408	9
Main		1489		2520	1437	43	5867	3694	37
Mosel	4442	1541	65	3126	2255	28	6133	4405	28
Ruhr		425		300	449	50	1019	1203	18
Lippe		333		188	357	90	1252	979	22
Rhein	12449	10796	13	14454	11951	17	35326	29113	18
Ems		822		872	858	2	967	1562	61
Werra		359		348	333	4	1071	713	33
Fulda		337		392	315	20	1300	677	48
Aller		802		944	865	8	1984	1951	2
Weser	2888	2229	23	2349	2196	7	7136	4918	31
Schwarze Elster	60	73	22	73	108	47		277	
Mulde	295	344	16	244	455	87		734	
Saale	896	955	7	1110	1212	9	3961	2610	34
Havel	473	197	58	702	393	44	1898	973	49
Elbe	3808	3675	4	4551	4700	3	9432	8304	12

Tabelle 4.38: Vergleich beobachteter (Fr_{gem}) und berechneter (Fr_{ber}) Frachten für anorganisch gelösten Stickstoff (DIN) in ausgewählten Flussgebieten Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.

GEWÄSSER	1998-2000			1993-1997			1983-1987		
	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.
	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[t/a N]	[t/a N]	[%]
Naab	7170	5660	21	6890	5370	22	7610	7830	3
Isar	16360	14010	14	16680	16470	1	21050	18210	13
Inn	24560	32790	34	29670	28740	3	29610	32460	10
Donau	100480	102680	2	103300	100460	3	108080	118760	10
Oberrhein	100970	64600	36	74540	59330	20	81190	77620	4
Neckar		24980		25720	29700	15	34150	37380	9
Main	41250	31730	23	50410	34310	32	51260	45050	12
Mosel	56160	41850	25	42360	37980	10	58110	54310	7
Ruhr		8170		14970	9260	38	12160	10520	13
Lippe		9280		12280	11270	8	13750	12420	10
Rhein	270870	227430	16	274930	231200	16	355190	308340	13
Ems		16770		25070	17840	29	20580	17140	17
Werra	7670	7580	1	7210	6650	8	9100	9530	5
Fulda	10420	9710	7	8830	8940	1	12050	11370	6
Aller		13900		20500	15650	24	30700	24200	21
Weser	76640	44520	42	54120	45080	17	70050	64470	8
Schwarze Elster	2300	2090	9	2600	2700	4	3480	4680	34
Mulde	13740	11290	18	13190	12550	5		16980	
Saale	20290	18910	7	28250	25010	11	47940	34390	28
Havel	3260	5670	74	5520	9290	68	9430	16610	76
Elbe	89540	82540	8	111710	93690	16	145060	137810	5

Für Gesamtstickstoff (TN) sind die Verhältnisse ähnlich für den gelösten anorganischen Stickstoff (DIN). Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die Gesamtzahl der für den Vergleich verwendbaren Frachtwerte für Gesamtstickstoff um 60 % geringer ist als beim anorganisch gelösten Stickstoff.

Generell scheint es notwendig, bei künftigen Untersuchungen der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands eine detaillierte Differenzierung zwischen den Einzugsgebieten mit und ohne Seen durchzuführen, um somit die Spezifika der jeweiligen Seentypen besser berücksichtigen zu können.

Dies kann jedoch nur im Zusammenhang mit einer grundsätzlichen Überarbeitung der zu untersuchenden Einzugsgebiete erfolgen, die bei einer nächsten Analyse auf Gebietsgrößen beruhen müsste, die sich mit denen der Wasserrahmenrichtlinie im wesentlichen decken. Da diese Gebiete in der Regel deutlich kleiner sein werden als die bisher angenommene Untergrenze von 500 km² für die Anwendung von MONERIS in Flussgebieten, ist es zunächst erforderlich nachzuweisen, ob dieses Modell auf der Basis der verfügbaren Datengrundlagen auch für kleinere Einzugsgebiete anwendbar ist. Darüber hinaus sollte die Untergrenze bezüglich der Gebietsgröße für die Modellanwendung auf der Basis der gegenwärtig verfügbaren Datengrundlagen näher bestimmt werden.

Tabelle 4.39: Vergleich beobachteter (Fr_{gem}) und berechneter (Fr_{ber}) Frachten für Gesamtstickstoff (TN) in ausgewählten Flussgebieten Deutschlands für die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000.

VORFLUT	1998-2000			1993-1997			1983-1987		
	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.	Fr_{gem}	Fr_{ber}	Abw.
	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[t/a N]	[t/a N]	[%]	[t/a N]	[t/a N]	[%]
Naab		6043			5916			10030	
Isar		16230			18583			24752	
Inn		36522			30168			39046	
Donau		116506		113625	109148	4	118892	150426	27
Oberrhein		70265		65119	64836	0		100422	
Neckar		27305			30880			45257	
Main		36442		50297	37913	25		58801	
Mosel	65237	46654	28	96487	41004	58	58111	67842	17
Ruhr		8629		16861	9665	43		12827	
Lippe		10070		15488	12026	22		15804	
Rhein	297956	251612	16	335931	252514	25	449407	397294	12
Ems		18228		26296	19382	26		22396	
Werra		7792			6912			11527	
Fulda		10207			9550			14134	
Aller		15585		24879	17597	29		32169	
Weser		47547		65673	49152	25		82408	
Schwarze Elster	2673	3160	18	1261	3642	189		7394	
Mulde	14386	12452	13	10568	13613	29		21834	
Saale	25562	23159	9	26480	29566	12	52667	48683	8
Havel	5356	9059	69	8676	13050	50	12145	26988	122
Elbe	112664	106145	6	109691	115977	6	163515	204686	25

Tabelle 4.40: Abweichungen zwischen beobachteten und berechneten Nährstofffrachten für alle Flussgebiete, für die Daten in den einzelnen Zeiträumen verfügbar waren.

		mittlere Abw.	Gesamtzahl der Vergleiche	Abw. <30%	>30%Abw.<50%	Abw. >50%
		[%]	[Anzahl]	[Anzahl]	[Anzahl]	[Anzahl]
Gesamtphosphor (TP)						
1983- 2000		27,2	369	251	82	36
	Anteil [%]		100,0	68,0	22,2	9,8
1998- 2000		29,8	109	66	28	15
	Anteil [%]		100,0	60,6	25,7	13,8
1993- 1997		25,1	166	121	30	15
	Anteil [%]		100,0	72,9	18,1	9,0
1983- 1987		27,7	94	64	24	6
	Anteil [%]		100,0	68,1	25,5	6,4
Anorganisch gelöster Stickstoff (DIN)						
1983- 2000		22,5	420	314	72	34
	Anteil [%]		100,0	74,8	17,1	8,1
1998- 2000		23,1	111	78	22	11
	Anteil [%]		100,0	70,3	19,8	9,9
1993- 1997		21,8	160	120	33	7
	Anteil [%]		100,0	75,0	20,6	4,4
1983- 1987		22,7	149	116	17	16
	Anteil [%]		100,0	77,9	11,4	10,7
Gesamtstickstoff (TN)						
1983- 2000		23,1	152	99	45	8
	Anteil [%]		100,0	65,1	29,6	5,3
1998- 2000		21,2	58	36	17	5
	Anteil [%]		100,0	62,1	29,3	8,6
1993- 1997		23,9	76	50	25	1
	Anteil [%]		100,0	65,8	32,9	1,3
1983- 1987		26,0	18	13	3	2
	Anteil [%]		100,0	72,2	16,7	11,1

4.4 Modellanwendung in kleinen Einzugsgebieten

Die Tabelle 4.41 gibt einen Überblick zu Untersuchungen, die im Rahmen von Aufträgen verschiedener Landesämter (LfU Baden-Württemberg, LUA Brandenburg, LUNG Mecklenburg-Vorpommern) für die Flussgebiete von einzelnen Bundesländern (Behrendt et al., 2001; Behrendt et al., 2002a) oder für einzelne mittlere Flussgebiete (Warnow; Pagenkopf, 2002) durchgeführt wurden. Darüber hinaus sind in der Tabelle auch Untersuchungen aufgeführt, die im Rahmen von insgesamt vier Diplomarbeiten das Ziel hatten, die Nährstoffeinträge mit dem Modell MONERIS in kleineren Einzugsgebieten zu quantifizieren (Venohr, 2000; Geisler, 2001; Thomas, 2001; Schmidt 2002). Allen Untersuchungen ist gemeinsam, dass auf der Basis einer weitgehend differenzierteren Gebietsunterteilung, die bereits weitgehend auf digital verfügbaren Flussgebietsaufteilungen der Länder beruht, eine Quantifizierung der Nährstoffeinträge durchgeführt wurde, obwohl die Gebietsgrößen deutlich kleiner sind als diejenigen für die das Modell entwickelt worden ist. Die verwendeten Datengrundlagen hatten dabei nur zum Teil eine besser räumliche Auflösung.

Im Ergebnis der Untersuchungen zur Stör konnte Venohr et al. (2002) bereits schlussfolgern, dass das Modell MONERIS auf der Basis von in Deutschland allgemein verfügbaren Datengrundlagen auch für die Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Flussgebieten mit einer Größe von 50 km² einsetzbar ist. Für eine Analyse von kleineren Flussgebieten müssten zumindest bezüglich der räumlichen Auflösung deutlich bessere Datengrundlagen in Form von Karten und Statistiken zur Verfügung stehen. Darüber hinaus reichen Qualität und Dichte der Messungen in kleineren Flussgebieten oftmals nicht aus, um auf der Basis einer gesicherten Frachtbestimmung die Modellergebnisse zu bewerten.

Ob diese für das Störgebiet festgestellten Ergebnisse auch generell für die Flussgebiete Deutschlands gelten, soll im folgenden auf der Basis der nicht durch die Modellentwickler

Tabelle 4.41: Flussgebiete und Regionen mit Anwendung von MONERIS für Gebietsgrößen mit weniger als 500 km².

Flussgebiet/Region	Zahl der EZG	Mittl.Gebietsgröße [km ²]	Referenz
Brandenburg	187	210	Behrendt et al. (2002a)
Baden-Württemberg	212	205	Behrendt et al. (2001)
Stör	125	9	Venohr (2000)
Linde	10	16	Thomas (2001)
Dhünn	4	33	Geisler (2001)
Helme	7	92	Schmidt (2002)
Warnow	20	118	Pagenkopf (2002)

selbst durchgeführten Anwendungen in Dhünn (Teilgebiet der Wupper), Linde (Teilgebiet der Tollense bzw. Peene), der Helme (Teilgebiet der Saale) und der Warnow untersucht werden.

Diese Anwendungen zeigen zugleich auch, dass es durchaus möglich ist, das Modell auch ohne das Entwicklungsteam selbst einzusetzen.

Die Abbildung 4.12 zeigt zunächst den Vergleich, der bei den jeweiligen Untersuchungen in den Flussgebieten berechneten und aus den Messungen abgeleiteten Frachten von Gesamtphosphor, anorganisch gelösten Stickstoff und Gesamtstickstoff. Obwohl die durchschnittliche Einzugsgebietsgröße der Gebiete deutlich kleiner als 500 km² ist, sind die mittleren Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Frachten bei Stickstoff nur geringfügig höher als für die im vorigen Kapitel untersuchten Flussgebiete Deutschlands und für Phosphor sogar geringer. Abweichungen von mehr als 100 % werden bei Stickstoff nur in einem der Teilgebiete der Linde und bei Phosphor in dem gleichen Teilgebiet der Linde und in einem Teilgebiet der Helme gefunden.

Fasst man die Untersuchungsergebnisse nach der Einzugsgebietsgröße in verschiedene Klassen zusammen, ergibt sich das in der Abbildung 4.13 dargestellte Bild. Für Stickstoff zeigt sich sehr deutlich, dass die mittlere Abweichung von gemessenen und berechneten Frachten bereits bei Einzugsgebietsgrößen von 50 bis 100 km² sowohl für anorganisch gelösten Stickstoff als auch für Gesamtstickstoff bei 25 bzw. 20

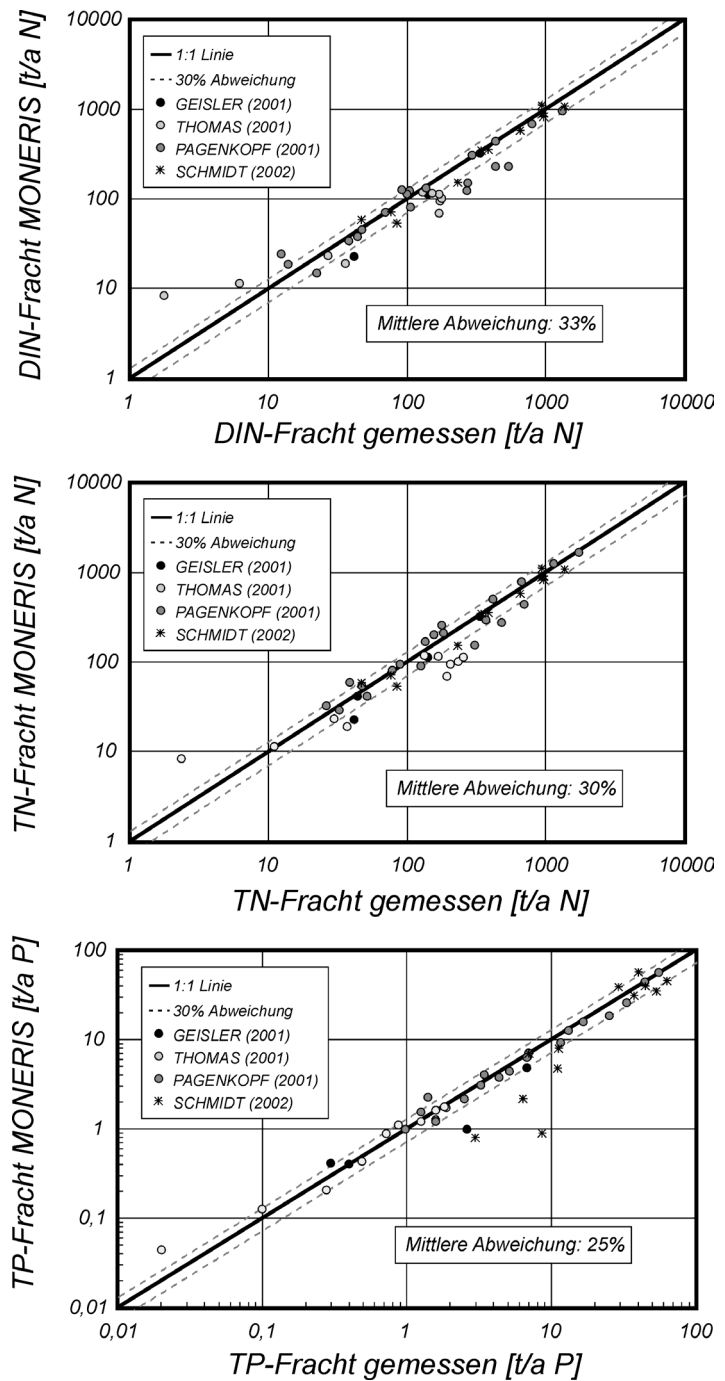


Abb.4.12: Vergleich gemessener und berechneter Nährstofffrachten in kleinen Einzugsgebieten nach Geisler (2001), Pagenkopf (2001), Thomas (2001) und Schmidt (2002).

% liegt und damit den gleichen Wert erreicht, der für die größeren Flussgebiete Deutschlands ermittelt wurde (siehe Tabelle 4.40). Lediglich für Flussgebiete mit einer Größe von weniger als 50 km² liegt die mittlere Abweichung bei ca. 70 %. Diese sehr starke Änderung der mittleren Abweichung wird lediglich durch das kleinste nur 7 km² umfassende Gebiet (Linde) verursacht, für das eine Abweichung von mehr als 300 % ermittelt wurde. Vernachlässigt man dieses Gebiet so sinkt die mittlere Abweichung für die Flussgebiet mit weniger als 50 km² auf 34 (DIN) bzw. 30% (TN), liegt aber damit immer noch deutlich über der für die anderen Einzugsgebietsklassen. Im Ergebnis dieser Analyse kann insbesondere für Stickstoff davon ausgegangen werden, dass eine Anwendung von MONERIS bis zu einer unteren Einzugsgebietsgröße von 50 km² durchaus möglich ist.

Bei Phosphor ist die mittlere Abweichung nicht nur bei Einzugsgebieten mit einer Größe von weniger als 50 km² deutlich höher als die Angaben nach der Tabelle 4.38 sondern auch für die Gebiete zwischen 50 und 100 km². Demgegenüber liegen die mittleren Abweichungen für die beiden Klassen mit Einzugsgebieten größer als 100 km² deutlich unter den mittleren Werten der Tabelle 4.40, was wahrscheinlich dadurch verursacht ist, dass bei der Gesamtzahl der untersuchten Flussgebiete solche überwiegen (Warnow, Linde), in denen die Erosion und die damit verbundenen P-Einträge nicht die Rolle spielen, wie im Durchschnitt der Flussgebiete Deutschlands. Andererseits beruhen die mit 36 % vergleichsweise hohen mittleren Abweichungen in der Klasse mit Gebietsgrößen zwischen 50 und 100 km² zum Teil auf einem Datensatz für die Be-

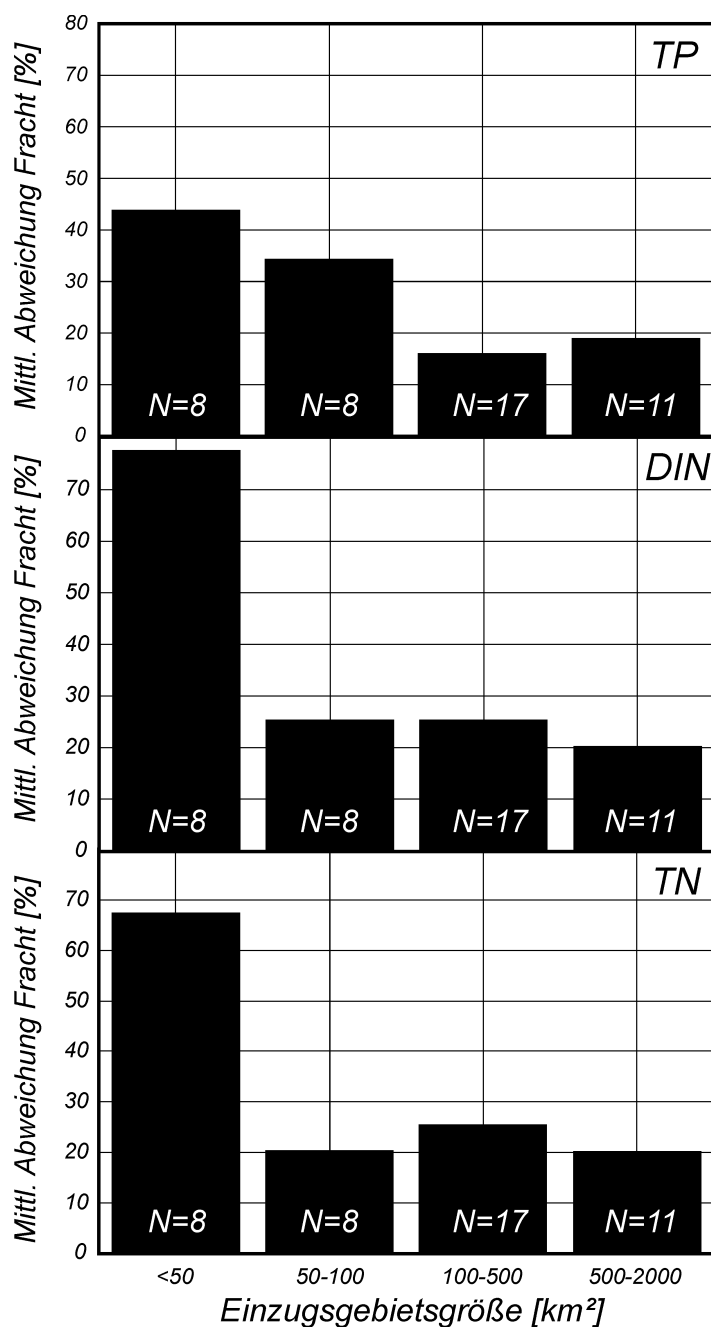


Abb.4.13: Mittlere Abweichungen von gemessenen und berechneten Nährstofffrachten für Einzugsgebietsklassen auf Basis der Untersuchungen von Geisler (2001), Pagenkopf (2001), Thomas (2001) und Schmidt (2002).

rechnung der Frachten, der weniger als 12 Werte pro Monat umfasst (zumindest in der Helme mehr als ein Monat). Diese geringe Dichte der Messdaten reicht bei der gegebenen Gebietsgröße nicht aus, die sehr variablen P-Transporte bei hohen Abflüssen auch nur teilweise zu erfassen. Damit dürfte ein großer Teil der Abweichung für diese Gebietsklasse auf eine zu ungenaue Frachtmessung in den Flüssen zurückzuführen sein. Im Gegensatz zum Stickstoff kann man folglich beim Phosphor zunächst nur relativ klar feststellen, dass eine Anwendung der Modellvorstellungen bis zu einer Gebietsgröße von 100 km² durchaus möglich ist. Darüber hinaus scheint aber auch eine Anwendung bis zu Gebietsgrößen von 50 km², wie von Venohr et al. (2002) auf der Basis der Untersuchungen in der Stör festgestellt, möglich. Eine entgeltliche Klärung, kann jedoch erst erfolgen, wenn bei weiteren Untersuchungen, auch kleinere Gebiete berücksichtigt werden, in denen insbesondere für Phosphor Messungen mit einer hohen Messdichte vorliegen.

4.5 Vergleich mit Ergebnissen anderer Methoden zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge

Eine Aufgabe der Untersuchungen in dieser Studie bestand darin, die Anwendbarkeit der Modellansätze auf Gebiete außerhalb von Deutschland zu prüfen, und die Modellergebnisse mit denen anderer Methoden, die insbesondere in den an Deutschland angrenzenden Flussgebieten angewendet wurden und werden, zu vergleichen. Der Schwerpunkt sollte dabei insbesondere auf Methoden liegen, die im Rahmen eines harmonisierten Vorgehens für die Quantifizierung der diffusen Stoffeinträge entwickelt wurden und werden.

Bezüglich dieses letzten Teiles der Aufgabenstellung kann festgestellt werden, dass bereits Teile des Modellsystems von MONERIS, wie die Quantifizierung der Einträge von urbanen Flächen und die Modellvorstellungen zu den Nährstoffretentionen ein fester Bestandteil einer harmonisierte Vorgehensweise sind (HARP, 2002). Bei den anderen vorwiegend landwirtschaftlich verursachten Stoffeinträgen, existiert aber eine solche harmonisierte Vorgehensweise z.Zt. noch nicht. In dem EU-Projekt EUROHARP soll erst durch den Vergleich von insgesamt 7 Modellen für den Stickstoff- und Phosphoreintrag herausgefunden werden, welche Modelle für ein harmonisiertes Vorgehen geeignet sind. Obwohl Ergebnisse erst in ein bis zwei Jahren zu erwarten sind, kann man bereits heute feststellen, dass es aus praktischen Erwägungen heraus, kaum zu einer vollständig harmonisierten Vorgehensweise bei der Quantifizierung der Stoffeinträge in die Flussgebiete Europas kommen wird und dies auch aus wissenschaftlicher Sicht nicht sinnvoll erscheint, weil vermutlich kein Modell die Reaktionen in den Flussgebieten auf die mögliche Variabilität der naturräumlichen und sozioökonomischen Bedingungen in der Lage sein wird, ohne Erweiterungen, Veränderungen oder Einschränkungen abzubilden. Kennt man die Reaktionen verschiedener Modelle auf Randbedingungen, die außerhalb des Entwicklungsgebietes liegen, so ist es eher wünschenswert eine gewisse Modellvielfalt zu erhalten, und somit auch verschiedenste Erfahrungen einzubringen.

Bezüglich der Anwendung des Modells MONERIS auf Gebiete außerhalb Deutschlands kann hier zunächst nur festgestellt werden, dass dafür der Nachweis bereits in einer anderen Studie erbracht worden ist. Die Untersuchungen zu den flussgebietsdifferenzierten Nährstoff- und Schwermetalleinträgen im Odergebiet (46 Teilgebiete) haben eindeutig belegt, dass das Modell bereits in der Version von 1999 in der Lage ist, die Eintrags- und Frachtsituation in anderen Flussgebieten Mitteleuropas zu simulieren (Behrendt et al., 2002b). Auch die verfügbaren Datengrundlagen sind durchaus mit denen in den deutschen Flussgebieten vergleichbar und reichen für eine Modellanwendung aus.

Die Abbildungen 4.14 und 4.15 zeigen zusammengefasst einige wesentliche Ergebnisse der flussgebietsdifferenzierten Analyse im Odereinzugsgebiet. Nach den Untersuchungen von Behrendt et al. (2002b) lagen die P-Einträge im Odereinzugsgebiet im Zeitraum 1993-1997 bei 12200 t/a P und die Stickstoffeinträge bei 119000 t/a N. Diesen Einträgen stehen Frachten von 5100 t/a P und 71200 t/a N gegenüber. Die daraus ableitbare sehr hohe N- und P-Retention in dem Flusssystem der Oder wird auch durch das Modell widerspiegelt, indem aus den Einträgen eine Fracht von 4800 t/a P bzw. 70800 t/a N berechnet wird (siehe auch Abbildung 4.15).

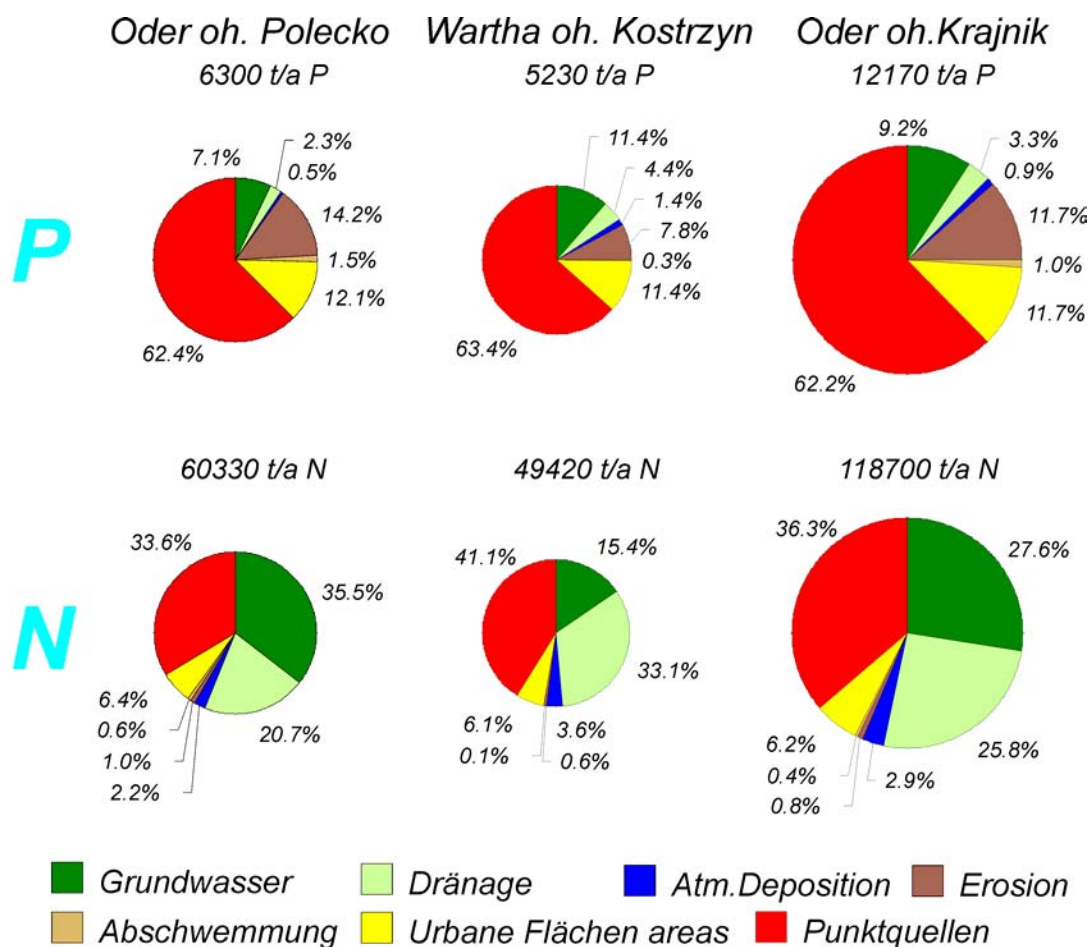


Abb. 4.14 Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden für das Gebiet der Oder oberhalb von Krajnik Dolny und die Hauptteilgebiete im Zeitraum 1993-1997.

Die Abweichung von beobachteten und berechneten Frachten liegt für Phosphor mit 29 % (n= 40) nur geringfügig über der mittleren Abweichung für die Flussgebiete Deutschlands (Tab.4.40). Für anorganisch gelösten Stickstoff liegt die Abweichung zwischen berechneten und beobachteten Frachten bei 25 % und für Gesamtstickstoff sogar bei nur 21 %. Dies entspricht den Abweichungen, die für deutsche Flussgebiete abgeleitet wurden.

Ähnlich, wie beim Zusammenhang zwischen den berechneten und gemessenen Phosphorkonzentrationen in den deutschen Flussgebieten (siehe Abb. 4.09) kann man auch für Teile des Odereinzugsgebietes eine Unterschätzung der beobachteten Fracht durch die Modellberechnungen feststellen (siehe Abb. 4.15). In der Oder liegen diese Teilgebiete vor allem im Flussgebiet der Wartha und zeichnen sich, wie bei den deutschen Flussgebieten ebenfalls durch das Vorhandensein, von vielen Seen aus, die ebenfalls stark eutrophiert sind.

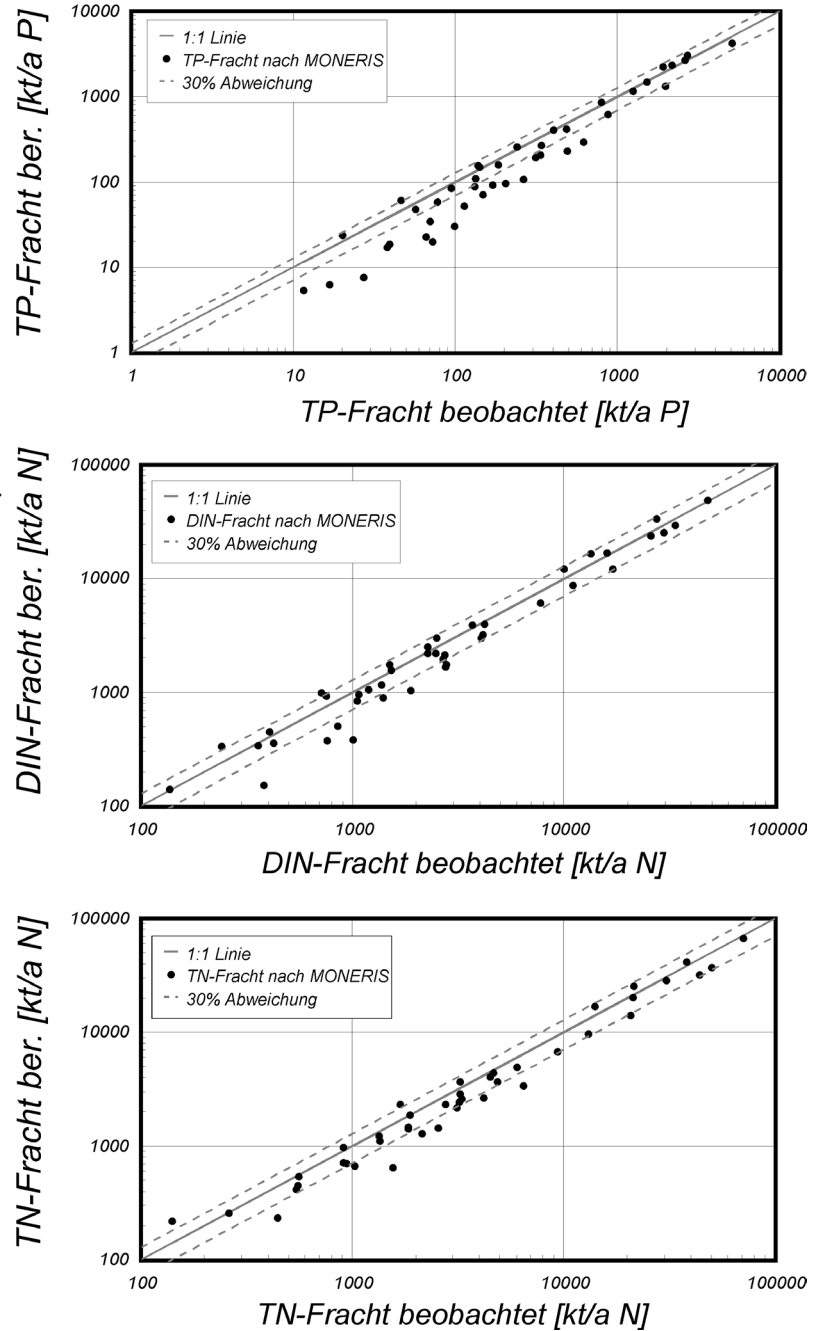


Abb.4.15: Vergleich der beobachteten und berechneten Nährstofffrachten innerhalb des Flussgebietes der Oder im Zeitraum 1993-1997.

Die Oderstudie hat neben dem Nachweis der Anwendung des Modells MONERIS auf Gebiete außerhalb von Deutschland noch zwei wichtige andere Aspekte zeigen können:

- Durch die internationale Zusammenarbeit von Wissenschaftlern aller beteiligter Länder war es erstmals möglich, die Stoffeinträge in einem internationalen Flussgebiet in allen

Ländern mit der gleichen Methodik und den nahezu gleichen Datengrundlagen durchzuführen.

- Wesentliche Datengrundlagen und die methodische Herangehensweise für die Quantifizierung der Nährstoffeinträge in einem Flussgebiet sind ebenfalls geeignet, die Stoffeintragsituation für andere Stoffe, wie im Odergebiet die Schwermetalle, zumindest für größere Einzugsgebiete abzuschätzen.

Die Anwendung wesentlicher Modellansätze von MONERIS für andere Stoffe konnte aber auch durch andere Untersuchungen bereits für die Flussgebiete Deutschlands (Scherer et al., 2002) bzw. die Elbe und den Rhein (Vink & Behrendt, 2001, 2002; Gandrass et al., 2001) gezeigt werden, wobei das Haupthindernis für eine flussgebietsdifferenzierte Analyse mit einer ähnlichen räumlichen Auflösung wie bei den Nährstoffen, die noch unzulängliche Datenbasis bzgl. der Stoffkonzentrationen im Grundwasser und in den kleineren Flüssen ist.

Die Tabellen 4.42 und 4.43 geben einen Überblick zu den quantifizierten Phosphor- und Stickstoffeinträgen von Flussgebieten in denen sowohl das Modell MONERIS als auch andere Methoden der Eintragsberechnung angewandt wurden. Von diesen insgesamt 38 Flussgebieten wurden in 11 Flussgebiete (in den Tabellen grau unterlegte Zeilen) Methoden angewandt, die zur Zeit so etwas wie die Standardverfahren in Österreich (Kroiß, 1997), in der Schweiz (Prasuhn et al., 1996, Prasuhn, 1999) und in der Tschechischen Republik (Nesmerak et al., 1994) entsprechen. Dabei ist vor allem der Vergleich mit den Ergebnissen von Prasuhn für die deutschen Einzugsgebiete des Bodenseeeinzugsgebietes interessant, da diese Modellvorstellungen ähnlich detailliert sind, wie die von MONERIS. Die für die Flussgebiete von Argen, Radolfzeller Aach, Rotach, Seefelder Aach und Stockacher Aach angegebenen Nährstoffeinträge sind den Untersuchungen zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge mit dem Modell MONERIS für die Flussgebiete Baden-Württembergs entnommen (Behrendt et al. (2001). Betrachtet man beide Untersuchungszeiträume (1985/86 und 1996/97) von Prasuhn et al. (1996) und Prasuhn (1999) zusammen, so kann man für die diffusen P-Einträge eine mittlere Abweichung von 22 % und für die diffusen N-Einträge eine mittlere Abweichung von 26 % ermitteln. Lediglich für das Einzugsgebiet der Argen sind die Abweichungen beim Stickstoff mit 90 % überdurchschnittlich hoch. Obwohl die Modellanwendungen sich in den betrachteten Zeiträumen und damit insbesondere in den Abflussbedingungen unterscheiden, kann man feststellen, dass mit beiden Methoden nahezu gleichwertige Ergebnisse erzielt werden.

Um zu klären, welchen Einfluss die jeweils unterschiedlichen untersuchten Zeiträume und Abflussbedingungen auf den Vergleich der Modellergebnisse haben, wurde versucht diesen Einfluss durch die Berechnung einer mittleren Konzentration der diffusen Einträge zumindest teilweise zu eliminieren. Dafür wurde die jeweils berechnete Summe der diffusen Einträge durch den Gesamtabfluss des Gebietes geteilt. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 4.16 dargestellt.

Tabelle 4.42: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten gesamten P-Einträge und der P-Einträge aus diffusen Quellen für verschiedene Flussgebiete.

Gewässer	Gütepegel	Ergebnisse MONERIS		Ergebnisse anderer Autoren		Quelle
		Summe	Diffuse Quellen	Summe	Diffuse Quellen	
		[t P/a]				
Inn	Kirchdorf	1.271	1.034	710	350	KROIB ET AL. (1997)
Donau	Jochenstein	7.172	5.187	10.900	8.940	ISERMANN (1997)
Rhein	Oehningen	1.385	902	2.370	1.696	PRASUHN ET AL. (1996)
Schussen	Meckenbeuren	112	58	190	104	PRASUHN ET AL. (1996)
Rhein	Oehningen	1.100	904	1.526	1.344	PRASUHN ET AL. (1999)
Schussen	Meckenbeuren	67	53	74	56	PRASUHN ET AL. (1999)
Stockacher Aach	Wahlwies	14	13	15	13	PRASUHN ET AL. (1999)
Seefelder Aach	Mühlhofen	23	20	18	16	PRASUHN ET AL. (1999)
Argen	Gießen	80	75	84	75	PRASUHN ET AL. (1999)
Rotach	Friedrichshafen	12	11	10	9	PRASUHN ET AL. (1999)
Radolfzeller Aach	Rielasingen	34	34	31	28	PRASUHN ET AL. (1999)
Neckar	Mannheim	5.458	978	4.790	1.410	IKSR (1989)
Main	Kahl am Main	4.785	1.702	4.940	2.360	IKSR (1989)
Main	Bischofsheim	7.210	2.022	7.370	2.750	IKSR (1989)
Mosel	Koblenz	7.021	1.727	6.400	2.110	IKSR (1989)
Rhein	Koblenz	30.008	8.444	28.160	8.830	IKSR (1989)
Rhein	Kleve-Bimmen	50.341	11.844	45.560	12.890	IKSR (1989)
Ruhr	Villigst	189	122	180	90	RUHRVERBAND (1998)
Ruhr	Essen	576	313	480	270	RUHRVERBAND (1998)
Hunte	Tungeln	213	195	260	200	RADERSCHALL (1996)
Mulde	Dessau	2.329	866	3.000	800	WERNER & WODSAK (1994)
Saale	Gr. Rosenberg	7.239	2.364	7.700	2.400	WERNER & WODSAK (1994)
Havel	Toppeln	3.904	960	5.100	1.700	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schnackenburg	24.111	9.044	29.600	12.000	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schmilka	6.667	3.752	5250	2110	NESMERÁK ET AL. (1994)
Elde	Doemitz	120	96	190	140	BEHRENDT (1996a)
Stepenitz	Dassow	41	37	66	54	BEHRENDT (1996a)
Warnow	Kessin	133	115	250	210	BEHRENDT (1996a)
Recknitz	Ribnitz	36	33	50	39	BEHRENDT (1996a)
Peene	oh. Anklam	198	170	370	300	BEHRENDT (1996a)
Trebel	oh. Wotenick	30	26	71	55	BEHRENDT (1996a)
Tollense	Demmin	80	69	133	106	BEHRENDT (1996a)
Zarow	Grambin	26	24	56	47	BEHRENDT (1996a)
Randow	Eggesin	24	22	42	38	BEHRENDT (1996a)
Sude	Bandekow	128	122	160	140	BEHRENDT (1996a)
Uecker	Ueckermuende	96	81	160	100	BEHRENDT (1996a)
Böhme	Boehme	38	18	39	28	FEHR & FÖHSE (1998)
Illmenau	Rote Schleuse	66	55	90	67	FEHR & FÖHSE (1998)

Tabelle 4.43: Vergleich der mit MONERIS und von anderen Autoren ermittelten gesamten N-Einträge und der N-Einträge aus diffusen Quellen für verschiedene Flussgebiete

Gewässer	Gütepegel	Ergebnisse MONERIS		Ergebnisse anderer Autoren		Quelle
		Summe	Diffuse Quellen	Summe	Diffuse Quellen	
		[t N/a]				
Inn	Kirchdorf	8.890	6.470	10.330	8.060	KROIB ET AL. (1997)
Donau	Jochenstein	151.800	121.840	123.000	102.500	ISERMANN (1997)
Rhein	Oehningen	21.010	15.720	23.830	18.270	PRASUHN ET AL. (1996)
Schussen	Meckenbeuren	2.380	1.410	2.500	1.900	PRASUHN ET AL. (1996)
Rhein	Oehningen	16.300	11.940	18.690	15.060	PRASUHN ET AL. (1999)
Schussen	Meckenbeuren	2.350	1.790	1.690	1.310	PRASUHN ET AL. (1999)
Stockacher Aach	Wahlwies	327	270	240	232	PRASUHN ET AL. (1999)
Seefelder Aach	Mühlhofen	530	430	470	445	PRASUHN ET AL. (1999)
Argen	Gießen	1.980	1.828	1.100	952	PRASUHN ET AL. (1999)
Rotach	Friedrichshafen	346	310	280	255	PRASUHN ET AL. (1999)
Radolfzeller Aach	Rielasingen	1.460	1.456	1.320	1.310	PRASUHN ET AL. (1999)
Neckar	Mannheim	60.440	29.791	46.310	24.180	IKSR (1989)
Main	Kahl am Main	55.670	39.400	59.630	40.450	IKSR (1989)
Main	Bischofsheim	81.740	45.670	78.230	47.010	IKSR (1989)
Mosel	Koblenz	103.110	58.970	96.400	45.880	IKSR (1989)
Rhein	Koblenz	341590	186.450	346.910	188.620	IKSR (1989)
Rhein	Kleve-Bimmen	573.300	290.010	562.300	258.700	IKSR (1989)
Ruhr	Villigst	4.360	2.870	4.420	2.580	RUHRVERBAND (1998)
Ruhr	Essen	12.650	6.630	13.330	8.130	RUHRVERBAND (1998)
Hunte	Tungeln	3.640	3.340	3.650	3.270	RADERSCHALL (1996)
Mulde	Dessau	34.350	21.510	33.000	16.000	WERNER & WODSAK (1994)
Saale	Gr. Rosenberg	82.280	44.050	92.000	51.000	WERNER & WODSAK (1994)
Havel	Toppeln	47.020	24.030	46.000	20.000	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schnackenburg	310.670	194.940	365.000	230.000	WERNER & WODSAK (1994)
Elbe	Schmilka	105.270	72.480	87.380	56.170	NESMERÁK ET AL. (1994)
Elde	Doemitz	2.360	1.870	2.750	2.210	BEHRENDT (1996a)
Stepenitz	Dassow	1.250	1.210	2.050	1.950	BEHRENDT (1996a)
Warnow	Kessin	2.920	2.730	3.980	3.660	BEHRENDT (1996a)
Recknitz	Ribnitz	930	900	1.070	950	BEHRENDT (1996a)
Peene	oh. Anklam	4.930	4.310	6.410	5.740	BEHRENDT (1996a)
Trebel	oh. Wotenick	990	930	1.550	1.470	BEHRENDT (1996a)
Tollense	Demmin	1.680	1.430	2.310	1.920	BEHRENDT (1996a)
Zarow	Grambin	460	450	650	590	BEHRENDT (1996a)
Randow	Eggesin	320	310	350	330	BEHRENDT (1996a)
Sude	Bandekow	3.090	3.030	2.710	2.580	BEHRENDT (1996a)
Uecker	Ueckermuende	1.610	1.460	1.870	1.570	BEHRENDT (1996a)
Böhme	Boehme	950	660	1.290	1.110	FEHR & FÖHSE (1998)
Illmenau	Rote Schleuse	1.330	1.020	1.340	1.120	FEHR & FÖHSE (1998)

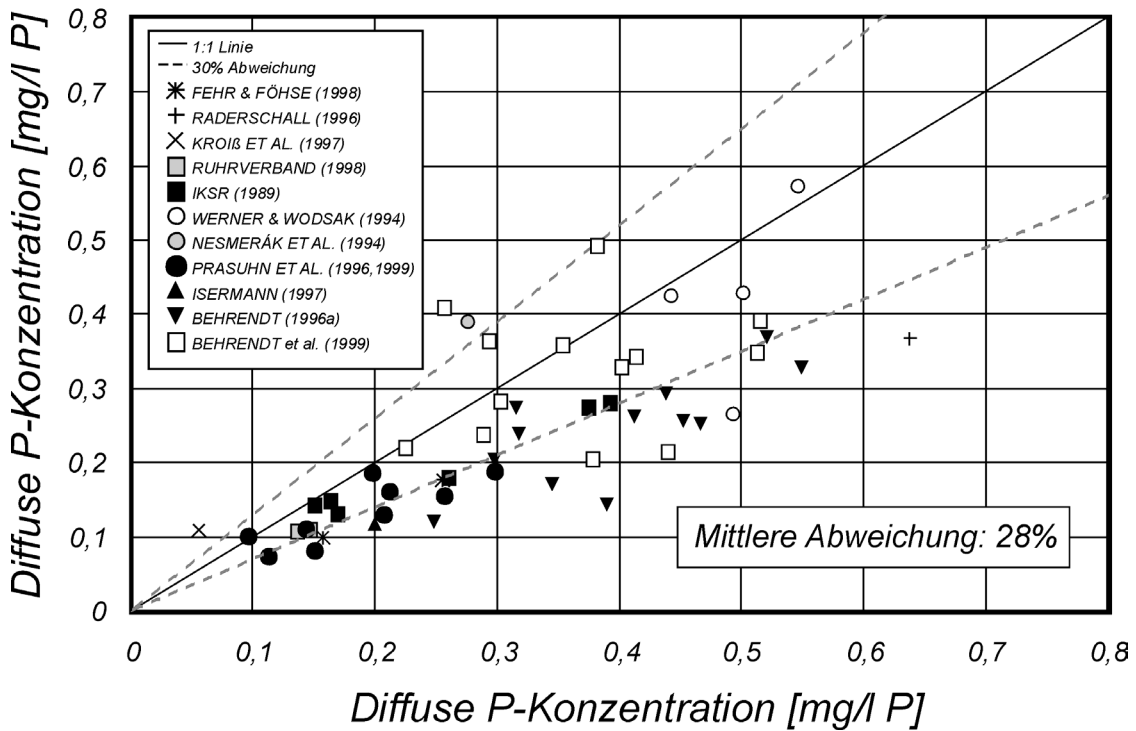
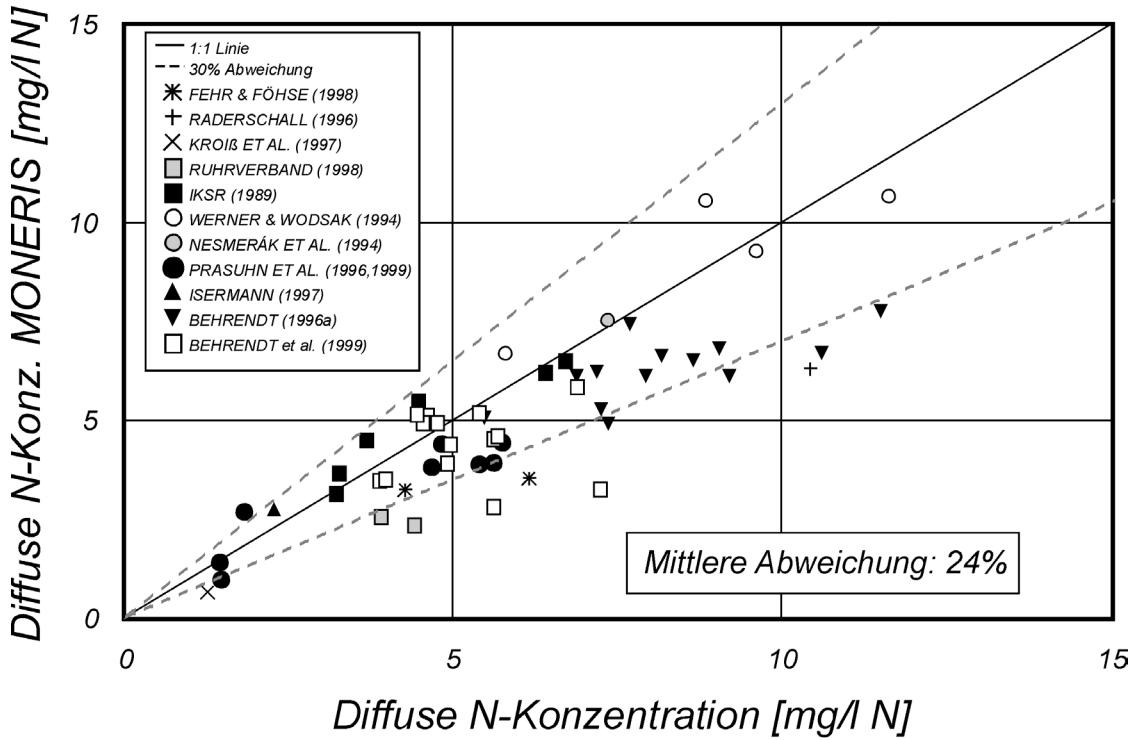


Abb.4.16: Vergleich der durchflussgewichteten Konzentrationen für die Summe der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen für Flussgebiete, für die Ergebnisse anderer Autoren mit anderen Methoden vorlagen..

Die Abbildung enthält zusätzlich den Vergleich der Ergebnisse von Behrendt et al. (1999) für die Oder und ihre Teilgebiete mit denen der MONERIS Anwendung für die Oder nach Behrendt et al. (2002).

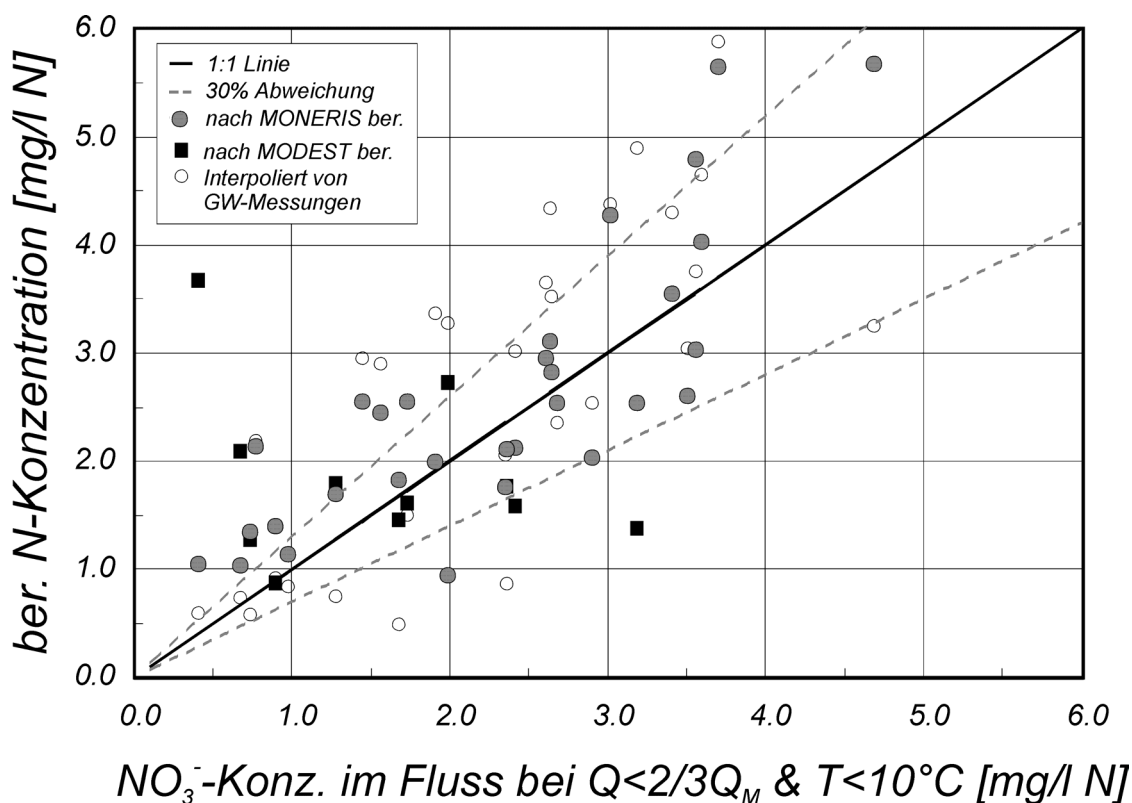


Abb.4.17: Vergleich mit den Modellen MODEST und MONERIS berechneten Stickstoffkonzentrationen der Grundwassereinträge in den Flussgebieten der Oder mit den aus Grundwasserbeobachtungen regionalisierten Konzentrationen und den Nitratkonzentrationen in den Flüssen bei geringen Abflüssen und Temperaturen (nach Behrendt et al., 2002b).

Insgesamt kann man bei dem Vergleich der mit den verschiedenen Methoden berechneten durchflussgewichteten Nährstoffkonzentrationen aller diffuser Quellen in den jeweiligen Flussgebieten feststellen, dass auch deren Abweichung mit 28 % für Phosphor und 24 % für Stickstoff nicht größer ist als der bereits von Behrendt et al. (1999) angegebene Fehlerbereich von mindestens 30% für die diffusen Eintragspfade. Für Phosphor kann man jedoch auf der Basis der Abbildung 4.16 vermuten, dass die Modellergebnisse von MONERIS zu einer leichten Unterschätzung der Summe der diffusen Einträge insbesondere im Vergleich zu den Ergebnissen von Prasnitz tendieren. Die Ursache für dieses Verhalten ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt unklar.

Im Zusammenhang mit den Untersuchungen zu den Stoffeinträgen in die Flussgebiete von Oder (Behrendt et al., 2002b) und Elbe (Becker et al., 2001, Wendland & Kunkel, 1999) war es auch möglich, die Ergebnisse des konzeptionellen Modells MONERIS für die Stickstoffkonzentrationen der Grundwassereinträge mit denen von mechanistischen Modellen wie MODEST und WEKU zu vergleichen. Die Ergebnisse dieses Vergleiches sind in den Abbildungen 4.17 und 4.18 dargestellt und wurden bereits bei Behrendt et al. (2002b) und Behrendt et al. (2003) ausführlich diskutiert.

Zusammenfassend kann man folgende Feststellungen treffen:

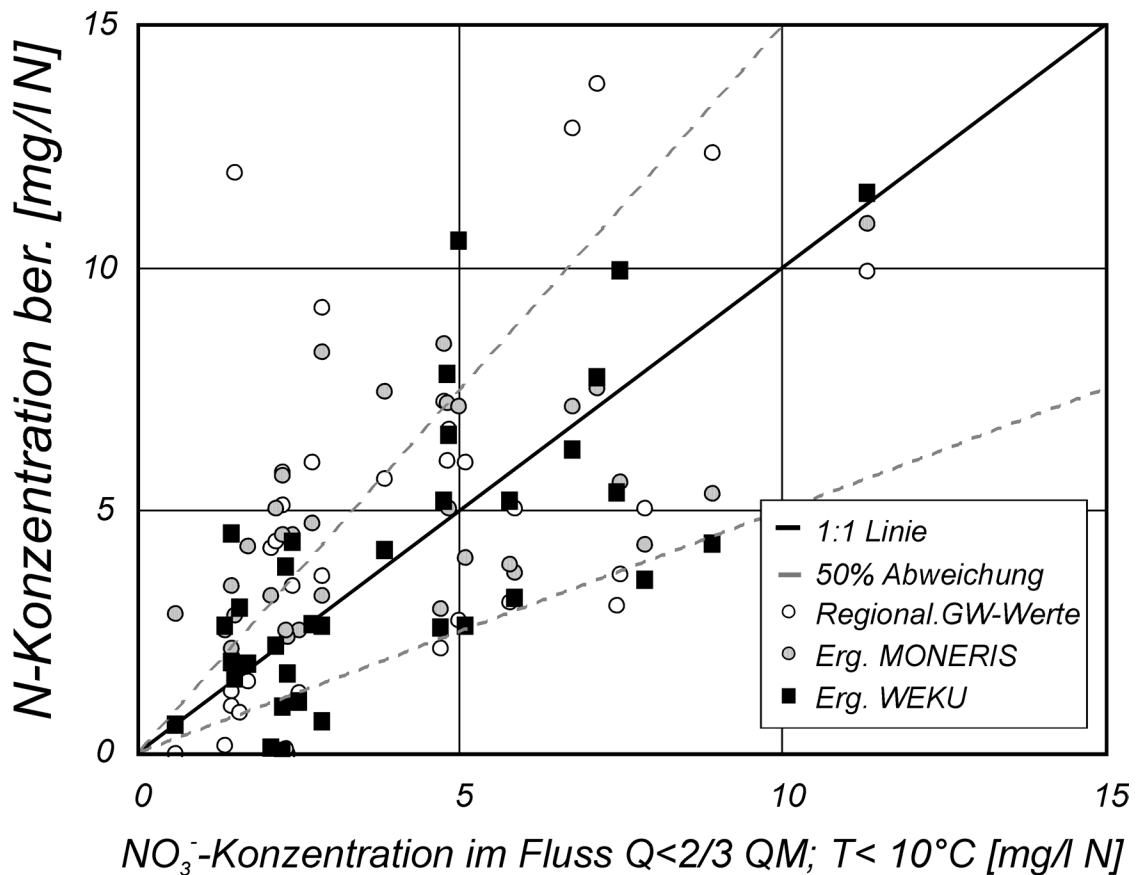


Abb.4.18: Vergleich der mit den Modellen WEKU und MONERIS berechneten Stickstoffkonzentrationen der Grundwassereinträge in den Flussgebieten der Elbe mit den aus Grundwasserbeobachtungen regionalisierten Konzentrationen und den Nitratkonzentrationen in den Flüssen bei geringen Abflüssen und Temperaturen (nach Behrendt et al., 2003).

- Die mittleren Nitratkonzentrationen in den Flüssen bei geringen Abflüssen und geringen Temperaturen zeigen zu den aus Grundwasserbeobachtungen abgeleiteten Konzentrationen von anorganisch gelösten Stickstoff im Grundwasser eine Abweichung von ca. 40%.
- Die aus dem Routinemessprogrammen ableitbaren Nitratkonzentrationen sind insbesondere bei geringer räumlicher Dichte der Grundwasserbeobachtungen ein besseres Maß zur Charakterisierung der mittleren Stickstoffkonzentrationen der Grundwassereinträge in die Oberflächengewässer eines Flussgebietes.
- Die Abweichungen der Ergebnisse des Modells MONERIS zu den beiden anderen Modellen MODEST und WEKU sind bei Verwendung gleicher Eingangsdaten bezüglich der Stickstoffüberschüsse für die Flussgebiete mit ebenfalls 40% nicht größer als die Abweichungen zu den beiden aus Messwerten ableitbaren Indikatoren und zwischen diesen beiden Indikatoren.
- Ohne eine deutlich bessere Situation bezüglich der auf Messdaten basierenden Charakterisierung der Stickstoffkonzentrationen der Grundwassereinträge in die Oberflächengewässer und der regionalen Differenzierung der Eingangsdaten wird sich

auch in Zukunft die mögliche Abweichung von Modellergebnissen und möglichen Beobachtungswerten für die Flussgebiete nicht reduzieren lassen.

- Abweichungen deutlich weniger als 40 % zwischen den Modellergebnissen und den Indikatoren für die Grundwassereinträge sind insbesondere unter den Bedingungen des Nordostdeutschen Tieflandes auch in der Zukunft kaum zu realisieren, da die N-Retentionen in einem Bereich von 80 bis 99 % liegen und damit die Zielgröße der Berechnungen sehr klein im Vergleich zu den Bilanzgrößen Stickstoffüberschuss und Retention ist.
- Die verschiedenen Modelle können insbesondere für eine genestete Vorgehensweise genutzt werden, da mit MONERIS Gesamtanalysen bezüglich der Flussgebiete möglich sind, die durch rasterbezogene und damit flächenschärfere Detailanalysen auf der Basis der anderen Modelle untersetzbar sind.

5. Literatur

- ARGE Elbe (2001): Analyse der Nährstoffkonzentrationen,-frachten und -einträge im Elbeeinzugsgebiet. ARGE Elbe, Hamburg, 90 S.
- Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. In: Proceedings of the 5th International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe.
- Bach, M. & Frede, H. G. (1998): Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany – Methodology and trends 1970 to 1995. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* **161**, 385-393.
- Bach, M., Frede, H. G. & Lang, G. (1997a): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor und Kalium-Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie i.A. des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD), Frankfurt a.M. Gesellschaft f. Boden- und Gewässerschutz e.V., Wettenberg.
- Bach, M., Frede, H. G. & Lang, G. (1997b): Handbuch N-, P-, K-Bilanzierung. Gesellschaft f. Boden- und Gewässerschutz e.V., Wettenberg.
- Bach, M., Frede, H. G., Schweikart, U. & Huber, A. (1998): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. In: Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R.: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-texte, 75/99, Anhang S. 1-46.
- Bartnicki, J., Olendrzynski, K., Jonson, J. E. Uer, S. (1998): Description of the Eulerian Acid Deposition model. In: Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MS-CW Status Report 1/98. Part 2, Oslo.
- Behrendt, H. (1996a): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. In: Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2.
- Behrendt, H. (1996b): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads -A comparison for different river basins in Central Europe. In: *Water, Science and Technology* (33), 4-5.
- Behrendt, H. & Bachor, A. (1998): Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). In: *Water, Science and Technology* (38), 10.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410.
- Behrendt, H., Ley, M., Korol, R., Stronska-Kedzia, M. & Pagenkopf, W. (1999a): Point and diffuse nutrient emissions and transports in the Odra Basin and its main tributaries. *Acta Hydrobiologica et Hydrochimica*, 27, 274-281.

- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999b): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, 288 S..
- Behrendt, H., Opitz, D. & Pagenkopf, W.-G. (2001a): Analyse der Nährstoffeinträge und –frachten in den Flüssen von Baden-Württemberg. Research report IGB, Berlin, 85 p.
- Behrendt, H., Dannowski, R., Deumlich, D., Dolezal, F., Kajewski, I., Kornmilch, M., Korol, R., Mioduszewski, W., Opitz, D., Steidl, J. & Stronska, M. (2002a): Investigation on the quantity of diffuse entries in the rivers of the catchment area of the Odra and the Pomeranian Bay to develop decision facilities for an integrated approach on waters protection (Phase III). Final report, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, 271 S.
- Behrendt, H., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G. & Schmoll, O. (2002b): Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam, 105 S..
- Brombach, H. & Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49.
- Deumlich, D. & Frielinghaus, M. (1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.
- Driescher, E. & Gelbrecht, J. (1993): Assessing the Diffuse Phosphorus Input from Subsurface to Surface Waters in the Catchment Area of the Lower River Spree (Germany). In: Olem, H. (Ed.): Diffuse Pollution. Proceedings of the IAWQ 1st International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution, Chicago, USA, 19-24 September 1993.
- DVWK-Schriften 58 (1982): Ermittlung des nutzbaren Grundwasserdargebots. Paul Parey; Hamburg.
- Fachverband der Futtermittelindustrie (versch. Jg.): Mischfutter-Tabellarium. Fachverband d. Futtermittelindustrie e.V., Bonn.
- Fachverband der Futtermittelindustrie e.V.: „Mineralfutterherstellung (alte Bundesländer), in Tonnen im Kalenderjahr 1995, 1993, 1991 im Vergleich zum Vorjahr“ (schriftl. Mitteilung, 1997)
- Fehr, G. & Föhse, D. (1998) Nutrient input into the Schunter caused by the catchment area. Braunschweiger Naturkundliche Schriften.
- Frede, H. G. & Dabbert, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg.

- Gandrass, J., Behrendt, H., Rzepka, S. & Eberhardt, R. (2001): Present and future quality of sediments in the Rhine catchment area – PAHs, PCBs. In: Gandrass, J., Salomons, W. (Eds.), Dredged material in the port of Rotterdam – Interface between Rhine catchment area and North Sea. Project report, GKSS-research Centre, 87-130.
- Geisler, D. (2001): Bilanzierung der Nährstoffeinträge eines Gewässereinzugsgebietes. Diplomarbeit, Universität Essen, Fachbereich 10 Bauwesen Siedlungswasserwirtschaft, 65 S.
- Gömann, H., Kreins, P. & Möller, C. (2002): Impact of nitrogen reduction measures on nitrogen surplus, income and production of German agriculture. Proceedings Int. Conf. on Diffuse Pollution, Amsterdam, 2002, 378-385.
- Hamm, A. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Hrsg. vom Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuß Phosphate und Gewässer in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker durch A. HAMM, Academia Verlag, Sankt Augustin, 830 S.
- Heaney, J. P.; Huber, W. C. & Nix, S. J. (1976): Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275.
- Hennings, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe F; Hannover.
- Hölting, B. (1984): Hydrogeologie – Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 362 S; Stuttgart.
- Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR 1:50000 (1987); Institut für Wasserwirtschaft; Halle.
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins) (1989): Programme d'Action "Rhin" - Inventaire des rejets de substances prioritaires en 1985. Brüssel.
- Isermann, K. (1997): Die Stickstoff- und Phosphorbilanz im Donaueinzugsgebiet von Deutschland: Ausgangssituation, Lösungsansätze und Lösungsaussichten zu ihrer nachhaltigen Gestaltung. BNLA, Bericht.
- Krause, P. (2001): Das hydrologische Modellsystem J2000. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 29, Jülich.
- Kretzschmar, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: Landwirtschaftliche Forschung 30.
- Kroiß, H., Zeßner, M., Deutsch, K., Schaar, W. & Kreuzinger, N. (1997): Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten - Erhebungen für Österreich. TU-Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Kunkel R. & Wendland F. (1997): WEKU - A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. Envir. Geol. 30, 1-2, 1-9.

- Kunkel, R. & Wendland, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 19, Jülich.
- Kunkel, R., Wendland, F. & Albert, H. (1999): Das Nitratabbauvermögen in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeeinzugsgebietes. Wasser und Boden, **51** (9), 16-19.
- Liebscher, H. J. & Keller, R. (1979): Abfluß. In: Keller, R. (Ed.) . Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland (Textband). Bonn.
- Matthess, G. und Ubell, K. (1992): Lehrbuch der Hydrogeologie. Band1: Allgemeine Hydrogeologie – Grundwasserhaushalt. Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: Wasser-Abwasser-Abfall 7, Kassel.
- Muster-Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996 (BGBl. I S. 118).
- Nesmerák, I., Stybnarova, N. & Skoda, J. (1994): Projekt Labe - Koncepce ochrany vod v povodi Labe. Vyzkumny ustav vodohospodarsky TGM, Vol.1, Praha.
- Pöthig, R. & Behrendt H. (2002): Zusammenhänge zwischen Phosphorgehalt in Böden und Grundwasser im Nordostdeutschen Tiefland. (in Vorbereitung).
- Prasuhn, V. (1999): Phosphor und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission Bodensee, 51, 84 S..
- Prasuhn, V., Spiess, E. & Braun, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission Bodensee, 45.
- Raderschall, R. (1996): Abschätzung der diffusen Stoffeinträge in die Hunte über Ergebnisse aus Modell-Einzugsgebieten. In: Wasserwirtschaft 86 (1).
- Rogler, H. & Schwertmann, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. In: Zeitschrift für Kulturtechnik undFlurbereinigung 22.
- Rosenwinkel, K.-H. & Hippen, A. (1997): Branchenbezogene Inventare zu Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer. Forschungsbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover.
- Ruhrverband 1998: Emissions- und Immissionsbetrachtungen bezüglich der eutrophierenden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in der Ruhr. In: Ruhrwassergüte 1997.
- Scherer, U., Fuchs, S., Behrendt, H. & Hillenbrand, T. (2002): Emissions of Heavy Metals into River Basins of Germany. Research Report, Univ. Karlsruhe

- Schmidt, C. (2002): Anwendung und Bewertung des Modells MONERIS zur Ermittlung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer des Einzugsgebietes der Talsperre Kelbra. Diplomarbeit, Universität Leipzig, Institut für Geographie, 81 S.
- Schwarze R., Herrmann A., Münch A., Grünwald U. und Schöniger M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. *Acta Hydrophysica* 35 (2).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland (versch. J.). W. Kohlhammer, Stuttgart, Mainz (bis 1988); Metzler-Poeschel, Stuttgart (ab 1989).
- Statistisches Bundesamt (versch. J.): Datenbank „Statistik regional“. Hrsg. Statist. Bundesamt, Wiesbaden [CD-ROM] .
- Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Hrsg. vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), (versch. J.).
- THM (1996): Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (Hrsg.): Grundwasser in Thüringen – Bericht zu Menge und Beschaffenheit, 163 S.; Erfurt.
- Thomas, M. (2001): Nährstoffretention in kleinen Fließgewässern im Einzugsgebiet des Tollensesees (Mecklenburg-Vorpommern), TU Berlin, 96 S.
- Tsyro, S. G. (1998a): Transboundary fluxes and exceedances to critical loads. In: *Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 1*, Oslo.
- Tsyro, S. G. (1998b): Description of the Lagrangian Acid Deposition model. In: *Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 2*, Oslo.
- Venohr, M. (2000) : Einträge und Abbau von Nährstoffen in Fließgewässern der oberen Stoer. Diplomarbeit, Christian Albrechts Universität Kiel, 122 S.
- Vink, R. & Behrendt, H. (2001): Present and future quality of sediments in the Rhine catchment area – heavy metals. In: Gandrass, J., Salomons, W. (Eds.), *Dredged material in the port of Rotterdam – Interface between Rhine catchment area and North Sea. Project report*, GKSS-research Centre, 21-85.
- Vink, R.J. & Behrendt, H. (2002): Point and Diffuse metal emissions and transports in the Elbe basin and its tributaries. *Hydrological Processes*, (in print)
- Walling, D. E. (1983): The sediment delivery problem. In: *Journal of Hydrology* 65.
- Walling, D. E. (1996): Suspended sediment transport by rivers: A geomorphological and hydrological perspective. In: *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advance. Limnol.* 47.
- Wendland, F. & Kunkel, R. (1999): Der Landschaftswasserhaushalt im Elbeeinzugsgebiet (deutscher Teil). *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 5, 226-232.

Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M. & Schmidt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag; Heidelberg.

Werner, W. & Wodsak, H.-P. (1994) (Eds.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.

Danksagung

Für die Förderung des Forschungsvorhabens möchten wir dem Umweltbundesamt danken. Insbesondere Frau Dr. Herata und Herrn Mehlhorn, die das Vorhaben während des gesamten Bearbeitungszeitraumes kritisch begleitet und fachlich angeregt haben, gilt unserer Dank.

Weiterhin möchten wir den Institutionen der Länder und des Bundes unseren besonderen Dank aussprechen. Ohne ihre tatkräftige Unterstützung wäre die Bearbeitung des Vorhabens nicht denkbar gewesen. Danken möchten wir dem Statistischen Bundesamt, der Bundesanstalt für Gewässerkunde, dem Statistischen Landesamt Berlin und den Statistischen Landesämtern aller weiteren Bundesländer, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin, dem Landesumweltamt Brandenburg, dem Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, dem Wasserwirtschaftsamt Bremen, der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, der Umweltbehörde Hamburg - Amt für Umweltschutz, der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, dem Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, dem Landesamt für Umweltschutz Saarland, dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, dem Geologischen Landesamt Sachsen-Anhalt, dem Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, dem Thüringer Landesamt für Umwelt, dem Deutschen Wetterdienst und dem Wasser- und Schifffahrtsamt Magdeburg.

Für die Bereitstellung von Daten, die zahlreichen Diskussionsbeiträge und die freundliche Unterstützung danken wir ebenfalls dem Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung - Institut für Bodenkunde, Institut für Hydrologie (ZALF), dem Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, dem Norske Meteorologische Institut, der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser, der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe, der Internationalen Kommission zum Schutze der Elbe, der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, der Internationalen Kommission zum Schutze der Mosel gegen Verunreinigung und dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft - Forschungszentrum Umwelt der Universität Karlsruhe.