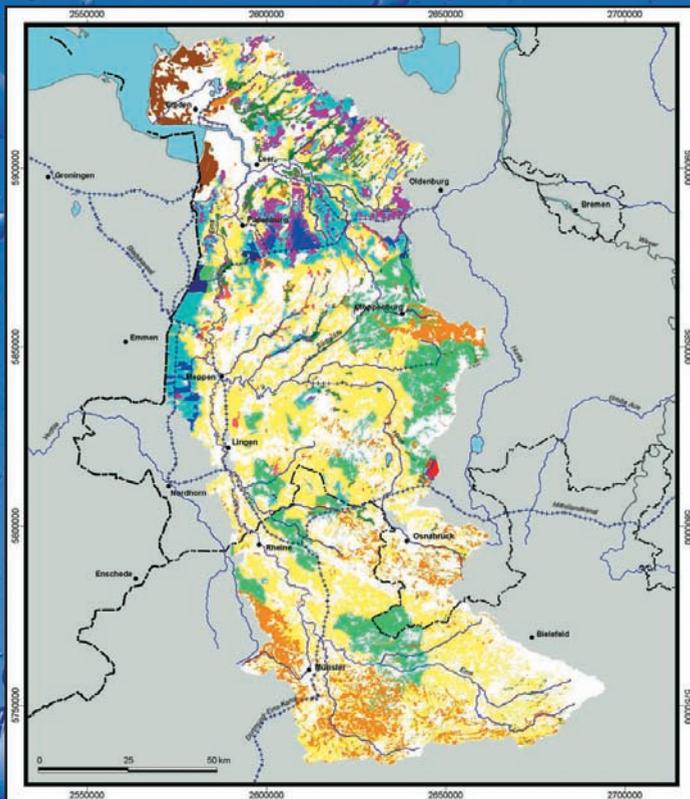


Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen

Björn Tetzlaff



Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment

Band/Volume 65

Forschungszentrum Jülich GmbH
Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung
Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre IV: Agrosphäre

Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen

Björn Tetzlaff

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

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment

Band/Volume 65

ISSN 1433-5530

ISBN 3-89336-447-1

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

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

Umschlaggestaltung: Grafische Betriebe, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Betriebe, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2006

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment Band/Volume 65

D 89 (Diss., Hannover, Univ., 2006)

ISSN 1433-5530
ISBN-10: 3-89336-447-1
ISBN-13: 978-3-89336-447-3

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

Kurzzusammenfassung

Die vorliegende Dissertation ist eingebettet in das interdisziplinäre Projekt „REGFLUD“ des BMBF-Förderschwerpunkts „Flussgebietsmanagement“. Ihr Hauptziel besteht in der Entwicklung und Anwendung eines GIS-gestützten Phosphatmodells zur Ermittlung der Belastung makroskaliger Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. Hierzu stehen mit den Flussgebieten von Ems (12.940 km²) und Teilen des Rheins (12.160 km²) zwei naturräumlich sehr unterschiedliche Untersuchungsräume zur Verfügung.

Das neu entwickelte empirische Phosphatmodell MEPhos erlaubt die Quantifizierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über die acht Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss, Erosion, Abschwemmung, Trennkanalisation, Mischwasserentlastung, kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleitungen. Außerdem wird die P-Retention in fließenden sowie stehenden Gewässern vom Modell berücksichtigt. Der diffuse P-Eintrag über die Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss, Erosion und Abschwemmung wird auf Basis von Phosphotopen flächendifferenziert modelliert. Phosphotope sind homogene Teilflächentypen mit definierten Eigenschaften und werden zur Diskretisierung des Einzugsgebiets verwendet. Ihre Ableitung erfolgt GIS-gestützt auf Basis von Datengrundlagen der mittleren Maßstabsebene. Dieser Modellansatz ermöglicht es, räumliche Schwerpunkte des P-Eintrags innerhalb von Sub-Einzugsgebieten zu lokalisieren und zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorzuschlagen. Die Quantifizierung der P-Emission aus kommunalen Kläranlagen und Industrie erfolgt anlagenbezogen, P-Einträge über Mischwasserentlastung und Trennkanalisation werden hingegen für Sub-Einzugsgebiete integrativ berechnet.

Der modellierte mittlere P-Eintrag (1995-1999) beträgt für das Untersuchungsgebiet Ems 1666 t/a und für das Untersuchungsgebiet Rhein 1574 t/a. Das Verhältnis von diffusen zu punktuellen Quellen liegt im Emsgebiet bei 87:13, im Rheingebiet hingegen bei 32:68. Während im flachen Emsgebiet der Drainagepfad den P-Eintrag dominiert (69 %), verursachen im stärker reliefierten und dichter besiedelten Rheingebiet Einträge aus kommunalen Kläranlagen den größten Teil der P-Emissionen (41 %). Unter den diffusen Einträgen spielt im Einzugsgebiet des Rheins die Erosion die wichtigste Rolle (11 %). Als Phosphotope mit dem höchsten Anteil an der diffusen P-Belastung werden im Einzugsgebiet der Ems gedränte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung identifiziert, die bei einem Flächenanteil von 3,5 % ca. 30 % der diffusen Einträge emittieren. Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins stammen 24 % der diffusen Einträge aus dem Phosphotop „Ackerflächen mit einem Erosionspotenzial von mehr als 15 t/(ha·a) und Gewässeranschluss“. Diese Flächen nehmen lediglich 0,7 % der Gesamtfläche ein. Wegen des günstigen Verhältnisses von geringem Flächenanteil am Einzugsgebiet einerseits zu hohem Anteil an der diffusen P-Belastung andererseits werden für die beiden Phosphotope Managementoptionen vorgeschlagen, mit

denen sich aus geowissenschaftlich-hydrologischer Sicht die diffuse P-Belastung effizient reduzieren ließe.

Wie die Validitätsüberprüfung der Modellergebnisse mit Hilfe von gemessenen Gewässergütedaten für 58 Sub-Einzugsgebiete zeigt, ergeben sich hohe Übereinstimmungen zwischen gemessenen und modellierten Einträgen.

Weitere Anwendungsmöglichkeiten des Modells MEPhos werden in der Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen gesehen, wie sie für einen nachhaltigen Gewässerschutz benötigt werden, z.B. bei der Erstellung von Flussgebietsplänen und Maßnahmenprogrammen im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Schlagworte:

Phosphat, Modellierung, Eutrophierung

Summary

This dissertation is embedded in the inter-disciplinary project named "REGFLUD" which is funded by the German Federal Ministry for Education and Research. The overall aim of the thesis is to develop and apply a GIS-based model for the analysis of P-fluxes from point and diffuse sources in macroscale river basins. For this purpose two study basins with varying natural conditions are chosen, i.e. the River Ems catchment (12,940 km²) and parts of the River Rhine catchment (12,160 km²).

The new empirical phosphate model MEPhos allows the quantification of mean long-term P-inputs via drainage, groundwater-borne runoff, erosion, wash-off, rainwater sewers, combined sewers overflows, municipal sewage treatment plants and industrial effluents. Additionally the model takes into account P-retention in both running and standing waters.

Diffuse P-entries to surface waters via drainage, groundwater-borne runoff, erosion and wash-off are modelled area-differentiated based on a phosphotope-approach. Phosphotopes are homogeneous sub-area types with defined properties and are used to discretize the river basin. To derive phosphotopes highly-resolved data sets are clipped in GIS. This approach enables the localization of "hot spots", i.e. sub-areas with high potential for P-output. Because natural and agricultural conditions of these sub-areas are known, efficient reduction measures can be proposed. P-emissions from municipal waste water treatment plants and industrial effluents are quantified for every plant, inputs via rainwater sewers and combined sewers overflows are modelled integratively for river sub-basins.

The modelled mean annual P-entries to surface waters (1995-1999) sum up to 1666 t/a for the Ems study basin and to 1574 t/a for the Rhine study basin. The relations between diffuse and point sources are 87:13 for Ems and 32:68 for Rhine. In the lowland catchment of the River Ems P-entries via the drainage pathway dominate the diffuse load (69 %). The contrasting natural conditions in the sub-catchment of the River Rhine as well as the far higher population density lead to a totally different relevance of sources. P-entries from municipal waste water treatment plants make up 41 % of the total load. Among diffuse sources erosion plays the most important role (11 %).

The highest contribution to the diffuse P-load in the River Ems basin is made by the phosphotope "drained raised bogs under grassland use". This sub-area type emits about 30 % of all diffuse entries, while it makes up only 3.5 % of the basin area. In the River Rhine sub-basin about 24 % of all diffuse P-entries originate from the phosphotope "hydraulically connected arable land with erosion potential of more than 15 t/(ha-a)", which has an area share of only 0.7 %. Due to the combination of small area share and high share of the overall diffuse P-load efficient reduction measures should concentrate on these two phosphotopes.

The validation of MEPHos modelling results against loads, estimated from measured water quality and runoff data, is performed for 58 sub-catchments. It shows good correlations between measured and modelled mean annual P-loads (1995-1999).

Sustainable use of water resources creates the demand for data as a basis for decision making. The implementation of the EU-water framework directive requires river basin district management programmes. In this context MEPHos modelling results can be of use.

Keywords:

Phosphate, Modelling, Eutrophication

Danksagung

Bedanken möchte ich mich bei Prof. Dr. Gerald Kuhnt für die Betreuung und seine Bereitschaft, dieses externe Promotionsthema zu fördern. Prof. Dr. Thomas Mosimann danke ich für die bereitwillige Übernahme des Korreferats.

Dem Leiter der Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung am Forschungszentrum Jülich, Herrn Dipl.-Math. Jürgen-Friedrich Hake, danke ich für die Gelegenheit zur Promotion und die Möglichkeit, die hervorragende Infrastruktur des Forschungszentrums nutzen zu können. Dr. Frank Wendland danke ich für die Betreuung und die vielfältigen Möglichkeiten, die er mir zur Bearbeitung des Promotionsthemas gewährt hat.

Bei Research Hydrologist Richard B. Alexander vom United States Geological Survey, Water Resources Division, möchte ich mich für die fachlichen Hinweise und sein Interesse am Fortgang der Arbeit bedanken. Diplom-Designer Alasdair J. Wright hat mich bei der Gestaltung der Blockbilder hervorragend unterstützt. Frau Melanie Timms hat zeitweise technische Arbeiten übernommen.

Andrea danke ich für ihr Verständnis und ihre fast endlose Geduld.

Folgende Fachleute und Institutionen haben diese Arbeit durch großzügige Überlassung von Unterlagen bzw. Daten gefördert und mich durch die Anbahnung von weiteren Kontakten unterstützt. Außerdem möchte ich mich für die zahlreichen Diskussionen bedanken, die ebenfalls zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Herr Hermann Albers, Meppen

Dr. JOACHIM BLANKENBURG, Geologischer Dienst für Bremen

Dr. GERFRIED CASPERS, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover, auch stellvertretend für die DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR MOOR- UND TORFKUNDE

Herr DROSTE, Kreisverband der Wasser- und Bodenverbände, Meppen

Herr HARALD EMMRICH und Herr HINRICH SPECKMANN, Bezirksregierung Weser-Ems

Herr HARTMUT FALKENBERG, Bundesverband der Deutschen Torf- und Humuswirtschaft, Wennigsen

Herr BERNHARD FICKERS, vormals Kreisverwaltung Emsland, Meppen

Dr. KLAUS FRÜCHTENICHT, vormals Landwirtschaftliche Untersuchungs- u. Forschungsanstalt Oldenburg

Herr PETER JÜRGEN GUNDERT, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Herr KLAUS HEUSER, Aggerverband, Gummersbach

Dipl.-Ing. agr. CHRISTIAN JULIUS, Berlin

Dr. ULRICH KERN und Dipl.-Umweltwiss. EKKEHARD CHRISTOFFELS, Erftverband Bergheim

Dr. NORBERT KIRCHHOFF, Staatliches Umweltamt Minden
Prof. Dr. RALF KLOPP, Ruhrverband, Essen
Dipl.-Ing. agr. Peter Kreins, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig
Dipl.-Ing. agr. MARIANNE LAMMERS, Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Münster
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen und Düsseldorf
Dipl.-Geol. FALK LINDENMAIER, Universität Karlsruhe
Dipl.-Ing. agr. CHRISTINE MØLLER, Europäische Kommission, Brüssel
Dr. UDO MÜLLER und Dr. Jürgen SCHNEIDER, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
Niedersächsisches Landesamt für Statistik, Hannover
Herr NIEHAUS und Herr BRÜMMER, Kreisverband der Wasser- und Bodenverbände, Aschendorf
Dr. GABRIELE PACKROFF, Wahnbachtalsperrenverband, Siegburg
Dr. VOLKER PRASUHN, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich, CH
Dr. WALTER SCHÄFER, Bodentechnologisches Institut Bremen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung
Herr HELGE SCHARENBERG, Amt für Agrarstruktur, Meppen
Dr. HANNES SCHIMMER, Staatliches Umweltamt Münster
Dr. HEINZ PETER SCHREY und Dipl.-Geogr. DIRK ELHAUS, Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld
Herr HEINER SCHÜPP, Kreisarchiv Meppen
Herr RAIMO SOPO, Präsident a.D. der International Peat Society, Jyväskylä, FIN
Dr. DIETER STEFFEN, Dipl.-Ing. ECKHARD SCHMATZLER, Dipl.-Ing. HANS NEUMANN, Dr. AXEL GOWASCH und Dipl.-Biol. DIRK POST, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hildesheim u. Aurich
Herr MANFRED WÖLFL, Kaufbeuren
Wupperverband, Wuppertal

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	19
1.1	Problemstellung und Überblick über den Stand der Forschung	19
1.2	Zielsetzung der Arbeit.....	27
2	Betrachtung des Phosphatstroms und seiner Kompartimente auf verschiedenen Skalen	29
2.1	Der globale P-Kreislauf.....	29
2.2	Der diffuse Phosphateintrag in Flusseinzugsgebieten.....	31
3	Die naturräumlichen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten	37
3.1	Untersuchungsgebiet Ems	37
3.2	Untersuchungsgebiet Rhein	43
4	Modellierung des Wasserhaushalts und seiner Komponenten	47
4.1	Das Wasserhaushaltsmodell GROWA	47
4.2	Weiterentwicklungen des Wasserhaushaltsmodells GROWA im Hinblick auf die pfaddifferenzierte Modellierung des P-Eintrags aus diffusen Quellen	54
4.2.1	Modellierung der realen Verdunstungshöhe von Hochmoorflächen	54
4.2.2	Modellierung der mittleren Oberflächenabflusshöhe	55
4.2.3	Ermittlung der künstlich entwässerten Flächen und Modellierung der mittleren Dränabflusshöhe	60
4.3	Erstellung und Aufbereitung von Eingangsdaten für die Wasserhaushaltsmodellierung	73
4.3.1	Klimadaten	76
4.3.2	Landnutzungsdaten	81
4.3.3	Bodendaten	83
4.3.4	Digitales Geländemodell	91
4.3.5	Hydraulische Leitfähigkeit der Festgesteine	94
4.4	Modellergebnisse und Validitätsüberprüfung	97
5	Das MEPhos-Modellkonzept	111
6	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen	117
6.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen	117
6.2	Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Dränagen	128
6.3	Ergebnisse.....	135
7	P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss	139
7.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss	139
7.2	Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss	145

7.3	Ergebnisse.....	149
8	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	153
8.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung.....	153
8.2	Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Abschwemmung	157
8.3	Ergebnisse.....	162
9	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion.....	165
9.1	Modellansatz zur Berücksichtigung des partikulären P-Eintrags.....	165
9.2	Aufbereitung der Eingangsdaten und Ermittlung der zum partikulären P- Eintrag beitragenden Flächen	172
9.3	Ergebnisse.....	184
10	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Trennkanalisationen	189
10.1	Modellierung des P-Eintrags über Trennkanalisation	189
10.2	Aufbereitung der Eingangsdaten	191
10.3	Ergebnisse.....	192
11	P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen	195
11.1	P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen	195
11.1.1	Methodik zur Erfassung von P-Einträgen aus kommunalen Kläran- lagen und industriellen Direkteinleitungen	195
11.1.2	Datenaufbereitung	197
11.1.3	Ergebnisse.....	198
11.2	P-Einträge über Mischwasserentlastung	203
11.2.1	Modellierung des mittleren P-Eintrags über Mischwasserentlastungen	203
11.2.2	Erstellung und Aufbereitung der Eingangsdaten	206
11.2.3	Ergebnisse.....	209
12	Mittlere Gesamteinträge (1995-1999) aus punktuellen und diffusen Quellen.....	211
12.1	Der mittlere P-Gesamteintrag in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein.....	211
12.2	Der mittlere P-Gesamteintrag nach Bearbeitungseinheiten der Wasserrahmenrichtlinie sowie nach Sub-Einzugsgebieten.....	215
12.3	Der mittlere P-Eintrag aus diffusen Quellen	231
13	Validitätsüberprüfung und Diskussion der Modellergebnisse	239
13.1	Frachtermittlung für pegelbezogene Einzugsgebiete	239
13.2	Modellierung der P-Retention in fließenden und stehenden Gewässern	242
13.3	Validitätsüberprüfung und Diskussion der Ergebnisse	245

14 Vorschläge für Maßnahmen zur Reduzierung diffuser P-Einträge in die Oberflächengewässer der Untersuchungsgebiete Ems und Rhein	251
15 Zusammenfassung.....	261
16 Literaturverzeichnis	267

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	Phosphateinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands nach Herkunft	20
Abb. 2:	Schematische Darstellung des globalen P-Kreislaufs mit ausgewählten Stoffströmen	30
Abb. 3:	Jährliche P-Überschüsse in Deutschland 1950-1999	31
Abb. 4:	Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den Elementen des terrestrischen Wasserhaushalts	32
Abb. 5:	Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den an die Abflusskomponenten gekoppelten diffusen Eintragspfaden	33
Abb. 6:	Verteilung der Landnutzungsklassen in den beiden Untersuchungsgebieten	42
Abb. 7:	Schematische Darstellung des Wasserhaushaltsmodells GROWA bei der Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten	50
Abb. 8:	Abhängigkeit des Anteils der Versickerung am Gesamtabfluss in Abhängigkeit des mittleren Versiegelungsgrades für Nutzungs- bzw. Bebauungstypen	52
Abb. 9:	Umfang von Dränungen im Rahmen des Emslandplans 1950-1989 (ha kumuliert)	60
Abb. 10:	Umfang von Tiefumbrüchen im Rahmen des Emslandplans 1950-1989 (ha kumuliert)	61
Abb. 11:	Schematische Darstellung des Verfahrensgangs zur Validitätsüberprüfung der berechneten Abflusshöhen	106
Abb. 12:	Vergleich der berechneten mit gemessenen mittleren Gesamtabflusshöhen (1995-1999)	108
Abb. 13:	Vergleich der berechneten mit gemessenen mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1995-1999)	108
Abb. 14:	Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos	114
Abb. 15:	Ermittlung von mittleren Schwebstofffrachten	171
Abb. 16:	Bewertung der Erosionspotenziale unterschiedlicher Hangformen nach Typen und zugehörige Werte für die Korrektur des LS-Faktors	173
Abb. 17:	Anzahl kommunaler Kläranlagen nach Größenklassen des mittleren P-Eintrags (1995-1999) in t/a	198
Abb. 18:	Anzahl industrieller Direkteinleiter nach Größenklassen des mittleren P-Eintrags in t/a (1995-1999)	201
Abb. 19:	Korrelation zwischen der an die Mischwasserkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche in ha und des kumulierten Speichervolumens in m ³ für Flussgebiete	207

Abb. 20:	Mehrfährige mittlere P-Einträge im Untersuchungsgebiet Ems (1995-1999), differenziert nach Pfaden.....	212
Abb. 21:	Mehrfährige mittlere P-Einträge im Untersuchungsgebiet Rhein (1995-1999), differenziert nach Pfaden.....	213
Abb. 22:	Validitätsüberprüfung der modellierten mittleren P-Einträge (1995-1999) in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein	246

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger und Wessolek	48
Tab. 2:	Nutzungsspezifische Versiegelungsgrade in Prozent für urbane CORINE Landnutzungstypen am Beispiel von Hamburg und Vergleich mit ATV- DVWK (2002).....	49
Tab. 3:	Basisabflussanteile für Flächenmerkmale zur Berechnung der Grundwasserneubildung.....	53
Tab. 4:	Zuweisung von Korrekturfaktoren f_0 für die Berechnung der mittleren Oberflächenabflusshöhe aufgrund von Verschlämmungs- und Sättigungsbedingungen sowie Bodenwassereinfluss.....	58
Tab. 5:	Parameterkombinationen zur Ermittlung der Dränbedürftigkeit.....	64
Tab. 6:	Mittlere jährliche Dränabflusshöhe als Anteil an der mittleren Gesamt- Sickerwasserhöhe für verschiedene Regionen und Standortbedingungen	68
Tab. 7:	Definierte Basisabflussanteile zur Berechnung der Grundwasserneubildung unter gedränten Flächen mit unterschiedlichen Dränabflussanteilen.....	69
Tab. 8:	Für die Modellierung des Wasserhaushalts und des P-Eintrags in den Teil- Einzugsgebieten von Ems und Rhein verwendete Datengrundlagen.....	74
Tab. 9:	Für die Modellierung des Wasserhaushalts und des Phosphateintrags verfügbare Digitale Geländemodelle und ihre Eigenschaften.....	91
Tab. 10:	Haupt-Parameter, die wesentlichen Einfluss auf die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus diffusen Quellen in makroskaligen Flusseinzugsgebieten ausüben	113
Tab. 11:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos).....	126
Tab. 12:	Auswertung der Analysenergebnisse des Parameters ortho-Phosphat [mg/l] in Grundwasserproben aus 0-10 m Tiefe für Messstellen in verschiedenen Boden-Landnutzungs-Kombinationen	140
Tab. 13:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte bzw. Grundwassergütedaten für die P-Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos).....	143
Tab. 14:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur- Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	156
Tab. 15:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Erosion	175
Tab. 16:	Vergleich von berechneten Oberbodengehalten mit Analysenergebnissen des Baltic Soil Survey	180

Tab. 17:	Literatur-Referenzwerte für Einträge von Gesamt-P über Straßenablauf von verschiedenen Flächentypen und kalibrierter Exportkoeffizient für die Modellierung mit MEPhos.....	190
Tab. 18:	Anteile versiegelter Flächen, die über Trennkanalsysteme entwässern.....	191
Tab. 19:	Literatur-Referenzwerte zur Höhe der Konzentration von Gesamt-P in entlastetem Mischwasser	204
Tab. 20:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein nach Sub-Einzugsgebieten und Eintragspfaden	218
Tab. 21:	Vergleich von MEPhos-Modellergebnissen (1995-1999) zum Eintrag von Gesamt-P in verschiedenen Sub-Einzugsgebieten der Ruhr mit Angaben anderer Autoren.....	229
Tab. 22:	Anteil der Phosphotope am Eintrag aus diffusen Quellen (ohne Trennkanalisation) und an der Gesamtfläche der Untersuchungsgebiete Ems und Rhein	235
Tab. 23:	Koeffizienten für die Berechnung eines Retentionsfaktors zur Berücksichtigung des P-Rückhalts im Fließgewässer gemäß Gl. 27	243
Tab. 24:	Rückhaltevermögen von Filterstreifen in Abhängigkeit ihrer Eigenschaften.....	255

Verzeichnis der Karten

Karte 1:	Relief.....	38
Karte 2:	Bodentyp-Klassen.....	39
Karte 3:	Landnutzungsklassen	40
Karte 4:	Standorte dräniertes Flächen nach Maßgabe von Ausführungsplänen im Einzugsgebiet der Ems	66
Karte 5:	Dränierte Landwirtschafts- und Torfabbaufächen im Untersuchungsgebiet Ems.....	70
Karte 6:	Dränierte Landwirtschaftsflächen im Untersuchungsgebiet Rhein	71
Karte 7:	Mittlere Jahresniederschläge (1995-99)	78
Karte 8:	Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen (1995-99)	79
Karte 9:	Mittlere potenzielle Verdunstung (1995-99).....	80
Karte 10:	Grundwasserflurabstand.....	86
Karte 11:	Staunäseeinfluss.....	87
Karte 12:	Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	88
Karte 13:	Hangneigung	93
Karte 14:	Hydraulische Leitfähigkeit der Festgesteine	96
Karte 15:	Mittlere Gesamtabflusshöhe (1995-99) im Einzugsgebiet der Ems.....	100
Karte 16:	Mittlere Gesamtabflusshöhe (1995-99) im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins.....	101
Karte 17:	Mittlere Direktabflusshöhe (1995-99) im Einzugsgebiet der Ems	102
Karte 18:	Mittlere Direktabflusshöhe (1995-99) im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins.....	103
Karte 19:	Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1995-99) im Einzugsgebiet der Ems.....	104
Karte 20:	Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1995-99) im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins.....	105
Karte 21:	Sub-Einzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten Abflusshöhen	107
Karte 22:	Langjährige mittlere Nutztierdichte (1983-1995).....	130
Karte 23:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen im Untersuchungsgebiet Ems.....	131
Karte 24:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen im Untersuchungsgebiet Rhein	132
Karte 25:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Dränagen im Untersuchungsgebiet Ems.....	137
Karte 26:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Dränagen im Untersuchungsgebiet Rhein	138

Karte 27:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Ems	146
Karte 28:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Rhein	147
Karte 29:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Ems.....	151
Karte 30:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Rhein	152
Karte 31:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Ems.....	159
Karte 32:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Rhein	160
Karte 33:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Ems.....	163
Karte 34:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Rhein	164
Karte 35:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Erosion im Untersuchungsgebiet Ems.....	177
Karte 36:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Erosion im Untersuchungsgebiet Rhein	178
Karte 37:	Mittlere jährliche P-Düngebilanz (1979-1999)	182
Karte 38:	Mittlere P-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen (1995-1999).....	183
Karte 39:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Erosion im Untersuchungsgebiet Ems.....	186
Karte 40:	Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Erosion im Untersuchungsgebiet Rhein	187
Karte 41:	Mittlere P-Einträge über Trennkanalisation (1995-1999).....	194
Karte 42:	Mittlere P-Einträge über kommunale Kläranlagen (1995-1999)	199
Karte 43:	Mittlere P-Einträge über industrielle Direkteinleitungen (1995-1999)	200
Karte 44:	Mittlere P-Einträge über Mischwasserentlastung (1995-1999).....	210
Karte 45:	Mittlere P-Gesamteinträge nach Bearbeitungsgebieten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (1995-99).....	217
Karte 46:	Mittlere P-Gesamteinträge (1995-1999) nach Sub-Einzugsgebieten im Untersuchungsgebiet Ems.....	223
Karte 47:	Mittlere P-Gesamteinträge (1995-1999) nach Sub-Einzugsgebieten im Untersuchungsgebiet Rhein	228
Karte 48:	Mittlere diffuse P-Einträge (1995-1999) ohne Berücksichtigung von Trennkanalisationseinträgen im Einzugsgebiet der Ems	233

Karte 49:	Mittlere diffuse P-Einträge (1995-1999) ohne Berücksichtigung von Trennkanalisationseinträgen im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins.....	234
Karte 50:	Sub-Einzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen.....	241

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Überblick über den Stand der Forschung

In die Fließgewässer Deutschlands werden jährlich etwa 25.000 t des Pflanzennährstoffs Phosphat (P) eingetragen (BMU 2001, Abb. 1). In Anbetracht der Tatsache, dass bereits 1 g Phosphat im Gewässer ausreicht, um ca. 100 g Biomasse, z.B. Algen, aufzubauen, bei deren aerobem Abbau dann 140 g Sauerstoff verbraucht werden, wird leicht verständlich, dass hohe P-Gehalte in vielen Oberflächengewässern ein ökologisches Problem darstellen können (Heintz u. Reinhardt 1996). Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit des ortho-Phosphats tritt P häufig als Minimumfaktor auf (DVWK 1993). Das bedeutet, dass sich bereits geringe P-Einträge in hohem Maße eutrophierungsfördernd auswirken können.

P-Einträge in Oberflächengewässer entstammen punktuellen und diffusen Quellen. Nach Novotny und Olem (1994) sind Punkteinträge räumlich eindeutig abgrenzbar, z.B. durch Rohreinträge. Die Eintragshöhe ist von meteorologischen Ereignissen weitgehend unabhängig und variiert deshalb bezogen auf einen Einleitungsstandort quantitativ nur wenig. Dementsprechend zählen kommunale und gewerbliche Kläranlagen sowie Kleinkläranlagen zu den P-emittierenden Punktquellen. Vorherrschendes Mittel zu ihrer Kontrolle und Verringerung sind technische Maßnahmen.

Dagegen treten diffuse Einträge flächenhaft auf und ihre Höhe hängt von meteorologischen und hydrologischen Bedingungen ab. Daher variieren diese Einträge in ihrem zeitlichen Auftreten und ihrer Magnitude stark, bezogen sowohl auf einzelne Ereignisse als auch auf den Jahresverlauf. Als diffuse Quellen gelten Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und entwässerten Hochmooren (Torfabbau), aber auch aus natürlicher Hintergrundlast und atmosphärischer Deposition.

Darüber hinaus existieren Grenzfälle, wie z.B. Einträge über Trennkanalisationen und bei Starkregenereignissen auftretende Mischwasserentlastungen aus dem Kanalnetz. Trennkanalabläufe sind niederschlagsabhängig und transportieren Stoffe, die von der versiegelten Fläche abgeschwemmt werden. Der Eintrag in die Vorfluter erfolgt zumindest teilweise diffus, z.B. über Böschungen von Straßengraben. Deshalb werden sie in der vorliegenden Arbeit zu den diffusen Quellen gezählt. Bei Mischwasserentlastungen besteht zwar eine starke Abhängigkeit vom Niederschlag, ihre Einleitung erfolgt jedoch ausschließlich über eindeutig verortbare Auslässe, und die Eintragshöhe wird durch technische Maßnahmen beeinflusst, z.B. im Kanalnetz zwischengeschaltete Entlastungsbauwerke. Diese Eigenschaften lassen eine Subsumierung in die Kategorie Punktquellen zu. Die vorgenommene Kategorisierung der Eintragspfade Trennkanalisation und Mischwasserentlastung erfolgt in Übereinstimmung mit Novotny und Olem (1994).

Abbildung 1 zeigt, dass sich die Phosphat-Gesamteinträge in die Fließgewässer Deutschlands während der letzten 30 Jahre von ca. 100.000 t/a auf etwa 25.000 t/a

verringert haben. Berücksichtigt man, dass sich die Angaben für den Zeitraum 1975 bis 1988 lediglich auf die westlichen Bundesländer beziehen, die Zahlen für 2000 hingegen auf das wiedervereinigte Deutschland, muss der Rückgang des Gesamteintrags von P über 75 % betragen. Die starke Abnahme ist fast ausschließlich auf Einträge aus Punktquellen zurückzuführen (Abb. 1), was eine Folge verschärfter gesetzlicher Regelungen, z.B. der Phosphat-Höchstmengenverordnung und der Abwasserverordnung ist. Sie bildeten die Grundlage, um den Verzicht auf phosphathaltige Hilfsstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln sowie den Ausbau von Kläranlagen über 10.000 Einwohnerwerte um Anlagen zur Phosphatelimination rechtlich durchsetzen zu können. Besonders der Ausbau kommunaler Kläranlagen um die sog. dritte Reinigungsstufe sowie die Errichtung von Rückhaltebauwerken war mit erheblichen Investitionen verbunden. Allein für das Flusseinzugsgebiet der Ruhr (4.485 km²) nennen Bode und Klopp (2001) einen jährlichen Investitionsbedarf von etwa 100 Mio. Euro seit 1988. Erheblich verringert werden konnte auch der Eintrag aus industriellen Direkteinleitungen (Deutscher Bundestag 2004, MUNLV 2003). Als Folge der Abnahme punktueller Einleitungen hat sich zwar der relative Anteil diffuser Quellen an der Gesamtbelastung von ca. 15 % (1975) auf ca. 52 % im Jahr 2000 erhöht, die absolute Höhe diffuser P-Einträge ist in diesem Zeitraum jedoch relativ konstant geblieben (Abb. 1). Trotz erster Reduktionsmaßnahmen sind hierfür die bis Ende der 1980er Jahre gestiegenen P-Gehalte im Boden und die Zunahme der Bodenerosion hauptverantwortlich (Abb. 3, Scheffer u. Schachtschabel 1998). In geringerem Umfang sind auch geringe methodische Unterschiede der zitierten Untersuchungen und das durch die Wiedervereinigung Deutschlands vergrößerte Bilanzgebiet mitursächlich.

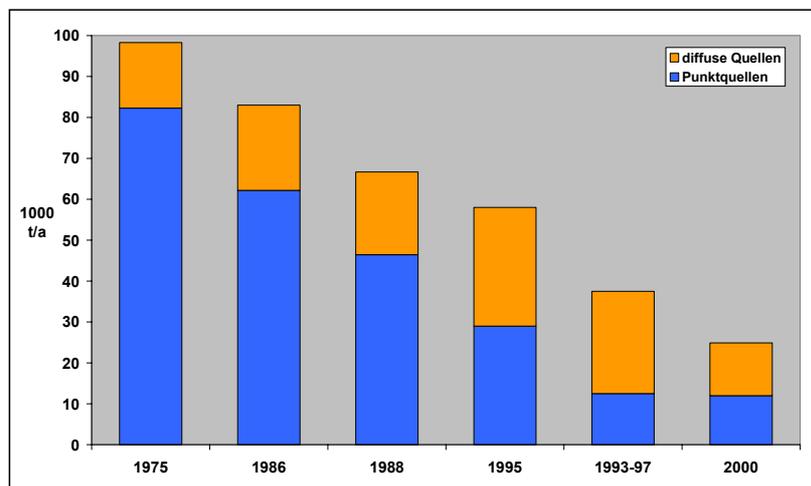


Abb. 1: Phosphateinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands nach Herkunft
 Quellen: Bernhardt (1978), Firk u. Gegenmantel (1986), Ostertag u. Eck-Düpont (1989), UBA (2000), BMU (2001), Deutscher Bundestag (2004) (Die Angaben 1975-1988 beziehen sich auf die Bundesrepublik vor der Wiedervereinigung.)

Die durch erhöhte Phosphatkonzentrationen hervorgerufene Eutrophierung schädigt nicht nur die Binnengewässer, auch die küstennahen Meere sind durch fluviale P-Zufuhr betroffen. So ist es in der Deutschen Bucht und im niedersächsischen Wattenmeer, das den überwiegenden Teil seiner Nährstofffracht aus den einmündenden Flüssen Ems, Jade, Weser und Elbe erhält, seit den 1980er Jahren wiederholt zu sauerstoffarmen Bedingungen gekommen. Diese resultierten aus sog. „Algenblüten“, d.h. dem massenhaften Auftreten von Mikroalgen, bei deren bakteriellem Abbau es zu Sauerstoffmangel mit teilweise toxischen Folgen für die Bodenfauna gekommen ist (van Beusekom et al. 2003). Auch das Auftreten „schwarzer Flecken“ wird auf ungenügenden aeroben Abbau organischer Substanz zurückgeführt. Außerdem führte die verlängerte Blütezeit von Algen wie *Phaeocystis globosa* zum Auftreten von Schaumteppichen im küstennahen Bereich. Algen der Gattungen *Alexandrium*, *Dinophysis* und *Prorocentrum* können toxische Stoffe freisetzen, die sich in Fischen und Muscheln anreichern, sodass deren Vermarktung untersagt werden muss (van Beusekom et al. 2003). Daraus wird deutlich, dass die Folgewirkungen des Nährstoffeintrags in die Meere nicht nur in Umweltschäden bestehen, sondern dass auch Wirtschaftszweige wie Fischerei, Marikultur und Tourismus von Einbußen betroffen sind.

In der Vergangenheit wurden auf zwischenstaatlicher Ebene mehrfach Reduzierungen des P-Eintrags in Nord- und Ostsee beschlossen, z.B. auf der Zweiten Nordseeschutzkonferenz 1987 und im Helcom-Abkommen 1989. Diese internationalen Meereschutzabkommen sahen eine Reduzierung der anthropogenen P-Einträge um 50 % bis 1995 vor, die in Deutschland auch erreicht worden ist (NSC 2002). Dennoch ist der Nährstoffgehalt besonders im Deutschen Wattenmeer nach wie vor zu hoch, sodass unverändert die Notwendigkeit zur weiteren Reduzierung der P-Einträge besteht (BMU 2003). Angesichts des geschilderten starken Rückgangs von punktuellen P-Einträgen sowie der hierfür investierten Finanzmittel sollen zukünftige Maßnahmen auf diffuse Quellen fokussieren (BMU 2005). In diesem Zusammenhang werden flächendifferenzierte Emissionsbetrachtungen als wichtiges Instrument für die Ableitung von Handlungsempfehlungen erachtet (Deutscher Bundestag 2004). Im Rahmen des 2000 beschlossenen OSPAR-Abkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks wurde eine Strategie erarbeitet, die zum Ziel hat, die Nährstoffsituation bis zum Jahr 2010 soweit zu verbessern, dass anthropogen bedingte Eutrophierscheinungen nicht mehr auftreten. Durch die Einführung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) sind die Ziele der genannten OSPAR-Strategie auch rechtlich verbindlich, die Umsetzung nach EU-WRRL wird hingegen erst 2015 abgeschlossen sein.

Vor dem Hintergrund der nachhaltigen Nutzung von Wasserressourcen zielt die EU-WRRL (2000) jedoch nicht nur auf die Küstengewässer ab, auch für die Oberflächengewässer und das Grundwasser soll ein „guter Zustand“ u.a. in Bezug auf die Wasserqualität erreicht werden (Art. 1 u. 4). Außerdem sollen bis 2009 detaillierte Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme für Flusseinzugsgebiete erstellt

werden (Art. 13). Dies erfordert u.a. die Entwicklung von Methoden bzw. Modellen, die den Nährstoffeintrag flächen- und pfaddifferenziert abbilden, länderübergreifend konsistent anwendbar sind und sich zur Beantwortung multidisziplinärer Fragestellungen mit anderen Modellen vernetzen lassen, um so insgesamt dem systemischen Anspruch der Wasserrahmenrichtlinie Rechnung zu tragen. Zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der Wasserrahmenrichtlinie waren geeignete Modelle vielfach noch nicht vorhanden. Dieser Umstand trug mit dazu bei, dass 2001 vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) der Förderschwerpunkt „Flusseinzugsgebietsmanagement“ mit dreijähriger Laufzeit eingerichtet wurde.

Die vorliegende Dissertation ist eingebunden in das interdisziplinäre Verbundprojekt REGFLUD, das Teil dieses Förderschwerpunkts ist. REGFLUD steht für Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland und hat das Ziel, Politikoptionen zu erarbeiten, die zu einer Reduzierung diffuser Nährstoffeinträge in Flusseinzugsgebieten führen, wobei ökonomische Umsetzbarkeit, institutionelle Erfordernisse sowie soziale Akzeptanz besondere Berücksichtigung finden sollen. Mit den Flusseinzugsgebieten der Ems und von Teilen des Rheins (Ruhr, Wupper, Sieg, Erft und Rheintal) wurden zwei naturräumlich sehr unterschiedliche Untersuchungsgebiete festgelegt (Kap. 3).

Im Projekt REGFLUD kooperieren die folgenden Institutionen:

- Forschungszentrum Jülich, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (FZJ-STE),
- Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig (FAL),
- Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung, Essen (RWI),
- Fachhochschule Bochum (FHBO).

Die Programmgruppe STE des Forschungszentrums Jülich ist innerhalb des REGFLUD-Verbundprojekts u.a. mit der Aufgabe betraut worden, die P-Einträge aus unterschiedlichen diffusen Quellen für die (Teil-)Einzugsgebiete von Ems und Rhein zu berechnen, wobei zunächst der IST-Zustand festzustellen ist. Darauf aufbauend sind Szenarien zur Reduzierung des diffusen P-Eintrags zu entwickeln (SOLL-Zustände), deren Grundlage differenzierte, an die räumlichen Bedingungen angepasste Maßnahmen sein sollen. Zur Klärung der Frage, inwieweit bereits vorhandene und verfügbare P-Modelle auf die naturräumlich sehr unterschiedlichen REGFLUD-Untersuchungsgebiete anwendbar sind, wurde eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt. Im Folgenden wird ein Überblick über den Stand der Forschung im Bereich Modellierung diffuser Phosphateinträge gegeben. Ein Schwerpunkt wird dabei auf der makroskaligen Modellierung liegen. Der Begriff Makroskale kennzeichnet in diesem Zusammenhang Untersuchungsgebiete mit einer Größe von mehr als 10.000 km² (Dyck u. Peschke 1995).

Grundsätzlich lassen sich die vorhandenen Modelle nach ihrem Ansatz in prozessorientierte und empirische einteilen. Zu den prozessorientierten oder physikalisch

basierten Modellen zählen u.a. AGNPS (Rode 1995, Grunwald 1997), SWAT (Neitsch et al. 2001) und ANIMO (Groenendijk u. Boers 1999, Groenendijk u. Kroes 1999), die sich durch eine detaillierte Berücksichtigung der Umsetzungs- und Transportprozesse von Phosphat im Boden auszeichnen, sich dabei aber in der Regel auf einzelne Eintragspfade beschränken. Mit der prozessorientierten Modellierung geht außerdem ein sowohl in quantitativer wie qualitativer Hinsicht hoher Datenbedarf einher, der mit den für die Makroskale flächendeckend verfügbaren Datengrundlagen nicht gedeckt werden kann. Zwar können für große Gebiete auch generalisierte Daten verwendet werden, dies verringert jedoch die Aussagegenauigkeit der Modellergebnisse. Hinzu kommt der große Aufwand für Datenbeschaffung und –aufbereitung sowie Rechenzeit. Aus diesen Gründen scheidet eine physikalisch basierte Modellierung des diffusen Phosphateintrags in den Teil-Einzugsgebieten von Ems und Rhein als Möglichkeit aus.

Empirische P-Modelle als die zweite große Gruppe lassen sich nach ihrem Verfahrensansatz weiter in Immissions- und Emissionsmodelle untergliedern. **Immissionsansätze** versuchen, die im Gewässer gemessene Stoff-Konzentration bzw. ermittelte Frachten in Bezug zu flächenhaften Eigenschaften des Einzugsgebiets zu setzen. Dies geschieht meist über unterschiedlich komplexe Regressionsansätze, die als Ergebnis entweder rein statistische Beziehungen zwischen Input- und Outputvariablen ermitteln (Tufford et al. 1998, Mol-Dijkstra et al. 1999, De Wit 1999) oder eine anschließende Berechnung aufgrund kalibrierter, flächenbezogener Austräge erlauben (Smith et al. 1997, Mc Guckin et al. 1999, EPA 2000). Für nationale Studien zum Phosphateintrag haben derartige Modelle große Bedeutung erlangt.

Für die Anwendung auf die Niederlande wurde vom Forschungsinstitut Alterra der Universität Wageningen ein **Metamodell** entwickelt, mit dem mittlere jährliche P-Einträge in Oberflächengewässer berechnet werden können (Schoumans et al. 2002, Mol-Dijkstra et al. 1999, van Diepen et al. 2002). Die Berechnung erfolgt auf Regressionsbasis mit Gebietseigenschaften wie Landnutzungstyp, Bodentyp, mittlerer Grundwasserhochstand, P-Überschuss, P-Konzentration im tiefen Grundwasser und weiteren Parametern als Regressoren. Grundlage für die Ableitung der Regressionsbeziehungen bildeten die Modellergebnisse des prozessorientierten Modells ANIMO. Das Modellkonzept bietet die Möglichkeit, räumliche Belastungsschwerpunkte zu identifizieren, sieht jedoch keine Differenzierung nach Austragspfaden vor.

Das **National Phosphorus Model** wurde in den 1990er Jahren von der irischen Umweltbehörde EPA entwickelt. Es erlaubt die Berechnung mehrjähriger mittlerer ortho-Phosphatkonzentrationen mittels Hauptkomponentenanalyse und multipler Regression auf der Grundlage von CORINE-Landnutzungsdaten, P-Gehalten im Boden, Niederschlagsdaten und dem Sorptionsvermögen des Bodens für Phosphat (EPA 2000). Grundlage der räumlichen Diskretisierung sind zwei Bodentyp-Cluster, die sich in ihrem hydrologischen Verhalten unterscheiden. Eine Verwendung dieses Modells für die vorliegende Arbeit scheidet aufgrund der relativ niedrigen räumlichen

Differenzierung und der durch statistische Signifikanz begründeten Beschränkung auf die Bodenbedeckung Moor sowie Grünland unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität aus.

Beim United States Geological Survey wird ein Regressionsmodell namens **SPARROW** (Spatially referenced regression on watershed attributes) eingesetzt, um mittlere Jahresfrachten auf Basis von Landnutzung und Gebietseigenschaften zu berechnen (Smith et al. 1997, Alexander et al. 2002). Das Modell wurde für die Anwendung auf das nicht-tidebeeinflusste Staatsgebiet der USA entwickelt und differenziert zwischen vier Hauptnutzungsarten (Acker, Wald, Buschland, versiegelt) sowie vier Kulturarten. Als den P-Eintrag steuernde Gebietseigenschaften von statistisch signifikantem Einfluss dienen Bodendurchlässigkeit und Gewässernetzdichte. Große Bedeutung wird dem Stoffrückhalt sowohl im Gelände als auch in Vorflutern bzw. Talsperren beigemessen, weshalb hierzu separate mechanistische Modellkomponenten entwickelt wurden. Eine explizit pfaddifferenzierte Modellierung des mittleren P-Eintrags ist mit SPARROW nicht möglich, sodass von einer Verwendung im Rahmen der vorliegenden Arbeit abgesehen wurde.

Ein wesentlicher Vorteil bei der Anwendung von Immissionsverfahren auf makroskalige Flusseinzugsgebiete besteht in der Datenverfügbarkeit. Teilweise wurde bei der Modellentwicklung explizit darauf geachtet, ausschließlich auf allgemein verfügbare Datengrundlagen zuzugreifen, die dann aber teilweise sehr kleinmaßstäbig sind. Der Arbeitsaufwand bei der Datenaufbereitung und Modellanwendung bleibt relativ gering, sodass eine schnelle Einsetzbarkeit der Verfahren gewährleistet wird. Nachteile weisen die meisten Modelle im Hinblick auf die räumliche Differenzierung des Eintragsgeschehens auf. Darüber hinaus wird der Eintrag bei keinem Modell nach Pfaden unterschieden, sodass flächendifferenzierte Analysen des Ist-Zustands und darauf basierende Reduktionsszenarien nicht möglich sind.

Emissionsansätze ermitteln die Höhe des Phosphataustrags aufgrund von Flächeneigenschaften, denen Exportkoeffizienten oder Indizes zugewiesen werden bzw. deren Beziehung untereinander durch Netze und Regeln erfasst wird. Zu der letztgenannten Gruppe zählen Ansätze auf Basis statistisch lernender Netze und Fuzzy Logic-Technologie (Kishi 2000, Binoy u. Mujumdar 2003, Sewilam 2004). Eine Grundidee dieser Verfahren ist die Identifizierung der wesentlichen Eingangsdaten, um den Datenbedarf bei der Modellierung komplexer Systeme auf ein Mindestmaß einzugrenzen. Dies kann durch GMDH (Group method of data handling) oder neuronale Netze erfolgen. Die erkannten Beziehungen zwischen Eingangsparametern und simulierten Variablen bilden die Grundlage für regelbasierte Fuzzy-Modelle. Die Güte der Modellergebnisse wird hierbei sehr wesentlich durch die Verfügbarkeit einer Vielzahl von Einzugsgebieten mit möglichst breit gefächelter geofaktorieller Zusammensetzung beeinflusst (Kishi 2000, Binoy u. Mujumdar 2003). Ausreichendes Training der neuronalen Netze für die vielfältigen Beziehungen zwischen Input- und Outputva-

riablen in großskaligen Einzugsgebieten wäre derzeit nur mit sehr hohem Arbeitsaufwand zu gewährleisten, weshalb ein Einsatz dieses Modelltyps nicht in Frage kommt.

Indexverfahren, die spezifischen Gebietseigenschaften eine relative Gewichtung zuweisen, ermitteln den P-Austrag halbquantitativ (Lemunyon u. Gilbert 1993, Gburek et al. 2002, Braun et al. 1993, Denoth et al. 1998). Sie beschränken sich auf die Austragspfade Erosion und Abschwemmung, haben hierbei jedoch einen vergleichsweise hohen Datenbedarf. Deshalb kommt ihre Anwendung für die vorliegende Arbeit nicht in Betracht.

Beispiele für Emissionsverfahren, die den diffusen P-Austrag auf der Grundlage von Exportkoeffizienten berechnen, stammen u.a. von Prasuhn et al. (1996), Johnes (1996) und Behrendt et al. (1999). Hierbei erfolgt die räumliche Diskretisierung des Untersuchungsgebiets i.d.R. aufgrund von Landnutzungsklassen, die teilweise mit Hilfe zusätzlicher Geofaktoren weiter differenziert werden. Den entstandenen Standorttypen werden nach Maßgabe der Fachliteratur mittlere P-Eintragshöhen pro Flächeneinheit, sog. Exportkoeffizienten, zugewiesen. Diese Exportkoeffizienten werden aufsummiert und der Austrag eines Einzugsgebiets integrativ ermittelt. Das Eintragsgeschehen wird meist nach Pfaden differenziert abgebildet.

Mit dem von Behrendt et al. (1999) entwickelten Modell **MONERIS** (Modelling nutrient emissions in river systems) kann eine Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands durchgeführt werden. Auf der Basis von Datengrundlagen im Maßstab 1:1 Mio. erlaubt MONERIS die Berechnung mehrjähriger mittlerer Einträge u.a. von Gesamt-P über die Pfade Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, atmosphärische Deposition und von versiegelten Flächen sowie aus Punktquellen. Anwendbar ist das Modell auf Flusseinzugsgebiete ab einer Größe von ca. 500 km², für die die Einträge integrativ berechnet werden. Durch die Betrachtung aller Eintragsquellen und der Retention im Vorfluter ist eine Validitätsüberprüfung mit Hilfe ermittelter Frachten möglich. Dem Modellansatz fehlt jedoch die Möglichkeit einer räumlichen Differenzierung des Eintragsgeschehens unter Ausweisung verortbarer Teilflächen innerhalb der Flusseinzugsgebiete. Flächendifferenzierte Untersuchungen zum Ist-Zustand des P-Eintrags in Oberflächengewässer und die Entwicklung räumlich angepasster Reduktionsmaßnahmen sind mit MONERIS daher nicht möglich.

Fazit

Wie die Auswertung der Fachliteratur zum Stand der Modellentwicklung und -anwendung gezeigt hat, existiert eine Reihe prozessorientierter P-Modelle für mikro- und mesoskalige Untersuchungsgebiete. Eine Übertragbarkeit dieser Modelle auf makroskalige Flusseinzugsgebiete ist u.a. wegen des anspruchsvollen Datenbedarfs nicht sinnvoll möglich. Außerdem behindert die Beschränkung der Modelle auf einzelne Eintragspfade eine Verwendung für das vorliegende Projekt, sodass ein Modell mit empirischem Emissionsansatz herangezogen werden muss. Von den zur Zeit vorhandenen, auf große Einzugsgebiete anwendbaren, Emissionsmodellen ist je-

doch keines in der Lage, den mehrjährigen mittleren Eintrag von Gesamt-P aus diffusen Quellen gleichzeitig flächen- und pfaddifferenziert zu berechnen. Die räumliche Differenzierung der einsetzbaren Modelle beschränkt sich auf Sub-Einzugsgebiete, für die summarische Angaben zum P-Eintrag nach Landnutzungsklassen und teilweise nach Bodentyp-Klassen gemacht werden. Eine Verortung der Teilflächen innerhalb der Einzugsgebiete erfolgt dabei nicht.

Somit kann festgestellt werden, dass die Aufgabenstellung des REGFLUD-Projekts, flächen- und eintragspfaddifferenzierte Untersuchungen zum mittleren P-Eintrag aus diffusen Quellen durchzuführen, mit keinem der vorhandenen Modelle zu bewältigen ist. Daher ist die Entwicklung eines neuen P-Modells zur Ermittlung des Eintrags aus diffusen Quellen erforderlich, wobei geeignete Komponenten der vorhandenen großskaligen Modelle grundsätzlich genutzt und weiterentwickelt werden können. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die vor dem Hintergrund anderer Fragestellungen entwickelten Modelle vielfach kleinmaßstäbige Datengrundlagen des Maßstabs 1:1 Mio. nutzen, an deren vergleichsweise niedrige Informationsdichte die verwendeten Ansätze und Methoden angepasst sind. Mittlerweile sind für großskalige Fluss-Einzugsgebiete aber auch viele Datengrundlagen im Maßstab 1:50.000 oder sogar höher aufgelöst flächendeckend verfügbar, z.B. Bodenkarten, Landnutzung, Digitale Geländemodelle, Wasserhaushalt, Kläranlagen-Datenbanken. Auch für die Teil-Einzugsgebiete von Ems und Rhein stehen diese hoch aufgelösten digitalen Daten bereit. Daraus ergibt sich die Frage, inwieweit der Differenzierungsgrad der vorhandenen großskaligen Ansätze soweit erhöht werden kann, dass sie das Informationspotenzial der mittelmaßstäbigen Datengrundlagen ausschöpfen können und so insgesamt eine räumlich und methodisch stärker differenzierte Abbildung des P-Eintragsgeschehens großer Flusseinzugsgebiete möglich wird.

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Das Ziel der vorliegenden Arbeit soll es sein, ein neues, empirisches Phosphatmodell zu entwickeln, mit dem die diffusen Einträge in den beiden REGFLUD-Untersuchungsgebieten Ems und Rhein ermittelt werden können. Dabei werden folgende Vorgaben an das zu entwickelnde Modell gestellt:

1. Da die Größe der beiden Gebiete jeweils über 12.000 km² beträgt, ist ein **makroskaliger Modellansatz** erforderlich. Komponenten vorhandener Modelle können für die Modellentwicklung mit herangezogen werden, sofern sie für diese Skala einsetzbar sind.
2. Aufgrund der naturräumlichen Heterogenität der beiden Untersuchungsgebiete muss das zu entwickelnde Phosphatmodell die relevanten **Eintragspfade Dränung, Erosion, Abschwemmung, grundwasserbürtigen Abfluss sowie Trennkanalisation** berücksichtigen. Nur dann ist eine umfassende Abbildung des diffusen Eintragungsgeschehens möglich.
3. Neben der Differenzierung nach Eintragspfaden soll die Modellierung **flächendifferenziert** erfolgen, um räumliche Belastungsschwerpunkte des diffusen P-Eintrags („Hot Spots“) identifizieren und zielgerichtet Reduktionsmaßnahmen ableiten zu können. Hierzu werden ein GIS-gestützter Modellansatz und hoch aufgelöste Datengrundlagen der mittleren Maßstabsebene eingesetzt. Es muss dabei sicher gestellt sein, dass die vom Modell verwendeten Ansätze zur Betrachtung des pfadbezogenen Eintrags das Informationspotenzial der genannten Datengrundlagen ausschöpfen können.
4. Als zeitliche Auflösung werden **mittlere Jahreswerte** gewählt, da sich die Ableitung von Managementoptionen am mittleren Eintragungsgeschehen zu orientieren hat. Darüber hinaus werden Kopplungen zwischen dem Phosphatmodell und anderen Modellen hergestellt, um deren Ergebnisse als Eingangsdaten verwenden zu können. An den Schnittstellen zum agrarökonomischen Sektormodell RAUMIS und zum Wasserhaushaltsmodell GROWA werden ebenfalls Ergebnisse in Form mittlerer Jahreswerte übergeben.
5. Außerdem sollen die Modellergebnisse einer Validitätsüberprüfung mit Hilfe von gemessenen Gewässergütedaten unterzogen werden. Durch eine nachgewiesene realitätsnahe Wiedergabe des Ist-Zustandes soll die Belastbarkeit der Modellprognosen und -szenarien gewährleistet werden. Da eine Validitätsüberprüfung auf Basis von Frachten die Einbeziehung aller Phosphatquellen im pegelbezogenen Einzugsgebiet erfordert, sind auch **Einträge aus Punktquellen**, wie kommunalen Kläranlagen, industriellen Direkteinleitungen und Mischwasserentlastungen, modellhaft zu ermitteln. Außerdem ist die **Retention** von gelöstem und partikulär gebundenem Phosphat in fließenden und stehenden Gewässern zu modellieren.
6. Weiterhin soll die **Übertragbarkeit** des Modells auf andere makroskalige Fluss-Einzugsgebiete gewährleistet sein. Dieser Forderung kommt entgegen, dass die Modellentwicklung am Beispiel zweier, naturräumlich sehr unterschiedlicher Einzugsgebiete erfolgt.

Das entwickelte Modell soll auf die Flusseinzugsgebiete von Ems und Teilen des Rheins angewendet werden, um die Höhe der diffusen und punktuellen Einträge sowie die räumliche Lage von Belastungsschwerpunkten innerhalb der beiden Flusseinzugsgebiete pfadbezogen zu ermitteln. Diese Ergebnisse bilden die Grundlage, um Managementmaßnahmen vorzuschlagen, mit denen sich aus geowissenschaftlich-hydrologischer Sicht eine möglichst effiziente Reduzierung der diffusen P-Einträge in die Vorfluter erreichen ließe.

2 Betrachtung des Phosphatstroms und seiner Kompartimente auf verschiedenen Skalen

Auf die Definition diffuser Quellen und ihre in den letzten Jahrzehnten gestiegene Relevanz für die Eutrophierung von Oberflächengewässern wurde bereits in Kapitel 1.1 eingegangen. Gegenstand dieses Kapitels ist eine Darstellung der unterschiedlichen Eintragspfade, über die P in die Oberflächengewässer gelangt. Die Betrachtung des diffusen P-Eintrags soll dabei auf den Flussgebietsmaßstab fokussieren, da dies für die vorliegende Fragestellung von besonderem Interesse ist. Zunächst wird jedoch der globale Phosphatkreislauf beschrieben, der das übergeordnete System des P-Eintrags in die Gewässer darstellt.

2.1 Der globale P-Kreislauf

Der globale P-Kreislauf besteht aus den Kompartimenten Litho-, Pedo-, Phyto- und Hydrosphäre (Abb. 2). Natürliche P-Quellen sind im Wesentlichen Festgesteine, in denen das native P überwiegend in Form von Apatit gebunden ist. Durch Verwitterung wird P aus der Lithosphäre freigesetzt, die damit verbundene natürliche Anreicherung der Pedosphäre ist jedoch mit Ausnahme der auf pyroklastischen Ausgangsgesteinen entstandenen Andosole gering (Zech u. Hintermaier-Erhard 2002). Ubiquitär stark erhöht wurde der Phosphatgehalt im Boden dagegen durch jahrzehntelange Düngung mit mineralischen Phosphaten, die in sedimentären oder magmatischen Phosphatlagerstätten bergmännisch gewonnen wurden (Abb. 2). Die Weltphosphatproduktion betrug 2002 148 Mio. t pro Jahr. Über 90 % der Weltphosphorproduktion werden zur Düngernerzeugung genutzt (Pohl 2005).

Die über Mineral- und Wirtschaftsdünger in den Boden eingebrachten Phosphate dienen zum Aufbau von pflanzlicher Biomasse und damit zur Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln. Dem damit einhergehenden P-Entzug des Bodens steht die Zufuhr organisch gebundenen Phosphats aus absterbender Biomasse gegenüber, das im Boden mineralisiert werden kann (Abb. 2). Da pro Jahr nur ca. 15 % des applizierten Düngerphosphats von den Pflanzen aufgenommen werden, erfolgt eine Festlegung von P im Boden, überwiegend in Form unterschiedlich schwer löslicher Verbindungen mit Calcium (Finck 1992). Kommt es dabei über längere Zeit zur Umwandlung in schwerlösliche Komplexverbindungen, z.B. bei der Bildung von Apatit ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$), ist dieser P-Vorrat der Pflanze weitestgehend entzogen.

Aus der Pedosphäre kann P durch Auswaschung in Drän- und Grundwasser, Abschwemmung und v.a. Erosion in die Hydrosphäre gelangen, wo es zur Eutrophierung beiträgt (Abb. 2, Kap. 2.2). Weitere Einträge erhalten die Oberflächengewässer im Wesentlichen aus kommunalen Kläranlagen, über die Haushaltsabwässer mit P aus Wasch- und Reinigungsmitteln sowie aus menschlichen Ausscheidungen nach technischer Behandlung eingeleitet werden. In Deutschland ist dieser Anteil seit den 1990er Jahren stark zurückgegangen (Kap. 1.1). Fluvial transportierte Phosphate

können in Sedimenten gebunden oder von der aquatischen Flora aufgenommen werden, was als Retention bezeichnet wird. Nicht immobilisierte Phosphate gelangen in gelöster und partikulärer Form in die Meere (Abb. 2).

Dieser P-Eintrag führt besonders in den küstennahen Meeresbereichen ebenfalls zu Eutrophierungserscheinungen. Bei entsprechenden Strömungs- und Temperaturverhältnissen leistet dieser Eintrag langfristig auch einen Beitrag zur Entstehung (bio)klastischer, phosphathaltiger Sedimente, aus denen nach Umlagerungs- und Aufarbeitungsprozessen erneut Phosphoritvorkommen ökonomischer Relevanz entstehen können (Glenn et al. 1994, Tucker 1985). Zwar wurden am Kontinentalschelf Südwestafrikas und vor Peru rezente Phosphatbildungen nachgewiesen (Pohl 2005), aufgrund der Phosphat-Verweilzeit im Meer von ca. 180.000 Jahren schließt sich der globale P-Kreislauf jedoch erst in geologischen Zeiträumen (Mason u. Moore 1985, Abb. 2).

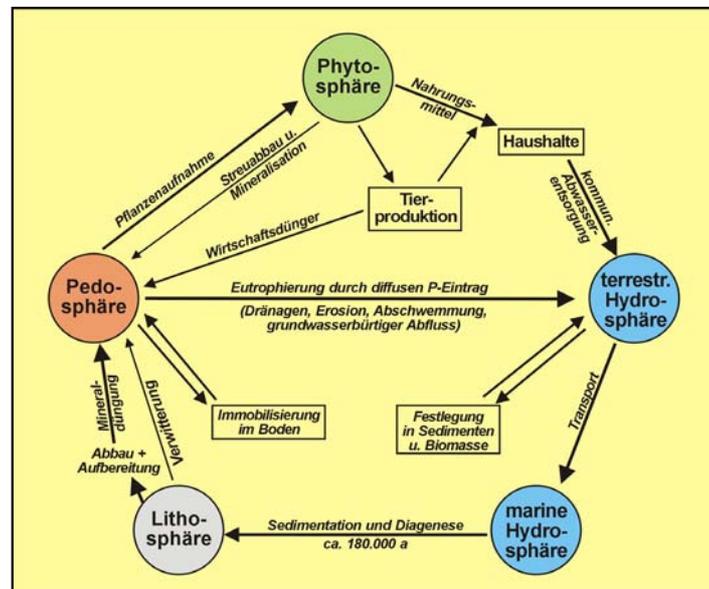


Abb. 2: Schematische Darstellung des globalen P-Kreislaufs mit ausgewählten Stoffströmen

In Anbetracht des prognostizierten weltweiten Bevölkerungswachstums wird der Bedarf an Düngerphosphaten steigen, die bekannten Rohphosphat-Ressourcen von 200-300 Mrd t sind jedoch groß und weltweit verteilt. Die größten Bergbauprovinzen befinden sich in Nordwestafrika, Florida, Kasachstan, Nordfinland sowie auf der Halbinsel Kola (Pohl 2005). Auch wenn daher momentan nicht von einem steigenden Phosphatpreis ausgegangen werden muss, werden derzeit in den Industrieländern verstärkt Technologien zur Rückgewinnung von P aus Abwasser und Klärschlamm entwickelt, um zu einem nachhaltigeren Umgang mit der endlichen Ressource Phosphat beizutragen (UBA 2003).

2.2 Der diffuse Phosphateintrag in Flusseinzugsgebieten

Durch P-Düngung in der Landwirtschaft beeinflusst der Mensch in erheblichem Maße die Phosphatgehalte in den Kompartimenten Pedosphäre und Hydrosphäre. An ihrer Schnittstelle erfolgt der P-Eintrag aus diffusen Quellen, der schwerpunkthaft aus landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgt (Abb. 2). Dabei wird die Höhe des diffusen P-Eintrags auch durch die Phosphatgehalte im Boden beeinflusst, die ihrerseits von der Höhe der Düngebilanz-Überschüsse abhängen. Bei der Betrachtung des diffusen Eintrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Oberflächengewässer ist es deshalb erforderlich, das Ausmaß der Düngüberschüsse zu kennen (Abb. 3). Zwischen 1960 und 1989 wurden in der Bundesrepublik jährlich zwischen ca. 20 und 32 kg Phosphor/ha über den Pflanzenbedarf hinaus gedüngt. Seit 1990 sind die Überschüsse in ganz Deutschland stark rückläufig und betragen 1999 noch ca. 2 kg/ha (Abb. 3). In den „alten“ Bundesländern hatte dieser Trend bereit Anfang der 80er Jahre eingesetzt. Trotzdem sind bei mittleren Gesamtüberschüssen von 935 kg Phosphor/ha (1950-1999) in den landwirtschaftlich genutzten Böden nach wie vor hohe Phosphatmengen gespeichert, die ein Potenzial für Nährstoffeinträge in Gewässer darstellen.

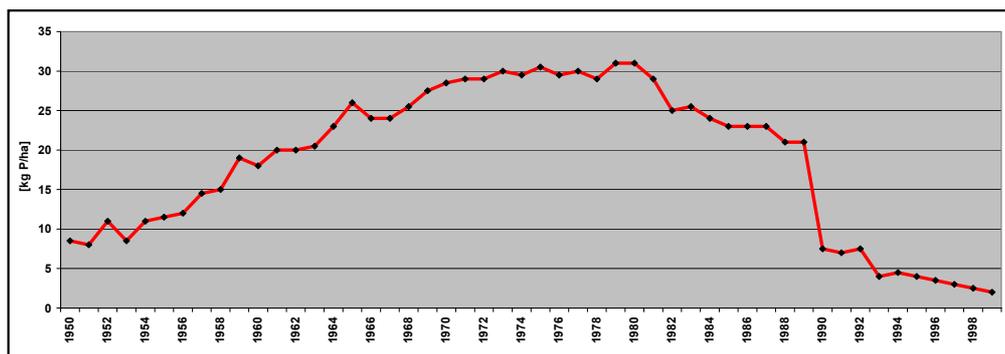


Abb. 3: Jährliche P-Überschüsse in Deutschland 1950-1999

Quellen: Bach et al. (1998), Behrendt et al. (1999), BMU (2001)

Über den applizierten Dünger wird Phosphat im Wesentlichen als anorganisches ortho-Phosphat in den Boden eingebracht. Aufgrund seiner physikalisch-chemischen Eigenschaften ist die Wasserlöslichkeit dieses Anions sehr gering, seine Affinität zu elektrophilen Kationen der Elemente Eisen, Aluminium und Calcium ist hingegen sehr ausgeprägt. Die Kationen fallen in Abhängigkeit des pH-Werts ortho-Phosphat aus der Bodenlösung und fixieren es als schwerlösliche Salze, z.B. als Apatit. Es können jedoch auch reversible Adsorptionen an Mineraloberflächen sowie an Tonmineralen und Humuspartikeln erfolgen (Scheffer u. Schachtschabel 1998). Hieraus leitet sich der Grundsatz ab, dass P-Düngerüberschüsse vorrangig in der Bodenumgebung gebunden werden und eine Verlagerung in größere Bodentiefen mit dem Sicker-

wasser nur sehr eingeschränkt erfolgt. Als Folge entstehen in Bezug auf den P-Gehalt des Bodens sog. „kopflastige Bodenprofile“.

Diffuser Phosphateintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgt daher in vielen Regionen schwerpunktmäßig in partikulärer Form als Folge von Bodenerosion. Dies setzt jedoch erhöhte Reliefenergie voraus und betrifft deshalb vorrangig das Berg- und Hügelland. Allerdings konnten auch im Flachland, z.B. in der Leda-Jümme-Niederung, festgestellte Eutrophierungserscheinungen auf erhöhte P-Austräge aus landwirtschaftlichen Flächen zurückgeführt werden (NLWK Aurich 2000, Niedersächsisches MU 1991, NLÖ 2001). Hier erfolgt eine Verlagerung von gelöstem ortho-P mit dem Sickerwasser als Folge reduzierter Sorptionskapazitäten im Boden bei gleichzeitig kurzen Verweilzeiten des Sickerwassers. Letztere sind Folge von hoch anstehendem Grundwasser oder künstlichen Entwässerungsmaßnahmen. Die Armut an Sorptionspartnern für P kann geogen bedingt sein (Hochmoore, hohe Gehalte an Quarz, z.B. in tonarmen Sandböden). Zusätzlich können freie Bindungspartner (Fe, Al) infolge überhöhter Gülledüngung und damit Zufuhr von organischer Substanz auch komplexiert werden, sodass sie für eine P-Bindung nicht mehr zur Verfügung stehen (sog. Humateffekt, Vetter u. Steffens 1981).

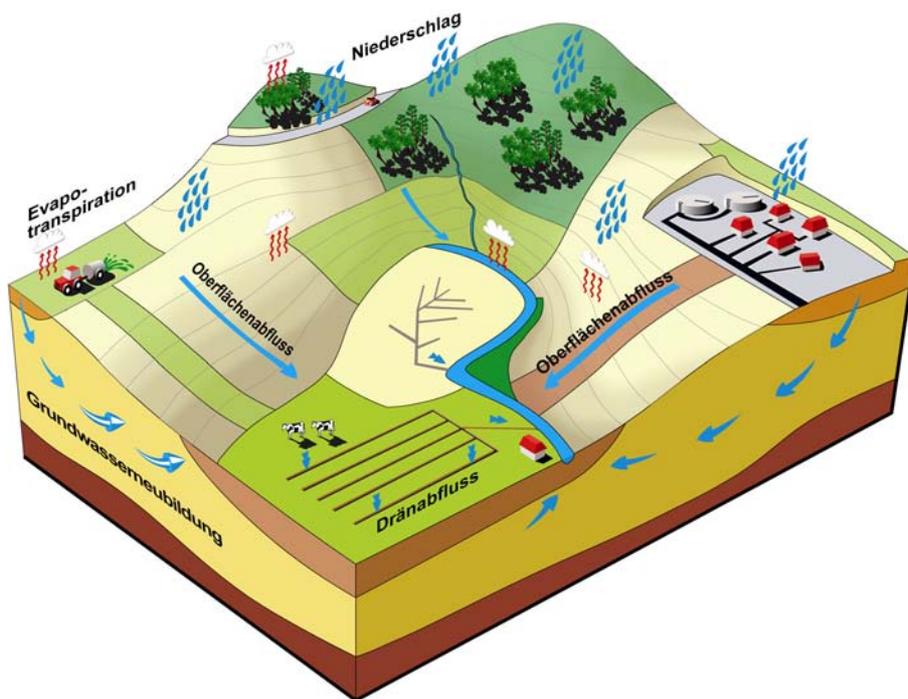


Abb. 4: Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den Elementen des terrestrischen Wasserhaushalts

Aus dem Gesagten wird deutlich, dass das P-Eintragsgeschehen in naturräumlich heterogenen Flusseinzugsgebieten nach Pfaden differenziert zu betrachten ist. Bei Einträgen von partikulär gebundenem P ist die Bodenerosion näher zu untersuchen. Eine Verlagerung von gelöstem ortho-P über verschiedene Pfade ist dagegen eng an Abflusskomponenten geknüpft, wobei Oberflächen- und Zwischenabfluss sowie grundwasserbürtiger Abfluss zu unterscheiden sind. Sie zählen neben Niederschlag und Verdunstung zu den Haupt-Elementen des terrestrischen Wasserhaushalts, der in Abb. 4 dargestellt ist. Dränabfluss wird in diesem Zusammenhang als künstlicher Zwischenabfluss angesehen, da er mit relativ kurzen Reaktionszeiten einhergeht, auch wenn -von stauassen Standorten abgesehen– schwerpunktmäßig Grundwasser abgeführt wird.

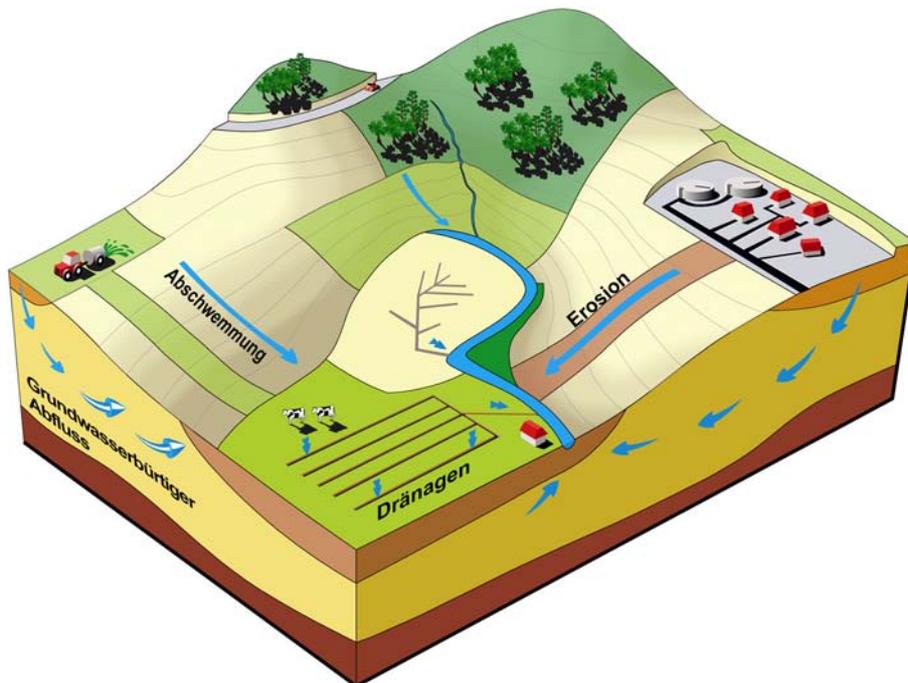


Abb. 5: Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den an die Abflusskomponenten gekoppelten diffusen Eintragspfaden

Die Verknüpfung der einzelnen Abflusskomponenten mit den verschiedenen Eintragspfaden zeigt ein Vergleich der Abbildungen 4 und 5. Der Oberflächenabfluss führt gelöste Phosphate von der Bodenoberfläche ab, was als Abschwemmung bezeichnet wird (Leinweber et al. 2002, Behrendt et al. 1999). Aufgrund des hohen Anteils an gelöstem anorganischen P und der direkten Pflanzenverfügbarkeit dieser Phosphatfraktion können solche Einträge in hohem Maße zur Eutrophierung beitragen. Auf unbewachsenen Ackerflächen bzw. solchen mit geringem Bedeckungsgrad

der angebauten Kulturpflanzen kann Oberflächenabfluss auch zu Bodenerosion und damit zum Eintrag partikulär gebundenen Phosphats führen (Abb. 4 und 5). Hierbei ist die kurzfristige Eutrophierungsgefahr deutlich niedriger als beim Eintrag von ortho-P, da nach Gerdes (1999) die Algenverfügbarkeit des partikulären Phosphats lediglich etwa 25 % beträgt. Bei partikulären P-Einträgen besteht allerdings langfristig eine latente Eutrophierungsgefahr, da sorbiertes P unter reduzierenden Bedingungen erneut in Lösung gehen kann (Gerdes 1999, Duttman 1999).

Dränabfluss tritt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Graben- oder Rohrdränung bzw. rohrloser Dränung auf und führt P zu über 90 % in gelöster anorganischer und damit pflanzenverfügbarer Form ab (Blankenburg 1983). Bodenausträge über Rohrdräne wurden von Feichtinger und Schleifer (1962) in Höhe von 3-10 kg/(ha·a) beobachtet. Eine Perkolation von Wasser in tiefere Bodenschichten ist auf gedränten Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung lediglich in stark herabgesetztem Umfang möglich (Kap. 4.2.3), sodass eine zusätzliche P-Verlagerung mit dem Grundwasser weitgehend unterbunden ist. Aber auch auf nicht künstlich entwässerten Flächen erfolgt i.d.R. keine Auswaschung von Düngerphosphaten in größere Bodentiefen, sodass ein Grundwasseraustrag lediglich in Höhe der niedrigen geogenen Hintergrundbelastung erfolgt, die in Abhängigkeit der Geologie und Pedologie leichten Schwankungen unterliegen kann (Kap. 7).

Entstehung und Konzentration der verschiedenen Abflusskomponenten erfolgen räumlich variabel. Da die P-Eintragspfade zwingend an die Abflusskomponenten geknüpft sind (s.o.), folgt der Austrag deren räumlichem Verteilungsmuster. Dies bedeutet, dass es Teilflächen innerhalb eines Flusseinzugsgebiets gibt, die aufgrund ihrer Eigenschaft Dränabfluss zu bilden, am P-Eintrag über Dränagen beteiligt sein können, etc. Damit ist das Vorliegen eines Transportmediums (Abflusskomponente oder Erosion) eine notwendige Bedingung für P-Austrag aus einer Teilfläche in den Vorfluter. Darüber hinaus müssen gleichzeitig weitere (Geo-)Faktoren, wie landwirtschaftliche Nutzung mit Düngereinsatz und verringerte Sorptionskapazität des Bodens, auftreten, um ein Potenzial für diffusen P-Austrag aus dieser Teilfläche zu begründen. Je nach Pfad sind verschiedene Faktoren bzw. ihre Kombinationen relevant für den P-Austrag, worauf in Kapitel 5 ff. ausführlicher eingegangen wird.

Eine notwendige weitere Bedingung ist die hydraulische Anbindung an ein Oberflächengewässer, weil nur bei einer Durchgängigkeit des Abflusses bzw. des erodierten Bodenmaterials auf der Strecke zwischen emittierender Teilfläche und Vorfluter auch ein P-Eintrag in die Oberflächengewässer erfolgen kann. Erst dann sind Teilflächen mit Austragspotenzial als reale Liefergebiete anzusehen, sodass deren Eintrag quantifiziert werden kann. Für den Drainage- und den Grundwasserpfad ist die Frage einer hydraulischen Anbindung unproblematisch. Im Hinblick auf die Bildung von Oberflächenabfluss wurde jedoch von Fritsch (1998, zit. in Volk u. Steinhardt 2001) festgestellt, dass im Flachland nur ca. 10 % der Einzugsgebietsfläche an das Fließgewäs-

ernetz angeschlossen sind. Mit zunehmender Reliefenergie erhöht sich dieser Anteil deutlich, eine vollständige Anbindung der Einzugsgebietsfläche an das Fließgewässernetz kann jedoch in makroskaligen Untersuchungsgebieten nicht erreicht werden, da oberirdische Fließwege z.B. durch abflusslose Senken oder Uferrandstreifen unterbrochen sein können.

Zusammenfassend können die für einen anthropogen bedingten diffusen P-Eintrag aus Teilflächen des Einzugsgebiets notwendigen Bedingungen wie folgt beschrieben werden (Gburek u. Sharpley 1998, Pionke et al. 1997):

Der geogene **P-Gehalt des Bodens** muss flächenhaft, z.B. durch Düngerüberschuss, erhöht sein.

Es muss eine **P-Freisetzung** aus dem Oberboden möglich sein, z.B. durch geringe Sorption auf der Teilfläche oder Anfälligkeit der Bodenpartikel für Wassererosion.

Es sind **Transportmedien** erforderlich, dass heißt auf den Teilflächen muss Abfluss bzw. Erosion auftreten.

Eine **hydraulische Anbindung** der Teilflächen mit Emissionspotenzial an die Vorfluter muss gewährleistet sein.

Ist eine Bedingung nicht erfüllt, kann zwar ein Austrag aus einer Teilfläche, jedoch kein Eintrag in Oberflächengewässer erfolgen, d.h. es findet ein P-Rückhalt im Boden oder während des terrestrischen Transportvorgangs statt. Weiterer P-Rückhalt erfolgt im Vorfluter selbst, z.B. durch Sedimentation partikulären Phosphats oder Pflanzenaufnahme des gelösten ortho-Phosphats. Diese Retentionsprozesse gewinnen mit zunehmender Einzugsgebietsgröße an Gewicht, da sich die Möglichkeiten für eine P-Festlegung vervielfachen (Neufang et al. 1989). Bei der P-Modellierung großer Fluss-Einzugsgebiete sind Retentionsprozesse daher explizit zu berücksichtigen (Kap. 13.2).

Fazit

In Kapitel 2 ist deutlich geworden, dass der diffuse P-Eintrag nicht nur nach Eintragungspfaden sondern auch nach Teilflächen differenziert zu betrachten ist. Erst dadurch kann das Eintragungsgeschehen großer Flusseinzugsgebiete mit unterschiedlicher naturräumlicher Ausstattung (Tiefland bzw. Berg- u. Hügelland) umfassend abgebildet werden. Darüber hinaus können unterhalb der regionalen Skala Teilgebiete mit hohen und sehr hohen Anteilen an der Gesamtemission ermittelt werden und zielgerichtet Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden, da die den Eintrag begründenden Flächeneigenschaften bekannt sind.

Das Konzept eines großskaligen Phosphatmodells zur Simulation des Eintrags aus diffusen Quellen sollte daher die genannten Punkte berücksichtigen (Kap. 5).

3 Die naturräumlichen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten

Im Folgenden werden die Untersuchungsgebiete Ems und Rhein in Teilregionen gegliedert und ein Überblick über deren Morphologie, Geologie, Pedologie und Landnutzung gegeben, soweit dies von Bedeutung für großräumige Betrachtungen des Wasserhaushalts und des P-Eintrags ist.

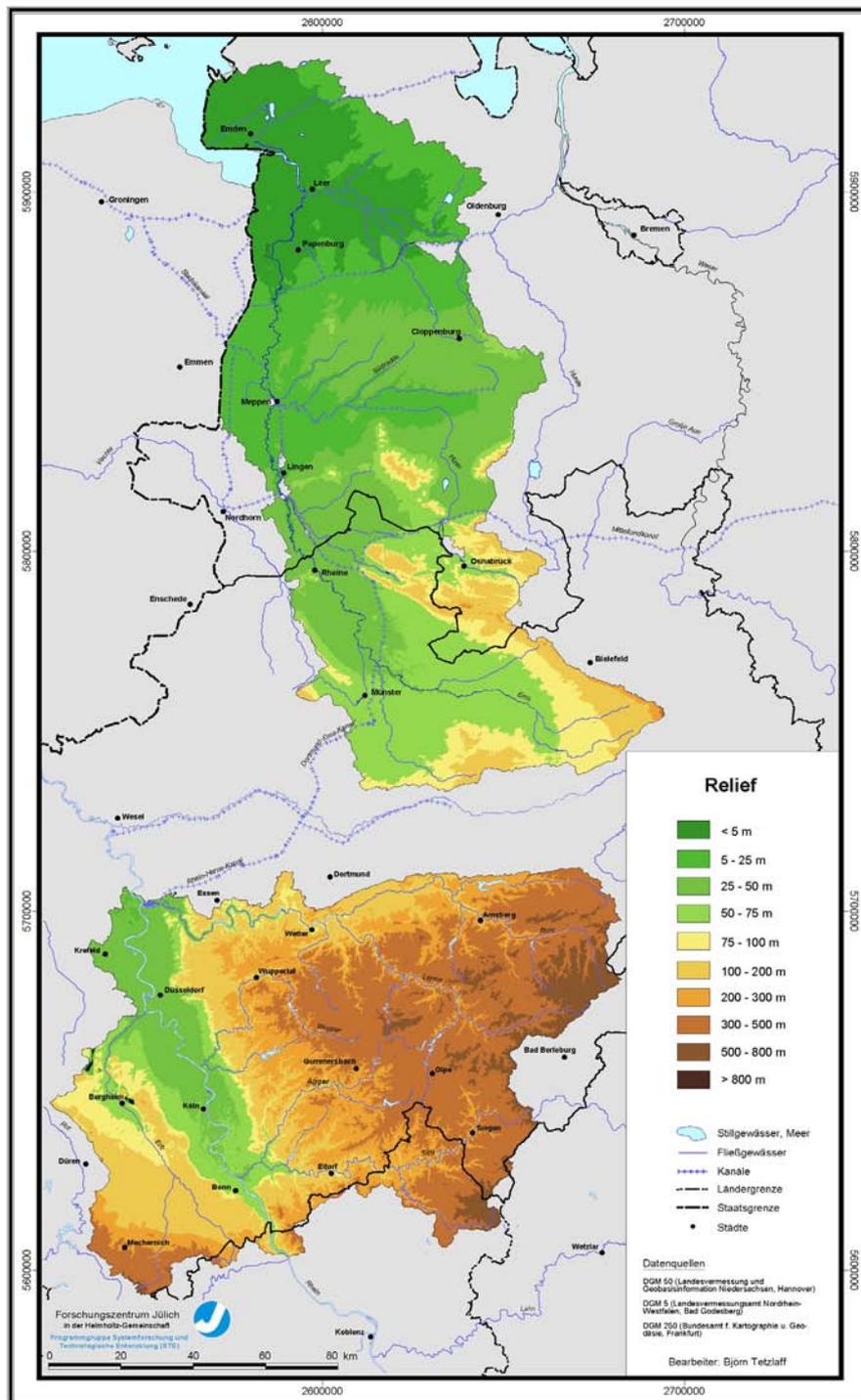
3.1 Untersuchungsgebiet Ems

Das Einzugsgebiet der Ems umfasst ca. 12.940 km² und erstreckt sich vom Nordrand der Mittelgebirgsschwelle bis zur Nordsee. Wie die Karte des Reliefs zeigt, ist es im Wesentlichen ein Tieflandseinzugsgebiet, das sanft von Süd nach Nord abfällt. Geländehöhen über 100 m NN sind auf 7 % der Einzugsgebietsfläche beschränkt (Karte 1). Überblicksartig lassen sich drei Teilräume unterscheiden:

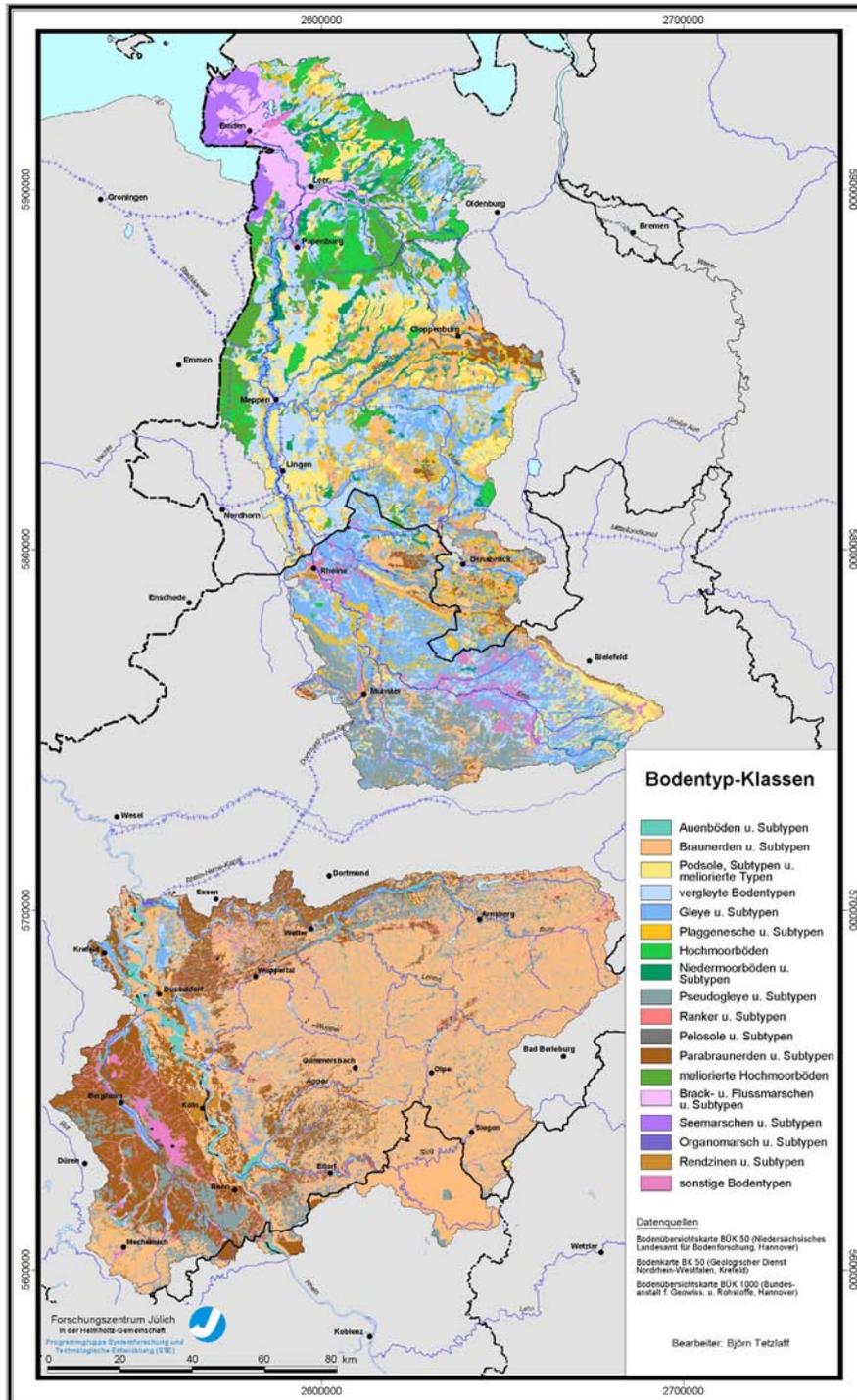
- Münsterländische Kreidebucht mit Festgesteinsumrandung,
- Niedersächsische Geest,
- Küstenmarsch.

Die morphologisch weitgehend gering differenzierte Münsterländische Kreidebucht besteht in ihrem Ostteil schwerpunktmäßig aus Kiesen und Sanden der weiträumigen Ems-Niederterrasse. Die Ränder der Bucht werden durch den Teutoburger Wald sowie die Baumberge und Beckumer Berge gebildet. Da Baumberge und Beckumer Berge aus morphologisch relativ weichen Kalkmergel bzw. Tonmergelgesteinen des Obercampans bestehen, bilden sie Verebnungsflächen mit sanften Übergängen (Roth 2005, GLA NRW 1995, Karte 1). Dies erklärt die teilweise unscharfen Wasserscheiden zur Vechte bzw. Lippe. Im Gegensatz dazu ragt der Höhenzug des Teutoburger Waldes als Schichtkamm und scharf abgegrenzte Wasserscheide zur Weser heraus. Kammbildner ist hier der verwitterungsresistente Osning-Sandstein der Unterkreide, der durch die Schichtenaufbiegung am östlichen Muldenrand zu Tage tritt. Sockelbildner ist eine Abfolge oberkreidezeitlicher Tonmergel- und Kalkgesteine, die abschnittsweise von glazifluviatilen Lockersedimenten der Saale-Kaltzeit, z.B. dem Senne-Sander, überlagert werden (BGR 1993, GLA NRW 1995). Diese Vergesellschaftung ist auch für das flache Abfallen der Unterhänge des Teutoburger Waldes verantwortlich (Karte 1).

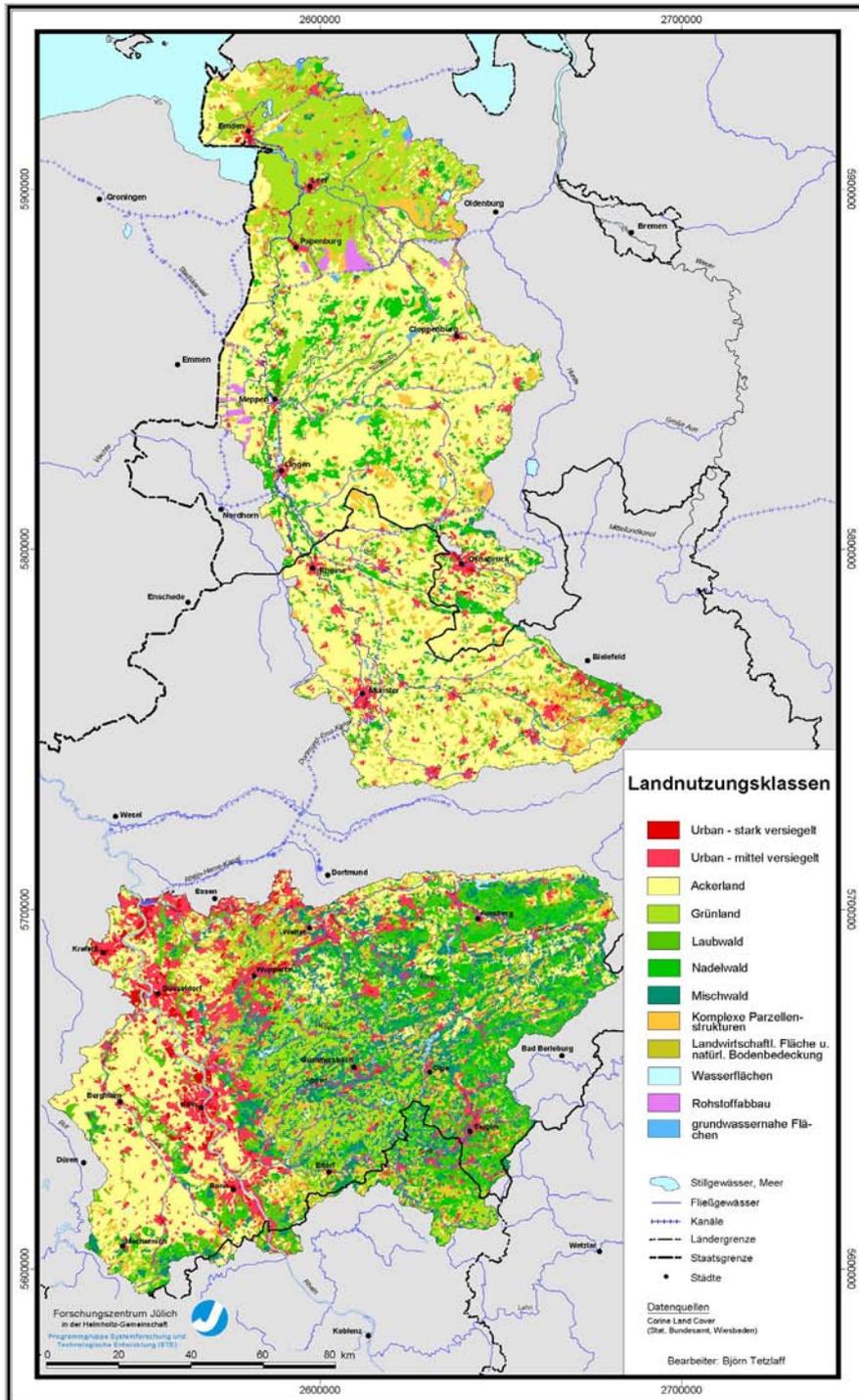
Darüber hinaus treten Festgesteine und Erhebungen zwischen 75-200 m NN großräumig in der sich nordöstlich des Teutoburger Waldes anschließenden Piesberg-Pyrmonter Aufwölbung und dem Wiehengebirge auf (v.a. Trias bzw. Jura), das den westlichsten Abschnitt des Weserberglandes darstellt.



Karte 1: Relief



Karte 2: Bodentyp-Klassen



Karte 3: Landnutzungsklassen

Die ausgeprägte stratigraphische und petrographische Diversität im Einzugsgebiet der oberen Ems spiegelt sich in einer verhältnismäßig großen Bandbreite an Bodentypen wider, die im atlantisch geprägten Klima mit mittleren Jahresniederschlägen zwischen 750 und 1000 mm (Karte 7) gebildet wurden. In Karte 2 sind diese Bodentypen zu Klassen zusammengefasst. Das Spektrum reicht von Rendzinen im Bergland, über die im Südwesten des Einzugsgebiets großräumig verbreiteten Pseudogleye auf tonigen Oberkreidegesteinen, ferner über Podsole und basenarme Braunerden auf pleistozänen Lockergesteinen bis hin zu Gleyen und vergleyten Podsolon bzw. Plaggeneschen, die fast die gesamte Niederterrasse einnehmen.

Ungeachtet der stark unterschiedlichen Eignung, die die genannten Bodentyp-Klassen im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Nutzung a priori aufweisen, ist die Ackernutzung im südlichen Teil des Ems-Einzugsgebiets die mit Abstand am weitesten verbreitete Landnutzungsform (Karte 3). Daher ist eine enge Korrelation der Bodenverhältnisse mit landwirtschaftlichen Nutzungstypen, wie sie z.B. im Untersuchungsgebiet Rhein leicht möglich ist (Kap. 3.2), im südlichen Ems-Einzugsgebiet nur sehr vereinzelt festzustellen.

Der zweite Hauptlandschaftstyp des Ems-Einzugsgebiets, die Geest, schließt sich nordwärts an. Kennzeichnend für diese Altmoränenlandschaft ist der Wechsel zwischen Gürteln aus Hoher und Niederer Geest, die sich genetisch und damit auch in ihrem Geofaktorengefüge deutlich voneinander unterscheiden.

Der südlichste Gürtel der Hohen Geest ist der zum Rehburger Stadium gehörende Lingen-Fürstenau-Dammer Stauchendmoränenzug (Karte 1, Preu 1995). Wie Karte 2 zeigt, haben sich hier schwerpunktmäßig Podsole und Braunerden entwickelt, die zu den Leitböden der Sandverbreitungsgebiete zählen (Fachbereich Bodenkunde d. NLF 1997). Die Oberhänge sind mit Nadelwald bestockt, während auf dem an den Unterhängen angewehten Sandlöß vornehmlich Ackernutzung betrieben wird (Karte 3). Das nördlich angrenzende Artland mit der Hase-Niederung bildete das Zungenbecken des Fürstenauer Eislobus'. In diesem nur 5-25 m hoch gelegenen Abschnitt der Niederen Geest stehen Tal- und Terrassensande an, die stark grundwasserbeeinflusst sind. Diese Verhältnisse gelten für den gesamten Gürtel bis an die westliche Einzugsgebietsgrenze. Dementsprechend finden sich hier vorrangig Gleye und vergleyte Podsole sowie Nieder- und Hochmoore, z.B. Hahnenmoor, Bourtanger Moor (Karte 2). Auch in diesen Landschaftsteilen wird großräumig Ackerwirtschaft auf Böden betrieben, die zu Stau- und Grundnässe neigen. Die umfassende landwirtschaftliche Inkulturmaßnahme lässt daher auf ausgedehnte Meliorationsmaßnahmen, v.a. Dränagen, schließen. Ein Teil des Bourtanger Moores wird außerdem zum Torfabbau genutzt (Karte 3).

Nördlich der Großen Hase beginnt mit Cloppenburg Geest und Hümmling markant der nächste Gürtel aus Hoher Geest, die sich hier aus Schmelzwassersanden und Geschiebelehm des Saale-Glazials zusammensetzt (Karte 1). Innerhalb des Geest-

rückens nimmt die Verbreitung von Schmelzwassersanden von West nach Ost ab, gleichzeitig nimmt die von weichselzeitlichem Sandlöß ostwärts zu (BGR 1993). Der Geologie folgend gehen die im Hümmling verbreiteten Podsole nach Osten hin in Braunerden und Parabraunerden über. Für die eingeschnittenen Flusstäler, z.B. der Nord-, Mittel- und Südradde, sind Niedermoorbildungen typisch, während auf der Wasserscheide des Geestrückens Scheitelhochmoore erkennbar sind (Karte 2, Karte 3). Wie in den bereits diskutierten Einzugsgebietsteilen dominiert die Acker- nutzung, die lediglich in den Tälern zugunsten von Grünland und auf den grundwasser- serfernen Podsolflächen zugunsten von Nadelwald zurücktritt (Karte 3).

Die nordöstliche Wasserscheide des Ems-Einzugsgebiets bildet die geologisch ähn- liche, mit 5-25 m allerdings deutlich niedrigere ostfriesisch-oldenburgische Geest. Ihre Unterhänge werden von Hochmoorböden und vergleyten Podsolen eingenom- men. Die NW-SE streichende ostfriesisch-oldenburgische Geest bildet zusammen mit der Cloppenburger Geest auch die Begrenzung der Leda-Hunte-Niederung. Die- se besteht jedoch im Gegensatz zur Hase-Niederung in hohem Maße aus Hoch- moorböden, wofür die aufgrund der Küstennähe höheren Jahresniederschläge (800- 850 mm/a) mitverantwortlich sind (Karte 7). Daneben treten vermehrt Niedermoo- re und vergleyte Podsole auf (Karte 2). Als Folge der geringen Flurabstände und der damit erschwerten Inkulturnahme dominiert Grünlandnutzung in diesem Teil des Ems-Einzugsgebiets. Zum Teil werden Hochmoore am Küstenkanal auch großflächig zum Torfabbau genutzt, z.B. die Esterweger Dose. Der Vergleich von Boden- und Landnutzungskarte zeigt jedoch südlich des Küstenkanals auch grundwassernahe Flächen auf Hochmoorböden. Dabei handelt es sich um erste großflächige Wieder- vernässungsmaßnahmen abgetorfter Hochmoore, u.a. im Leegmoor (Nick 2001).

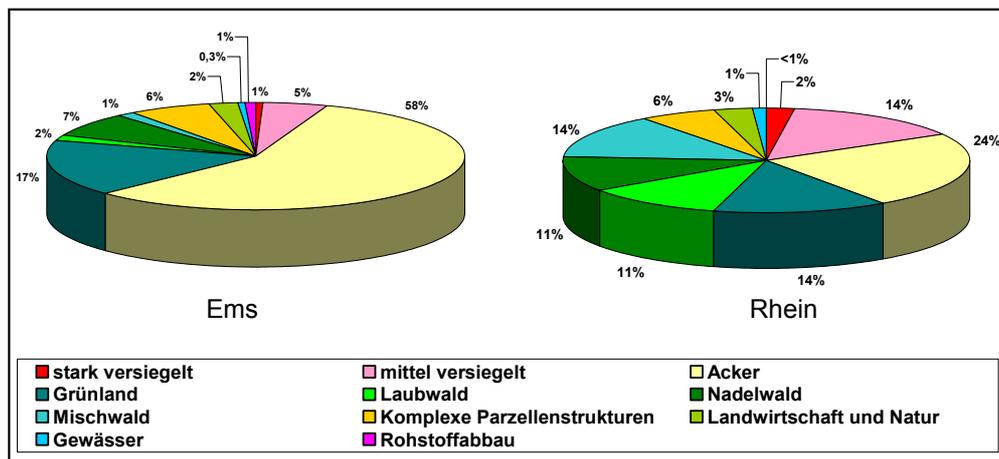


Abb. 6: Verteilung der Landnutzungsklassen in den beiden Untersuchungsgebieten
 Der Leda-Hunte-Niederung sind im Westen die Marschen vorgelagert, die an unterer Leda und unterer Ems zunächst als Flussmarsch ausgebildet sind, dann jedoch rasch in die sog. flussnahe Brackmarsch übergehen. Meerwärts schließt sich ein

Gürtel der genetisch jüngeren Seemarsch an, die neben einem hohen Kalkgehalt nach Seedorf und Meyer (1992) hohe Nährstoffgehalte und einen relativ geringen Salzgehalt aufweist. Bei ausreichender Dränung eignen sich die Seemarschen daher als gute Ackerstandorte. Der Vergleich der Landnutzungskarte mit der Bodenkarte zeigt die durchgehende Ackernutzung auf den Seemarschen und den scharfen Wechsel zur Grünlandnutzung, der mit der Grenze zur Brackmarsch übereinstimmt. Diese ist bereits stark entkalkt und weist bei etwas geringeren Geländehöhen (Sietland) hohe Grundwasserstände auf, sodass sich aufgrund der großen Wasserhypothek eine Grünlandnutzung mit einfacher Dränung (Gruppenentwässerung) anbietet.

Daher kann für das Einzugsgebiet der Ems Folgendes festgestellt werden: Gleye und vergleyte Böden sowie Podsole, Hochmoorböden und kultivierte Formen sowie Marschböden weisen eine weite Verbreitung auf. Aus der Tatsache, dass trotz weit verbreiteter Böden mit Stau-, Haft- und Grundnässe landwirtschaftliche Nutzung mit ca. 81 % die absolut dominierende Landnutzungsform ist (Abb. 6), kann gefolgert werden, dass zur Inkulturnahme umfangreiche Meliorationsmaßnahmen, v.a. Entwässerungen, erforderlich gewesen sein müssen (Kap. 4.2.3). Trotz dieser Maßnahmen sind die Bodenqualitäten in Nordwestdeutschland mit Ackerzahlen von ca. 10-40 relativ gering. Ackerzahlen über 50 werden erst in den Sandlöß-Verbreitungsgebieten und Teilen der Marsch erreicht (Seedorf und Meyer 1992). Daher lag es in der Vergangenheit nahe, in den niedrig gelegenen Sandverbreitungsgebieten das Einkommen aus landwirtschaftlicher Tätigkeit durch Veredlungswirtschaft abzusichern (Windhorst 1996, Kap. 6.2). Dies erklärt ebenfalls den hohen Ackeranteil im Einzugsgebiet, da in den 80er und 90er Jahren in erheblichem Umfang Grünlandumbrüche durchgeführt wurden, um Futterbau, v.a. mit Mais, betreiben zu können.

3.2 Untersuchungsgebiet Rhein

Mit ca. 12.160 km² ist das Untersuchungsgebiet Rhein zwar von ähnlicher Größe wie das Ems-Einzugsgebiet, unterscheidet sich von diesem jedoch grundlegend im Hinblick auf Geologie sowie Boden- und Landnutzungsverhältnisse. Zum Untersuchungsgebiet Rhein gehören die Flusseinzugsgebiete der Erft, Ruhr, Wupper und Sieg sowie das Teileinzugsgebiet des Rheins zwischen den Einmündungen von Ahr und Ruhr (Karte 1). Wie die Karte des Reliefs zeigt, überwiegen im Teil-Einzugsgebiet des Rheins Berg- und Hügellandverhältnisse, Höhen über 100 m NN prägen 78 % der Einzugsgebietsfläche. Naturräumlich lassen sich auch hier drei große Teilräume unterscheiden:

- Rheinisches Schiefergebirge, das die Einzugsgebiete der Ruhr, Wupper, Sieg und der oberen Erft einnimmt,
- die flache westliche Niederrheinische Bucht am mittleren und unteren Erftlauf sowie

- die dazwischen liegende, sich scherenartig nach Norden öffnende Kölner Bucht, die sich ab der Höhe von Düsseldorf als Niederrheinisches Tiefland fortsetzt.

Das Rheinische Schiefergebirge ist im Untersuchungsgebiet geologisch relativ homogen aufgebaut. In Nordeifel und Siegerland stehen Schiefer, Sandsteine und Taunusquarzite des Unterdevons an, während im Sauerland v.a. mittel- bis oberdevonische Schiefer auftreten. Das nördlich gelegene Ruhrkarbon weist hingegen im Wesentlichen oberkarbonische Ton- und Sandsteine sowie Grauwacken auf (Rothe 2005, Henningsen u. Katzung 1998, BGR 1993). Insgesamt besitzen Schiefergesteine unterschiedlichen Alters die größte Verbreitung in diesem Teilraum, sodass aus dieser verhältnismäßig einheitlichen Petrographie und einem atlantisch geprägten Klima mit Jahresniederschlägen zwischen 800 und über 1300 mm relativ homogene Bodenverhältnisse resultieren. So treten Braunerden und Pseudogleye sowie ihre Subtypen im Rheinischen Schiefergebirge in weiter Verbreitung auf (Karte 2). Nassogleye sind auf die Bach- und Flussniederungen beschränkt und zeichnen durch ihr regelhaftes Auftreten das Gewässernetz nach, das aufgrund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit des Untergrunds stark verzweigt ist.

Von größerer Bedeutung sind außerdem Parabraunerden, die u.a. im Mettmanner Hügelland östlich von Düsseldorf, entlang des Flusslaufs der Ruhr sowie im Gebiet zwischen Agger und unterer Sieg verbreitet sind. Sie haben sich aus weichselzeitlichem Löß entwickelt. Aufgrund ihrer hohen Wasserkapazität, dem ausgeglichenen Wasser- und Lufthaushalt sowie der guten Basenversorgung werden diese Standorte bevorzugt ackerbaulich genutzt. Ab Jahresniederschlagshöhen von über 1000 mm tritt jedoch diese Nutzungsform zugunsten von Grünland zurück, z.B. südwestlich von Gummersbach (Karte 2, Karte 3 u. Karte 7). Die enge Korrelation zwischen Bodenverhältnissen und Landnutzung im Rheinischen Schiefergebirge wird besonders am Unterlauf der Sieg deutlich, wo Parabraunerden aus Löß in hohem Maße ackerbaulich genutzt werden. Die benachbarten pseudovergleyten Standorte gehen mit einem abrupten Wechsel der Landnutzung zu versiegelten Flächen, Grünland oder komplexen Parzellenstrukturen einher. Außerhalb der auf die Ränder des Rheinischen Schiefergebirges beschränkten Lößverbreitungszonen geht die Ackernutzung im Bergischen Land sowie weiter östlich in Sieger- und Sauerland vollständig in Grünland- und Waldnutzung über. Dies rührt daher, dass die schweren und staunassen Böden in Verbindung mit der ostwärts zunehmenden klimatischen Ungunst (Niederschläge >1200 mm/a) eine rentable Ackernutzung nicht zulassen. Der Anteil der Ackerwirtschaft an der Landnutzung nimmt allerdings am östlichen Rand des Untersuchungsgebiets Rhein wieder leicht zu. Hierfür ausschlaggebend dürfte in erster Linie die Lage dieser Teilregion im Regenschatten des Bergischen Landes sein (Karte 2, Karte 3 u. Karte 7).

Der Zusammenhang zwischen Boden- und Landnutzungsverhältnissen wird im zweiten Großraum noch deutlicher: In der Niederrheinischen Bucht befindet sich das

größte, zusammenhängende Verbreitungsgebiet von Parabraunerden auf Lößlehm im Untersuchungsgebiet Rhein (Karte 2). Die bereits genannten Eigenschaften der Lößböden machen sie zu prädestinierten Anbauflächen auch für anspruchsvolle Kulturarten, z.B. Zuckerrüben (GLA NRW 1988). Dementsprechend werden über 80 % der westlichen Niederrheinischen Bucht ackerbaulich genutzt. Damit stellt sie den Schwerpunktraum landwirtschaftlicher Nutzung im (Teil-) Einzugsgebiet des Rheins dar (Karte 2 u. Karte 3). Auf dem parallel zur Erft, NW-SE streichenden Höhenrücken der Ville gehen die Parabraunerden vielfach in Pseudogleye über, die typischerweise als Laubwald genutzt werden.

Eine weitere Besonderheit dieses Teilraums ist der Abbau von Braunkohle im Tagebau entlang der Erft sowie am westlichen Rand des Erft-Einzugsgebiets. Außer den Tagebauen sind auch die rekultivierten Abraumhalden in den Karten zu Landnutzung und Bodenverhältnissen dargestellt.

Zwischen dem westlichen Teil der Niederrheinischen Bucht und dem Rheinischen Schiefergebirge im Osten liegt die Kölner Bucht, die die Nieder- und Mittelterrassen des Rheins umfasst (Klostermann 1992, Karte 1). Auf sandigen Hochflutlehm und Löß haben sich in flacher Lage v.a. Braunerden und Parabraunerden ausgebildet, die umfangreich ackerbaulich genutzt werden. Für den südlichen Teil der Kölner Bucht zeigt die Landnutzungskarte größere zusammenhängende Areale des Nutzungstyps „Komplexe Parzellenstrukturen“ (Karte 3). Dabei handelt es sich um ausgedehnte Obst- und Gemüseanbauflächen, deren Lage sich aus der kleinklimatischen, pedologischen und morphologischen Standortgunst der Rhein-Mittelterrasse erklärt. Nordwärts tritt die Verbreitung der Parabraunerden zugunsten von Auenböden und Gleyen zurück. Diese werden ebenfalls als Acker oder nach Entwässerung für Siedlungszwecke genutzt (Karte 2 u. Karte 3). Insgesamt ist der Anteil urbaner Flächen im Naturraum Kölner Bucht und Niederrheinisches Tiefland sehr groß.

Insgesamt kann für das Untersuchungsgebiet Rhein Folgendes festgestellt werden: Die geologischen und pedologischen Verhältnisse sind deutlich weniger diversifiziert als im Einzugsgebiet der Ems (Kap. 3.1). Der große Anteil tonreicher Böden in stärker reliefierten Gebieten mit hohen Jahresniederschlagsmengen und klimatischer Ungunst führt zu einer geringen Bedeutung des Ackerbaus in den Einzugsgebieten von Wupper, Sieg und in geringerem Umfang auch der Ruhr. Grünland sowie Waldnutzung überwiegen daher, hinzu kommt der hohe Urbanisierungsgrad. Weite Verbreitung besitzt Ackerland nur in der Niederrheinischen Bucht und der Niederrheinischen Tiefebene sowie im Mettmanner Hügelland und ist hier jeweils eng an das Auftreten von Lößböden geknüpft. Im gesamten (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins erreichen landwirtschaftliche Nutzflächen einen Anteil von 44 %, d.h. einen lediglich etwa halb so großen Anteil wie im Ems-Einzugsgebiet (Abb. 6). Betrachtet man ausschließlich die Anteile von Ackerland, ist der Unterschied mit 58 % (Ems) zu 24 % (Rhein) noch ausgeprägter.

4 Modellierung des Wasserhaushalts und seiner Komponenten

Zur flächendifferenzierten Ermittlung der Abflusskomponenten Oberflächen- und Dränabfluss sowie Grundwasserneubildung, die als Transportmedien des diffusen P-Eintrags über die Pfade Abschwemmung, Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss sowie Trennkanalisation fungieren (Kap. 2.2), wird das Wasserhaushaltsmodell GROWA eingesetzt (Kunkel u. Wendland 1998 u. 2002). Seine grundsätzliche Eignung zur Simulation des mehrjährigen mittleren Wasserhaushalts von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen wurde bereits in den Arbeiten von Tetzlaff et al. (2003) und Bogena et al. (2003) festgestellt. Aufgrund dessen hat die Methodik des Modells GROWA Eingang in das vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung betriebene digitale Methodenmanagementsystem (MeMaS) gefunden.

Im Folgenden soll ein Überblick über das Modell GROWA in seiner bestehenden Form gegeben (Kap. 4.1) und dargelegt werden, welche Erweiterungen im Rahmen dieser Arbeit vorgenommen wurden (Kap. 4.2). Die Erweiterungen betreffen die detaillierte Berücksichtigung der Verdunstung von Hochmoorflächen (Kap. 4.2.1) sowie die Berechnung der mittleren Oberflächenabflusshöhe (Kap. 4.2.2). Außerdem wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem die räumliche Lage künstlich entwässerter Flächen in makroskaligen Flusseinzugsgebieten abgeschätzt werden kann (Kap. 4.2.3). Diese Daten bilden die Grundlage für eine flächendifferenzierte Berechnung mittlerer Dränabflüsse und der auf künstlich entwässerten Flächen reduzierten Grundwasserneubildung. Erforderlich wurden die Erweiterungen aufgrund der speziellen naturräumlichen Ausstattung und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Untersuchungsgebietes Ems (Kap. 3.1).

4.1 Das Wasserhaushaltsmodell GROWA

Das Modell GROWA baut auf dem empirischen Verfahren von Renger und Wessolek (1990) zur Berechnung der realen Verdunstung auf (Gl. 1), dem der physikalische Ansatz von Rijtema (1968) zu Grunde liegt. Über die Differenz zwischen der berechneten realen Verdunstung und dem gemessenen Niederschlag wird der Gesamtabfluss berechnet. Da auf ebenen, grundwasserfernen Standorten im unbedeckten Lockergestein die Grundwasserneubildung dem Gesamtabfluss entspricht, kann diese mit dem gleichen Verfahren für die genannten Standorte ebenfalls bestimmt werden. Die Renger-Wessolek-Gleichung erfasst eine Vielzahl von Standortfaktoren und ist daher in der Lage, auch Auswirkungen kleinräumiger Unterschiede der Bodenart, der bodenphysikalischen Parameter oder der Landnutzung auf den mehrjährigen Wasserhaushalt abzubilden. Deshalb stellt das Verfahren eine fundierte Basis für Untersuchungen unter Verwendung hoch aufgelöster Daten dar. Die Genauigkeit ist an einer Vielzahl von Standorten getestet und bestätigt worden, wobei diese Untersuchungen die Übertragbarkeit auch auf Standorte mit kontinentaler geprägtem Klima ergeben haben (Müller et al. 1996). Auch Marks et al. (1992) empfehlen die Anwen-

dung des ursprünglich für Standorte entwickelten Verfahrens zur Berechnung der Grundwasserneubildung im mittleren Skalenbereich.

$$ET_{\text{real}} = a \cdot N_{\text{So}} + b \cdot N_{\text{Wi}} + c \cdot \log W_{\text{pfl}} + d \cdot ET_{\text{pot}} + e \quad [\text{mm/a}] \quad \text{Gl. 1}$$

ET_{real} = Jahressumme der realen Evapotranspiration [mm/a]

N_{So} = Summe des Sommerniederschlags [mm/a]

N_{Wi} = Summe des Winterniederschlags [mm/a]

W_{pfl} = pflanzenverfügbare Bodenwassermenge [mm]

ET_{pot} = Jahressumme der potenziellen Evapotranspiration nach Haude [mm/a]

a,b,c,d,e = landnutzungsspezifische Regressionskoeffizienten (Tab. 1)

Tab. 1: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger und Wessolek

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

Quelle: Renger u. Wessolek (1990), Renger und Strebel (1980)

Zur Berechnung der realen Verdunstung wird auch die potenzielle Verdunstung als Eingabedatensatz benötigt (Gl. 1). Diese wurde aus den Messwerten der Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) nach dem Haude-Verfahren berechnet und für die beiden Untersuchungsgebiete regionalisiert (Tab. 8, Kap. 4.3.1). Die Haude-Verdunstung gibt die potenzielle Verdunstung eines niedrigen Grasbestandes bei uneingeschränkter Wasserversorgung an, wie sie auf grundwassernahen Standorten auftritt. Die maximal mögliche Verdunstung anderer Landnutzungsformen, z.B. von Wald, kann aber von der Höhe der potenziellen Gras-Verdunstung (ET_{pot}) abweichen. Zur Berücksichtigung des Einflusses der Landnutzung auf die potenzielle Verdunstung von grundwassernahen Standorten wird diese nach ATV-DVWK (2002) in die sog. maximale Verdunstung (ET_{max}) umgerechnet (Gl. 2), wobei Landnutzung, Bestandshöhe und nutzbare Feldkapazität als Parameter in die Berechnung des Koeffizienten f_E eingehen.

$$ET_{\text{max}} = f_E \cdot f_H \cdot ET_{\text{pot}} \quad \text{Gl. 2}$$

Weiteren Einfluss auf die Höhe der maximalen Verdunstung üben Hangneigung und Exposition aus, was besonders in Mittelgebirgsregionen von großer Bedeutung ist. Um dies im Modell zu berücksichtigen, wird nach Golf (1981) ein weiterer Faktor f_H , verwendet, der sich nach Gleichung 3 errechnet.

$$f_H = [1,605 \cdot 10^{-2} \cdot \sin(b-90) - 2,5 \cdot 10^{-4}] \cdot a + 1 \quad [-] \quad \text{Gl. 3}$$

a = mittlere Hangneigung [°]

b = Hangexposition gegenüber Nord [°]

Mit zunehmendem Versiegelungsgrad urbaner Flächen nehmen aufgrund schneller Ableitung des Niederschlagswassers und des unterbrochenen kapillaren Aufstiegs die reale Verdunstung ab und der Gesamtabfluss zu. Um das spezielle Verdunstungsverhalten (teil-)versiegelter Flächen abzubilden, wird ein dritter Koeffizient f_v eingeführt, dessen Höhe sich nach dem Versiegelungsgrad bemisst (Gl. 4).

$$ET_{\text{real, versiegelt}} = ET_{\text{real}} - f_v \cdot G \quad \text{Gl. 4}$$

$ET_{\text{real, versiegelt}}$ = Reale Verdunstung versiegelter Flächen [mm/a]

ET_{real} = nach Gleichung 1 berechnete reale Verdunstung [mm/a]

f_v = Koeffizient zur Berücksichtigung des Einflusses der Versiegelung [-]

G = Versiegelungsgrad [%]

Tab. 2: Nutzungsspezifische Versiegelungsgrade in Prozent für urbane CORINE Landnutzungstypen am Beispiel von Hamburg und Vergleich mit ATV-DVWK (2002)

CORINE- Typ	Landnutzungsklassen	Versiegelungsgrade		$f_v \cdot G$
		Hamburg	ATV-DVWK (2002)	
1.1.1	hoch versiegelt	80	80	276
1.1.2	mittel versiegelt	50	35	172,5
1.2.1	Industrie u. Gewerbe	85	85	293,25
1.2.2	Straßen- u. Eisenbahn- netze	65	50	224,25
1.2.3	Hafen	95	80	327,75
1.2.4	Flughafen	45	30	155,25
1.4.1	Städtische Grünflächen	15	-	51,75
1.4.2	Sport u. Freizeitanlagen	25	15	86,25

Quelle: Tetzlaff et al. (2004), verändert

Die Festlegung der Versiegelungsgrade für die Landnutzungskategorien nach CORINE wird mit Hilfe der Zusatzinformationen zum CORINE-Datensatz (Stat. Bundesamt 1996) und Ergebnissen zur Versiegelungssituation in Hamburg vorgenommen. Im Rahmen einer Studie zur nachhaltigen Nutzung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg konnten von Tetzlaff et al. (2004) CORINE-Landnutzungskategorien mit sehr hoch aufgelösten Hamburger Versiegelungsdaten im Maßstab 1:20.000 korreliert werden. Als Ergebnis ließen sich für urbane Landnutzungskategorien der CORINE-Klassifikation spezifische Versiegelungsgrade ableiten, die in Tab. 2 gezeigt werden. Die definierten Versiegelungsgrade werden durch

Angaben der Literatur (ATV-DVWK 2002, Meßer 1997, Berlekamp u. Pranzas 1986, Schoss 1977) für vergleichbare Bebauungs- bzw. Nutzungstypen bestätigt. Auf Basis der Versiegelungsgrade für urban geprägte CORINE-Landnutzungskategorien des Faktors f_v lässt sich die reale Verdunstung versiegelter Flächen nach Gleichung 4 berechnen.

Obwohl die Flächenanteile versiegelter urbaner Gebiete in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein lediglich 6-16 % ausmachen, wird eine möglichst exakte Modellierung des urbanen Wasserhaushalts angestrebt, da die Ergebnisse zur Höhe der Grundwasserneubildung und des Direktabflusses linear in die Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss, Trennkanalisation und Mischwasserentlastung eingehen (Kap. 7, 10 u. 11.2).

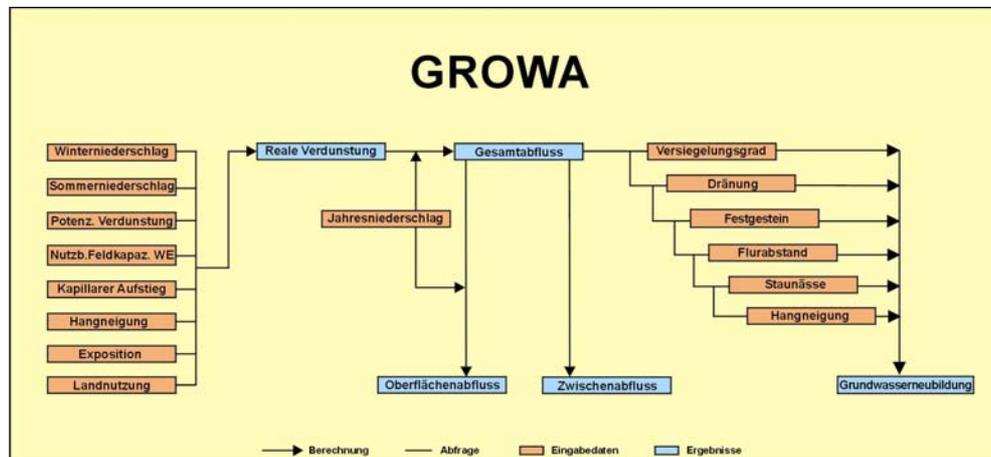


Abb. 7: Schematische Darstellung des Wasserhaushaltsmodells GROWA bei der Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten

Mit Hilfe der Renger-Wessolek-Gleichung (Gl. 1) und der beschriebenen Erweiterungen (Gl 2-4) werden im Modell GROWA zunächst die mehrjährige mittlere reale Verdunstung und dann über die Differenz zum Niederschlag der Gesamtabfluss berechnet (Abb. 7). Aus diesem werden über eine Abfluss-Separation die mittleren Höhen des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung ermittelt. Der Direktabfluss entspricht dabei der Summe aus Oberflächen- und Zwischenabfluss, wobei letzterer sowohl natürlichen als auch künstlichen Ursprungs (Dränagen) sein kann. Auch wenn bei der künstlichen Entwässerung von landwirtschaftlich genutzten Flächen vielfach Grundwasser abgeführt wird, wird der Dränabfluss wegen seiner kurzen Reaktionszeit in der vorliegenden Arbeit zum Direktabfluss gezählt. Als Grundwasserneubildung wird demnach der Teil des Gesamtabflusses verstanden, der als sog. grundwasserbürtiger Abfluss den Vorfluter mit großer zeitlicher Verzögerung erreicht. Die Komponenten Oberflächen- und Zwischenabfluss sowie Grundwasserneubildung werden ebenfalls vom Modell unterschieden (Abb. 7).

Die Berechnung der mittleren Oberflächenabflusshöhe erfolgt nach Gleichung 5, die vom US Soil Conservation Service (1972) veröffentlicht wurde und sowohl von DVWK (1996) als auch von BGR und SGD (2000) empfohlen wird. Sie stützt sich auf die mehrjährigen Mittelwerte der Gesamtabfluss- und der Jahresniederschlagshöhe als Eingangsparameter und stellt das einzige bekannte Verfahren dar, das auf großskalige Einzugsgebiete angewandt werden kann (Gl. 5). Der Einsatz von höher parametrisierten Alternativen, wie z.B. dem Curve Number-Verfahren (US Soil Conservation Service 1972, Lutz 1984), scheitert an der unzureichenden Verfügbarkeit der Eingangsdaten.

$$Q_o = Q_T \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_{\text{Jahr}} - 500)^{1,65} \quad \text{Gl. 5}$$

Q_o = mittlere Oberflächenabflusshöhe [mm/a]

Q_T = mittlere Gesamtabflusshöhe [mm/a]

N_{Jahr} = mittlere Jahresniederschlagshöhe [mm/a]

Nach Abzug des Oberflächenabflusses wird der aus Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung bestehende Teil des Gesamtabflusses in seine Bestandteile gesplittet (Abb. 7). Die Separation bedient sich dabei statischer Basisabflussanteile. Dies beruht auf der Überlegung, dass die Basisabflusshöhe im langjährigen Mittel als konstanter, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängiger Anteil an der gesamten Sickerwasserhöhe beschrieben werden kann. Als maßgebliche Flächeneigenschaften mit Einfluss auf die Höhe der Grundwasserneubildung werden Versiegelung, künstliche Entwässerung, Festgestein, Flurabstand, Staunässe und Hangneigung betrachtet, auf die in einem hierarchischen Ansatz nacheinander abgefragt wird (Abb. 7). Trifft eine Eigenschaft auf die Rasterzelle zu, bleiben weitere Eigenschaften außer Betracht.

Bei der Modellierung der Grundwasserneubildung wird zunächst geprüft, ob in der betreffenden Rasterzelle versiegelte Flächen auftreten. Für sie gilt nach Lerner (1990), dass der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss stark ansteigt, während gleichzeitig die natürliche Zusickerung zum Grundwasser nur noch in stark verringertem Umfang möglich ist. Hiervon betroffen sind insbesondere effektiv versiegelte Flächen mit hohem Versiegelungsgrad, wie sie für Innenstadtgebiete, Industrie- und Hafengebiete sowie Verkehrswege typisch sind (Tab. 2).

Für die in Tab. 2 genannten urbanen Landnutzungsklassen nach CORINE werden die Basisabflussanteile nach Maßgabe der Versiegelungsgrade gemäß Gleichung 6 berechnet. Die Ergebnisse sind Tab. 3 zu entnehmen.

$$r_{B,V} = \frac{0,95}{1 + (G/42,16273)^{3,05924}} + 0,05 \quad \text{Gl. 6}$$

$r_{B,V}$ = Basisabflussanteil unter versiegelten Flächen [-]

G = Versiegelungsgrad [%]

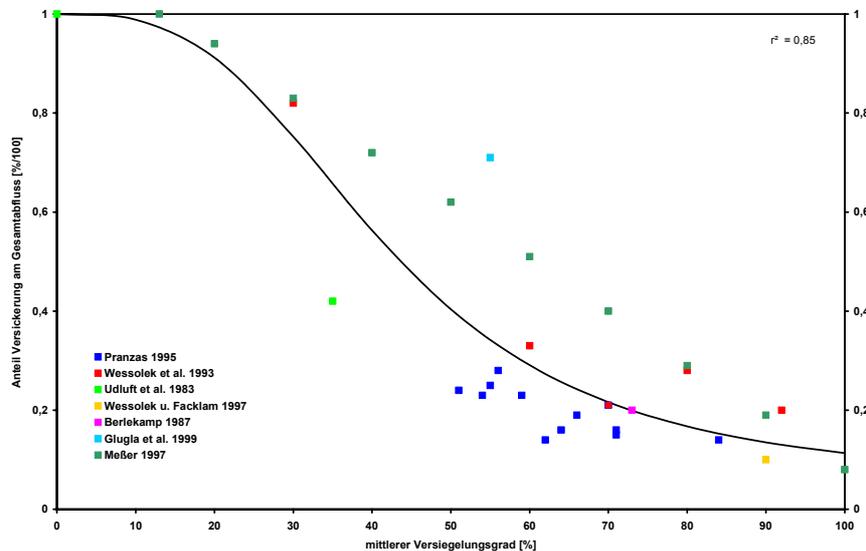


Abb. 8: Abhängigkeit des Anteils der Versickerung am Gesamtabfluss in Abhängigkeit des mittleren Versiegelungsgrades für Nutzungs- bzw. Bebauungstypen

Quelle: Tetzlaff et al. (2004), verändert

Zur Ableitung von Gleichung 6 wurde der Anteil der Versickerung am Gesamtabfluss in Bezug zu den Versiegelungsgraden von Bebauungs- oder Stadtteiltypen gesetzt und eine nicht-lineare Ausgleichsgerade abgeleitet (Tetzlaff et al. 2004). Wie aus Abb. 8 zu ersehen ist, entspricht die Versickerung auf unversiegeltem, flachem Gelände dem Gesamtabfluss. Bis zu einem mittleren Versiegelungsgrad von etwa 15 % verringert sich der Anteil der Versickerung nur wenig, da auf Flächen mit einem solchen Versiegelungsgrad, z.B. Parkanlagen oder Friedhöfe, noch ausreichend unversiegelte Fläche zur freien Versickerung vorhanden ist und die Effektivität der Versiegelung i.d.R. sehr gering ist. Von 20 bis etwa 60 % mittlerer Versiegelung nimmt der Anteil der Versickerung zunächst relativ steil, ab 60 % dann flacher ab, um bei vollständiger Versiegelung immer noch eine Restversickerung zuzulassen, die auf durchlässige Bodenbeläge zurückzuführen ist (Meißer 1997).

Nach der Abfrage auf versiegelte Flächen wird im Modell geprüft, ob eine künstliche Entwässerung vorliegt (Abb. 7). Hierzu werden dem Wasserhaushaltsmodell künstlich entwässerte Flächen als eigenständiger Eingabedatensatz zur Verfügung gestellt. Unabhängig vom Dränagetyp sowie den Boden- und Landnutzungsverhältnissen wurde bislang für dränierte Flächen ein einheitlicher Basisabflussanteil nach Maßgabe der Literatur gesetzt (Tab. 3). Für die Modellierung des diffusen P-Eintrags über Dränagen ist dieser Berechnungsansatz nicht ausreichend räumlich differenziert. Daher wird das Modell GROWA im Hinblick auf die flächendifferenzierte Ermitt-

lung künstlich entwässerter Flächen und die Berechnung des mehrjährigen mittleren Dränabflusses sowie der Grundwasserneubildung auf gedränten Flächen weiter entwickelt. Hierauf wird in Kapitel 4.2.3 detailliert eingegangen.

Tab. 3: Basisabflussanteile für Flächenmerkmale zur Berechnung der Grundwasserneubildung

Versiegelungsgrad	Dränung	Hydraul. Leitfähigkeit Festgestein	Flurabstand	Staunässe	Hangneigung	Basisabflussanteil r_B
-	-	-	-	-	< 1 %	1
15 %	-	-	-	-	-	0,96
-	-	>10 ⁻² m/s	-	sehr schw.	1-3,5 %	0,9
25 %	-	-	-	-	-	0,84
-	-	-	-	-	3,5-7 %	0,67
-	-	>10 ⁻³ – 10 ⁻²	-	-	-	0,6
-	-	-	-	-	7-10 %	0,59
-	-	>10 ⁻⁴ – 10 ⁻³	-	-	-	0,57
-	-	-	0,8-1,3 m	schwach	10-13 %	0,5
45 %	-	-	-	-	-	0,48
-	-	-	0,4-0,8 m	mittel-stark	13-15 %	0,44
50 %	-	-	< 0,4 m	sehr stark	> 15 %	0,4
-	-	>10 ⁻⁵ – 10 ⁻⁴	-	-	-	0,3
-	-	>10 ⁻⁷ – 10 ⁻⁵	-	-	-	0,29
65 %	-	-	-	-	-	0,25
-	-	>10 ⁻⁹ – 10 ⁻⁷	-	-	-	0,18
80 %	-	-	-	-	-	0,17
85 %	-	-	-	-	-	0,15
95 %	-	<10 ⁻⁹ m/s	-	-	-	0,12
-	ja	-	-	-	-	0,1

Quellen: Kunkel u. Wendland (2002), Dörhöfer et al. (2001), Bogena et al. (2003), Tetzlaff et al. (2004)

Die Quantifizierung der Basisabflussanteile für die Flächeneigenschaften Hydraulische Leitfähigkeit des Festgesteins, Flurabstand, Staunässe und Hangneigung erfolgte einzugsgebietsbezogen durch Kalibrierung an gemessenen Abflussdaten. Zur Modellierung der Grundwasserneubildungshöhe in den Teil-Einzugsgebieten von Ems und Rhein wurden die durch Kalibrierung an langjährigen Abflusszeitreihen im deutschen Teil des Elbe-Einzugsgebiets (1961-1990), in Niedersachsen (1961-1990) und in Nordrhein-Westfalen (1979-1999) gewonnenen Basisabflussanteile benutzt. Diese sind in Kunkel und Wendland (2002), Dörhöfer et al. (2001) bzw. Bogena et al. (2003) veröffentlicht, wobei die Werte mit Referenzwerten der Literatur übereinstimmen (Dörhöfer u. Josopait 1980, Hennings 1994). Die durch Kalibrierung ermittelten und in der vorliegenden Arbeit verwendeten Basisabflussanteile werden in Tab. 3 genannt.

4.2 Weiterentwicklungen des Wasserhaushaltsmodells GROWA im Hinblick auf die pfaddifferenzierte Modellierung des P-Eintrags aus diffusen Quellen

Die Anwendung von GROWA auf die (Teil-)Einzugsgebiete von Ems und Rhein zur Ermittlung der Abflusskomponenten für die pfad- und flächendifferenzierte Modellierung diffuser P-Einträge erfordert die Weiterentwicklung des Wasserhaushaltsmodells. Dies betrifft sowohl die Modellierung der realen Verdunstung von Hochmoorflächen als auch die flächendifferenzierte Modellierung der mittleren Oberflächen- und Dränabflusshöhen.

4.2.1 Modellierung der realen Verdunstungshöhe von Hochmoorflächen

Hochmoore besitzen im zentralen und nördlichen Einzugsgebiet der Ems große Verbreitung (Kap. 3.1). Aufgrund ihrer umfangreichen anthropogenen Überprägung weisen diese Flächen unterschiedliche Vernässungszustände und ein dementsprechend variierendes Verdunstungsverhalten auf. Bei einer Nutzung als Torfabbaufläche und in besonders hohem Maße bei landwirtschaftlicher Nutzung erfolgen hohe P-Austräge aus Hochmoorflächen über den Dränabfluss (Kap. 6). Vor diesem Hintergrund erscheint eine Weiterentwicklung der bisherigen Methodik zur Ableitung grundwassernaher Verhältnisse in Bezug auf Hochmoore erforderlich.

Die Höhe der realen Verdunstung nimmt auf Flächen mit geringem Grundwasserflurabstand (≤ 4 dm) zu, da sich die zur Verfügung stehende Wassermenge wegen des ständigen kapillaren Aufstiegs erhöht. Aus diesem Grund wird für solche Standorte die reale Verdunstung der potenziellen gleichgesetzt. Für die im nördlichen Teil des Ems-Einzugsgebiets stark verbreiteten Hochmoorböden hat sich die Ableitung grundwassernaher Flächen allein aufgrund der Flurabstandsangaben der Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 als unzureichend erwiesen. Diese Vorgehensweise wird dem aufgrund menschlicher Eingriffe variierenden hydrologischen Regime nicht gerecht. Zu unterscheiden sind im Wesentlichen zwei hydrologische Haupttypen:

- naturnahe bzw. wiedervernässte Hochmoore
- tiefgründig entwässerte Hochmoore mit landwirtschaftlicher Nutzung oder Torfabbau.

Für Hochmoore in Abtorfung oder unter landwirtschaftlicher Nutzung wird eine Absenkung des Grundwasserflurabstands auf mehr als 4 dm unabhängig von den Angaben der Bodenkarte 1:50.000 angenommen, da auf diesen Flächen ausreichende Befahr- und Bearbeitbarkeit gewährleistet sein müssen. Grundwassernahe Verhältnisse sind somit ausgeschlossen, sodass das Verdunstungsverhalten tiefgründig entwässerter Hochmoore analog der von Grünland (Deutsche Hochmoorkulturen) bzw. Ackerland (Torfabbau) parametrisiert wird.

Naturnahe bzw. wiedervernässte Hochmoore zeichnen sich i.d.R. durch ein Mosaik aus offenen Wasserflächen (Mooraugen), überstauten Bereichen und Trockenzonen (u.a. Bult-Schlenken-Komplexe) aus, deren Ausdehnung im Jahresverlauf sowie interannuell stark variieren kann. Damit gehen starke Unterschiede der Pflanzenbedeckung einher. Bereits bei geringen Absenkungen des Moorwasserspiegels um 15-40 cm nimmt die reale Verdunstung sprunghaft ab, da der hohe Grobporenanteil und die bei Torfmoosen fehlenden Wurzeln eine Nachlieferung von Wasser aus dem Unterboden stark einschränken (Schouwenaars 1994, Succow u. Joosten 2001). Die für eine potenzielle Verdunstung erforderliche ständig optimale Wasserzufuhr ist daher nicht gegeben (DVWK 1996). Andererseits treten in Senkenbereichen des Hochmoores freie Wasseroberflächen meist ganzjährig auf. Die ausgeprägte kleinräumige Variabilität von Flächen mit stark unterschiedlichem Verdunstungsverhalten innerhalb von Hochmoor-Komplexen wirft daher die Frage auf, ob die reale Verdunstung von Hochmooren der potenziellen entspricht. Unter Verweis auf Löpmeier und Schiff (2001), Succow und Joosten (2001) sowie Blankenburg (1995) wird Folgendes festgestellt: Hochmoore im stark atlantisch geprägten Klima, wie z.B. im nördlichen und zentralen Ems-Einzugsgebiet, weisen bei ausreichenden Niederschlägen auch im Sommerhalbjahr potenzielle Verdunstungsverhältnisse auf. Diese Einschätzung bezieht sich auf die mittlere hydrologische Situation eines gesamten Hochmoorkomplexes. Dabei kann die reale Verdunstung durch die potenzielle Verdunstung nach Haupte ausreichend genau erfasst werden.

Die hydrologischen Unterschiede zwischen naturnahen und wieder vernässten Hochmooren (Schouwenaars 1994, Göttlich u. Kuntze 1990) sollen wegen der im großskaligen Maßstabsbereich nur näherungsweise erfassbaren räumlichen Lage dieser Flächen ohne Berücksichtigung bleiben. Naturnahe Hochmoorflächen bzw. wieder vernässte ehemalige Torfabbauf Flächen ergeben sich aus der Verschneidung von Hochmoorböden der Bodenkarten 1:50.000 von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen mit den Polygonen der Naturschutzgebiete (Tab. 8) und werden unabhängig von dem in der Bodenkarte genannten Flurabstand als grundwassernah eingestuft.

4.2.2 Modellierung der mittleren Oberflächenabflusshöhe

Oberflächenabfluss stellt das Transportmedium für Einträge gelösten ortho-Phosphats über den Pfad Abschwemmung dar (Kap. 8). Daher muss zur Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags die mittlere Höhe des Oberflächenabflusses flächendifferenziert bekannt sein. Zwar erfolgen diffuse P-Einträge über Abschwemmung grundsätzlich ereignisorientiert, d.h. wenige Starkregenereignisse innerhalb eines Jahres sind für den Großteil des P-Abtrags über Abschwemmung verantwortlich. Im Hinblick auf die Aufgabenstellung der Arbeit, den Forschungsstand sowie die für makroskalige Einzugsgebiete zur Verfügung stehenden Eingangsdaten muss jedoch die Berechnung einer mittleren Oberflächenabflusshöhe vorgenommen werden. Hierzu wird die Methode des US Soil Conservation Service (1972) benutzt,

nach der die mittlere Jahresniederschlagshöhe und der mittlere Gesamtabfluss als Eingabegrößen verwendet werden (Gleichung 5 in Kapitel 4.1). Dies führt dazu, dass die räumliche Differenzierung der Flächen, die zu Oberflächenabfluss und Abschwemmung beitragen, eingeschränkt ist. Deshalb wurde in Anlehnung an die Konzepte von Beven und Kirkby (1979) bzw. von Peschke et al. (1998) zur Identifizierung abflussbeitragender Flächen versucht, die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss zu präzisieren.

Bei der Ableitung der zum Oberflächenabfluss beitragenden Flächen spielen folgende Aspekte eine Rolle: Oberflächenabfluss entsteht bei Niederschlägen hoher Intensität infolge von Infiltrationsüberschuss (Horton 1933) bzw. Sättigungsüberschuss (Dunne 1978). Unter humiden Klimabedingungen dominieren die zur Bildung wassergesättigter Bodenverhältnisse führenden Bedingungen. Infiltrationsüberschuss kann aber auch auftreten, sofern die notwendige Bedingung Niederschlagsintensität > auffüllbares Porenvolumen erfüllt ist. Abgesehen von versiegelten Flächen kann diese Bedingung auf verschlammten landwirtschaftlichen Nutzflächen gelten. Zur Verschlammung neigen besonders solche Böden, die hohe Gehalte an Grobschluff und Feinstsand sowie mittlere Tongehalte aufweisen, d.h., es sind in erster Linie Lößböden sowie Schwemmland- und Polderböden betroffen (Schröder 2000). Bei hohen Regenintensitäten kommt es durch Splash-Effekt zu Aggregatzerfall und Verlagerung feiner Bodenteilchen mit der Folge, dass Bodenporen aller Größen verschlossen werden und für die Wasseraufnahme nicht mehr zur Verfügung stehen. Bei einer Dicke der verschlammten Bodenschicht von meist weniger als 1 mm sinkt das Infiltrationsvermögen auf unter ein Zehntel des ursprünglichen Werts (Auerswald 1998). Dementsprechend muss ein zunehmend größerer Teil des Regens oberflächlich abfließen. Diese Vorgänge werden zusätzlich durch den Bodenbedeckungsgrad der angebauten Kulturart beeinflusst. Ganzjährig vorhandene Bodenbedeckung und größere Rauigkeit sind daher der Grund, warum Verschlammung auf vergleichbaren Böden unter Grünland eine zu vernachlässigende Rolle spielt (Auerswald u. Schröder 2001).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Verschlammungsneigung der Böden wesentlich durch die Faktoren Niederschlagsenergie, Bodenvorfeuchte, Aggregatstabilität, Aggregatgröße, Textur, Oberflächenrauigkeit und Bodenbedeckung gesteuert wird (Roth et al. 1989, Schröder 2000, Klaghofer 1987, Müller 2002). Da diese Faktoren für große Fluss-Einzugsgebiete nicht flächendeckend in ausreichender Auflösung quantifizierbar sind, müssen für die vorliegende Arbeit methodische Ansätze gewählt werden, die die genannten Faktoren durch Heranziehung anderer Daten integrativ erfassen. Zur Einschätzung der Verschlammungsgefährdung von Ackerböden wird ein Index entwickelt, dem die Kennwertklassifikation der vom Geologischen Dienst Nordrhein-Westfalen herausgegebenen Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung (GLA NRW 2000) zu Grunde liegt. Dabei wird der Ansatz des Geologischen Dienstes erweitert, indem zusätzlich zu den Faktoren Regenerosivität R und Bodenerodibilität K der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung der Bodenbedeckungsfaktor C in die Produktbildung einbezogen wird. Aus R, K und C

wird nach Gleichung 7 ein Verschlammungsgefährdungsindex V_1 berechnet, der eine Einstufung der Neigung von Ackerflächen zur Oberflächenabflussbildung infolge von Infiltrationsüberschuss ermöglicht. Hierbei wird auf die Klassifizierung des Geologischen Dienstes Nordrhein-Westfalen Bezug genommen. Über einen Korrekturfaktor wird die mittlere Oberflächenabflusshöhe in Abhängigkeit der Verschlammungsgefährdung modifiziert (Tab. 4).

$$V_1 = R \cdot K \cdot C \quad \text{Gl. 7}$$

V_1 = Verschlammungsgefährdungs-Index

R = Regenerositätsfaktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung

K = Bodenerodibilität

C = Bodenbedeckungsfaktor

Sättigungsinduzierter Oberflächenabfluss wird hingegen gebildet, wenn Regen auf eine Bodenoberfläche trifft, die durch hoch anstehendes Grundwasser, intensiven Stauwassereinfluss oder starken lateralen Zufluss wassergesättigt ist. Damit hängt die Entstehung von Sättigungsflächen einerseits von Bodeneigenschaften ab, andererseits werden Lage und Ausdehnung durch das Relief beeinflusst. Dabei spielen Hangfußbereiche als Reliefpositionen mit geringer Hangneigung bzw. konkaver vertikaler Wölbung und großem lokalem Einzugsgebiet eine wichtige Rolle (Peschke et al. 1998). In diesen Bereichen konvergieren die Fließwege und die Fließgeschwindigkeit nimmt ab, sodass es zu stauenden Verhältnissen kommen kann.

Grund- und Staunässeinfluss lassen sich anhand des Bodentyps sowie den Angaben der Bodenkarten 1:50.000 zu Flurabstand und Staunässestufe identifizieren. Potenziell abflussbeitragende Flächen wären somit nach dem Konzept von Peschke et al. (1998) gewässernahe Gley-, Pseudogley- und Auenböden mit geringen Hangneigungen bzw. konkaven Hangformen. Mindestens mittlere Sättigungsverhältnisse werden bei Flächen mit oberflächennahen Flurabständen (0-4 dm) und solchen mit mittlerer bis sehr starker Staunässe angenommen. Reliefpositionen mit starkem lateralem Zufluss können anhand der Bodenparameter nicht abgeleitet werden. Deshalb wird hierzu der Topographische Index des TOPMODEL-Ansatzes nach Beven et al. (1995) verwendet, in den die Hangneigung und die Größe des lokalen Einzugsgebiets eingehen (Gl. 8).

$$T_i = \ln\left(\frac{A_s}{T \cdot \tan\beta}\right) \quad \text{Gl. 8}$$

T_i = Topographischer Index [-]

T = hydraulische Transmissivität [m^2/h]

A = Größe des lokalen Einzugsgebiets [m^2]

β = Hangneigung [$^\circ$]

Der Topographische Index (T_i) wird auf Grundlage des Digitalen Geländemodells im GIS berechnet. Bei Annahme gleicher Bodenverhältnisse und gleicher Durchlässigkeit vereinfacht sich die Berechnung des T_i zu $\ln(A_S / \tan \beta)$. Seine Stärke nimmt mit steigender Einzugsgebietsgröße bzw. abnehmender Neigung zu und ist ein Maß für den Bodenfeuchtegrad. Dass die Höhe des Topographischen Index eng mit dem im Gelände gemessenen Bodenwassergehalt korreliert ist, haben u.a. Moore et al. (1988) und Duttmann (1999) gezeigt.

Tab. 4: Zuweisung von Korrekturfaktoren f_o für die Berechnung der mittleren Oberflächenabflusshöhe aufgrund von Verschlämmungs- und Sättigungsbedingungen sowie Bodenwassereinfluss

Indikator für Oberflächenabflussbildung	Wert	Faktor f_o
Verschlämmungsgefährdungs-Index V_i	4-6	2
	>6	3
Topographischer Index T_i	$\geq 10,5$	2
Grundwasserflurabstand	0-4 dm	2
Stauässegefährdung nach AG Boden (1994)	4-5	2

In diesem Zusammenhang wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die räumliche Ausdehnung wassergesättigter Flächen bei gleichen Geländebeziehungen zwischen den einzelnen Niederschlagsereignissen schwanken kann, weil sie auch von der Vorfeuchte des Bodens abhängt. Für die vorliegende Arbeit ist jedoch ausschließlich die mittlere Abflussbereitschaft ausschlaggebend, sodass diejenigen Flurabstände und Stauässestufen herangezogen werden, die eine Ableitung solcher Teilflächen zulassen, die von Peschke et al. (1998) als ständige und zeitweise Sättigungsflächen klassifiziert werden. Bei ihnen wird angenommen, dass die zum Abfluss notwendige Bedingung Niederschlagsintensität > auffüllbare Porosität auch bei mittleren Systembedingungen erfüllt ist. Dies gilt analog auch für die Klassifizierung des Topographischen Indexes. Außerdem muss gewährleistet sein, dass sich eine Zunahme der Verschlämmungsgefährdung bzw. des Stauässegrades erhöhend auf die mittlere Oberflächenabflusshöhe auswirkt. Zu diesem Zweck wird dem Verschlämmungsgefährdungs-Index, dem Topographischen Index und den Stauässestufen bzw. dem Flurabstand nach Bodenkarte klassenweise ein Gewichtungsfaktor f_o zugewiesen (Tab. 4). Dieser modifiziert die Höhe der nach US Soil Conservation Service (1972) berechneten Oberflächenabflusshöhe (Gl. 9).

Da Literaturwerte nicht zur Verfügung standen, wurde angenommen, dass sich die mittlere Höhe des Oberflächenabflusses bei hoher Verschlämmungsgefährdung, hoher Bodenfeuchte, grundwassernahen Flurabständen oder hoher Stauässegefährdung laut Bodenkarte um 100 % erhöht. Bei sehr hoher Verschlämmungsgefährdung erfolgt eine Erhöhung um 200 % (Tab. 4). Für einen Löß-Standort im Mittelgebirge, für den nach US Soil Conservation (1972) eine mittlere Oberflächenabflusshöhe von 20 mm/a berechnet wird, erhöht sich der Abfluss durch die Verwendung des Korrekturfaktors

turfaktors auf 40 mm/a, bei Anbau von Reihenkulturen mit später Bodenbedeckung (Zuckerrüben) und z.B. mittlerer Hangneigung auf 60 mm/a. Für kleinere Werte als in Tab. 4, Spalte 2 angegeben, beträgt der Gewichtungsfaktor $f_0=1$.

$$Q_{O, \text{mod}} = f_0 \cdot Q_T \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_{\text{Jahr}} - 500)^{1,65} \quad \text{Gl. 9}$$

$Q_{O, \text{mod}}$ = mittels Gewichtungsfaktor f_0 modifizierte mittlere Oberflächenabflusshöhe [mm/a]

f_0 = Gewichtungsfaktor (Tab. 4)

Q_T = mittlere Gesamtabflusshöhe [mm/a]

N_{Jahr} = mittlere Jahresniederschlagshöhe [mm/a]

Damit Oberflächenabfluss ins Gewässer übertreten kann und somit P-Eintrag in den Vorfluter erst ermöglicht wird, ist eine Lage der an der Oberflächenabflussbildung beteiligten Teilflächen direkt am Fließgewässer erforderlich. Bei vorfluterferner Lage infiltriert der Großteil des Oberflächenabflusses auf seinem Fließweg in ungesättigten und nicht verkrusteten Böden und erscheint daher nur gedämpft am Gebietsauslass. In Untersuchungen von Auerswald und Schröder (2001) machte der Anteil des Oberflächenabflusses, der am Gebietsauslass registriert wurde, 25 % des primär nicht infiltrierten Regens aus. Vor dem Hintergrund der P-Modellierung über Abschwemmung werden daher in dieser Arbeit nur zum Oberflächenabfluss beitragende Teilflächen mit Vorfluteranschluss betrachtet (Kap. 8.1).

Einen Sonderfall der Bildung von Oberflächenabfluss stellt die Grüppenentwässerung von Marschböden unter Grünland dar. Da diese Flächen als künstlich entwässert anzusehen sind, wird für sie oberflächiger Dränabfluss berechnet, worauf im nächsten Unterkapitel 4.2.3 eingegangen wird.

4.2.3 Ermittlung der künstlich entwässerten Flächen und Modellierung der mittleren Dränabflusshöhe

Unter dem Begriff Dränung wird im Folgenden ausschließlich Entwässerung i.e.S. verstanden, d.h. Rohr- und Grabendränung sowie rohrlose Dränung. Die Formen der mechanischen Unterbodenmelioration, wie Tiefpflügen oder Tieflockern, die nach DIN 1185-1 (1973) und Eggelsmann (1981) ebenfalls der Dränung zuzuordnen sind, werden nur dann berücksichtigt, wenn sie mit begleitenden Entwässerungsmaßnahmen verbunden sind, z.B. beim Tiefumbruch auf sog. wurzelechten Hochmooren. Zu den künstlich entwässerten Flächen zählen in erster Linie landwirtschaftlich genutzte Flächen, daneben aber auch Hochmoore in Abtorfung.

Besonders im Ems-Einzugsgebiet wird großräumig intensive Landwirtschaft auf grund- und staunassen terrestrischen Böden sowie auf Moor- und Marschböden betrieben. Zur Inkulturnahme bzw. Ertragssteigerung solcher Böden sind in der Regel umfangreiche Meliorationsmaßnahmen, wie Dränung bzw. Besandung oder Tiefumbruch mit begleitender Dränung erforderlich, sodass im gesamten Einzugsgebiet von weit verbreiteten künstlich entwässerten Flächen ausgegangen werden muss. Flächendeckende Informationen über durchgeführte Meliorationsmaßnahmen sind jedoch nicht vorhanden.

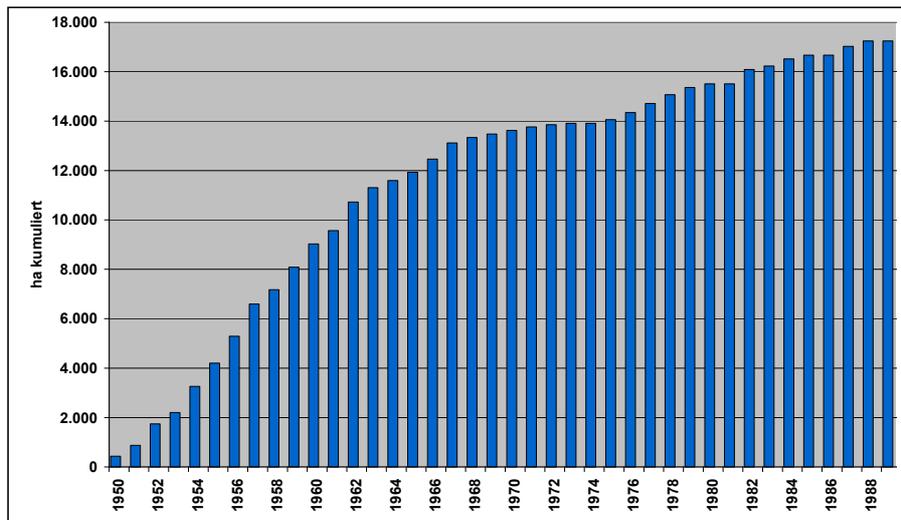


Abb. 9: Umfang von Dränungen im Rahmen des Emslandplans 1950-1989 (ha kumuliert)

Quelle: nach schriftl. Mitt. Herr Scharenberg, Amt für Agrarstruktur, Meppen

Abb. 9 und Abb. 10 zeigen das Ausmaß von Meliorationsmaßnahmen im Dienstbezirk der Emsland GmbH, wobei allein solche Maßnahmen erfasst wurden, die aus Mitteln des Emslandsplans finanziert worden sind. Bezogen auf den Dienstbezirk der Emsland GmbH und damit auf das Gebiet des später gegründeten Landkreises Ems-

land wurden zwischen 1950 und 1989 mehr als 17.200 ha gedränt und mehr als 143.000 ha tiefgebrochen (Abb. 9, Abb. 10). Dies entspricht einem Anteil meliorierter landwirtschaftlicher Nutzfläche von ca. 55 % an der Landkreisfläche bzw. ca. 74 % an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche. Damit kann der Landkreis Emsland zweifellos als Schwerpunktraum für Meliorationsmaßnahmen angesehen werden. Da die Boden- und Landnutzungsverhältnisse im Landkreis Emsland als durchaus repräsentativ für den nordwestdeutschen Raum und das zentrale sowie nördliche Ems-Einzugsgebiet angesehen werden können (Karte 2, Karte 3), wird ein vergleichbar hoher Meliorationsbedarf für diese Gebiete postuliert. Diese Annahme wird gerechtfertigt durch Summenangaben zum Umfang meliorierter Flächen, z.B. von Blankenburg (1999), der von einer 150.000 ha Tiefkulturfläche im gesamten Land Niedersachsen ausgeht. Eggelsmann (1978) schätzt die niedersächsische Fläche, die im Zeitraum zwischen 1938 und 1978 tiefgebrochen worden ist, auf 169.000 ha. Weit höher sind Zahlen, die in einem Projekt zur Erfassung von Tiefumbruchflächen in Niedersachsen durch das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung ermittelt worden sind (schriftl. Mitt. Dr. Schneider, NLfB). Danach wären allein im Dienstbezirk der Landwirtschaftskammer Weser-Ems zwischen 1948 und 1990 Meliorationsmaßnahmen auf 270.000 ha durchgeführt worden, wovon der überwiegende Teil Tiefumbrüche seien (NLfB 2001).

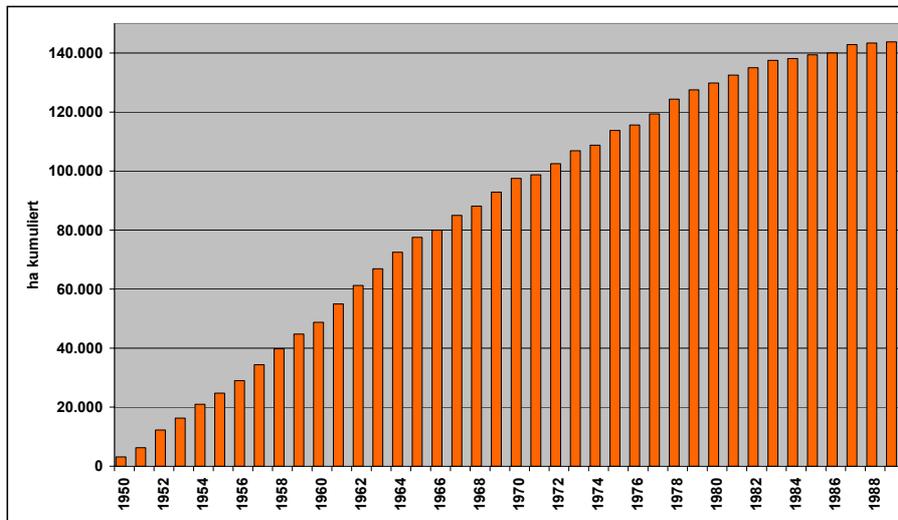


Abb. 10: Umfang von Tiefumbrüchen im Rahmen des Emslandplans 1950-1989 (ha kumuliert)

Quelle: nach schriftl. Mitt. Herr Scharenberg, Amt für Agrarstruktur, Meppen

Für die flächendifferenzierte Modellierung des Wasserhaushalts und des P-Eintrags über Dränagen in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein muss die räumliche Lage gedränter Flächen unterhalb der Ebene von Sub-Einzugsgebieten bekannt sein. Flächendeckende Unterlagen über Dränagen standen jedoch trotz intensiver

Recherche nicht zur Verfügung. Beschaffbar sind jedoch großmaßstäbige Pläne von Einzelflächen oder zusammenhängenden Arealen, die bei einer Vielzahl von Dienststellen archiviert sind. Im Gegensatz zu anderen Staaten wie Schweiz, Vereinigtes Königreich oder DDR erfolgte in den „alten“ Bundesländern keine systematische und zentralisierte Erfassung von Dränmaßnahmen, die zudem auch keine anzeigepflichtigen Vorgänge darstellen (Schmid u. Prasuhn 2000, Robinson 1990, Behrendt et al. 1999). Im überwiegenden Teil der Fälle handelt es sich um Einzelmaßnahmen, die in Eigenregie des Flächeneigentümers durchgeführt werden. Großräumig wurden Entwässerungen lediglich im Zuge von Flurbereinigungen zur Schaffung wertgleicher Abfindungen und –speziell im Emsland– durch die Realisierung des Emslandplans vorgenommen und dokumentiert. Von Nachdränungen und Erhaltungsmaßnahmen abgesehen, liegt der zeitliche Schwerpunkt solcher Programme in den 1950er bis 70er Jahren, was auch aus Abb. 9 und Abb. 10 hervorgeht. Die an den Maßnahmen beteiligten Behörden und Institutionen wie Emsland GmbH oder Landbau-Außenstellen existieren heute z.T. nicht mehr, sodass der Verbleib eines Großteils der Unterlagen über die genannten Programme unklar ist. Aufgrund ihres Alters wurde auch ein nicht unerheblicher Teil der Akten bereits vernichtet, sodass eine großräumige Erfassung der meliorierten landwirtschaftlichen Nutzflächen aus Akten und Dränplänen nicht mehr möglich ist. Zu dieser Einschätzung gelangt auch NLFb (2001).

Neben der Lage gedränter Flächen wird zur Modellierung des mittleren P-Eintrags auch die mittlere Dränabflusshöhe benötigt, die u.a. von der Niederschlagshöhe und ihrer jahreszeitlichen Verteilung, den Bodenverhältnissen, dem Drainageverfahren und den Sauger- bzw. Grabenabständen abhängt (Kretzschmar 1977, Briechele 1976, Eggelsmann 1981). Bisher wurde zur Modellierung des Dränabflusses im Wasserhaushaltsmodell GROWA ein einheitlicher Wert verwendet (Tab. 3). Die große räumliche Verbreitung gedränter Flächen und die Bandbreite an Bodenverhältnissen im Einzugsgebiet der Ems (Kap. 3.1) machen eine Weiterentwicklung der Methodik zur Berechnung der mehrjährigen mittleren Dränabflusshöhe erforderlich.

Methoden zur räumlich differenzierten Ableitung künstlich entwässerter Flächen waren der Literatur nicht zu entnehmen. Daher wurde ein Ansatz entwickelt, der eine Abschätzung der Lage gedränter Flächen und ihrer Dränintensität erlaubt. Unter Dränintensität wird die durch das eingesetzte Dränverfahren und die Sauger- bzw. Grabenabstände determinierte technische Kapazität einer Drainage verstanden, Bodenwasser abzuführen. Da die Dränabflusshöhe nicht nur von der Dränintensität, sondern auch von klimatischen und pedologischen Faktoren abhängt, können die Begriffe nicht gleichgesetzt werden.

Die in dieser Arbeit entwickelte Methodik sieht vor, großmaßstäbige und georeferenzierbare Pläne realisierter Dränungen zu beschaffen und im GIS mit Datengrundlagen zu Landnutzung, Bodenverhältnissen, Gewässernetzen und ggf. weiteren Parametern zu überlagern, um typische Parameterkombinationen zu ermitteln, anhand derer auf Dränung einer Fläche geschlossen werden kann. Dies bietet die Vorteile,

dass die Parameter auch für große Untersuchungsgebiete quantifizierbar sind, und dass das Verfahren in gewissem Umfang „geeicht“ ist. Die anschließende Extrapolation der Parameterkombinationen führt dann zu einer modellhaften Abschätzung der künstlich entwässerten Fläche in makroskaligen Untersuchungsgebieten.

Zunächst wurden die an den Meliorationsmaßnahmen beteiligten Akteure ermittelt und die ehemaligen Verwaltungsstrukturen rekonstruiert. Auf dieser Basis konnte gezielter bei den heutigen Dienststellen der Landkreise, der Ämter für Agrarstruktur und den Wasser- und Bodenverbänden sowie in den Kreis- bzw. Staatsarchiven Meppen und Oldenburg recherchiert werden. Darüber hinaus ergaben sich im Laufe der Recherche Kontakte zu Zeitzeugen, zumeist ehemaligen Beschäftigten der beteiligten Ämter, die ihrerseits weitere Hinweise zum Verbleib von Karten machen konnten und mit der praktischen Durchführung von Meliorationsmaßnahmen noch vertraut sind. Als Ergebnis konnten 20 georeferenzierbare Pläne realisierter Dränungen in Maßstäben zwischen 1:1.000 und 1:10.000 sowie einige Übersichtskarten des Maßstabs 1:25.000 beschafft werden. Bereits bei ihrer Beschaffung wurde darauf geachtet, dass die Dränpläne verschiedene Standortverhältnisse abdecken. Karte 4 zeigt die Standorte der von großmaßstäbigen Plänen erfassten Teilräume. Insgesamt zeigten die Pläne 266 Einzelflächen. Nach ihrer Digitalisierung wurden die Flächen im GIS mit Datensätzen zu Bodenverhältnissen, Landnutzung, Naturschutzgebieten und Gewässernetz überlagert und versucht, charakteristische Kombinationen abzuleiten, die Rückschlüsse auf eine künstliche Entwässerung zulassen (Tab. 5, Tab. 8). Als Parameter wurden hierfür aus den Bodenkarten die Parameter Bodentyp, Bodenart, Flurabstand und Staunässestufe herangezogen. Der Landnutzung nach CO-RINE wird die landwirtschaftliche Nutzfläche entnommen, die sich aus den Nutzungskategorien „Ackerland“, „Wiesen und Weiden“ sowie „Komplexe Parzellenstrukturen“ zusammensetzt. Die Lage von landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb von Naturschutzgebieten wird als Ausschlusskriterium für Dränung gewertet. Die Daten zum Gewässernetz stammen aus dem hoch aufgelösten DLM 25.

Da die 20 Dränpläne bzw. die 266 einzelnen Dränflächen nicht das gesamte Spektrum an Boden- und Nutzungskombinationen in den Teil-Einzugsgebieten von Ems und Rhein abdecken (Kap. 3), wurden zusätzliche Informationen durch eine intensive Literaturlauswertung gewonnen (Eggelsmann 1981, Muth 1991, DVWK 1985b, Kuntze 1983 u. 1986, Diez u. Weigelt 1991, Fachbereich Bodenkunde NLFb, DIN 1185-1, DIN 1185-2, DIN 4047-4, Finern 1975, Müller u. Voigt 1977, Uhdn 1964, Hasekamp u. Wieking 1976, Scheffer 1999). Wertvolle Hinweise ergaben sich darüber hinaus durch Expertengespräche mit Dr. Schäfer (BTI), Dr. Blankenburg (GDfB), Dr. Schneider (NLFb) und Dipl.-Geol. Lindenmaier (Univ. Karlsruhe). In der Bodenkarte 1:50.000 von Nordrhein-Westfalen werden darüber hinaus Angaben zu künstlich abgesenkten Grundwasserständen gemacht. In Tab. 5 werden die in den Einzugsgebieten verbreiteten Bodentypen aufgeführt und die zur Beurteilung ihrer Dränbedürftigkeit erforderlichen Standortbedingungen genannt.

Nach Muth (1991) wird eine landwirtschaftlich genutzte Fläche gedränt, wenn sie dränbedürftig, dränfähig und dränwürdig ist. Die Dränbedürftigkeit ergibt sich aus der landwirtschaftlichen Nutzung eines Bodens mit Grund-, Stau- oder Haftvernässung, die einer frühen Befahrbarkeit und ertragsorientierten Nutzung entgegensteht. Dränfähig ist ein Boden, wenn Profilaufbau und -eigenschaften sowie die Geländelage eine Dränung zulassen. Individuelle betriebswirtschaftliche Aspekte und die agrarpolitische Gesamtsituation haben Einfluss auf seine Dränwürdigkeit.

Tab. 5: Parameterkombinationen zur Ermittlung der Dränbedürftigkeit

Bodentyp	Landnutzung	Grundwasserstand [dm]	Staunäsestufe AG Boden (1994)	Dränabflussanteil [%]
Auenböden	landwirtschaftliche Nutzfläche	bei Angaben zu Absenkung (NRW)	-	70
Auftragsböden	Acker	6-16	-	70
Gleye	Acker	3-16	-	70
Gleye	Grünland	3-10	-	70
vergleyte Böden	landwirtschaftliche Nutzfläche	3-10	-	70
Hochmoore	Grünland	-	-	70
Hochmoore	Torfabbau	-	-	90
Sanddeckkulturen	landwirtschaftliche Nutzfläche	2-10	-	70
Sandmischkulturen, relik-tische Hochmoore	landwirtschaftliche Nutzfläche	-	-	20
Marschböden	landwirtschaftliche Nutzfläche	-	-	90
Organomarsch	landwirtschaftliche Nutzfläche	5-14	-	70
Niedermoore, Niedermoor über Gley bzw. über Pseudogley	landwirtschaftliche Nutzfläche	1-10	-	70
umgebrochene Nieder-moore	landwirtschaftliche Nutzfläche	6-16	-	70
Plaggenesche	Acker	6-16	-	70
Pseudogleye	Acker	-	≥ 2	60
Pseudogleye	Grünland	-	≥ 2	40
pseudovergleyte Böden	Acker	-	≥ 3	60
pseudovergleyte Böden	Grünland	-	≥ 3	40
pseudovergleyte Podsole	Acker	6-16	-	70
umgebrochene Mineral-böden	Acker	6-16	-	70

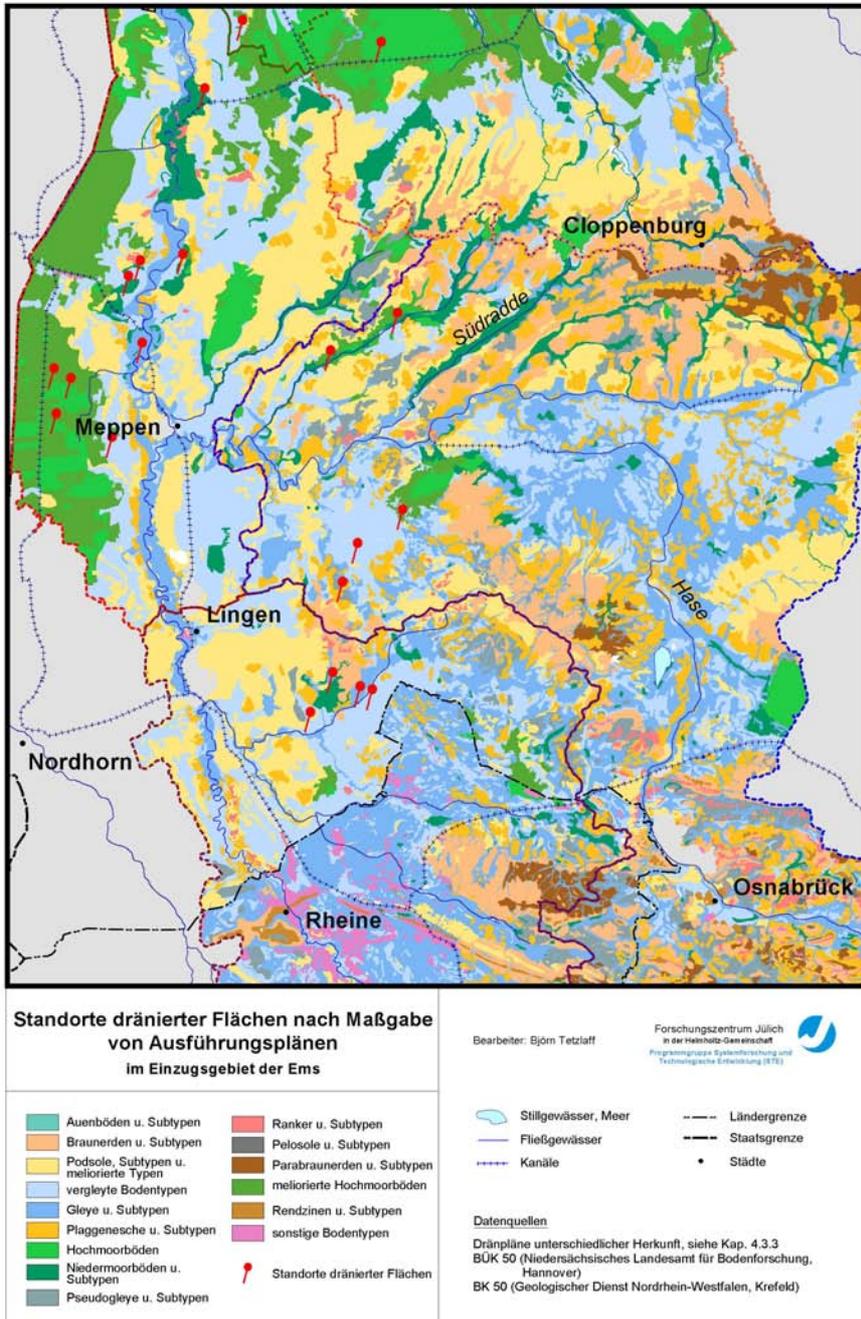
Quellen: siehe Text

Die im GIS aus der Überlagerung von Dränplänen mit Datengrundlagen abgeleiteten Parameterkombinationen (Tab. 5) dienen zur Einschätzung der Dränbedürftigkeit

landwirtschaftlich genutzter Flächen. Bei hoch anstehendem Grundwasser oder starkem Staunässeinfluss werden landwirtschaftliche Flächen als grundsätzlich dränbedürftig angesehen. Je nach Landnutzungstyp kann jedoch die Schwelle der Grundwasser- oder Staunässebeeinflussung variieren, z.B. müssen die Flurabstände eines Gleybodens unter Ackernutzung im Frühjahr i.d.R. größer sein als bei Grünland. Ist die Dränbedürftigkeit gegeben, handelt es sich um eine potenziell gedränte Fläche. Die für eine zu unterstellende tatsächliche Dränung ebenfalls erforderlichen Voraussetzungen der Drämfähigkeit und Dränwürdigkeit können auf der hier betrachteten Maßstabsebene nicht beurteilt werden. Deshalb werden in einem zweiten Bearbeitungsschritt die als dränbedürftig eingeschätzten Flächen mit dem Gewässernetz des DLM 25 im GIS überlagert und visuell beurteilt, wo kurze, meist rechtwinklig abknickende Gewässerverläufe auftreten. Diese dienen als Indikator für ausgebaute Vorflut als Folge realisierter Entwässerungsmaßnahmen. Dabei zeigte sich eine gute Übereinstimmung der räumlichen Lage von Entwässerungsmustern im Gewässernetz des DLM 25 mit Bodenarealen des Maßstabs 1:50.000. Erst das kombinierte Auftreten typischer Bodeneigenschaften, bestimmter Landnutzungstypen und charakteristischer Gewässerverläufe führt dazu, eine Fläche als gedränt anzusehen. Das separate Auftreten einzelner Parameter ist nicht ausreichend, um eine Fortpflanzung von Fehlern der verwendeten Datensätze zu vermeiden. Durch Klassifizierung und Verschneidung der Datengrundlagen sowie Überprüfung der als dränbedürftig eingestuft Teilflächen anhand von Gewässernetzmustern im GIS ist die Ableitung flächendeckender Karten gedränkter Flächen möglich (Karte 5, Karte 6).

Treten in einem Untersuchungsgebiet Bodentypen auf, die in Tab. 5 nicht genannt werden, oder weichen die Angaben zu Nutzung bzw. bodenhydrologischen Parametern ab, werden diese Flächen als nicht dränbedürftig eingeschätzt. Dies gilt insbesondere für die Hauptbodentypen Braunerden, Kolluvien, Parabraunerden, Podsole, Ranker und Rendzinen, für die sich anhand der bodenhydrologischen Parameter und Gewässernetzmuster keine Hinweise auf eine Dränbedürftigkeit ergeben haben. Ausnahmen können nur zugelassen werden, wenn der Bodenkarte eindeutige Hinweise zu künstlich abgesenkten Grundwasserständen entnommen werden können, z.B. der BK 50 von Nordrhein-Westfalen. Pelosole weisen teilweise Haftvernaessung auf, die durch Dränung zur eingeschränkt beseitigt werden kann (Eggelsmann 1981). Eventuell kann eine rohrlose Dränung Abhilfe schaffen, der individuelle Spielraum des Betriebsleiters ist allerdings in diesem Fall zu groß, um eine künstliche Entwässerung dieser Flächen verallgemeinern zu können.

Ob eine nach Tab. 5 als dränbedürftig eingeschätzte Fläche tatsächlich als gedränt eingestuft wird, hängt von den bereits beschriebenen Mustern des Gewässernetzes ab, sodass bei der Erstellung flächendeckender Dränkarten eine entsprechende Abfrage auf das Gewässernetz des DLM 25 vorzunehmen ist. Insofern stellen die in Tab. 5 genannten Flächentypen zunächst potenziell gedränte Areale dar.



Karte 4: Standorte dränierter Flächen nach Maßgabe von Ausführungsplänen im Einzugsgebiet der Ems

Um mehrjährige mittlere Dränabflusshöhen berechnen zu können, müssen die Dränintensitäten der einzelnen Boden-Landnutzung-Kombinationen bekannt sein. Außerdem führt die Berücksichtigung des Dränabflusses im Wasserhaushaltsmodell zu einer Verringerung der Grundwasserneubildung auf künstlich entwässerten Flächen. Bislang wurde hierfür im Modell GROWA ein einheitlicher Basisabflussanteil von 10 % angesetzt, d.h. 90 % des Gesamtabflusses bilden den Dränabfluss (künstlicher Zwischenabfluss), die restlichen 10 % perkolieren in tiefere Bodenschichten und sickern dem Grundwasser zu (Tab. 3). Entsprechend der räumlich erheblich differenzierteren Datengrundlage zur Lage gedränter Flächen müssen auch die Dränintensitäten angepasst werden. Um dies im Wasserhaushaltsmodell GROWA berücksichtigen zu können, werden analog zu den Basisabflussanteilen (Kap. 4.1) sog. Dränabflussanteile eingeführt (Tab. 5).

In der Literatur werden sowohl zur absoluten Höhe des mehrjährigen mittleren Dränabflusses als auch zu seinem Verhältnis zur Niederschlags- oder Grundwasserneubildungshöhe verhältnismäßig wenige Angaben gemacht. Dasselbe gilt für die jeweiligen Bodeneigenschaften der gedränten Flächen und die eingesetzten Dränverfahren. Die nachfolgende Tabelle zeigt eine Zusammenstellung gemessener und z.T. simulierter Dränabflusshöhen für unterschiedliche Regionen bzw. Standortbedingungen (Tab. 6). Die dargestellten Flächeneigenschaften und die eingesetzten Dränverfahren sind auch für die REGFLUD-Untersuchungsgebiete typisch.

Wie aus Tab. 6 hervorgeht, weichen die Angaben über die Höhe des Dränabflusses stark voneinander ab. Die Dränabflusshöhe wird dabei als prozentualer Anteil an der gesamten Sickerwasserhöhe ausgedrückt. Dies gilt auch für vergleichbare Bodenverhältnisse, z.B. Marschböden (Hoffmann u. Meinken 1999, Meinardi et al. 1998). Die Auffassung des DVWK (1982), dass es unter gedränten Flächen praktisch zu keiner Grundwasserneubildung mehr kommt, wird nicht geteilt, da unter mittleren Verhältnissen davon auszugehen ist, dass der Grundwasserspiegel im Herbst unterhalb der Dränrohre bzw. der Drängrabensohle liegt. Bis zum Einsetzen einer Drän-schüttung muss der Grundwasserspiegel daher eine Anhebung durch Sickerwasser erfahren. Die Dränperiode bzw. die Sickerwasserbewegung im Boden fallen für mittlere Verhältnisse weitgehend mit dem hydrologischen Winterhalbjahr zusammen (Wichtmann 1994, Foerster 1982). Dies bedeutet, dass die ebenfalls in diesen Zeitraum fallende Grundwasserneubildung infolge Dränschüttung sehr stark reduziert wird. Nach Lennartz und Hartwigsen (2001) können im Sommerhalbjahr Dränabflüsse allenfalls kurzzeitig nach intensiven Niederschlägen und in Abhängigkeit der Bodenfeuchte auftreten. Sollte es daher zwischen Mai und Oktober überhaupt zu einer Perkolation in tiefere Schichten kommen, trägt diese im Wesentlichen zur Grundwasserneubildung bei.

Aus den Angaben in Tab. 6 lässt sich ein Mittelwert von etwa 70 % für den Anteil der Dränabflusshöhe an der gesamten Sickerwasserhöhe ableiten. Da die Angaben in der Literatur nicht eindeutig sind, wurden zur Verbesserung des Kenntnisstandes

Fachgespräche mit Experten des Bodentechnologischen Instituts Bremen geführt. Als Ergebnis wurde für jede als dränbedürftig angesehene Kombination aus Landnutzung, Bodentyp und bodenhydrologischen Parametern ein spezifischer Dränabflussanteil definiert (Tab. 5).

Tab. 6: Mittlere jährliche Dränabflusshöhe als Anteil an der mittleren Gesamt-Sickerwasserhöhe für verschiedene Regionen und Standortbedingungen

Dränabfluss in % der Sickerwasserhöhe	Region	Flächeneigenschaften	Quelle
100	Bundesrepublik	k.A.	DVWK (1982)
80-86	DDR (bei Eberswalde u. Berlstedt)	k.A.	Müller et al. (1982); Müller u. Schreiber (1982)
90	alte Bundesrepublik	k.A.	Kretzschmar (1977))
83	Brake / Unterweser	Marschboden mit Gruppenentwässerung	Hoffmann u. Meinken (1999)
46-70	Colijnsplaat, Westküste Niederlande	Kleiboden mit Rohrdränung	Meinardi et al. (1998)
53-72	Meeuwenweg, Lelystad, Niederlande	Kleiboden mit Rohrdränung	Meinardi et al. (1998)
72	Österreich	Pseudogley mit Maulwurfdränung	Feichtinger u. Schleifer (1962)
70	Infeld / Unterweser	Marschboden mit Rohrdränung	Bätjer (1968)
75	Kanton Bern, Schweiz	Gras- u. Ackerland	Schmid u. Prasuhn (2000)
70-73	Nordwestdeutschland	Seemarsch-Brackmarsch mit Rohrdränung	Foerster (1982)
76	Bokhorst, Schleswig-Holstein	Pseudogley-Pararendzina mit Rohrdränung	Wichtmann (1994)

Die festgesetzten Anteile des mehrjährigen mittleren Dränabflusses am Gesamtabfluss schwanken zwischen 20 und 90 %. 20 % werden für Sandmisch- und Sanddeckkulturen angesetzt, da sie eine umlaufende Grabendränung besitzen, deren Abstände Baden und Eggelsmann (1958) mit 150 bis 300 m angeben. Die Gräben waren zur Durchführung der Kultivierungsmaßnahme zwingend erforderlich und bleiben nach dem Abschluss der Meliorationsmaßnahmen dauerhaft erhalten. Trotz verbreiteter auftretender Sackungen im Dezimeterbereich bildet eine Bedarfsdränung, z.B. von Nassgallen, die Ausnahme, da i.d.R. eine ausreichende Entwässerung durch die Sand-Torf-Wechselfolgen in überkippter Lagerung bzw. die beim Besanden angelegten Förderschlitze in Kombination mit umlaufender Vorflut gegeben ist. Diese Einschätzung wird von Experten des Bodentechnologischen Instituts Bremen geteilt (mündl. Mitt. Dr. Schäfer und Dr. Blankenburg).

Dränabflussanteile von 40 % werden für Pseudogleye und ihre Subtypen unter Grünland, 60 % für Pseudogleye unter Acker angenommen. Dies fußt auf der Überlegung,

dass ein Teil der Pseudogleye je nach Tiefenlage des wasserstauenden Horizonts nicht dränbedürftig ist bzw. dass zur Melioration pseudovergleyter Böden auch Tieflockerungsverfahren zum Einsatz kommen können, die eine begleitende Entwässerung durch Rohre oder Gräben nur unter besonderen Standortbedingungen voraussetzen (Müller 1985, Bechtle 1985). Es wird jedoch darauf hingewiesen, dass diese Meliorationsmethode für Pseudogleye im niedersächsischen Teil des REGFLUD-Projektgebiets keine weite Verbreitung erfahren hat (mündl. Mitt. Dr. Schäfer). Wenn Pseudogleye und ihre Subtypen jedoch gedränt werden, können die Saugerabstände relativ groß sein. Daher wird der Dränabflussanteil bei diesen Bodentypen niedriger angesetzt als bei solchen mit Grundwassereinfluss. Der nutzungsbedingt unterschiedlich hohe Dränabflussanteil bei Pseudogleyen erklärt sich aus der abweichenden Dränbedürftigkeit bei Acker- bzw. Grünlandnutzung.

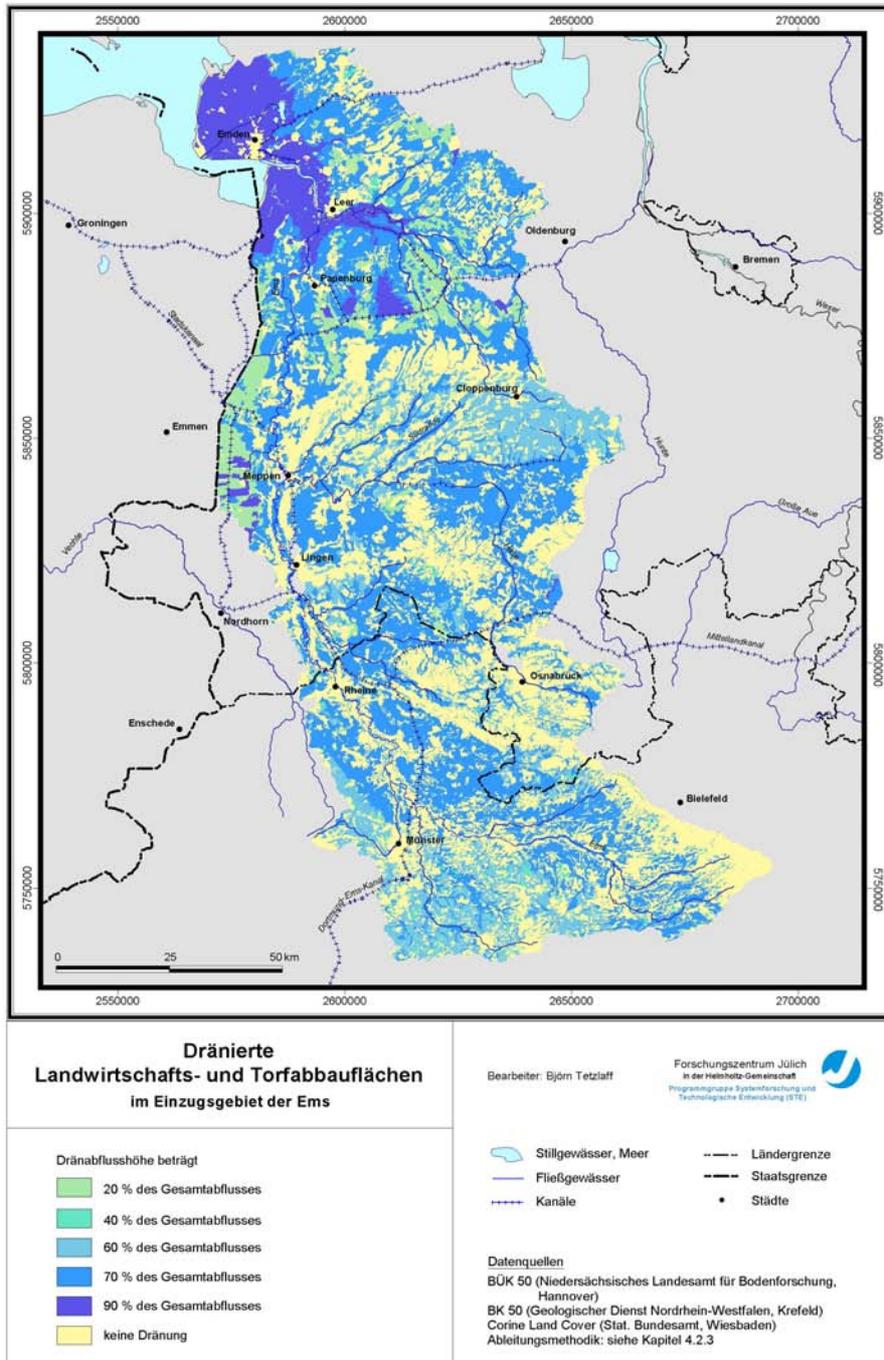
Ein Dränabflussanteil von 70 % wird angesetzt für Hoch- und Niedermoore sowie für terrestrische Böden mit starkem Grundwassereinfluss, die zur landwirtschaftlichen Nutzung intensiv gedränt werden müssen, z.B. Gleye (Tab. 5). Marschböden wird ein Anteil von 90 % zugewiesen, da sie wegen der geringen Wasserleitfähigkeit und der aufgrund der Küstennähe hohen Niederschläge bei Grünlandnutzung i.d.R. eine Grüppendränung erhalten haben und bei Ackernutzung Rohrdränung mit meist sehr engen Saugerabständen notwendig ist. Auch diese Festlegungen wurden in Absprache mit den erwähnten Experten des Bodentechnologischen Instituts getroffen.

Tab. 7 stellt in Bezug auf die Basisabflussanteile unter gedränten Flächen die überarbeitete Fassung von Tab. 3 (Kap. 4.1) dar. Da der Dränabfluss durch Rohre bzw. Gräben aus der Fläche entfernt wird, kann er nicht mehr zu einer Grundwasserneubildung beitragen. Der Basisabflussanteil künstlich entwässerter, flacher Standorte ergibt sich damit aus 1 minus Dränabflussanteil (Tab. 7).

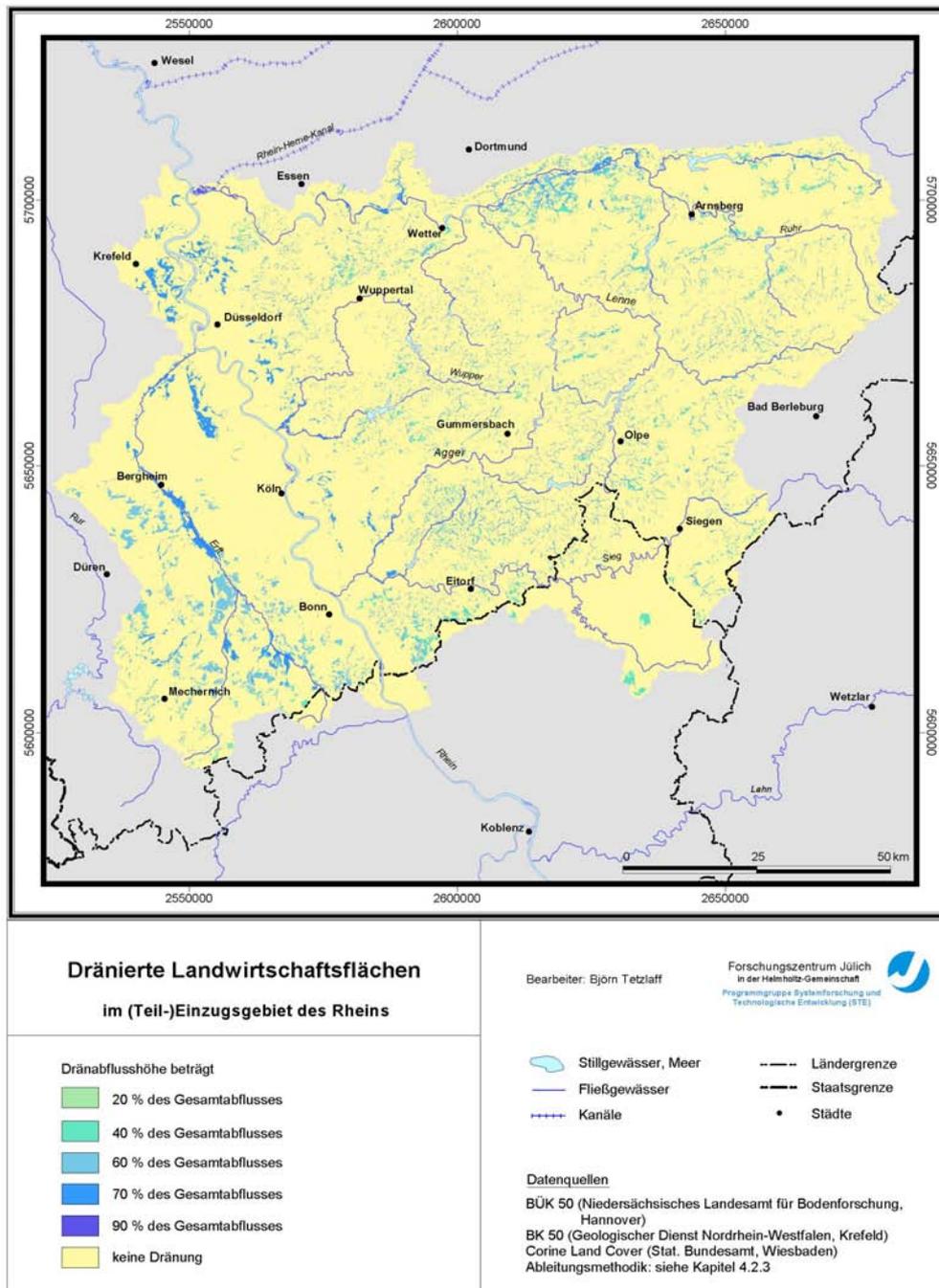
Tab. 7: Definierte Basisabflussanteile zur Berechnung der Grundwasserneubildung unter gedränten Flächen mit unterschiedlichen Dränabflussanteilen

Dränabflussanteil [%/100]	Basisabflussanteil r_B [-]
0,2	0,8
0,4	0,6
0,6	0,4
0,7	0,3
0,9	0,1

Karte 5 und Karte 6 zeigen die nach dem oben beschriebenen Verfahren abgeleiteten künstlich entwässerten Flächen in den Teil-Einzugsgebieten von Ems und Rhein. Im Einzugsgebiet der Ems (Karte 5) fällt der hohe Anteil gedränter Flächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf. Er beträgt hier 75 %, was angesichts der intensiv betriebenen Landwirtschaft auf großräumig vorhandenen Mooren und hydromorphen Böden plausibel erscheint.



Karte 5: Dränierete Landwirtschafts- und Torfabbaufächen im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 6: Dränierete Landwirtschafisflächen im Untersuchungsgebiet Rhein

Die Dränabflussanteile variieren zwischen 20 und 90 % mit einem Schwerpunkt von 70 % (Karte 5). Dabei sind die geringsten Anteile auf Sandmischkulturen zu finden (Tab. 5), Dränabflussanteile von 40 und 60 % kennzeichnen pseudovergleyte Flächen unter Grünland bzw. Ackernutzung und beschränken sich dabei im Wesentlichen auf den südwestlichen Teil des Einzugsgebiets und die östliche Cloppenburg-Geest. Die größte Verbreitung haben Flächen mit Dränabflussanteilen von 70 %, die Deutschen Hochmoorkulturen, Niedermooren, Gleyen und anderen grundvernässten Flächen zugewiesen wurden. Mit 90 % treten die höchsten Dränabflussanteile großflächig in der Marsch (Gruppenentwässerung) und auf Hochmooren in Abtorfung auf, die auf den nördlichen Teil des Einzugsgebiets eingrenzbar sind.

Ganz anders stellt sich die Situation im Teil-Einzugsgebiet des Rheins dar (Karte 6). Hier treten dränierte Flächen relativ gleichverteilt auf, sind aber aufgrund des wesentlich kleineren Anteils landwirtschaftlicher Nutzfläche an der Gesamtfläche und der lediglich vereinzelt auftretenden vergleyten Böden sehr kleinflächig (Kap. 3.2). Insgesamt sind hier nur 16 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche künstlich entwässert. Die Dränabflussanteile bewegen sich zwischen 40 und 70 %, was den hohen Anteil an Pseudogleyen und ihren Subtypen widerspiegelt.

Der Vergleich der Dränflächenkarten von Ems und Rhein offenbart ein deutliches Nord-Süd-Gefälle bei der künstlichen Entwässerung von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland, das bereits von Eggelsmann (1978) beschrieben und auf die klimatischen Unterschiede zurückgeführt wurde. Dementsprechend sehen Lennartz und Hartwigsen (2001) Niedersachsen als einen der Schwerpunkträume für Dränagemassnahmen in Deutschland an. Den Anteil der dränbedürftigen Fläche der Bundesrepublik Deutschland schätzt Eggelsmann (1971 u. 1978) auf ca. 31 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche, während er in Nordwestdeutschland sogar bei ca. 60 % liege. Die Größenordnung der für die Teil-Einzugsgebiete von Ems und Rhein ermittelten Anteile gedränter Flächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche werden somit bestätigt.

Es wird in diesem Zusammenhang ausdrücklich darauf hingewiesen, dass das Verfahren zur Abschätzung der räumlichen Lage gedränter Flächen für makroskalige Untersuchungsgebiete konzipiert worden ist und sich auf Datengrundlagen der mittleren Maßstabsebene stützt. Damit werden räumlich differenzierte Aussagen für diesen Maßstabsbereich möglich, eine Ableitung von Informationen zur Situation einzelner Schläge kann jedoch nicht vorgenommen werden.

4.3 Erstellung und Aufbereitung von Eingangsdaten für die Wasserhaushaltsmodellierung

Die im REGFLUD-Projekt bearbeiteten Teil-Einzugsgebiete von Ems und Rhein erstrecken sich über eine Gesamtfläche von 25.100 km². Hieran haben die Bundesländer Niedersachsen 35 %, Nordrhein-Westfalen 62 % und Rheinland-Pfalz 3 % Anteil, sodass für die Eingabedatensätze bis zu drei verschiedene Datengrundlagen beschafft und aufbereitet werden mussten (Tab. 8).

Die beschafften Datensätze liegen in unterschiedlichen Vektor- und Rasterformaten vor. Daher müssen sie vor der weitergehenden Verwendung als Eingangsdaten für die Wasserhaushalts- und Phosphatmodellierung in ein einheitliches Rasterformat überführt werden, das auf den zweiten Meridianstreifen des Gauß-Krüger-Koordinatensystems georeferenziert ist. Als Kompromiss zwischen dem bei der Vektor-Raster-Konvertierung auftretenden, unvermeidlichen Informationsverlust und der mit der räumlichen Auflösung der Daten zunehmenden Rechenzeit wurde eine Zellengröße von 50 m gewählt. Die als Punktdaten vorliegenden Daten zu Abfluss- und Gütepegeln, Kläranlagen und Regenbecken wurden in Datenbanken gespeichert und verarbeitet.

Wie in Kapitel 1.1 bereits erwähnt, soll im REGFLUD-Projekt zunächst der Ist-Zustand des P-Eintrags aus diffusen Quellen bezogen auf den Zeitraum 1979-1999 ermittelt werden. Außerdem sollen die Modellergebnisse einer Validitätsüberprüfung auf Grundlage von Gewässergütedaten unterzogen werden (Kap. 1.2). Dies wirft das Problem auf, dass sich einerseits der P-Eintrag v.a. über Erosion im genannten Zeitraum verändert hat, was auf eine Zunahme der Erosion (Scheffer u. Schachtschabel 1998) sowie auf den deutlich gestiegenen P-Gehalt im Boden zurückgeführt werden kann (Kap. 2.2). Die Beschreibung des Ist-Zustandes anhand eines Mittelwerts für den P-Eintrag 1979-1999 ist daher mit großen Unsicherheiten behaftet.

Andererseits sind für keinen einzigen Gütepegel innerhalb der Untersuchungsgebiete Ems und Rhein vollständige Zeitreihen ab 1979 vorhanden, da die flächendeckende Gewässergüteüberwachung in den Bundesländern Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen erst Anfang der 1980er Jahre begonnen hat. Langjährige Mittelwerte der P-Fracht über den Zeitraum von etwa 1985-1999 können aufgrund der landesweiten Kläranlagen-Erweiterung um die Phosphat-Eliminierung (sog. dritte Reinigungsstufe) Ende der 80er bis Anfang der 90er Jahre ebenfalls nur als eingeschränkt repräsentativ erachtet werden, da sich die durch Kläranlagen eingeleitete P-Fracht nach Inbetriebnahme der Anlagen zur Phosphatelimination massiv verringert hat. Das Problem der mangelnden Repräsentativität wird verstärkt durch systematische Messlücken in den Jahren 1993 bis 1994 an einer Vielzahl niedersächsischer Pegel.

Angesichts der aufgezeigten Probleme kann ausschließlich die Betrachtung von Mittelwerten des Zeitraums 1995-1999 der Beantwortung der Fragestellung dienen. In dieser fünfjährigen Phase ist der Kläranlagen-Ausbau weitgehend abgeschlossen und für die größte Zahl der Gütepegel in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen

liegen durchgängige Messreihen vor. Der P-Versorgungsstatus der Böden im Zeitraum 1995-1999 kann als repräsentativ für den Ist-Zustand angesehen werden, so dass eine sinnvolle Erarbeitung von Vorschlägen für Gegenmaßnahmen zur Reduzierung des P-Eintrags aus diffusen Quellen ermöglicht wird (Kap. 14).

Tab. 8: Für die Modellierung des Wasserhaushalts und des P-Eintrags in den Teil-Einzugsgebieten von Ems und Rhein verwendete Datengrundlagen

Datengrundlage	Niedersachsen	Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz
Bodenkarte - Flurabstand - Staunässe - pflanzenverfügbare Bodenwassermenge - Tongehalte	Bodenübersichtskarte 1:50.000 (NLfB)	Bodenkarte 1:50.000 (GD)	Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BGR)
Landnutzung	CORINE 1996 (Stat. Bundesamt)	CORINE 1996 (Stat. Bundesamt)	CORINE 1996 (Stat. Bundesamt)
Niederschlag 1995-1999	Stationsdaten (DWD)	Stationsdaten (DWD)	Stationsdaten (DWD)
Potenzielle Verdunstung 1995-1999	Stationsdaten (DWD)	Stationsdaten (DWD)	Stationsdaten (DWD)
Digitales Geländemodell	DGM 50 (LGN)	DGM 5 (LVermA NRW)	DGM 250 (BKG)
Hydrogeologische Gesteinseinheiten	Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 (NLfB)	Informationssystem Hydrogeologische Karte 1:100.000 (GD)	Hydrogeologische Übersichtskarte 1:1.000.000 (Hydrologischer Atlas von Deutschland 1979)
ABAG-Faktoren - Regenerosivität (R) - Bodenerodibilität (K) - Hangneigung (S) - Bodenbedeckung (C)	Daten des NIBIS 1:50.000 (NLfB) Daten des NIBIS 1:50.000 (NLfB)	Karte der Erosions- u. Verschlammungsgefährdung, 1:50.000 (GD) auf Gemeindebasis, schriftl. Mitt. Möller (2004)	- Stationsdaten (DWD) nach Sauerborn (1994) - Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BGR) nach Schwertmann et al.(1990) - DGM 250 (BKG) nach Schwertmann et al.(1990) auf Kreisbasis, schriftl. Mitt. Julius (2004)
Nutztierdichte	Statistische Daten (NLS)	Statistische Daten (LDS)	-
Naturschutzgebiete	ATKIS-DLM 25 (BKG), GEOSUM (NLÖ)	ATKIS-DLM 25 (BKG), Daten des LÖBF	ATKIS-DLM 25 (BKG)
P-Düngebilanzüberschüsse	Modellergebnisse RAUMIS (FAL)	Modellergebnisse RAUMIS (FAL)	Modellergebnisse RAUMIS (FAL)
Dränflächen	Ableitung siehe Kap. 4.2.3	Ableitung siehe Kap. 4.2.3	Ableitung siehe Kap. 4.2.3
Gewässernetz	ATKIS-DLM 25 (BKG)	ATKIS-DLM 25 (BKG)	ATKIS-DLM 25 (BKG)

Datengrundlage	Niedersachsen	Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz
Abflussdaten	Pegelmessnetz Niedersachsen (NLÖ)	LUA, Erftverband	-
Gewässergütedaten	Gütemessnetz Niedersachsen (NLÖ)	LUA, Erftverband	-
Grundwassergütedaten	Grundwasser-Gütemessnetz Niedersachsen (NLfB)	Grundwasser-Gütemessnetz Nordrhein-Westfalen (LUA)	-
Einzugsgebietsgrenzen	Hydrographische Karte von Niedersachsen (NLÖ)	Gewässerstationierungskarte 1:25.000 (LUA)	-
Kläranlagendaten	NLÖ, NLWK	LUA, Erftverband	Abwasserkataster GINA www.wasser.rlp.de
Daten zum Kanalsystem u. Regenbächenkataster	Literatur, Kap. 10 f.	LUA, Literatur, Kap. 10 f.	Literatur, Kap. 10 f.
Talsperren-Kennzahlen	Literatur, Kap. 13.2	Literatur, Kap. 13.2	Literatur, Kap. 13.2

Im Folgenden werden die zur Wasserhaushaltsmodellierung benötigten Eingabedaten charakterisiert und die wesentlichen Schritte ihrer Aufbereitung dargelegt. Die Datensätze werden darüber hinaus als Karten abgebildet und diskutiert. Dies gilt auch für die Modellergebnisse des mittleren Gesamt- und Direkt- bzw. Dränabflusses sowie der Grundwasserneubildung (1995-1999), die anschließend in Kapitel 4.4 dargestellt werden.

4.3.1 Klimadaten

Sämtliche für die Modellierung benötigten Klimadaten (Niederschlagshöhe, Lufttemperatur und -feuchte) wurden in täglicher Auflösung vom Deutschen Wetterdienst als Stationsdaten zur Verfügung gestellt. Insgesamt lagen für das REGFLUD-Projektgebiet Niederschlagswerte an 299 Stationen und Klimawerte für 63 Stationen vor.

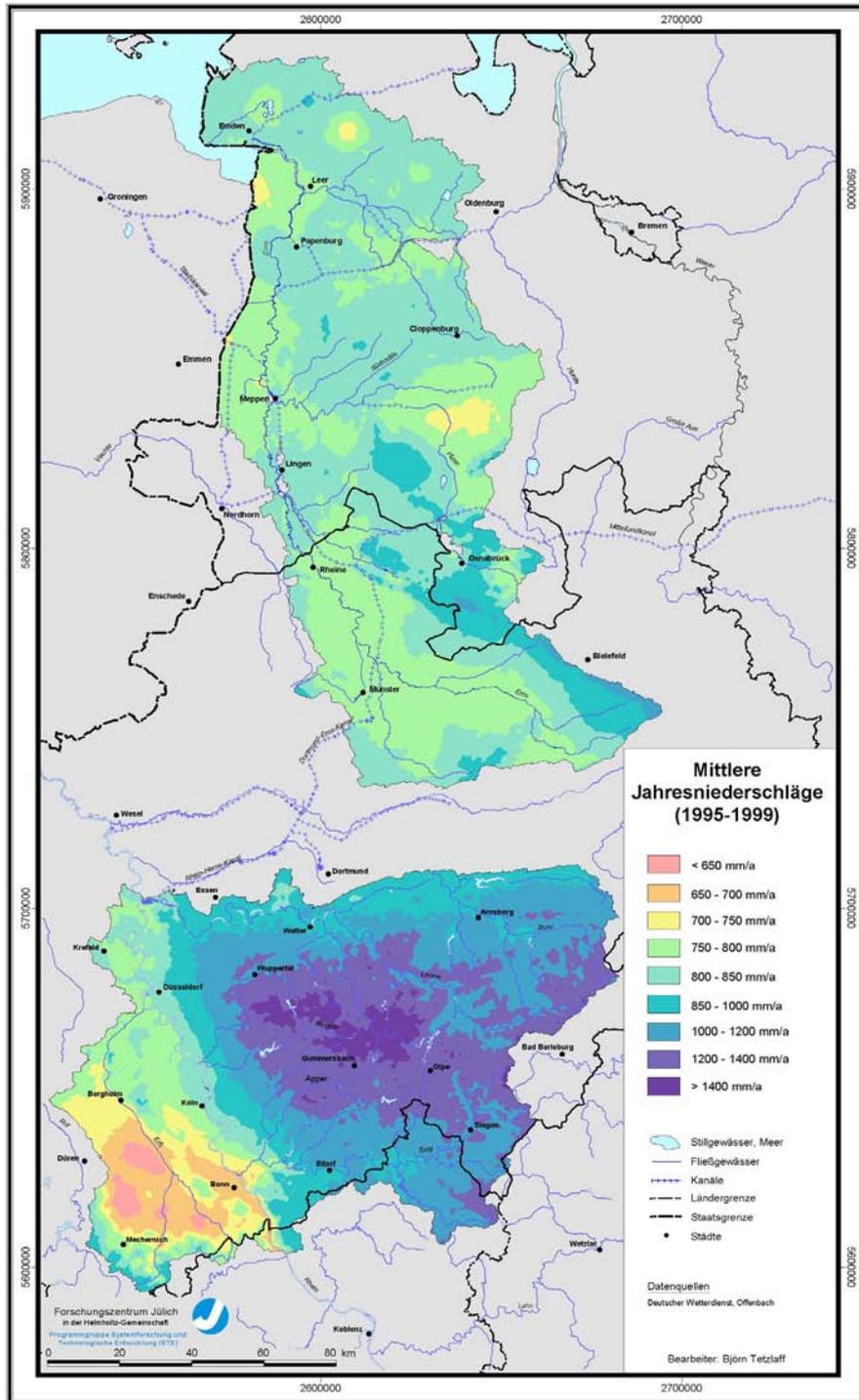
Um die Klimadaten als Eingangsdaten für die Wasserhaushaltsmodellierung nutzen zu können, mussten sie regionalisiert werden. Hierzu wurden aus den Niederschlagshöhen in täglicher Auflösung zunächst Mittelwerte der hydrologischen Halbjahre für die Periode 1995-1999 berechnet. Anschließend wurden die Punktdaten mit dem Interpolationsverfahren Inverse Distance Weighted (IDW) regionalisiert. Das IDW-Verfahren berücksichtigt die horizontale Variabilität der punktuellen Stationsdaten im Raum, wobei unterstellt wird, dass die Relevanz der Messwerte mit zunehmender Entfernung von der Station abnimmt. Anschließend werden die Niederschlagswerte einer Höhenkorrektur unterzogen, da besonders in Mittelgebirgsräumen der vertikalen Niederschlagsvariabilität besondere Bedeutung zukommt. Eine ausreichende Abbildung dieses Sachverhalts ist jedoch mit der gegebenen Messnetzdicke nur unzureichend möglich. In Anlehnung an Krause (2001) wird daher zur Durchführung der Höhenkorrektur zunächst eine lineare Regression zwischen den mittleren Stationsniederschlägen bezogen auf die hydrologischen Halbjahre und den Stationshöhen bestimmt. Auf Basis der Regressionsbeziehung und des Digitalen Geländemodells (Kap. 4.3.4) wird dann eine Korrektur der Niederschlagswerte vorgenommen.

Die Karte der aus mittleren Sommer- und Winterniederschlägen gebildeten Jahresniederschläge zeigt ein räumlich sehr differenziertes Bild der Niederschlagsverteilung (Karte 7). Die Spannweite der Niederschlagshöhe ist mit weniger als 650 mm/a und mehr als 1400 mm/a sehr groß. Das gesamte Spektrum wird jedoch lediglich im Teil-Einzugsgebiet des Rheins abgebildet. Grundsätzlich nimmt die Niederschlagshöhe von Nord nach Süd ab, was sich z.B. im Vergleich der Leda-Jümme-Niederung mit dem höher gelegenen Münsterland zeigt. Dies ist eine Folge der binnenwärts zunehmenden hygrischen Kontinentalität. Stark überprägt wird diese jedoch durch den Einfluss der Orographie, sodass sich sämtliche Erhebungen des Reliefs durch höhere Niederschläge und benachbarte Senken durch relative Niederschlagsdefizite auszeichnen. Besonders ausgeprägt sind diese Erscheinungen, wenn die Niederungen zusätzlich im Regenschatten von Erhebungen liegen, z.B. das Artland zwischen Cloppenburger Geest im Norden und dem Fürstenauer Stauchendmoränenzug im Süden oder im Niederrheinischen Tiefland, das im Lee von Eifel und Ardennen liegt (Karte 7). Ostwärts nimmt die Jahresniederschlagshöhe dann mit zunehmendem Anstieg des Rheinischen Schiefergebirges sukzessive zu und erreicht in den höchsten Lagen bei Gummersbach und im Bereich der östlichen Einzugsgebietsgrenze ihr Maximum von teilweise über 1400 mm/a (Vergleich Karte 1 u. Karte 7).

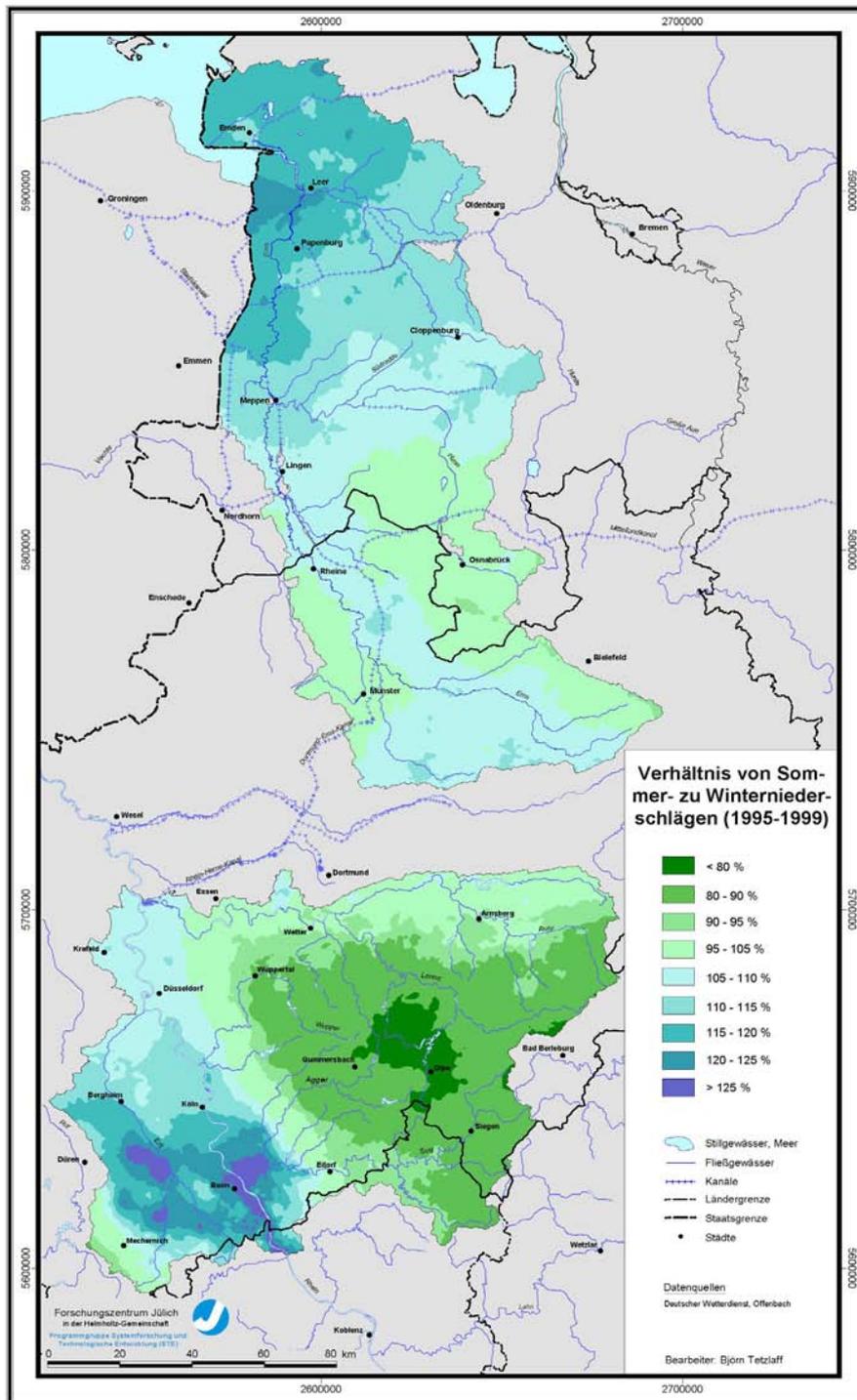
Das Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen geht aus Karte 8 hervor. Sie zeigt, dass das Relief dominierenden Einfluss auf die Höhe des Quotienten besitzt. Im Tiefland überwiegt der Anteil des Niederschlags im Sommerhalbjahr grundsätzlich den des Winterhalbjahres und umgekehrt. Zonen mit geringem Anteil an Winterniederschlägen sind daher auf den nordwestlichen und zentralen Teil des Ems-Einzugsgebiets sowie das gesamte Niederrheinische Tiefland beschränkt. Deutlich heben sich Teutoburger Wald und Baumberge sowie das Rheinische Schiefergebirge als Regionen überwiegender Winterniederschläge ab. Das geschilderte Verteilungsmuster resultiert daraus, dass im Berg- und Hügelland der Anteil orographischer und zyklonaler Niederschläge am Gesamtniederschlag größer ist als im Flachland und entsprechende Tiefdruckwetterlagen schwerpunkthaft im Winterhalbjahr auftreten. Im Flachland spielen konvektive Niederschläge eine große Rolle, die v.a. im Sommerhalbjahr auftreten.

Die Höhe der potenziellen Verdunstung nach Haude wird ebenfalls aus Stationsdaten der Temperatur und Luftfeuchte zum Mittagstermin auf Tagesbasis berechnet. Hierzu stehen Daten von 63 Klimastationen des DWD zur Verfügung, für die dann aus den Tageswerten mittlere Jahressummen errechnet werden. Bei der Berechnung wurde sichergestellt, dass die Verdunstung nach Haude einen Tageswert von 7 mm aus energetischen Gründen nicht überschreiten kann (DVWK 1996). Die punktuellen Verdunstungswerte nach Haude werden dann ebenfalls mittels IDW regionalisiert. Auch die Höhenkorrektur der Temperatur und der Feuchte erfolgt analog zur oben beschriebenen Vorgehensweise.

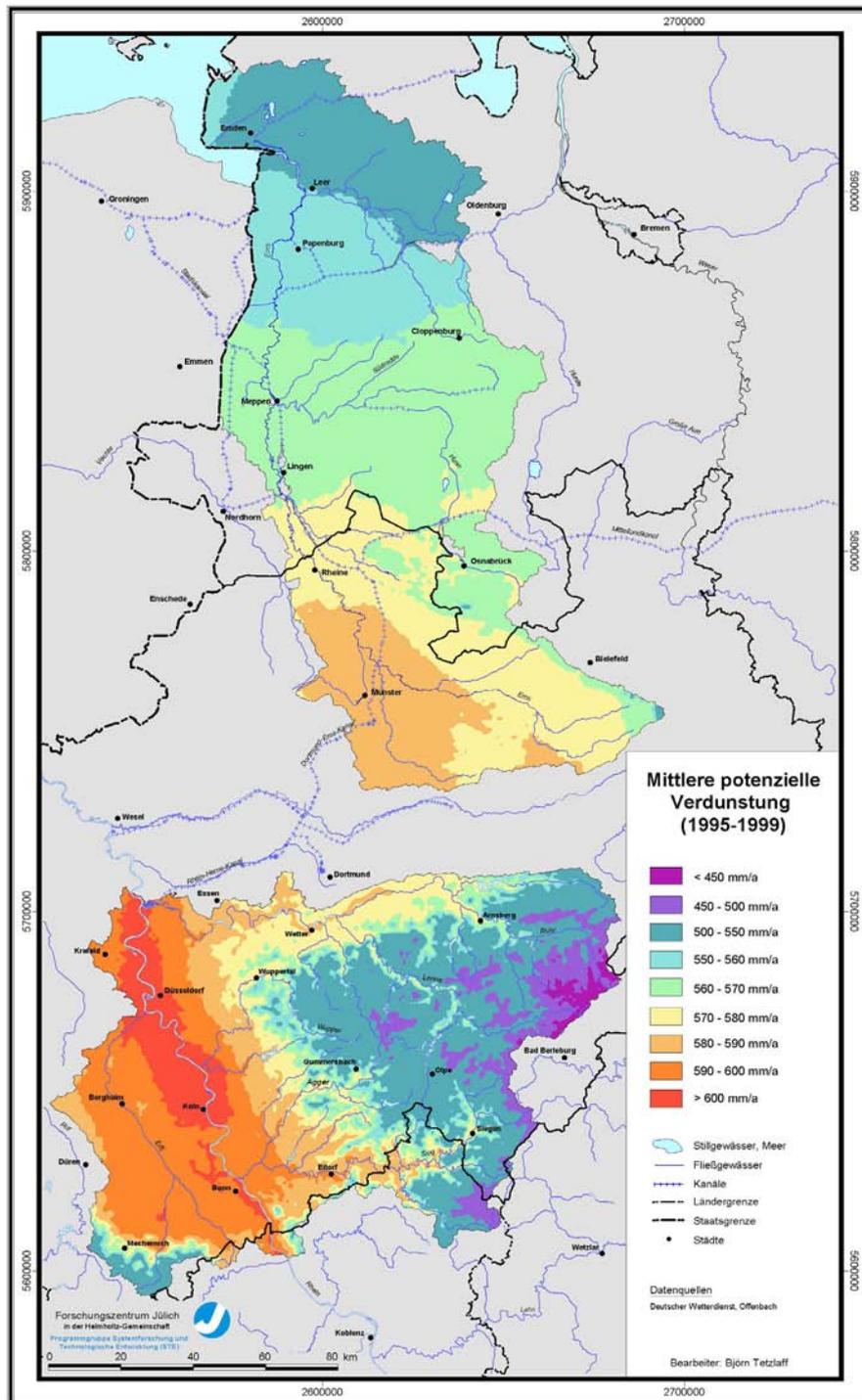
Karte 9 zeigt die nach dem Haude-Verfahren berechnete Höhe der potenziellen Verdunstung. Sie definiert sich nach DIN 4049-3 (1994) als diejenige Wassermenge, die bei unbegrenztem Wasserangebot aus dem Boden und der Vegetationsschicht verdunstet, d.h. das Strahlungsangebot bzw. die Temperatur ist der limitierende Faktor der potenziellen Verdunstung. So ergibt sich wie beim Niederschlag eine Abhängigkeit von der topographischen Höhe, was dazu führt, dass sich das Relief in der Verteilung der potenziellen Verdunstungshöhe durchpaust (Karte 1, Karte 9). Dies geschieht in der Weise, dass die potenzielle Verdunstung mit zunehmender topographischer Höhe im Allgemeinen abnimmt. Darüber hinaus sind die Lufttemperatur im Sommerhalbjahr und die Luftfeuchte weitere wichtige Einflussfaktoren für die Höhe der potenziellen Verdunstung. Je geringer die Lufttemperatur und je höher die Luftfeuchte, desto geringer ist die Verdunstung. In Küstennähe sowie in den höchsten Lagen des Rheinischen Schiefergebirges erreicht sie daher ihr Minimum mit 500-550 mm/a (Ems) bzw. <450 mm/a (Rhein). In den Höhen des Teutoburger Waldes und des Wiehengebirges liegen die Werte der potenziellen Verdunstung unter, im Rheintal über denen des Umlandes. Des Weiteren zeigt Karte 9, dass die potenzielle Verdunstung landeinwärts bis zur Bördenzone zu- und im Berg- und Hügelland wieder abnimmt. Im Gegensatz zum Niederschlag schwankt die potenzielle Verdunstung jedoch nur großräumig und zeigt lediglich in den Übergangsbereichen zwischen Berg- und Flachland kleinräumige Variationen.



Karte 7: Mittlere Jahresniederschläge (1995-99)



Karte 8: Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen (1995-99)



Karte 9: Mittlere potenzielle Verdunstung (1995-99)

4.3.2 Landnutzungsdaten

Eine Karte der Landnutzungsklassen für beide Untersuchungsgebiete wurde bereits in Kapitel 3.1 gezeigt und ausführlich erörtert, weshalb auf eine Diskussion der unterschiedlichen Landnutzungsstrukturen an dieser Stelle verzichtet wird. Stattdessen wird in diesem Kapitel stärker auf das den Daten zu Grunde liegende Rahmenkonzept eingegangen.

Die verwendeten Landnutzungsdaten wurden durch das Statistische Bundesamt im Rahmen des EU-Programms CORINE (Coordination of Information on the Environment) erstellt. Dessen methodisches Rahmenkonzept sah vor, aus der Auswertung von Satellitenbildern des Landsat-5 und -7 europaweit harmonisierte und damit vergleichbare Bodenbedeckungsdaten zu gewinnen. Die Erhebung erfolgte im Maßstab 1:100.000 unter Zuhilfenahme von topographischen Karten TK 100 und panchromatischen Luftbildern des Maßstabs 1 : 70.000 (Statistisches Bundesamt 1997). Erfasst wurden Flächen mit homogener Bodenbedeckung und einer Mindestgröße von 25 ha, lineare Strukturen werden ab einer Breite von 100 m abgebildet (Statistisches Bundesamt 1996). Damit ist die Erfassungsuntergrenze relativ hoch, so dass eine Homogenisierung bei kleinräumig wechselnden Landnutzungen eintritt. Dem wird teilweise dadurch begegnet, indem neue Nutzungsklassen definiert werden: „Komplexe Parzellenstrukturen“ sowie „Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe“.

Räumlich höher aufgelöste Landnutzungsdaten werden z.B. auf Basis von Satellitenbildern des SPOT auch für größere Untersuchungsgebiete erarbeitet. Hierbei sind v.a. Produkte der Firma Infoterra zu nennen, wobei die Erfassungsuntergrenze zwischen 1 und 5 ha schwankt. Diese Daten standen jedoch für die vorliegende Arbeit nicht zur Verfügung. Des Weiteren stehen mit dem Digitalen Landschaftsmodell DLM 25 des ATKIS Landnutzungsinformationen mit höherer Lagegenauigkeit bundesweit zur Verfügung. Im DLM 25 wird jedoch für Wald lediglich eine Kategorie angenommen, während in CORINE-Daten zwischen Laubwald, Nadelwald und Mischwald unterschieden wird. Diese detaillierteren Attribute erlauben eine genauere Berechnung des Wasserhaushalts mit dem Modell GROWA, da das unterschiedliche Verdunstungsverhalten der Waldtypen abgebildet werden kann. Das Modell GROWA wird an das Phosphatmodell MEPhos angekoppelt (Kap. 5).

Lineare Strukturen sind in der Wasserhaushalts- und Phosphateintragsmodellierung nur eingeschränkt relevant. Ufer- bzw. Ackerrandstreifen werden aber auch vom DLM 25 nicht erfasst.

Die Daten des DLM 25 setzen auf digitalisierten topographischen Karten auf, deren inhaltliche Fortführung nur teilweise den realen Landnutzungswandel wiedergibt. So haben Untersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft gezeigt, dass der gerade im nördlichen Nordrhein-Westfalen (Ems-Einzugsgebiet) in den 1980er Jahren verstärkt vorgenommene Grünlandumbruch zum Zwecke des Maisanbaus in den Datenbeständen des DLM 25 nur z.T. wiedergegeben wird (mündl. Mitt. Hr. Kreins, FAL Braunschweig). Die CORINE-Daten mit Erfassungsstand von

1989-1992 bilden die Acker-Grünland-Verhältnisse genauer ab. Da diese Informationen sowohl für den Wasserhaushalt als auch für den mittleren Phosphateintrag in die Oberflächengewässer (1995-1999) von hoher Relevanz sind, werden in der vorliegenden Arbeit CORINE-Landnutzungsdaten verwendet.

CORINE-Daten unterscheiden in Deutschland 37 Landnutzungsklassen, von denen 32 in den REGFLUD-Untersuchungsgebieten auftreten. Die Flächenanteile der originalen Nutzungstypen nach CORINE bewegen sich zwischen <0,01 und 57 %. Zehn Typen machen zusammen über 98 % der Gesamtfläche aus. Dabei handelt es sich um die Nutzungstypen Ackerland, Wiesen und Weiden, Laubwald, Nadelwald, Mischwald, mittel und hoch versiegelte Flächen, komplexe Parzellenstrukturen, landwirtschaftlich genutzte Fläche mit Arealen natürlicher Bodenbedeckung sowie Torfmoore. Daher wird eine Aggregation der Nutzungstypen zu Klassen vorgenommen, wobei die genannten zehn Typen zu Hauptklassen bestimmt werden, da sie sich in ihrem Verdunstungs- und Abflussverhalten deutlich voneinander unterscheiden. Die übrigen 22 Typen mit einem Flächenanteil von zusammen weniger als 2 % werden für die Wasserhaushaltsmodellierung in die Hauptklassen subsumiert.

Die Ableitung grundwassernaher Flächen erfolgt mit Hilfe der Angaben zum Flurabstand, die in den Bodenkarten gemacht werden (Kap. 4.3.3). Grundwassernähe wird bei einem Flurabstand von ≤ 4 dm nur dann angenommen, wenn die betreffende Fläche nicht gleichzeitig als künstlich entwässert eingestuft worden ist (Kap. 4.2.3). Außerdem gelten die in Kapitel 4.2.1 gemachten Einschränkungen.

Grundlage der in der Karte dargestellten Landnutzungsklasse ‚Torfabbaufäche‘ ist der CORINE-Landnutzungstyp ‚Torfmoore‘, der jedoch mit Naturschutzgebietsflächen des ATKIS DLM 25 im GIS verschnitten wurde. Dadurch soll sichergestellt werden, dass naturnahe bzw. wieder vernässte Hochmoorflächen mit Schutzstatus nicht als Abbaufächen abgebildet werden. Auf die Unterschiede im hydrologischen Verhalten zwischen vernässten und gedränten Hochmooren wurde bereits in Kapitel 4.2.1 eingegangen. Die als Abbaufächen der Braunkohlegewinnung dargestellten Flächen im Einzugsgebiet der Erft wurden der Bodenkarte 1:50.000 des Geologischen Dienstes von Nordrhein-Westfalen entnommen.

4.3.3 Bodendaten

Bereits in Kapitel 3.1 wurde eine Karte der Bodentypklassen, die in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein auftreten, dargestellt und diskutiert (Karte 2). Diese Karte sollte einen Überblick über die vielfältigen Bodenverhältnisse in den beiden Einzugsgebieten vermitteln. Grundlagen für ihre Erstellung waren im Gegensatz zu den Klima- und Landnutzungsdaten drei unterschiedliche länderspezifische Datensätze. In diesem Kapitel werden zunächst die verwendeten Datensätze aus Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz beschrieben und danach die bodenhydrologischen Parameter Flurabstand, Staunässe und pflanzenverfügbare Bodenwassermenge in Kartenform dargestellt und diskutiert.

Der niedersächsische Teil wird durch die Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) abgedeckt, die durch das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung erarbeitet worden ist. Die BÜK 50 für Niedersachsen stellt eine digitale Kartenserie dar, deren Erstellung 1996 abgeschlossen worden ist. Die Erarbeitung der Karte folgte dem Konzept des Bodenkatasters von Niedersachsen in der Weise, dass bodenkundliche Daten nicht allein durch Landesaufnahme und Kartierung sondern auch durch systematische Auswertung bodenkundlich relevanter Unterlagen zu gewinnen sind. Als Grundlage stehen Kartenwerke und Einzelarbeiten der Maßstäbe 1:5.000 bis 1:200.000 zur Verfügung (Boess et al. 1999). Pro Bodenareal wird ein Leitprofil angenommen, das in den Kartenwerken des genannten Maßstabsbereichs dokumentiert ist. Der Maßstab der BÜK 50 bedingt eine Mindestgröße von 25 ha bei Flächen und 100 m bei linienhaften Elementen (Boess et al. 1999). In Gebieten mit ausgeprägt heterogenen Bodenverhältnissen nimmt die Genauigkeit der BÜK 50 daher maßstabsbedingt ab. Zu jedem Leitbodenprofil können anhand der digitalen Generallegende der BÜK 50 Detailinformationen in Form bodenkundlicher Parameter abgefragt werden, z.B. Bodentyp, Bodenart, nutzbare Feldkapazität, pflanzenverfügbare Bodenwassermenge, Grundwasserflurabstand, Staunässestufe. Diese entstammen teilweise der Beschreibung des Leitprofils, teilweise wurden sie nach den Regeln der digitalen Methodendatenbank von Niedersachsen (MeMaS) berechnet (Müller 2004). An der BÜK 50 wurden Veränderungen in der Zuweisung von Bodentypen zu den Arealen vorgenommen: Nach mündlicher Mitteilung von Dr. Schäfer (BTI Bremen) und Dr. Blankenburg (GDfB) ist der Anteil von Ackerland auf Hochmoor in Nordwestdeutschland vernachlässigbar gering, da derartige Standorte wegen ihrer geringen Ertragsfähigkeit i.d.R. in Sandmischkulturen umgewandelt worden seien. Dies gelte insbesondere, wenn, wie in der vorliegenden Arbeit, Zeiträume ab der zweiten Hälfte der 1990er Jahre betrachtet würden. Durch eine Verschneidung der Bodenkarte mit den Ackerflächen nach CORINE wurden die betroffenen Flächen ermittelt und ihnen der Bodentyp ‚Uhh‘ zugewiesen.

Für die Berechnung des Gesamtabflusses und seiner Komponenten benötigt das Modell GROWA die Höhe der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums, die kapillare Aufstiegshöhe, den Flurabstand sowie den Staunässegrad als Eingangsdaten (Abb. 7). Für Niedersachsen stehen diese Daten flächendeckend zur

Verfügung. Die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums sowie der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge erfolgt nach den Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) separat für die Landnutzungs-Haupttypen Acker, Grünland und Wald. Durch Verschneidung mit der Landnutzung wurde ein den realen Landnutzungsverhältnissen entsprechender Datensatz sowohl für die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge als auch für die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums erstellt. Grundlage dieser Verschneidung bildet die Karte der Landnutzungsklassen. Durch Subtraktion des Rasters der nutzbaren Feldkapazität von dem der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge erhält man den Datensatz der kapillaren Aufstiegshöhe.

Für Nordrhein-Westfalen konnte die Bodenkarte ebenfalls im Maßstab 1:50.000 (BK 50) durch den Geologischen Dienst bereitgestellt werden. Im Gegensatz zur niedersächsischen Bodenübersichtskarte ist die BK 50 durch flächendeckende Kartierung entstanden. Dabei wurden die Böden und ihr Profil bis in 2 m Tiefe bzw. bis zur Obergrenze des Festgesteins aufgenommen. Der Bohrpunktabstand betrug je nach Komplexität der bodenkundlichen Verhältnisse im Gelände ca. 100-300 m (Arbeitsgruppe BK 50, 2001). Kartographisch wird der Bodenaufbau durch Bodeneinheiten beschrieben, die Böden gleichartiger oder ähnlicher Entwicklung sowie mit vergleichbarem Substrataufbau erfassen. Für die erfasste Bodenartenschichtung werden integrativ quantifizierte Angaben zu Mächtigkeit, Korngrößenzusammensetzung und Humusgehalt gemacht, sodass eine Berechnung bodenhydrologischer Parameter möglich wird. Die BK 50 enthält ebenfalls sehr detaillierte Angaben zu den für die Wasserhaushaltsmodellierung erforderlichen Parametern (s.o.).

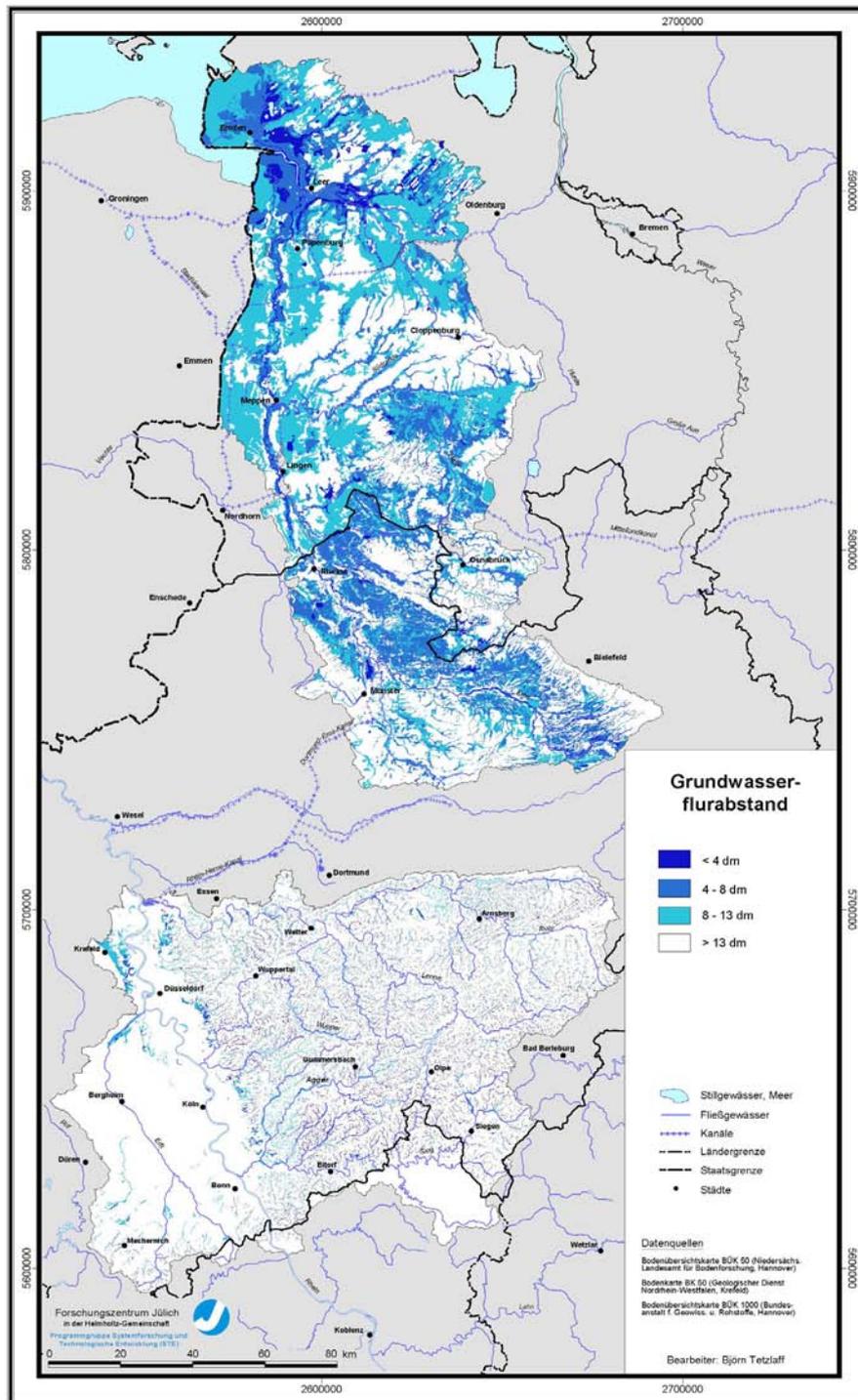
Für den nordrhein-westfälischen Anteil am REGFLUD-Untersuchungsgebiet liegen die Angaben zur nutzbaren Feldkapazität ebenfalls nutzungsspezifisch vor, sodass analog zu den niedersächsischen Daten verfahren wird.

Der rheinland-pfälzische Anteil des Sieg-Einzugsgebiets wird durch die BK50 des Geologischen Dienstes von Nordrhein-Westfalen zum Teil mit erfasst. Der restliche Teil, der weniger als 1,9 % der gesamten Fläche des REGFLUD-Projektgebiets ausmacht, musste durch die Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (BÜK 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe parametrisiert werden, da höher aufgelöste Bodendaten für Rheinland-Pfalz nicht zur Verfügung standen. Die Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (BÜK 1000) beschreibt die Böden Deutschlands in einheitlicher Weise auf Basis von 72 Bodeneinheiten. Pro Bodeneinheit wird ein typischer Leitboden beschrieben und parametrisiert, dessen Profil nach Auswertung von Karten größeren Maßstabs als charakteristisch angesehen wird. Zu den einzelnen Leitbodenprofilen werden ebenfalls Angaben u.a. zu Bodenart, Flurabstand, nutzbarer Feldkapazität und kapillarer Aufstiegshöhe gemacht.

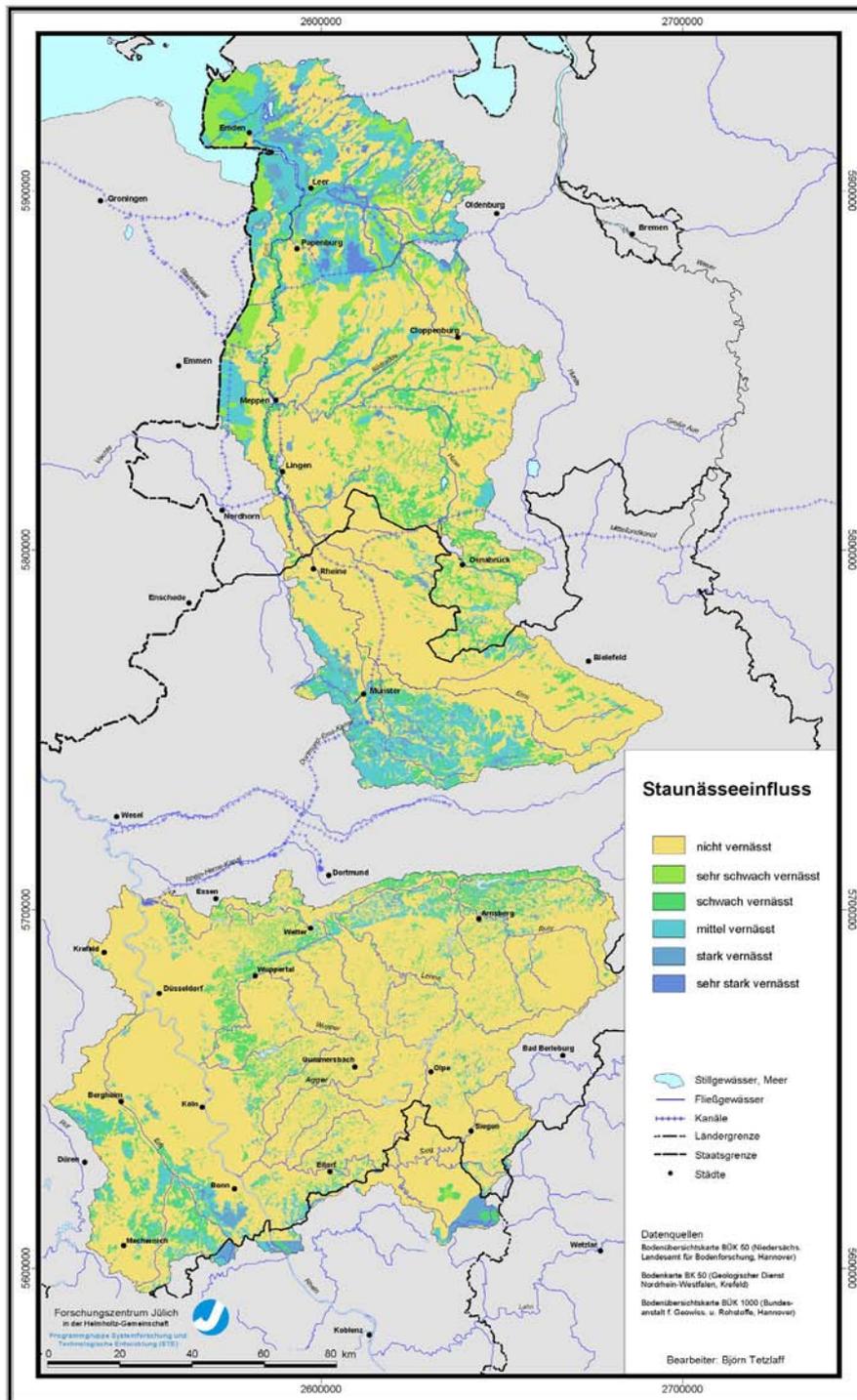
In der BÜK 1000 werden zwar Angaben zur Höhe von nutzbarer Feldkapazität und kapillarem Aufstieg gemacht, nicht jedoch zur Mächtigkeit des effektiven Wurzelraums. Diese Informationen wurden daher nach einer Verschneidung der Bodenda-

ten mit den Landnutzungsdaten im GIS gemäß den Regeln der Methodendokumentation Bodenkunde (BGR u. SGD 2000) abgeleitet.

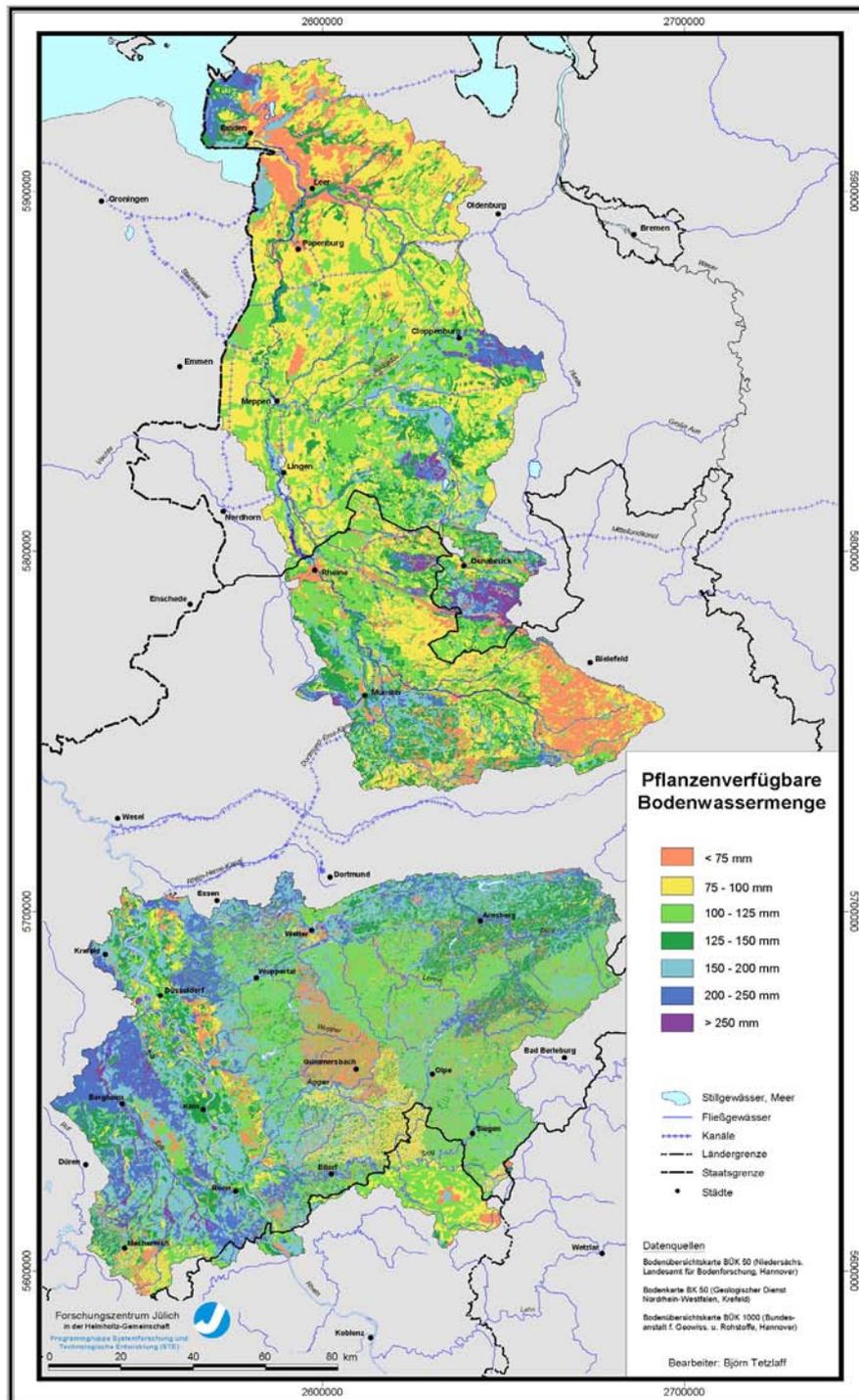
Durch Zusammenführen der Datensätze für Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz wurden für das REGFLUD-Projektgebiet flächendeckende Rasterdatensätze der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge, des Flurabstands und des Staunässegrads erzeugt. Die Genauigkeit der verwendeten Bodendaten für die Modellierung des makroskaligen Wasserhaushalts- und Phosphateintrags wird im Fall der Bodenkarten des Maßstabs 1:50.000 als sehr gut angesehen. Im Vergleich mit Untersuchungen anderer Autoren weisen diese Daten eine deutlich höhere Auflösung als die bei Wasserhaushalts- und Phosphateintragsuntersuchungen für makroskalige Untersuchungsgebiete üblicherweise eingesetzten Daten auf. Dagegen weicht die räumliche und inhaltliche Differenzierung der BÜK 1000 zwar von den übrigen Bodendatensätzen ab, jedoch wird in Anbetracht des geringen Flächenanteils von weniger als 1,9 %, für den diese Daten benötigt werden, der Gesamtfehler als gering eingeschätzt.



Karte 10: Grundwasserflurabstand



Karte 11: Stauanäseeinfluss



Karte 12: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge

Aus Karte 10 gehen die dem Datenbestand entnommenen Flurabstände hervor, deren Klassierung gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 4 (AG Boden 1994) vorgenommen wurde. Die für die Ausgliederung grundwassernaher Standorte relevanten Flächen mit einem Flurabstand bis zu 4 dm Tiefe treten sehr vereinzelt auf und sind auf Flussauen, Mooregebiete und die Marschen beschränkt. Überwiegend sind im gesamten REGFLUD-Projektgebiet Grundwasserflurabstände über 4 dm zu finden, wobei mittlere Werte zwischen 4 und 8 dm in Gley- und Auenböden auftreten, die weite Verbreitung im Gebiet der oberen Ems und im Artland besitzen. Grundwasserferne Böden (Flurabstand >13 dm) weisen hingegen die Hohe Geest, die Mittelgebirge und die Bördengebiete auf. Hier finden sich Flurabstände zwischen 4 und 13 dm ausschließlich in den Bach- und Flussniederungen.

Die Karte des Staunässegrades (Karte 11) weist aus, dass der überwiegende Teil des REGFLUD-Projektgebiets keiner Vernässung unterliegt. Größere Gebiete mittlerer bis starker Staunässe sind an das Auftreten pseudovergleyter Böden sowie von Brack- und Flussmarschen bzw. von Moorböden geknüpft. Dementsprechend sind im Münsterland die Böden in den Verbreitungsgebieten der Kalkmergel- und Tonmergelgesteine des Oberkampans, die Region nördlich des Küstenkanals sowie die Lößverbreitungsgebiete am stärksten von Staunässe betroffen (Karte 11).

Karte 12 zeigt die Höhe der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge. Diese beträgt im Mittel des Ems-Einzugsgebiets ca. 111 mm. Mittlere Werte zwischen 75 und 125 mm finden sich in weiter Verbreitung auf den Talsandebenen. Die Tendenz zu höheren Werten besteht bei Böden mit geringen Flurabständen, da die Bodenwassermenge aufgrund des höheren kapillaren Aufstiegs zunimmt (Vergleich Karte 10 u. Karte 12). Umgekehrt treten weit unter dem Durchschnitt liegende Werte von weniger als 75 mm auf grundwasserfernen Podsolen auf, z.B. im Senne-Sander. Hohe Bodenwassermengen verzeichnen u.a. die Sandlößgebiete der Cloppenburg-Geest und der Ankumer Höhen, die Seemarschen sowie die auf stratigraphisch unterschiedlichen Sandsteinen entstandenen Braunerden in den Hochlagen des Teutoburger Waldes. Ursächlich für dieses Verbreitungsmuster sind schluffige und z.T. stärker tonhaltige Böden mit gutem Wasserspeichervermögen, Einflüsse der Landnutzung (effektive Durchwurzelungstiefe) sind von untergeordneter Bedeutung. Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins ist die Höhe der mittleren pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge mit ca. 140 mm deutlich größer, was auf die höheren Anteile tonreicher Böden und von Lößböden zurückgeht (Karte 2 u. Karte 12). Das pedologisch relativ gering differenzierte Rheinische Schiefergebirge zeichnet sich durch mittlere pflanzenverfügbare Bodenwassermengen von ca. 100-150 mm aus, die in den Fluss- und Bachniederungen wegen des größeren kapillaren Aufstiegs auf etwa 200 mm ansteigen. Wie im Einzugsgebiet der Ems treten hohe Bodenwassermengen großflächig in Regionen mit gut wasserspeichernden Böden auf, hier u.a. in Parabraunerden und Auenböden, so im Niederrheinischen Tiefland, dem Mettmanner Hügelland, dem nördlichen Ruhr-Einzugsgebiet und dem Rheintal.

Die Verwendung der BÜK 1000 für Teile des rheinland-pfälzischen Sieg-Einzugsgebiets äußert sich im Kartenbild durch eine im Vergleich zum Maßstab 1:50.000 weniger detaillierte Darstellung der Bodenareale. Das Spektrum der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge entspricht jedoch grundsätzlich dem im angrenzenden Nordrhein-Westfalen. Das Auftreten von Arealen mit unterdurchschnittlichen Bodenwassermengen zwischen oberer Wupper und mittlerer Sieg ist im Wesentlichen auf Inhomogenitäten der verwendeten BK 50 zurückzuführen.

4.3.4 Digitales Geländemodell

In Kapitel 3.1 findet sich bereits eine Reliefkarte der beiden REGFLUD-Untersuchungsgebiete. In diesem Kapitel werden das der Karte zugrundeliegende Digitale Geländemodell sowie die daraus abgeleiteten Reliefparameter Hangneigung und Exposition dargestellt und diskutiert. Diese Parameter gehen in die Wasserhaushaltsmodellierung ein und beeinflussen sowohl die Höhe der realen Verdunstung als auch die der Zusickeung zum Grundwasser (Abb. 7). Darüber hinaus geht die Hangneigung als sensitiver Faktor in die Berechnung des Bodenerosionspotenzials nach der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) ein (Kap. 9.1).

Die für die Projektbearbeitung verfügbaren Höhendaten gliedern sich in drei einzelne Rasterdatensätze mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung und Genauigkeit. Die Datensätze und ihre Eigenschaften können Tab. 9 entnommen werden.

Tab. 9: Für die Modellierung des Wasserhaushalts und des Phosphateintrags verfügbare Digitale Geländemodelle und ihre Eigenschaften

Merkmal	DGM 5	DGM 50	DGM 250
Gebiet	Nordrhein-Westfalen	Niedersachsen	Rheinland-Pfalz, gesamtes REGFLUD-Projektgebiet
Auflösung	10 m · 10 m	50 m · 50 m	200 m · 200 m
Generierungsverfahren	v.a. flugzeuggetragenes Laser-Scanning	Digitalisierung der Höheninformationen TK 50 u. Interpolation	Resampling des Datenbestandes DGM 50 auf 200 m Maschenweite
Lagegenauigkeit	k.A.	k.A.	± 26 m
Höhengenauigkeit	durchschnittlich ± 0,5 m, in Einzelfällen ± 1,5 m (Bergland, Wald)	durchschnittlich ± 5 m, in Einzelfällen ± 10 m (Bergland)	± 20 m
Aktualität	laufende Fortführung	1993	1985-1990, keine Fortführung
Vorhaltung	Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen	Landesvermessung u. Geobasisinformation Niedersachsen	Bundesamt f. Kartographie u. Geodäsie

Quellen: LGN (2004), BKG (2004), LVERMA NRW (2005)

Das für den niedersächsischen Teil des Ems-Einzugsgebiets vorliegende DGM 50 kann aufgrund seiner räumlichen Auflösung und seiner Höhengengenauigkeit als gute Grundlage für die Ableitung der benötigten Parameter angesehen werden. Der hohe Gebietsanteil mit geringer Reliefenergie (Kap. 3.1) verringert die Auswirkungen des im Bergland zunehmenden Höhenfehlers (Tab. 9). Das DGM 5 stellt mit seiner sehr hohen Auflösung und seiner Höhengengenauigkeit eine hervorragende Basis für den genannten Verwendungszweck dar. Bei der Aufbereitung der Rohdaten zu Eingangsdatsätzen für das Modell GROWA mussten die Höheninformationen von 10 m auf 50 m Rasterweite aggregiert werden, da ein Downscaling aller anderen Daten-

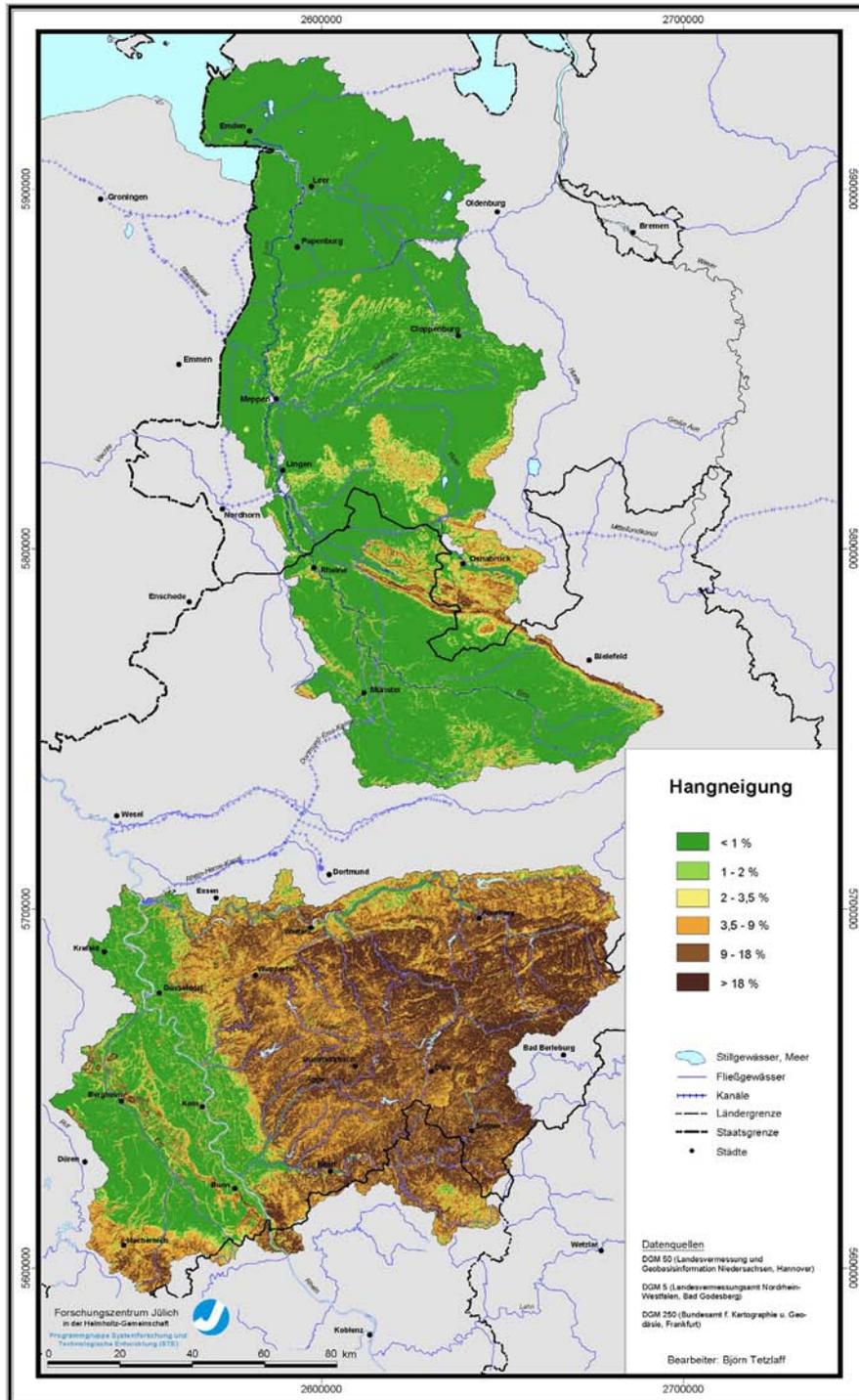
grundlagen nicht als zielführend angesehen wird und sowohl Rechenzeit wie Speicherbedarf stark ansteigen würden, ohne dass Verbesserungen der Genauigkeit zu erzielen wären.

Für den Anteil des Bundeslandes Rheinland-Pfalz am REGFLUD-Projektgebiet, der ca. 3 % ausmacht, muss das DGM 250 mit 200 m Maschenweite verwendet werden. Die einzige Alternative hierzu wäre das Höhenmodell GTOPO30 des United States Geological Survey, das allerdings eine Auflösung von lediglich 800 m · 800 m besitzt. Die mit der Verwendung des DGM 250 verbundenen Einbußen in der Lage- und Höhengenaugigkeit für diesen kleinen Ausschnitt des Projektgebiets müssen daher akzeptiert werden.

Aus den zu einem Datensatz aggregierten länderspezifischen Daten werden im GIS Hangneigung und Exposition berechnet. Hierzu stehen grundsätzlich verschiedene Algorithmen zur Verfügung. Für Landschaften mit höherer Reliefenergie wird der Algorithmus von Horn (1981) empfohlen, während für Flachlandgebiete der nach Zevenbergen und Thorne (1987) genauere Ergebnisse liefert (Duttmann u. Herzig 2002). Daher werden Hangneigung und Exposition für das Einzugsgebiet der Ems nach der Methode von Zevenbergen und Thorne (1987) berechnet, während für die Bearbeitung des Rheingebiets der Algorithmus von Horn (1981) verwendet wird. Als Beispiel für die aus dem aggregierten Geländemodell berechneten Reliefparameter wird im Folgenden die Karte der Hangneigung beschrieben und diskutiert.

Die Karte der Hangneigung (Karte 13) bildet sehr deutlich die Unterschiede zwischen den einzelnen, im REGFLUD-Projektgebiet auftretenden Naturgroßräumen Marschen, Hohe und Niedere Geest, Bergland sowie Niederrheinisches Tiefland ab. Die Marschen, die Niedere Geest und das zentrale Münsterländische Kreidebecken weisen durchgängig Hangneigungen von weniger als 1 % auf. Damit dominiert diese Hangneigungsklasse im Einzugsgebiet der Ems.

Umso deutlicher grenzen sich die Erhebungen des Hümmlings, des Lingen-Fürstenauer-Stauchendmoränenzugs und besonders der Festgesteinsumrandung des Kreidebeckens von ihrer Umgebung ab. Die kleinräumige, petrographisch bedingte Gliederung des Teutoburger Waldes sowie sein zergliederter Schichtkamm sind aufgrund der hohen Auflösung des nordrhein-westfälischen Geländemodells im Kartenbild zu erkennen. Dies gilt auch für die aufgrund seines Aufbaus aus gering durchlässigen Gesteinen starke Zertalung im Rheinischen Schiefergebirge oder die kleinräumig stark wechselnde Reliefierung der Braunkohlenabbauflächen im Einzugsgebiet der Erft. Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins dominieren großräumig Hangneigungen zwischen 3,5 und über 18 %.



Karte 13: Hangneigung

4.3.5 Hydraulische Leitfähigkeit der Festgesteine

Zur Abtrennung der Grundwasserneubildung vom Gesamtabfluss muss für unversiegelte und nicht gedränte Flächen auf Festgestein die Wasserleitfähigkeit des Untergrundes bekannt sein. Hierbei gilt der Grundsatz, dass der kf-Wert ein Maß für die Wasserwegsamkeit des Gesteins darstellt, die ihrerseits – im humiden Klimabereich – als Bezugsgröße für die Aufnahmefähigkeit des Gesteins im Hinblick auf versickerndes Niederschlagswasser (Grundwasserneubildung) gewertet wird. Zur Quantifizierung des kf-Werts werden hydrogeologische Karten herangezogen, denen klassifizierte Angaben zur Durchlässigkeit entnommen werden können.

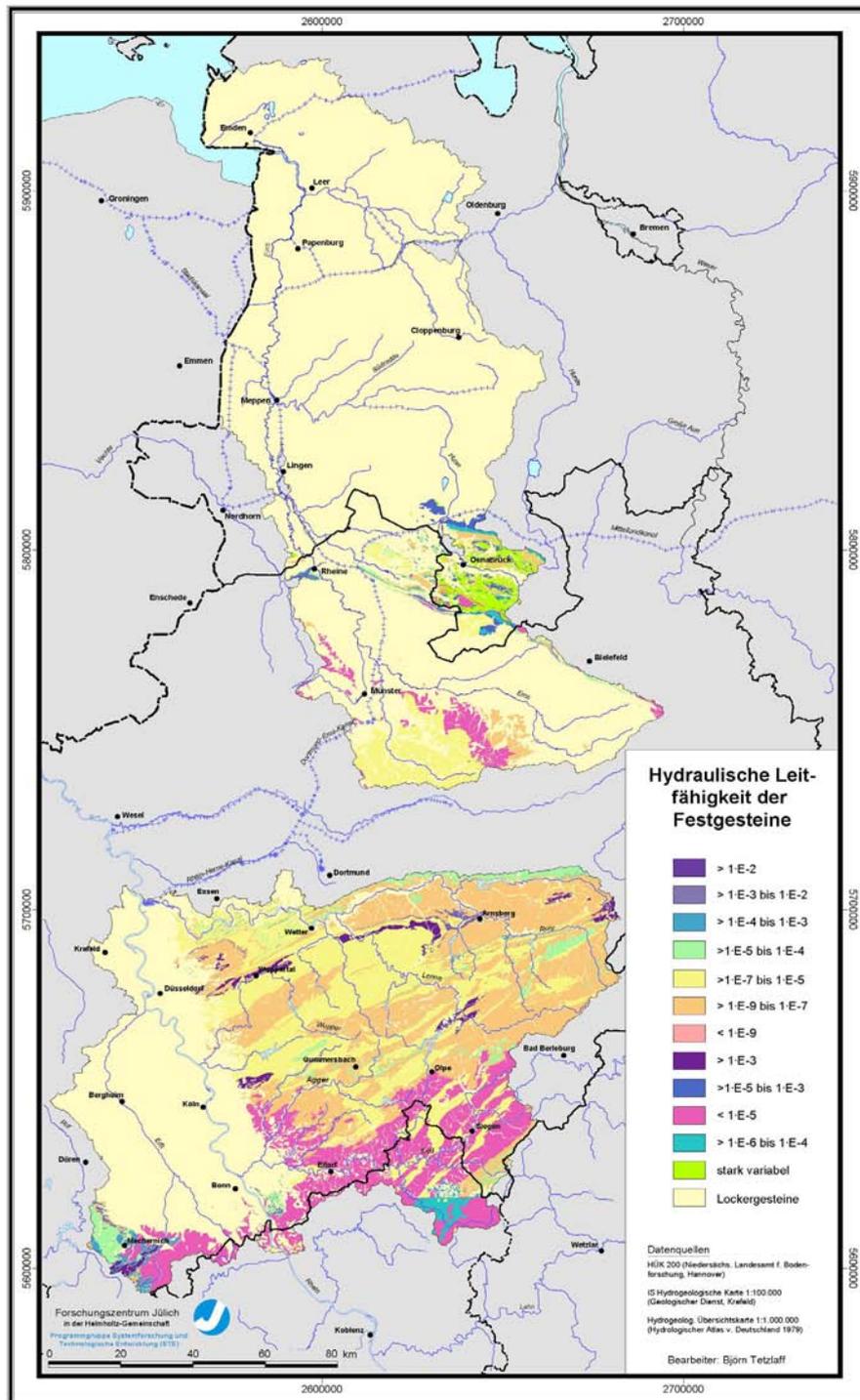
Für den niedersächsischen Teil des Ems-Einzugsgebiets steht als Grundlage die Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 (HÜK 200) zur Verfügung. Für Nordrhein-Westfalen wurden aus dem Informationssystem Hydrogeologische Karte 1:100.000 (HK 100) vergleichbare Informationen in höherer Auflösung bereitgestellt. Die rheinland-pfälzischen Anteile der Einzugsgebiete von Sieg, Erft und Rhein werden mit Hilfe der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:1 Mio. (HÜK 1000) aus dem Hydrologischen Atlas von Deutschland abgedeckt (Tab. 8). Dies betrifft weniger als 1,9 % des REGFLUD-Projektgebiets. Die HÜK 1000 unterscheidet im genannten Gebiet vier Festgesteinstypen, deren Durchlässigkeit gemäß ihrer petrographischen Eigenschaften ableitbar ist.

Insgesamt werden für den Festgesteinsbereich des REGFLUD-Projektgebiets 12 verschiedene Durchlässigkeitsklassen ausgewiesen. Über die Zuordnung der Basisabflussanteile zu den Durchlässigkeitsklassen gibt Tab. 3 Auskunft (Kap. 4.1). Karte 14 zeigt die Durchlässigkeitsklassen im Festgestein-Verbreitungsgebiet. Auf eine Darstellung der in diesen hydrogeologischen Grundlagenkarten ebenfalls dargestellten kf-Werte für Lockergesteinsregionen wurde an dieser Stelle bewusst verzichtet. Die die Grundwasserneubildung im Flachland maßgeblich beeinflussenden Faktoren Flurabstand, Staunässe und Hangneigung wurden bereits in den Kapiteln 4.3.3 und 4.3.4 dargestellt und diskutiert.

Die Ausblendung der Lockergesteinsregionen in Karte 14 bringt die stark unterschiedliche Dominanz der Gesteinstypen zwischen den beiden REGFLUD-Untersuchungsgebieten deutlich zum Ausdruck. Im Einzugsgebiet der Ems spielen Festgesteine lediglich im Teutoburger Wald und im Wiehengebirge sowie in den Baumbergen und Beckumer Bergen eine Rolle (Karte 1, Kap. 3.1). Großräumig variierende Durchlässigkeiten zwischen 10^{-5} und 10^{-9} m/s treten im Südwesten des Ems-Einzugsgebiets auf, in dem kalkige, mergelige und tonige Gesteine der Oberkreide anstehen. Im Osnabrücker Bergland hingegen fallen großräumig stark wechselnde Durchlässigkeiten auf. Zu den nördlichen und südlichen Rändern hin nimmt die Durchlässigkeit stufenweise auf Werte zwischen $>10^{-5}$ und 10^{-3} m/s entsprechend den Schichtenfolgen der tektonischen Strukturen zu.

Im Untersuchungsgebiet Rhein stehen Festgesteine in der Eifel sowie flächendeckend östlich des Rheins im Rheinischen Schiefergebirge an. Drei Durchlässigkeits-

klassen dominieren: $<10^{-5}$, $>10^{-9}$ bis 10^{-7} und $>10^{-7}$ bis 10^{-5} m/s. In den beiden letztgenannten Klassen drückt sich die geringe Durchlässigkeit der mittel- und oberdevonischen Schiefer aus, die im Sauerland weite Verbreitung besitzen (Kap. 3.2). Die Erhöhung der Durchlässigkeiten im Südtail des Rheinischen Schiefergebirges, etwa ab einer Linie Mechernich-Bad Berleburg, ist auf den Wechsel zu unterdevonischen Sandsteinen, Taunusquarziten und auch Schiefen zurückzuführen (Kap. 3.2, Henningsen u. Katzung 1998).



Karte 14: Hydraulische Leitfähigkeit der Festgesteine

4.4 Modellergebnisse und Validitätsüberprüfung

Mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA wurden die mittleren Höhen (1995-1999) der realen Verdunstung, des Gesamt- und Direktabflusses sowie der Grundwasserneubildung für die beiden Untersuchungsgebiete berechnet. Die Ergebnisse zum Gesamtabfluss und seiner Komponenten werden im Folgenden dargestellt und diskutiert.

Die Höhe des mittleren Gesamtabflusses (1995-1999) resultiert aus der Differenz zwischen Jahresniederschlag und mittlerer realer Verdunstung. Sowohl die absolute Höhe als auch die räumliche Verteilung des Gesamtabflusses zeigt in den beiden Untersuchungsgebieten ein sehr unterschiedliches Bild (Karte 15 u. Karte 16). Im Einzugsgebiet der Ems treten weit verbreitet Gesamtabflusshöhen von 300-400 mm/a auf, der Mittelwert liegt dementsprechend bei ca. 347 mm/a. Höhere Werte sind an Regionen erhöhten Niederschlags und/oder geringer realer Verdunstung geknüpft. Daher finden sich Abflusshöhen von 500-900 mm/a an den Südwesthängen der ostfriesisch-oldenburgischen Geest und in den Hochlagen des Teutoburger Waldes, aber auch auf den versiegelten Flächen, da mit zunehmendem Versiegelungsgrad die reale Verdunstung sinkt (Kap. 4.1). Umgekehrt wirken sich niedrige Jahresniederschläge vermindern auf die Gesamtabflusshöhe aus, sodass geringe Abflüsse nordwestlich von Papenburg, im Artland sowie im Raum Münster auftreten (Vergleich Karte 7 u. Karte 15).

Im Unterschied zu der großräumig relativ wenig differenzierten Gesamtabflusshöhe im Einzugsgebiet der Ems treten im Teil-Einzugsgebiet des Rheins (Karte 16) erhebliche räumliche Disparitäten auf. Während im Rheinischen Schiefergebirge Gesamtabflusshöhen von 500 bis weit über 900 mm/a dominieren, sind es im westlich gelegenen mittleren und unteren Einzugsgebiet der Erft lediglich 200-250 mm/a bzw. >250 mm/a. Wesentlichen Einfluss auf diese Verteilung besitzt die u.a. vom Relief abhängige Niederschlagshöhe, wie ein Vergleich mit Karte 1 ergibt. Die westlich des Bergischen Landes als Folge der Reliefzunahme auftretenden Steigungsregen (Karte 7) sind in ihrer Wirkung auf das Rheintal beschränkt und führen daher nicht zu erhöhter Abflussbildung in der westlichen Niederrheinischen Bucht.

Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet Rhein treten hohe Gesamtabflüsse wesentlich stärker als im Ems-Einzugsgebiet auf, was auch im Mittelwert zum Ausdruck kommt, der mit ca. 564 mm/a um etwa 220 mm höher ist.

Die Karten der mittleren Direktabflusshöhe (1995-1999) zeigen inhaltlich den Anteil des Gesamtabflusses, der nicht dem Grundwasser zusickert (Karte 17 u. Karte 18). Da auf gedrähten Flächen die Höhe des Oberflächenabflusses vernachlässigbar gering ist, entspricht die Direktabflusshöhe auf diesen Flächen weitestgehend dem Dränabfluss oder künstlichen Zwischenabfluss.

Im Einzugsgebiet der Ems beträgt der Mittelwert der Direktabflusshöhe ca. 184 mm/a, wofür die großräumig verbreiteten, intensiv gedrähten, Flächen (Karte 17) mit relativ hohen Direktabflüssen zwischen 200 und 250 mm/a verantwortlich sind. Nach

Erkenntnissen von Scheffer und Foerster (1991), Foerster (1988) sowie Wichtmann (1994) können jährliche mittlere Dränabflussspenden in dieser Höhe als typisch für den nordwestdeutschen Raum angesehen werden. Von intensiver Dränung sind besonders vergleyte Podsole und andere grundvernässte Böden sowie Hochmoorflächen betroffen. Durch deutlich geringere Dränabflusshöhen (50-100 mm/a) sind Sandmischkulturflächen gekennzeichnet, die zwar denselben Niederschlagsinput erhalten, aber aufgrund der umlaufenden Grabendränung und der entwässernd wirkenden Sand-Torf-Wechselfolgen i.d.R. keine intensiv wirkenden Dräneinrichtungen benötigen. Daher ist der in Ansatz gebrachte Dränabflussanteil geringer (Kap. 4.2.3). Für die ebenfalls niedrigeren Dränabflusshöhen der pseudovergleyten Flächen auf der Cloppener Geest sowie im Münsterland sind vorrangig die definierten Dränabflussanteile verantwortlich. Dasselbe gilt für die Marschen und die Torfabbaugelände, die sich durch flächendeckend hohe Dränabflüsse über 250 mm/a auszeichnen (Vergleich Karte 5, Karte 17 u. Karte 3). Dies befindet sich im Einklang mit Ergebnissen u.a. von Neuhaus (1991) zur Dränabflusshöhe in der Marsch.

Auf nicht künstlich entwässerten Flächen treten erhöhte Direktabflüsse v.a. im Bergland auf. Hier werden sie durch hohe Niederschläge verursacht, die bei niedrigen hydraulischen Leitfähigkeiten nicht bis in die grundwasserführenden Schichten des Festgesteinsuntergrundes eindringen können. Darüber hinaus finden sich relativ hohe Direktabflüsse auf versiegelten Flächen, da die Versickerungsfähigkeit mit steigendem Versiegelungsgrad abnimmt. Niedrige Direktabflüsse sind typisch für Flächen mit großem, nicht künstlich verändertem Flurabstand bzw. für landwirtschaftlich genutzte Gebiete mit geringen Dränabflussanteilen. Dazu zählen die Hohe Geest, die Talsanddünen auf den Ufern der Ems sowie die Sandmischkulturen, z.B. im Bourtangermoor.

Die für das Untersuchungsgebiet Rhein modellierten mittleren Direktabflusshöhen erscheinen im Kartenbild weniger kleinräumig differenziert als vielmehr durch größere Landschaftsstrukturen beeinflusst zu sein (Karte 18). Das Rheinische Schiefergebirge fällt als Region mit durchweg hohen Direktabflüssen über 300 mm/a auf, deren Höhe nach Norden hin leicht abnimmt. Dies korreliert einerseits stark mit der Niederschlagsverteilung (Karte 7). Andererseits lassen sich für den Bereich des Bergischen Landes, Sauer- und Siegerlandes vergleichbare räumliche Strukturen in der Verteilung der Direktabflüsse und in der Karte der hydraulischen Leitfähigkeit finden (Karte 18 u. Karte 14). Dies zeigt den deutlichen Einfluss der Petrographie des Untergrundes auf die Höhe der Versickerung.

Mit dem Rheintal schließt sich nach Westen hin eine Übergangszone mit Direktabflusshöhen zwischen weniger als 50 mm/a und 200-250 mm/a an, was auf niedrige Flurabstände einerseits und den hohen Anteil versiegelter Flächen andererseits zurückzuführen ist. Im flachen Erft-Einzugsgebiet, in dem außerhalb der Flussauen weitgehend große Flurabstände auftreten, weist die mittlere Direktabflusshöhe weiträumig Werte von unter 50 mm/a auf. Obwohl hier großräumig Lockergesteine in

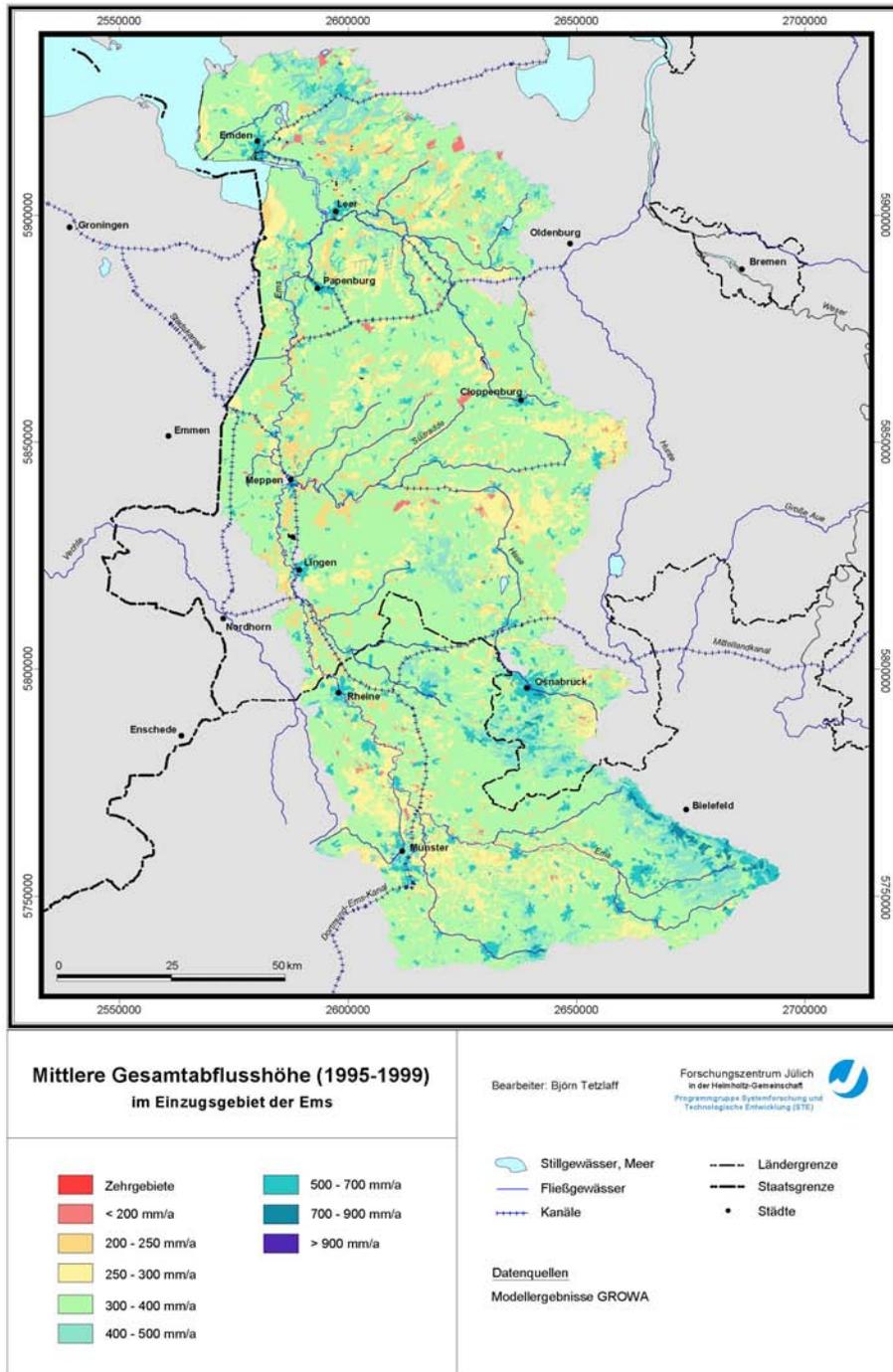
weitgehend flacher Lage auftreten, wirken sich die niedrigen Jahresniederschläge (Karte 7) wesentlich stärker auf die Höhe des Direktabflusses aus.

Bezogen auf die gedränten landwirtschaftlichen Nutzflächen (Karte 6) lässt sich Folgendes festhalten: Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins überwiegen lehmige und pseudovergleyte landwirtschaftliche Nutzflächen unter den künstlich entwässerten Arealen. Trotz der daher niedrig angesetzten Dränabflussanteile sind die Dränabflusshöhen mit durchweg mehr als 300 mm/a im Bergischen Land, Sieger- und Sauerland infolge der hohen Gesamtabflüsse großräumig hoch. Im Einzugsgebiet der Erft treten unterdurchschnittlich hohe Dränabflüsse auf pseudovergleyten Flächen mit Lößlehm auf (100-150 mm/a), verursacht durch geringe Gesamtabflüsse und niedrige Dränabflussanteile.

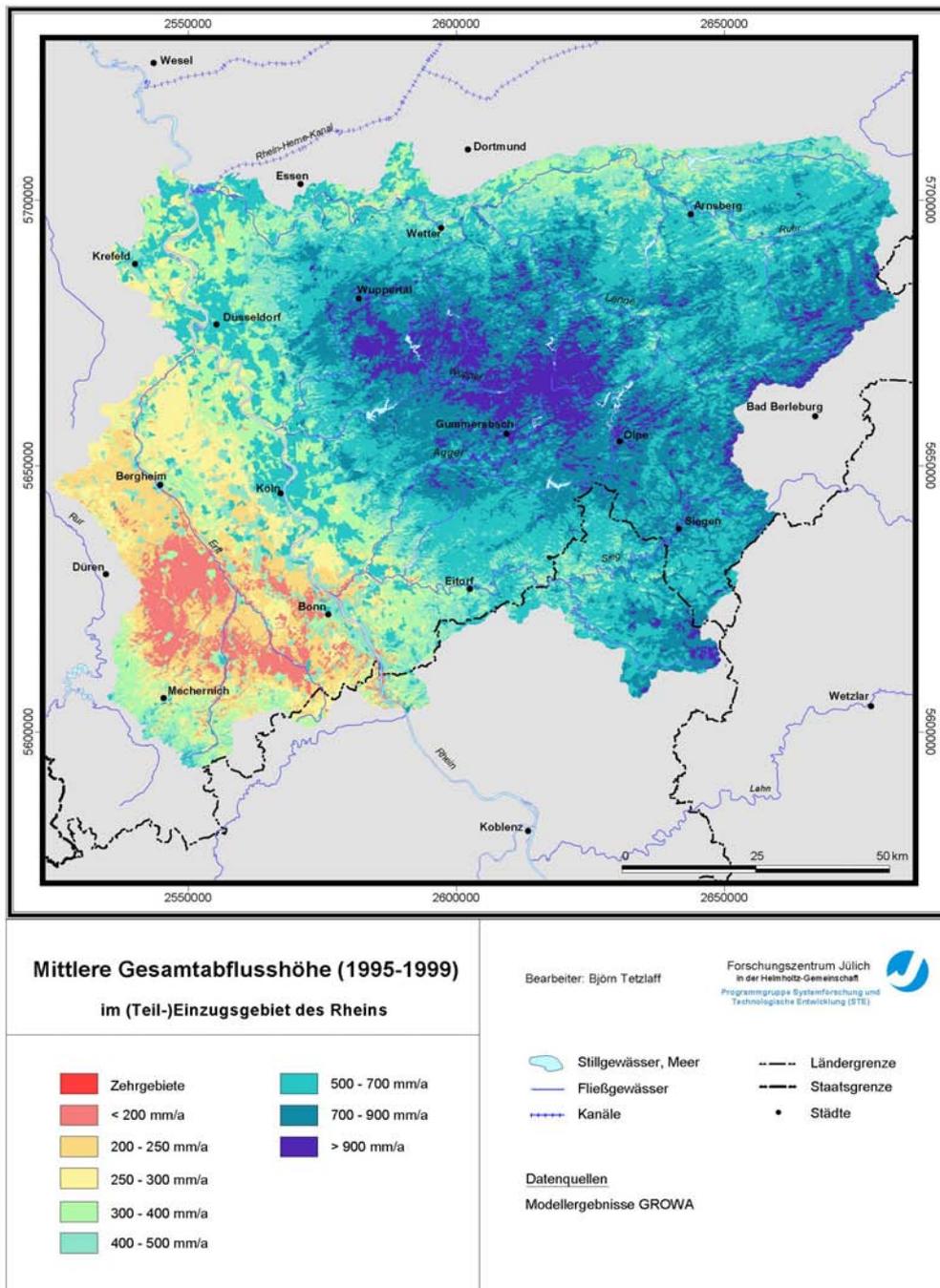
Als Folge der Separation des Gesamtabflusses (Kap. 4.1) stellen die Karten der mittleren Grundwasserneubildungshöhe (Karte 19 u. Karte 20) gewissermaßen das Spiegelbild der Karten des Direktabflusses dar (Karte 17 u. Karte 18). Dementsprechend finden sich im Einzugsgebiet der Ems hohe Grundwasserneubildungsraten von über 200 mm/a auf der grundwasserfernen Hohen Geest und in Flachlandgebieten ohne Dränung oder aber mit geringen Dränabflussanteilen (Karte 5). Die Dränintensität der künstlich entwässerten Flächen ist im Flachland neben der Niederschlagshöhe determinierender Faktor für die Höhe der Zusickerung zum Grundwasser, was sich im Gradienten der Grundwasserneubildungshöhe zwischen Marsch und Niederer Geest äußert.

Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins ist die mittlere Grundwasserneubildungshöhe mit 213 mm/a um etwa 50 mm/a größer als im Ems-Einzugsgebiet (Karte 20). Höhere Werte als im Mittel des Emsgebiets treten sogar im Erft-Einzugsgebiet auf, in dem mit <750 mm/a relativ niedrige Jahresniederschläge auftreten. Die flache Lage und die gut durchlässigen Lößböden lassen jedoch eine hohe Zusickerung zum Grundwasser zu, sodass der überwiegende Teil des Gesamtabflusses aus Grundwasserneubildung besteht. Ausnahmen sind auf pseudovergleyte Flächen beschränkt (Karte 20, Karte 2, Karte 11). Für die ebenfalls im Einzugsgebiet der Erft liegenden Braunkohletagebaue wird keine Grundwasserneubildung berechnet, da es sich bei diesen Flächen um bis zu mehrere hundert Meter tief gesümpfte Gebiete handelt und der oberste Aquifer, dessen Neubildung das Wasserhaushaltsmodell GROWA berechnet, weiträumig fehlt.

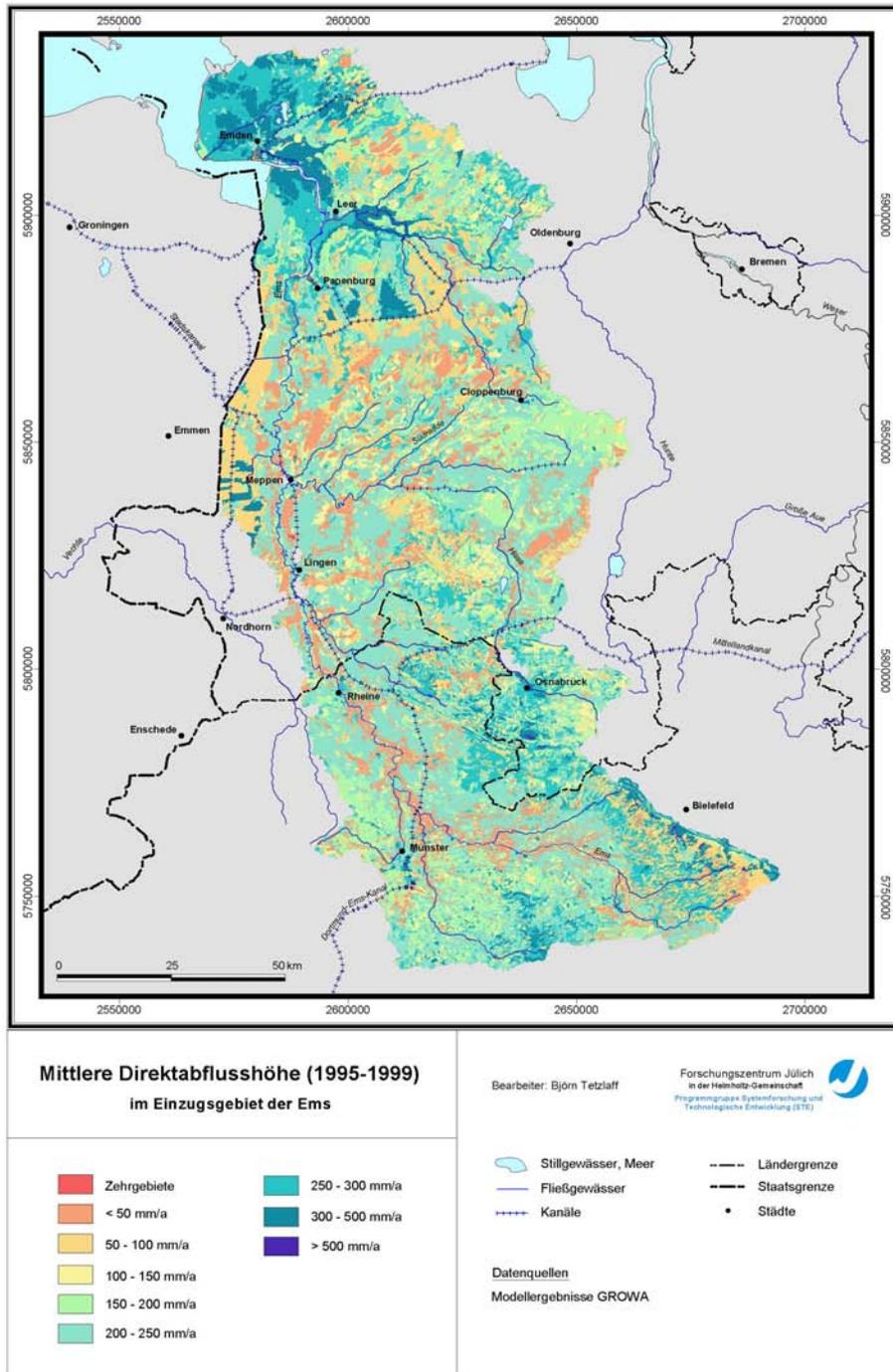
Im Festgesteinsgebiet des Rheinischen Schiefergebirges treten trotz hoher Niederschläge von mehr als 1000 mm/a verbreitet Grundwasserneubildungsraten von <150 mm/a auf, wofür die gering durchlässigen paläozoischen Festgesteine ursächlich sind. Zu höherer Grundwasserneubildung kommt es dagegen auf Flächen mit verkarsteten mitteldevonischen Kalksteinen im Untergrund bzw. über mitteldevonischen Schichten mit hohem Sandsteinanteil (Karte 20, Karte 14).



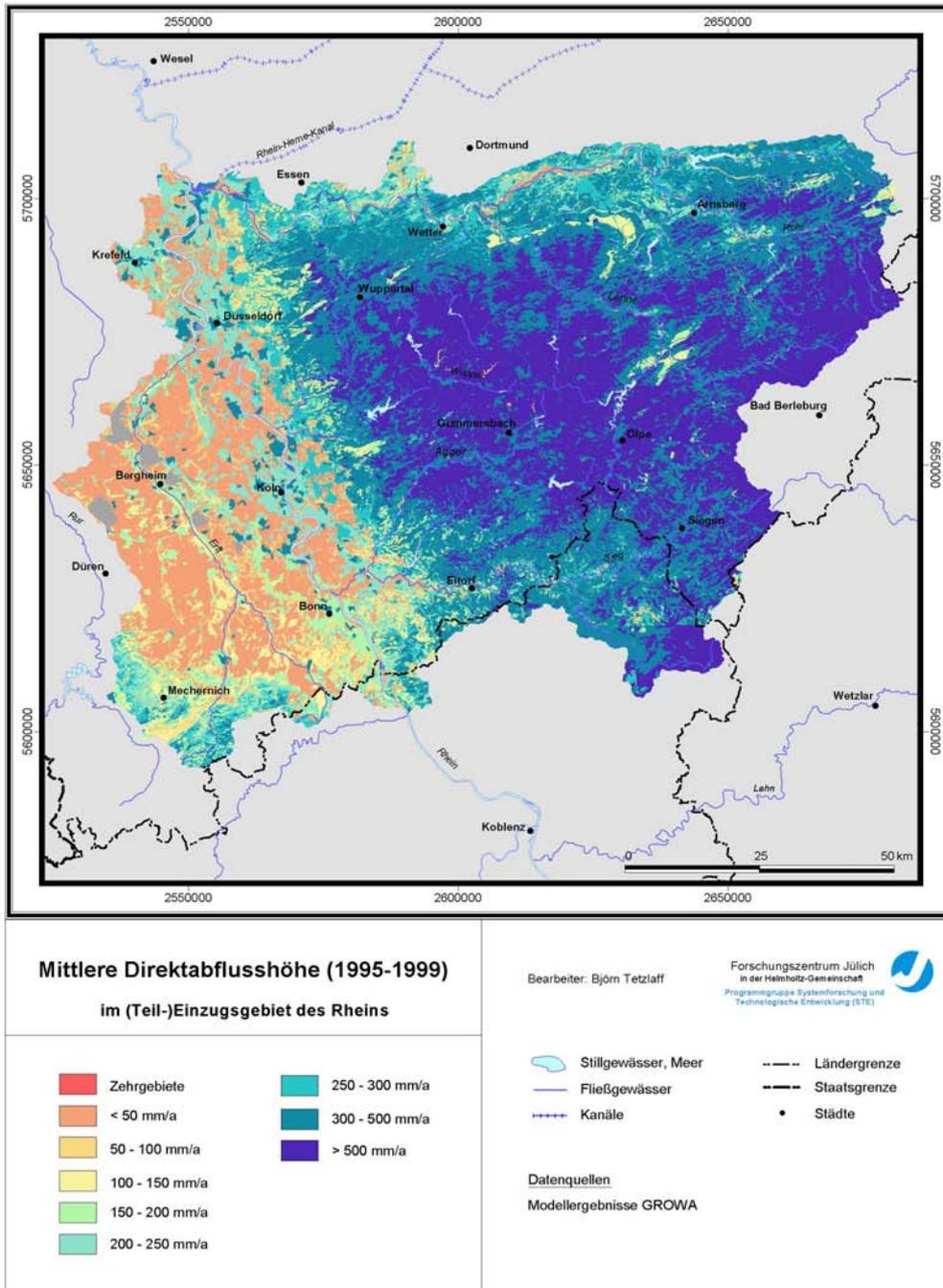
Karte 15: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1995-99) im Einzugsgebiet der Ems



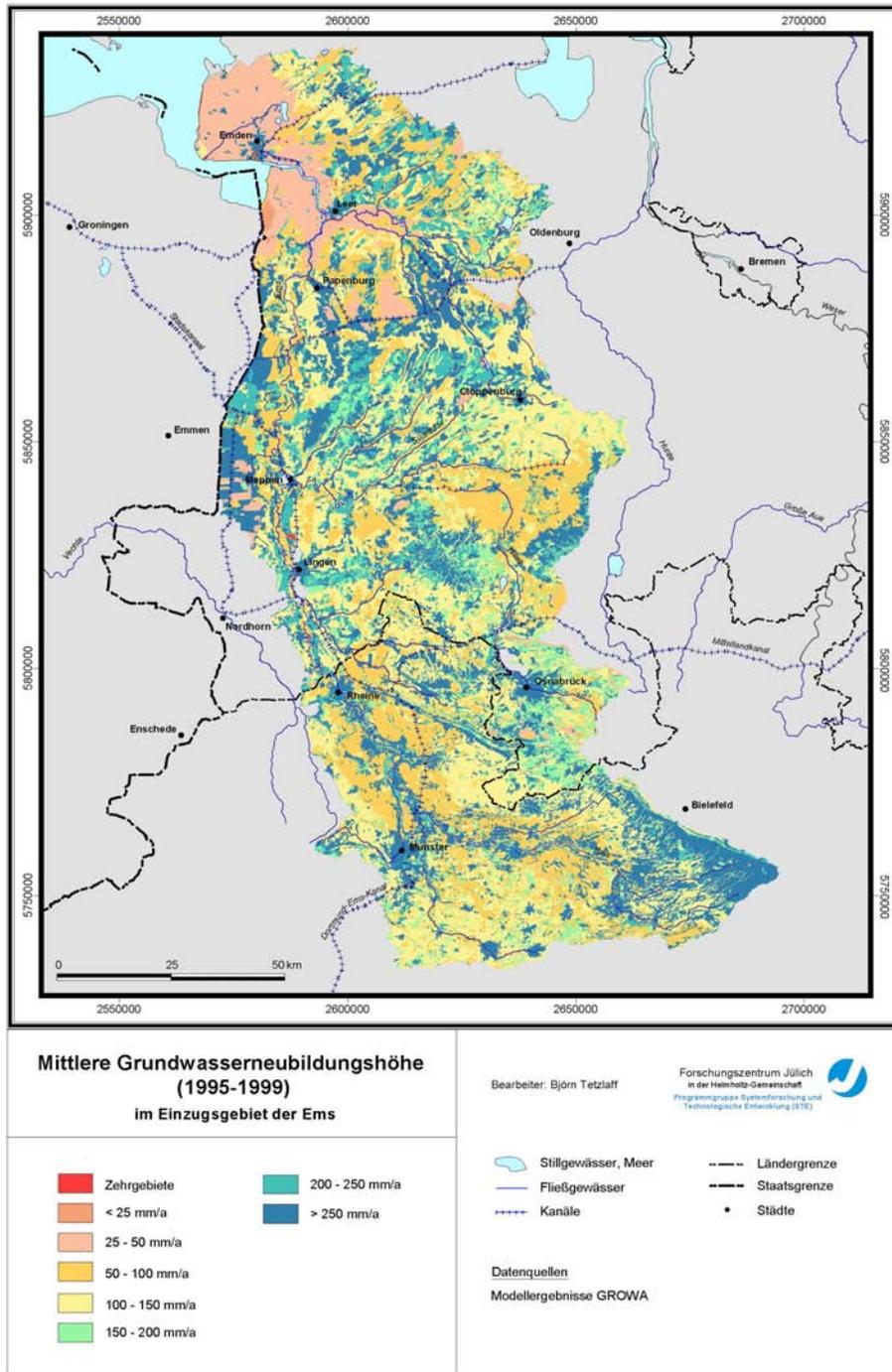
Karte 16: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1995-99) im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins



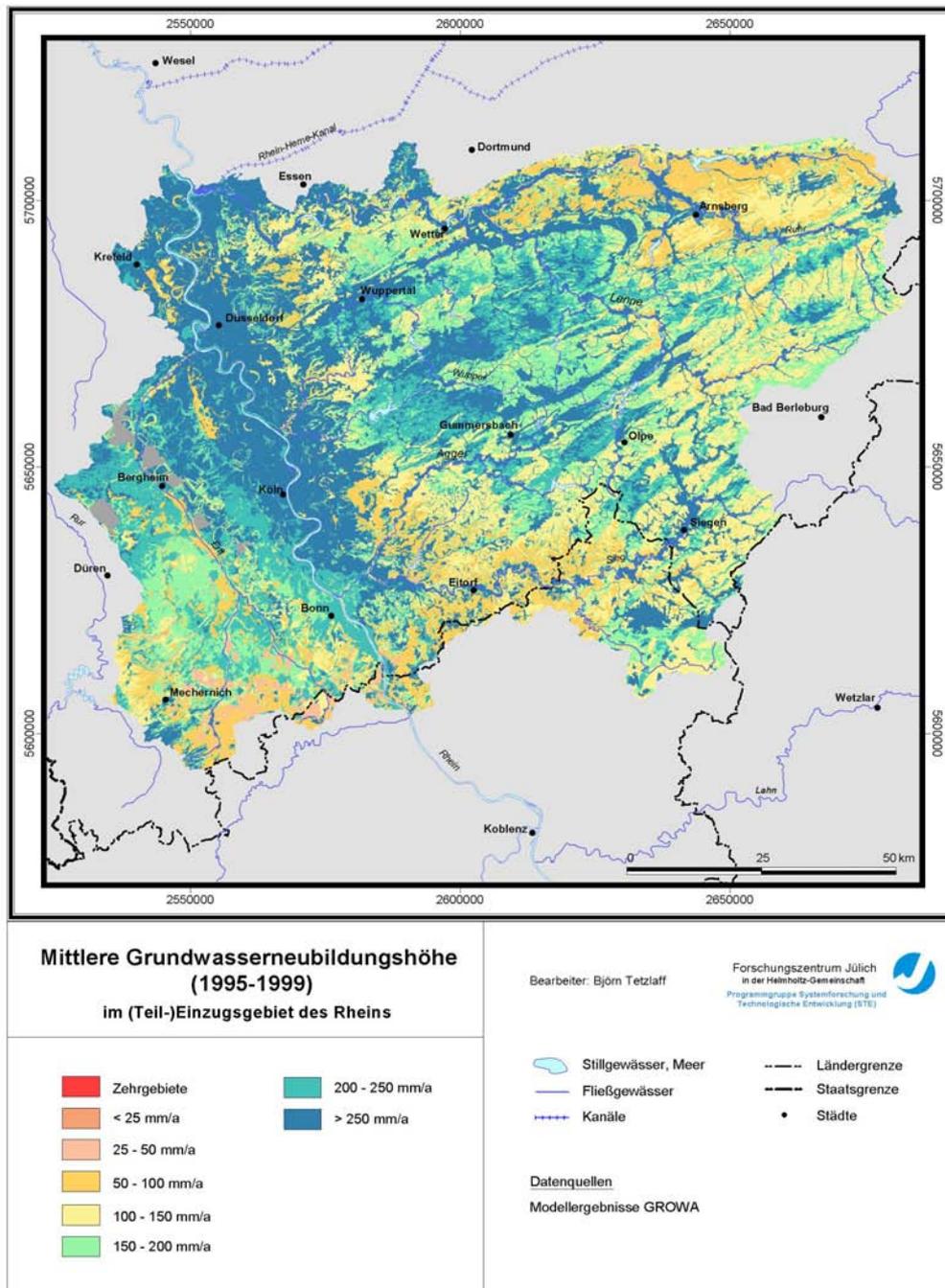
Karte 17: Mittlere Direktabflusshöhe (1995-99) im Einzugsgebiet der Ems



Karte 18: Mittlere Direktabflusshöhe (1995-99) im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins



Karte 19: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1995-99) im Einzugsgebiet der Ems



Karte 20: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1995-99) im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins

Um die Validität der Abflussmodellierung beurteilen zu können, wird am Beispiel der mittleren Gesamtabflusshöhen sowie der Grundwasserneubildungshöhen ein Vergleich mit MQ- bzw. MoMnQ-Werten durchgeführt, die aus gemessenen Abflüssen in täglicher Auflösung bestimmt worden sind.

Zur Validitätsüberprüfung der modellierten mittleren Abflusshöhen wird das in Abb. 11 gezeigte Verfahren angewendet. Zunächst wird eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Abflusshöhen durchgeführt. Die Werte der einzelnen Rasterzellen werden über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und den gemessenen Abflusshöhen, die auf dasselbe pegelbezogene Einzugsgebiet bezogen wurden, gegenübergestellt. Wenn sich dabei für eine hinreichend große Zahl von pegelbezogenen Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann von einer Repräsentativität der Modellergebnisse ausgegangen werden. Bei dieser Form der Validitätsüberprüfung werden folgende Bedingungen unterstellt:

- Der gesamte Abfluss eines Einzugsgebietes einschließlich zeitweilig gespeicherter Anteile von Grund- und Brauchwasser tritt am Pegel im Gerinne auf.
- Das oberirdische Einzugsgebiet entspricht dem unterirdischen.
- Die Korrektheit der Abflussdaten als Bezugsgröße wird vorausgesetzt.

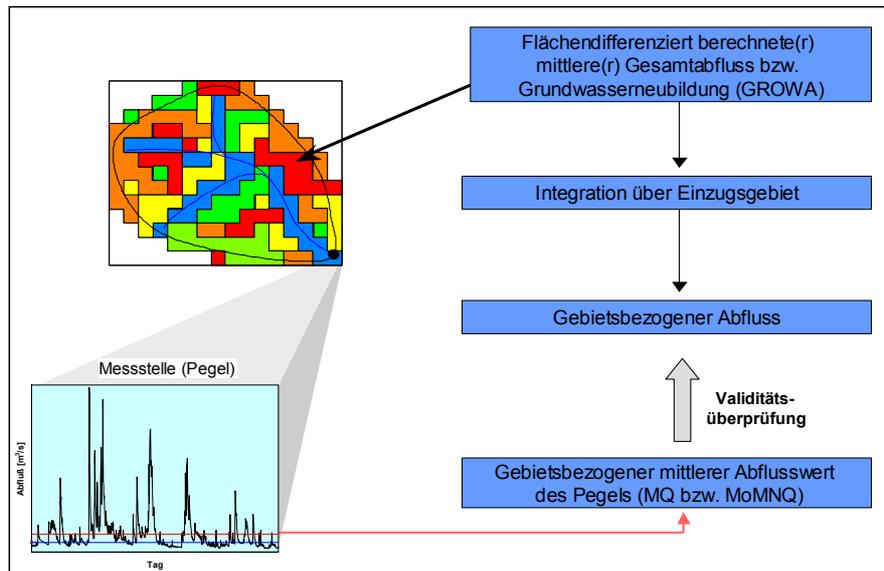
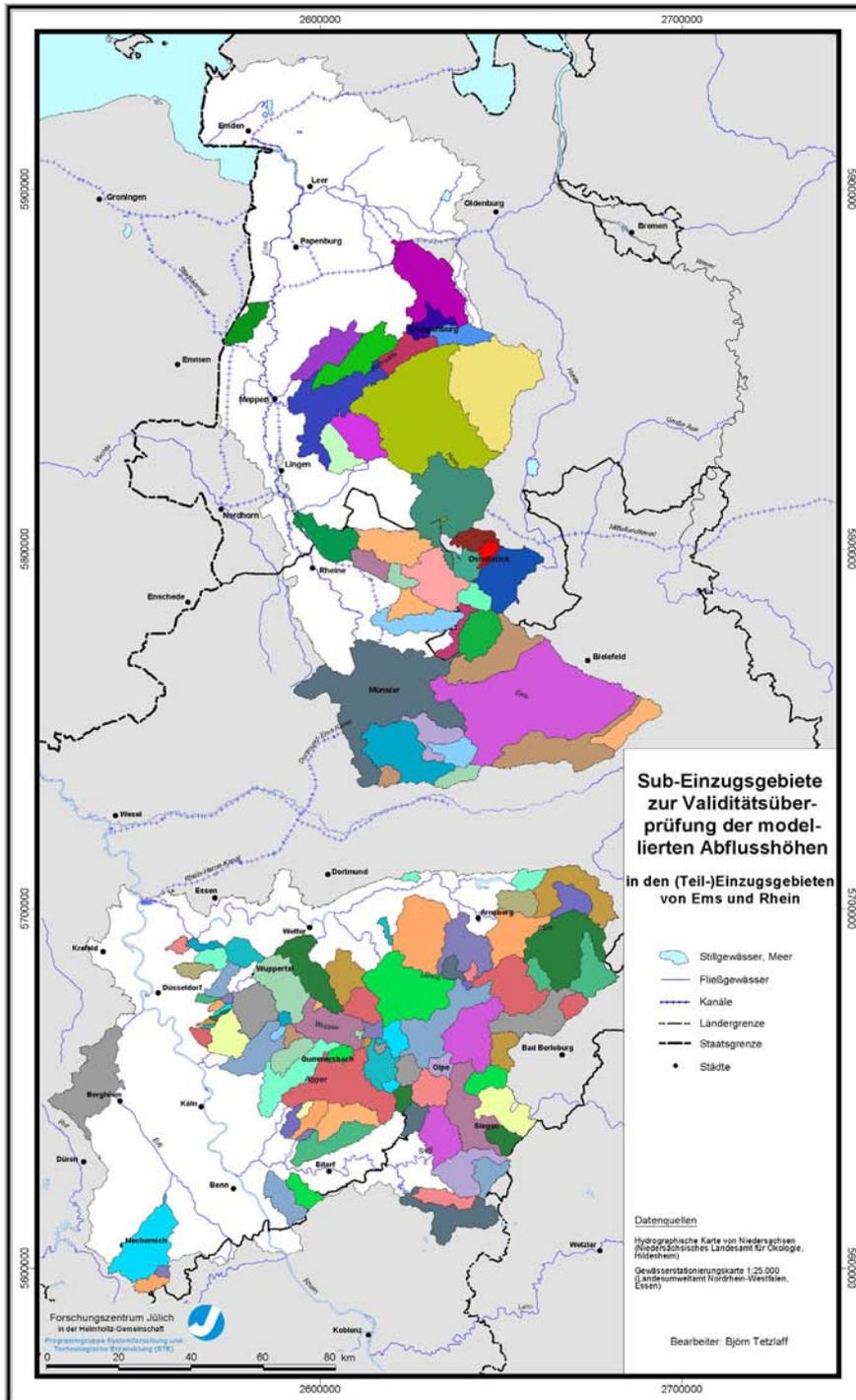


Abb. 11: Schematische Darstellung des Verfahrensgangs zur Validitätsüberprüfung der berechneten Abflusshöhen

Quelle: Kunkel u. Wendland (1998), verändert



Karte 21: Sub-Einzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten Abflusshöhen

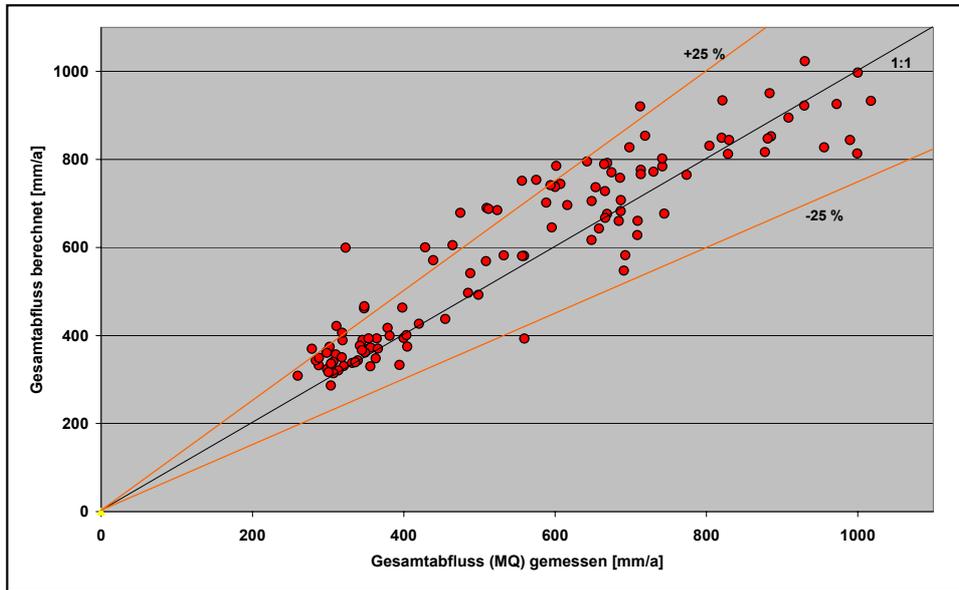


Abb. 12: Vergleich der berechneten mit gemessenen mittleren Gesamtabflusshöhen (1995-1999)

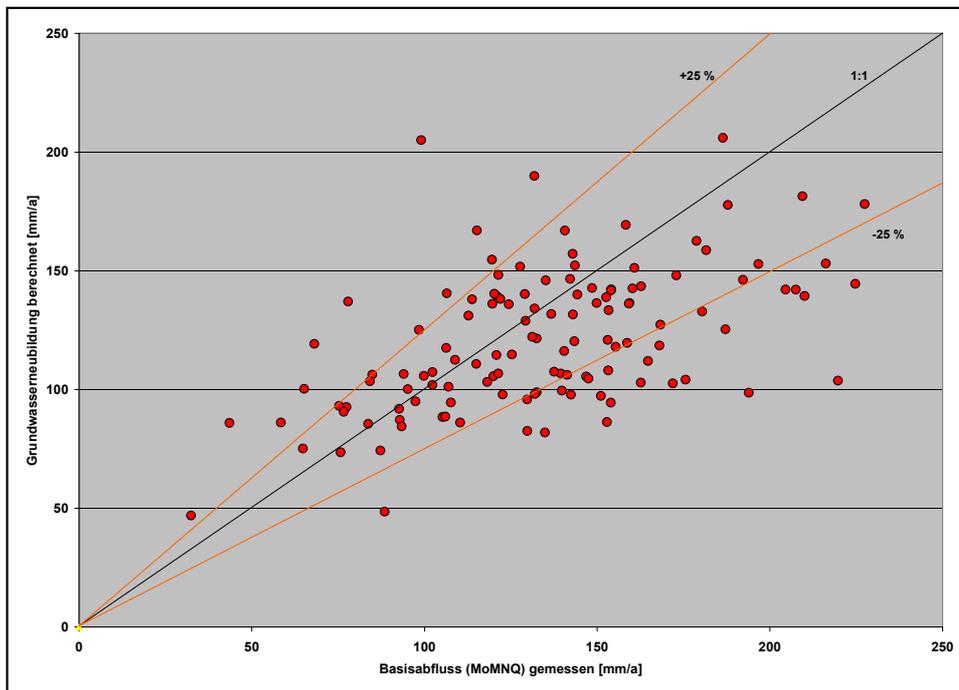


Abb. 13: Vergleich der berechneten mit gemessenen mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1995-1999)

Pegelbezogene Einzugsgebiete, bei denen bekannt ist, dass sie die aufgeführten Bedingungen nicht erfüllen, können daher für eine Validitätsüberprüfung nicht herangezogen werden (s. u.). Für 119 Pegel in den REGFLUD-Untersuchungsgebieten lagen Abflusswerte der Zeitreihe 1995-1999 vor. Karte 21 zeigt die Lage der pegelbezogenen Sub-Einzugsgebiete in den verschiedenen naturräumlichen Großeinheiten des REGFLUD-Projektgebiets. Die Grenzen der oberirdischen Einzugsgebiete wurden den Hydrographischen Karten von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen entnommen (Tab. 8). 37 Teil-Einzugsgebiete entfallen auf das Untersuchungsgebiet Ems, 82 auf das Rheingebiet. Für das Einzugsgebiet der mittleren und unteren Erft, das Rheintal, die untere Ruhr sowie die mittlere und untere Ems standen keine Pegel der betrachteten Zeitreihe zur Verfügung oder aber es sind aus den Abflussdaten keine belastbaren MQ- bzw. MoMnQ-Werte zu berechnen. Ursache hierfür sind starke Störungen des natürlichen Abflussregimes, die keinen Vergleich mit Modellergebnissen ermöglichen. Ursache der Störungen an mittlerer und unterer Erft sind die durch den Braunkohleabbau großräumig bedingten Sumpfungmaßnahmen. Im Mittel- und Unterlauf der Ruhr wird der natürliche Abfluss durch Talsperrenbewirtschaftung durchgängig verändert. Im Einzugsgebiet der Ems bestehen unterhalb von Hakenfähr zahlreiche Verbindungen zwischen Ems und Dortmund-Ems-Kanal, wobei die Ems Wasser zum Ausgleich der Schleusungsverluste in den Kanal einspeist (Höpner 1996). Außerdem erfolgen große Wasserentnahmen für Kühlzwecke der im Einzugsgebiet gelegenen Kraftwerke. Um die wasserwirtschaftlichen Anforderungen erfüllen zu können, sind darüber hinaus Rückpumpstrecken, u.a. von Meppen nach Lingen, sowie das Speicherbecken Geeste gebaut worden, das im Sommerhalbjahr bis zu 18 Mio. m³ Wasser der Ems bzw. dem Dortmund-Ems-Kanal zuleitet (Höpner 1996). Ab dem Küstenkanal nordwärts unterliegt das Abflussregime zunehmend dem Tideeinfluss, sodass für diese Region ebenfalls keine verlässliche Berechnung gewässerkundlicher Hauptzahlen möglich ist.

Abb. 12 zeigt den Vergleich der berechneten und der gemessenen Gesamtabflusshöhen. Von den 119 Pegeln zeigen 68 eine Abweichung von weniger als 10 %. Bei weiteren 33 Pegeln liegen die Abweichungen unter 25 % absolut. Lediglich 18 der 119 Pegel weisen größere Abweichungen auf, wobei in einem Fall der mittlere Abfluss unterschätzt wird. Dies betrifft die im südlichen Einzugsgebiet der Ems an der Landesgrenze gelegene Messstelle Hörstel/Hörsteler Aa. Die Unterschätzung beträgt ca. 0,3 m³/s. Nach LUA (2002) werden in die Hörsteler Aa Grubenwässer durch die Deutsche Steinkohle Anthrazit Ibbenbüren GmbH eingeleitet, die die Mittelwasserführung dauerhaft erhöhen. Im Mittel beträgt der aus der Einleitung stammende Abflussanteil etwa 0,4 m³/s (MUNLV u. LUA 2000). Damit können drei Viertel der Abweichung rechnerisch erklärt werden. Die 17 weiteren Pegel mit Abweichungen über 25 % absolut zeigen einheitlich Überschätzungen des gemessenen mittleren Abflusses. Ursachen hierfür können z.B. hohe Entnahmen zur Trinkwasserversorgung oder für industrielle Zwecke sein. Da weitere Informationen zu den betroffenen Mess-

Stellen nicht zur Verfügung stehen, können die spezifischen Gründe für die Abweichungen nicht näher angegeben werden.

Bei der Überprüfung der mittleren Grundwasserneubildungshöhen zeigen sich in der Summe größere Abweichungen, die wesentlich auf die Fehlerfortpflanzung durch Überlagerung zweier Verfahren, nämlich die Berechnung des Gesamtabflusses sowie seine Separation, zurückzuführen ist (Abb. 13). So zeigen von 119 Pegeln 33 eine Abweichung von weniger als 10 %. Im mittleren Bereich zwischen 11 und 25 % Abweichung liegen 47 Pegel und 39 Pegel zeigen hohe Abweichungen von mehr als 25 %. Inwieweit modell- bzw. datenbedingte Unsicherheiten oder anthropogene Einflüsse auf den Wasserhaushalt für die Abweichungen verantwortlich sind, kann in Ermangelung von Informationen zu den betroffenen Einzugsgebieten nicht geklärt werden.

Angesichts der insgesamt befriedigenden Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Abflüssen werden die Modellergebnisse zur mittleren Gesamtabflusshöhe und zur mittleren Grundwasserneubildungshöhe (1995-1999) als valide angesehen. Eine Validitätsüberprüfung des Direktabflusses wird nicht durchgeführt, da für diese Abflusskomponente im Gewässer keine gewässerkundliche Hauptzahl definiert ist. Da sich Direktabfluss und Grundwasserneubildung zum Gesamtabfluss addieren und die beiden letztgenannten Abflusstypen einer Überprüfung standgehalten haben, kann auch die mittlere Direktabflusshöhe als valide eingeschätzt werden.

Im nächsten Kapitel wird das Konzept des in dieser Arbeit entwickelten Phosphatmodells MEPhos vorgestellt, das an das in Kapitel 4 behandelte Wasserhaushaltsmodell GROWA angekoppelt werden kann.

5 Das MEPhos-Modellkonzept

Wie in den Kapiteln 1.2 und 2.2 bereits dargelegt wurde, ist zur vollständigen Abbildung des diffusen P-Eintrags in heterogenen makroskaligen Flusseinzugsgebieten ein Modellansatz erforderlich, der zwischen den Pfaden Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion und Trennkanalisation differenziert. Da die Validität der Modellergebnisse anhand von Frachtwerten überprüft werden soll, müssen die Einträge aus Punktquellen ebenfalls berücksichtigt werden (Kap. 1.2). Außerdem erfordert die Ermittlung räumlicher Belastungsschwerpunkte („Hot Spots“), für die später zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden sollen, eine flächendifferenzierte Methodik. Als Datengrundlagen für eine gleichermaßen pfad- wie flächendifferenzierte Modellierung des P-Eintrags stehen hoch aufgelöste Datensätze des mittleren Maßstabsbereichs, v.a. 1:50.000, für das REGFLUD-Untersuchungsgebiet zur Verfügung (Tab. 8, Kap. 4.3). Dieses hohe Informationspotenzial soll durch die gewählten Diskretisierungs- und Berechnungsansätze ausgeschöpft werden.

Da vorhandene P-Modelle die in Kapitel 1.1 genannten Kriterien nicht im erforderlichen Umfang erfüllen, wurde im Rahmen dieser Arbeit das Modell MEPhos entwickelt. MEPhos steht für ‚Modell zur Ermittlung des Phosphateintrags aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer‘. Im Folgenden wird das Modellkonzept von MEPhos, einem flächendifferenzierten empirischen Emissionsmodell zur Berechnung mehrjähriger mittlerer Einträge, dargelegt.

Da die verschiedenen diffusen Eintragspfade eng mit Abflusskomponenten verknüpft sind (Kap. 2.2), wurde bei der Modellentwicklung eine hydrologisch orientierte Raumgliederung in Anlehnung an Konzepte von Peschke et al. (1998) für die Ermittlung zum Oberflächenabfluss beitragender Flächen und von Mosimann (1990) zur Klassifikation von Geoökosystemen zu Grunde gelegt. Entsprechend den Abflusskomponenten Oberflächen- und Dränabfluss sowie grundwasserbürtiger Abfluss wird das Gesamtsystem des Phosphateintrags aus diffusen Quellen zunächst in die an die Komponenten gekoppelten Eintragspfade Trennkanalisation, Abschwemmung, Erosion, Dränagen und grundwasserbürtiger Abfluss gegliedert. Anschließend wird nach den Entstehungsflächen der jeweiligen Abflusskomponenten bzw. nach Teilflächen mit Erosionsgefährdung differenziert. Da aber nicht die gesamte Entstehungsfläche eines Teilabflusses bzw. die gesamte erosionsgefährdete Fläche auch gleichzeitig Liefergebiet für P-Einträge ist, oder zumindest nicht in gleicher Stärke, müssen diese Flächen disaggregiert werden.

Die Vorgehensweise zur Disaggregation folgt der Überlegung, dass die Höhe des P-Eintrags neben der Abflusshöhe von der P-Konzentration im Abfluss abhängig ist, die ihrerseits von zeitlich relativ statischen Parametern beeinflusst wird, wie z.B. dem Sorptionsvermögen des Bodens oder seinem P-Gehalt. Darüber hinaus ist eine hydraulische Anbindung der Teilfläche an einen Vorfluter zwingend erforderlich. Daher

stellt sich die Frage, welche Parameter den Eintrag von P über spezifische Pfade und daran angeschlossene Teilflächen wesentlich beeinflussen. Zur Beantwortung wurde eine breit angelegte Literaturlauswertung vorgenommen, wobei der Fokus auf mehrjährigen Untersuchungen in unterschiedlichen Naturräumen lag, z.B. Mittelgebirge, Hügelland, Flachland. Grundsätzlich wurden Untersuchungen aller hydrologischen Skalenebenen herangezogen, wobei in den Veröffentlichungen eine Vielfalt an Steuerparametern benannt wurde, was eine Parameterreduktion erforderlich machte. Die Ermittlung der wesentlichen Parameter, die die Höhe des P-Eintrags aus diffusen Quellen steuern, orientierte sich deshalb an den Kriterien

- flächendeckende Quantifizierbarkeit,
- möglichst homogene Erfassung mit Daten des mittleren Maßstabsbereichs und
- Verfügbarkeit dieser Daten für die REGFLUD-Untersuchungsgebiete.

Die Höhe des Phosphateintrags wird modellseitig durch den Güteparameter Gesamt-P beschrieben, wofür folgende Gründe ausschlaggebend waren:

- Der P-Eintrag über die verschiedenen Pfade soll untereinander vergleichbar sein. Da über die meisten Pfade im Wesentlichen gelöstes P transportiert, über Erosion hingegen partikuläres P eingetragen wird, kann ortho-Phosphat als Berechnungsvariable nicht in Betracht kommen.
- Die Modellergebnisse sollen mit Hilfe von Messergebnissen der Gewässergüteüberwachung einer Validitätsüberprüfung unterzogen werden. Der Güteparameter Gesamt-P liegt in Form langjähriger Zeitreihen für erheblich mehr Messstellen vor als für den Güteparameter ortho-P.
- Fragen der Transformation von P-Fractionen sind für die vorliegende Fragestellung nicht relevant. Die Erfassung der gesamten P-Fraktion wird in diesem Fall als ausreichend angesehen.

Das Ergebnis der Literaturlauswertung unter Verwendung der genannten Kriterien ist in Tab. 10 zusammengefasst. Die Parameter selbst werden in den Kapiteln 6 bis 10 eingehender behandelt.

Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Parameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst bzw. von Projektpartnern erstellt worden sind oder durch Bundes- und Landesbehörden bereitgestellt wurden. Die für die Eintragsmodellierung über die Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss und Abschwemmung erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel u. Wendland 2002) flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphatmodell MEPhos angekoppelt wird (Kap. 4.1, Abb. 14). Zur Berechnung der P-Einträge über Erosion werden Daten zu Phosphatgehalten im Boden benötigt. Zur Berechnung dieser Eingangsdaten werden Phosphatdüngungsüberschüsse verwendet, die mit dem agrarökonomischen Sektormodell RAUMIS (IAP u. FAL 1996) berechnet und vom Pro-

jektpartner Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL Braunschweig) bereitgestellt wurden (Kap. 9.2, Abb. 14). Eine Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen und ihre Herkunft liefert Tab. 8 in Kapitel 4.3.

Tab. 10: Haupt-Parameter, die wesentlichen Einfluss auf die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus diffusen Quellen in makroskaligen Flusseinzugsgebieten ausüben

Dränung	grundwasserbürtiger Abfluss	Erosion	Abschwemmung	Trennkanalisation
Dränabflusshöhe	Grundwasserneubildungshöhe	Erosionsgefährdungshöhe	Oberflächenabflusshöhe	Flächentyp
Sorptionskapazität des Bodens	Sorptionskapazität des Bodens	P-Gehalt des Bodens	Verschlämungsneigung	Oberflächenabflusshöhe
Landnutzung	Grundwasserflurabstand	P-Anreicherung während des Transports	Grund- und Staunässeinfluss	Anteil versiegelter Flächen
P-Gehalt des Bodens	P-Gehalt des Bodens	Anbindung der Fläche an das Gewässernetz	Landnutzung	Anteil der Trennkanalisation am gesamten Kanalnetz
-	-	-	Hangneigung	-
-	-	-	Anbindung der Fläche an das Gewässernetz	-

Quellen: Blankenburg (1983), Scheffer (2002), Scheffer u. Foerster (1991), Foerster (1982), (1988), Foerster et al. (1985), Früchtenicht (1998), Früchtenicht et al. (1996), Hasenpusch (1995), Lammel (1990), Kuntze (1983), (1988), Lennartz u. Hartwigsen (2001), Munk (1972), Neuhaus (1991), MUNLV (2003), Heathwaite (1997), Auerswald (1989), Volk u. Steinhardt (2001), Behrendt u. Boekhold (1993), Beudert (1997), Behrendt et al. (1999)

Da die in Tab. 10 aufgeführten Parameter die Höhe des P-Eintrags auf der Makroskala nicht einzeln sondern durch ihre Koinzidenz steuern, werden die Datensätze mit Ausnahme der Abflusskomponenten im GIS klassiert und additiv miteinander verknüpft, sodass für jeden Pfad typisierte Teilflächen mit definierten, zeitlich stabilen Merkmalen gebildet werden. Da die Teilflächentypen jeweils einen identischen Parametersatz aufweisen, sind sie strukturell vergleichbar. Die zu ihrer Ableitung herangezogenen kontinuierlichen Datensätze sind in Bezug auf den Maßstab weitgehend homogen und inhaltlich konsistent, sodass auch den typisierten Liefergebieten maßstabsbezogen Homogenität unterstellt werden kann. In Anlehnung an Hydrotone bzw. Physiotope werden sie deshalb nachfolgend als Phosphotope bezeichnet. Für jeden Eintragspfad lassen sich jeweils mehrere Phosphotope definieren, die sich untereinander infolge ihrer jeweiligen Parameterkombination deutlich in ihrem Eintragsverhalten unterscheiden (Abb. 14). Aus einem Phosphotop kann der Eintrag nur über einen spezifischen Pfad erfolgen, die Phosphotope unterschiedli-

cher Pfade können sich jedoch räumlich überlagern, da P-Eintrag aus einer Fläche prinzipiell über mehrere Pfade möglich ist, z.B. über Erosion und Abschwemmung. Phosphotope sind daher diskontinuierliche, standardisierte Liefergebiete für Phosphat aus diffusen Quellen, das in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Mit Phosphotopen können makroskalige Fluss-Einzugsgebiete disaggregiert werden, sodass diskrete, georeferenzierte Bezugsflächen für die Modellierung gebildet werden. Anschließend können die Modellergebnisse räumlich verortet werden, um Schwerpunkträume des diffusen P-Eintrags lokalisieren zu können („Hot Spots“), deren geofaktoriellen Eigenschaftskombinationen bekannt sind. Auf dieser Grundlage wird eine Erarbeitung von Reduktionsmaßnahmen ermöglicht, die an die konkreten räumlichen Bedingungen angepasst sind.

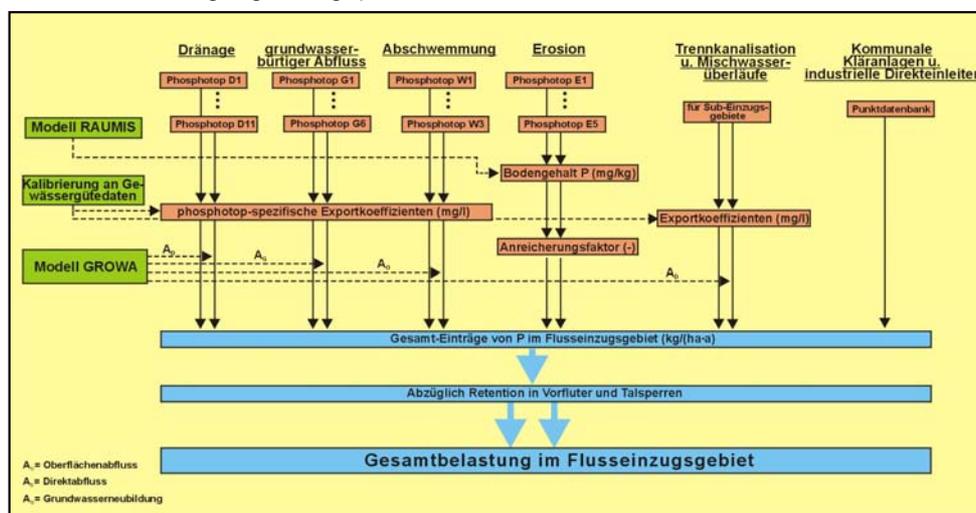


Abb. 14: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

Die Vorteile des Phosphotop-Konzepts bestehen in der Basierung auf objektiven, nachvollziehbaren Kriterien für die Auswahl der verwendeten Parameter und der beliebigen Erweiterbarkeit. Da die Abbildungsgenauigkeit durch die Verfügbarkeit von Daten und den Stand der Forschung beschränkt wird, kann sowohl die räumliche als auch die inhaltliche Differenzierung der Phosphotope höher aufgelösten Datensätzen oder neuen Erkenntnissen angepasst werden. Dasselbe gilt umgekehrt auch für die Verwendung von Datengrundlagen mit geringerer Auflösung, z.B. für wesentlich größere Untersuchungsgebiete. Insofern kann das Emissionsmodell MEPhos nach entsprechender Anpassung maßstabsübergreifend eingesetzt werden. Insgesamt werden zur Modellierung des diffusen P-Eintrags über die Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung und Erosion 25 verschiedene Phosphotope unterschieden (Abb. 14).

Die Ableitung von Phosphotopen durch Verschneidung von Datensätzen im GIS berücksichtigt bei den Pfaden Dränung und grundwasserbürtiger Abfluss diejenigen

Faktoren, die Einfluss auf die Konzentration an Gesamt-P besitzen, bei Abschwemmung wird zusätzlich die Anbindung an einen Vorfluter einbezogen (Kap. 6.1 f., 7.1 f. u. 8.1 f.). Die Ableitung von Phosphotopen zur Abbildung des Eintrags über Erosion erfolgt dagegen unter Verwendung der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG), die nicht nur die Stärke des Transportmediums in Form des Erosionspotenzials angibt, sondern auch eine Verortung der Teilflächen ermöglicht (Kap. 9.1 f.).

Zur rasterbasierten Modellierung des diffusen P-Eintrags über Dränagen, grundwasserbürtigen Abfluss sowie Abschwemmung werden den abgeleiteten Phosphotopen aufgrund der Homogenitätsannahme Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentrationen von Gesamt-P zugewiesen (Abb. 14). Die zugewiesenen Konzentrationen werden durch Kalibrierung gewonnen, die sich auf Frachten stützt, die für Sub-Einzugsgebiete ermittelt wurden. Mittels Division der Fracht durch den Mittelwert der phosphotop-spezifischen Abflusshöhe erhält man den Exportkoeffizienten der Einheit mg/l. Der Wertebereich, in dem sich der zu kalibrierende Exportkoeffizient bewegen kann, wird durch die Spannweite in der Fachliteratur veröffentlichter Referenzwerte gebildet. Diese Werte sind in mehrjährigen Felduntersuchungen an Flächen mit vergleichbaren Eigenschaften und Bewirtschaftungsweisen gemessen worden. Daher werden zur Festlegung des Schwankungsbereichs ausschließlich Arbeiten aus den REGFLUD-Untersuchungsgebieten bzw. aus vergleichbaren Räumen (norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen der „alten“ Bundesrepublik) herangezogen.

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope mit den Abflusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit kg/(ha·a). Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells GROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für die Pfade Abschwemmung, Dränung und grundwasserbürtiger Abfluss (Abb. 14).

Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von Gesamt-P durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials eines Phosphotops nach ABAG, dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt (Abb. 14, Kap. 9.1 f.). Außerdem wird die hydraulische Anbindung an das Fließgewässernetz berücksichtigt.

Die Einträge über Trennkanalisation können aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert berechnet werden. Daher werden sie auf der Ebene der zur Validitätsüberprüfung verwendeten Sub-Einzugsgebiete aggregiert berechnet (Kap. 13.1). Eingehender befasst sich Kapitel 10.1 mit diesem Problem.

Als punktuelle Eintragungspfade werden Mischwasserentlastungen, kommunale Kläranlagen sowie industrielle Direkteinleiter berücksichtigt (Abb. 14). Analog zu Einträgen über Trennkanalisation werden auch Einträge aus Mischwasserüberläufen berechnet, die aus dem o.g. Grund ebenfalls auf Sub-Einzugsgebietsniveau aggregiert sind. Dagegen können Einträge aus Kläranlagen und Industriebetrieben anlagenbezogen ermittelt werden (Kap. 11).

Nach Berechnung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über alle acht diffusen und punktuellen Pfade werden die einzelnen Emissionen für pegelbezogene Sub-Einzugsgebiete aufsummiert. Um die Validität der modellierten P-Einträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, wird die Fracht eines oberhalb befindlichen Sub-Einzugsgebiets addiert und anschließend die Retention der Gesamtfracht während des Transports im Fließgewässer und in Talsperren modellhaft ermittelt (Abb. 14, Gl. 10 u. 11, Kap. 13.2). Danach erfolgt ein Vergleich mit mittleren Frachtwerten, die aus gemessenen Gewässergütedaten ermittelt wurden.

$$F_{EZG} = F_{DQ} + F_{PQ} - R \quad \text{Gl. 10}$$

$$F_{EZG} = \left[\left(\sum F_{Dr} + \sum F_{Gw} + \sum F_{Abschw} + \sum F_{Eros} + \sum F_{Tk} \right) + \sum F_{KA} + \sum F_{ID} + \sum F_{Mw} \right] + F_{OL} - R_F - R_S$$

Gl. 11

wobei:

F_{EZG} = beobachtete Fracht am Pegel des Einzugsgebiets

F_{DQ} = Frachtanteil aus diffusen Quellen

F_{PQ} = Frachtanteil aus Punktquellen

R = P-Retention im Gewässer

R_F = P-Retention in Fließgewässern

R_S = P-Retention in stehenden Gewässern

F_{Dr} = Einträge über Dränagen

F_{Gw} = Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss

F_{Abschw} = Einträge über Abschwemmung

F_{Eros} = Einträge über Erosion

F_{Tk} = Einträge über Trennkanalisation

F_{KA} = Einträge aus kommunalen Kläranlagen

F_{ID} = Einträge aus industriellen Direkteinleitern

F_{Mw} = Einträge durch Mischwasserüberläufe

F_{OL} = P-Fracht eines oberhalb befindlichen Sub-Einzugsgebiets

In den folgenden Kapitel 6-11 wird für jeden Eintragspfad zunächst der Modellansatz erläutert, dann die Ableitung der Phosphotope beschrieben und anschließend das Ergebnis des pfadbezogenen P-Eintrags in Kartenform dargestellt und diskutiert. Eine Gesamtbetrachtung der mittels MEPhos ermittelten P-Einträge sowie die Validitätsüberprüfung der Modellergebnisse schließt sich in den Kapiteln 12 und 13.3 an.

6 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

6.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen (Karte 5 u. Karte 6) räumlich differenziert berechnet (Kap. 4.2.3 u. 4.4). Um festzustellen, welche Flächeneigenschaften Einfluss auf die Höhe der Konzentration von Gesamt-P im Dränwasser besitzen, wurde die einschlägige Fachliteratur ausgewertet. Hierbei wurden ausschließlich Ergebnisse mehr- bis langjähriger Untersuchungen herangezogen, um belastbare Aussagen zu mittleren Systemzuständen zu erhalten.

Die Konzentration im Dränwasser hängt sehr wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe) und damit sowohl vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für P als auch von seinem P-Gehalt ab, dessen Höhe v.a. von landwirtschaftlicher Düngung abhängt (Schoumans 2004, Früchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Die pedogene Sorptionskapazität des Bodens wird ihrerseits entscheidend von den bodenbürtigen Gehalten potenzieller Sorptionspartner, wie Eisen, Aluminium, Calcium, Ton und Humus sowie vom pH-Wert geprägt. Dementsprechend kann die P-Sorptionskapazität des Bodens in kleinskaligen Untersuchungen aus den Bodengehalten an oxalatlöslichem Eisen und Aluminium, z.B. nach Schoumans (2004) oder nach Werner und Pihl (1998), ermittelt werden. Die hierzu benötigten Eingabedaten liegen für die makroskaligen Teil-Einzugsgebiete von Ems und Rhein jedoch nicht flächendeckend und nicht im erforderlichen Detaillierungsgrad vor. Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen für über 98 % des REGFLUD-Projektgebiets im Maßstab 1:50.000 vor (Tab. 8). Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert:

- Hochmoorböden
- Niedermoorböden
- Sandmisch- bzw. Sanddeckkulturen
- Marschböden
- tonarme Sandböden
- bindige terrestrische Mineralböden

Der P-Gehalt des Unterbodens ist i.d.R. relativ niedrig, da überschüssiges Düngersphosphat in der Krume bindiger Mineralböden durch Sorption oder Fällung festgelegt wird und sich hier entsprechend anreichert (Kap. 2.2). Abgesehen von Hochmoorböden sind Ausnahmen jedoch in Sandmischkulturen und tonarmen Sandböden beo-

bachtet worden, in denen es besonders nach hohen Wirtschaftsdüngerapplikationen zu verstärkter vertikaler Verlagerung und Anreicherung von P im Unterboden gekommen ist (Vetter u. Steffens 1981, Früchtenicht et al. 1996). Der Humateffekt, d.h. die Komplexierung der Eisen- und Aluminiumkationen als potenzielle Sorptionspartner durch die in der Gülle vorhandene organische Substanz, spielt dabei eine große Rolle.

Die beiden genannten sorptionsschwachen Bodentypen treten auch in Regionen des Ems-Einzugsgebiets auf, in denen flächenunabhängige Veredlungswirtschaft betrieben wird, die mit langjährig hohen Nutztierdichten einhergeht (Teile des Münsterlands, Landkreise Vechta und Cloppenburg). Eigene Berechnungen mit dem Modell MEPhos haben gezeigt, dass es in den fünf benachbarten Sub-Einzugsgebieten der Gütepegel Uptloh/Lager Hase, Dinklage/Dinklager Bach, Bakum/Bakumer Bach, Südholz/Fladderkanal sowie Cloppenburg/Soeste zu überdurchschnittlich hohen Unterschätzungen der am Pegel registrierten mittleren Jahresfracht kommt. Alle genannten Sub-Einzugsgebiete weisen unterschiedlich große Gebietsanteile an den Landkreisen Vechta und Cloppenburg auf. Die Unterschätzungen ließen sich nicht auf Fehler bei der Erfassung von Punktquellen oder oberirdischer diffuser Einträge zurückführen. Die Ursache muss daher in diesen viehstarken Regionen in erhöhten unterirdischen P-Austrägen bestehen.

Ein erhöhter unterirdischer P-Austrag aus Mineralböden wird von Behrendt und Boekhold (1993), Harenz (1992) und Müller et al. (1982) als möglich erachtet, wenn auf Flächen mit hohen P-Überschüssen, geringen Sorptionskapazitäten des Bodens für P und hoher P-Sättigung zusätzlich die Eigenschaften „hoch anstehendes Grundwasser“ sowie „geringe Verweilzeit“ auftreten. Die Untersuchungen von Früchtenicht et al. (1996) an Bodenprofilen im Raum Weser-Ems haben diese Einschätzung bestätigt. In Arbeiten aus den Niederlanden wurden ebenfalls erhöhte P-Einträge aus hoch versorgten Sandböden über das Grundwasser beobachtet (Breeuwsma et al. 1990, Schoumans et al 1991). Breeuwsma und Reijerink (1992) haben in Regionen mit hoch versorgten Böden Konzentrationen in Oberflächengewässern von 1 mg/l Gesamt-P gemessen und geben einen P-Eintrag über das Grundwasser von bis zu 2,5 kg/(ha·a) bei sehr hohen Bodengehalten an. Da hoch anstehendes Grundwasser mit Flurabständen zwischen 1 und 6 dm unter landwirtschaftlich genutzten Flächen zur Einstufung als künstlich entwässert führt (Kap. 4.2.3), wird im Modell MEPhos ein erhöhter unterirdischer P-Austrag ausschließlich über Dränagen betrachtet. Für diesen Pfad können kurze Verweilzeiten des Abflusses unterstellt werden (Lademann u. Pöthig 1994).

Ein erhöhter unterirdischer P-Austrag setzt jedoch auch erhöhte P-Gehalte im Unterboden (60-90 cm Tiefe) voraus. Hierzu liegen keine flächendeckenden Daten vor, die auch nicht aus Oberbodengehalten errechnet werden können (Früchtenicht et al. 1996). Allerdings ist auf sorptionsschwachen tonarmen Sandböden und Sandmischkulturböden mit P-Gehalten über 50 mg P₂O₅ (DL) / 100 g Boden, d.h. nahe der Sät-

tigung von 100 %, eine verstärkte vertikale P-Verlagerung bekannt (Römer 1998). Zumindest in Teilen der Landkreise Vechta und Cloppenburg treten Böden mit Krumengehalten von über 50 mg P₂O₅ (DL) / 100 g großräumig auf, wie die Erhebungen von Sievers (1992) und Früchtenicht et al. (1996) für den Kammerbezirk Weser-Ems bzw. von Leinweber et al. (1993) und Nischwitz (1996) für Teile Süddoldenburgs zeigen. Wenngleich aus den hohen Krumengehalten sorptionsschwacher Böden beim derzeitigen Stand der Forschung nur qualitativ auf erhöhte Unterbodengehalte geschlossen werden kann (Werner u. Pihl 1998), zeigen die Ergebnisse von Früchtenicht et al. (1996), dass es auch bei geringen P-Sättigungsgraden im Unterboden bereits zu sehr hohen Konzentrationen von ortho-P im Bodenwasserextrakt kommen kann, besonders dann, wenn zusätzlich erhöhte Humusgehalte im Unterboden auftreten. So können z.B. auch bei 7 mg P₂O₅ (DL) / 100 g Boden in 60-90 cm Tiefe und 4,1 % Humus bereits 1,16 mg ortho-P/l im Sickerwasser gemessen werden.

Zur räumlich differenzierten Abbildung von Flächen, auf denen mit verstärkter vertikaler P-Verlagerung gerechnet werden muss, müssten die P-Gehalte des Bodens bekannt sein. Diese waren jedoch nicht flächendeckend für das REGFLUD-Projektgebiet beschaffbar, insbesondere für den Kammerbezirk Weser-Ems konnten sie auch in stark aggregierter Form (Gemeinden) aus Datenschutzgründen nicht zur Verfügung gestellt werden (schriftl. Mitt. Dr. Lorenz, LUFA Nord-West, v. 16.07.2004). Ersatzweise könnten die mit dem agrar-ökonomischen Sektormodell RAUMIS (Kap. 9.2) berechneten P-Überschüsse verwendet werden, die auf Landkreisebene berechnet wurden (Karte 37). Dieses Aggregationsniveau wird jedoch für das hier betrachtete Problem als zu hoch angesehen. Daher wird versucht, die sorptionsschwachen Hochmoorböden sowie tonarme Sand- und Sandmischkulturböden, auf denen mit verstärkter vertikaler P-Verlagerung und unterirdischem P-Austrag infolge überhöhter Ausbringung von Wirtschaftsdüngern zu rechnen ist, näherungsweise zu erfassen. Diese Teilflächen sollen aufgrund ihres Vermögens, P freizusetzen, anschließend als eigene Phosphotope dargestellt werden. Als Kriterium wird die Lage der genannten Bodentypen unter landwirtschaftlicher Nutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte verwendet. Dabei wird angenommen, dass der P-Gehalt der Böden mit zunehmender Entfernung der Ausbringungsfläche vom Veredlungsbetrieb abnimmt, was durch Ergebnisse von Leinweber et al. (1993) bestätigt wird.

Insgesamt werden elf unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird (Tab. 11). Die mit elf hohe Zahl spiegelt die große Diversität gedränter, landwirtschaftlich genutzter Bodentypen besonders im Einzugsgebiet der Ems (Kap. 3.1), die großen Unterschiede in der Nährstoffdynamik zwischen Moor- und Mineralbodentypen sowie die teilweise hohe mittlere Nutztierdichte wider. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials, die Landnutzung sowie die Lage in

Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte. Die einzelnen Phosphotope werden nachfolgend beschrieben und diskutiert.

Phosphotope D1 „Gedränkte Hochmoorböden unter Grünland“ und D2 „Gedränkte Hochmoorböden unter Grünland in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte“

Grünlandnutzung auf Hochmoorböden lässt i.d.R. auf eine Kultivierung nach dem Verfahren der Deutschen Hochmoorkultur schließen. Mit Werten zwischen ca. 3 und über 15 kg P/(ha·a) werden in der Literatur sehr hohe Austräge für dieses Phosphotop genannt (Tab. 11). Das geringe Vermögen, P im Moorboden zu fixieren, wird durch das weitgehende Fehlen freier Eisen- und Aluminiumkationen sowie den niedrigen pH-Wert verursacht (Scheffer 1999). Die vorhandenen Kationen werden überwiegend durch die organische Substanz komplexiert und stehen für eine P-Sorption nicht zur Verfügung. Düngergaben über den Pflanzenbedarf hinaus, und hierbei insbesondere in Form wasserlöslicher Mineraldünger oder als Gülle, können somit im Boden unterhalb der meist kalk- und aschereichen Grasnarbe nicht festgelegt werden. Wenn Phosphate den geringmächtigen Wurzelraum verlassen, sind sie für die Pflanzen nicht mehr verfügbar und können der Auswaschung mit dem Sickerwasser unterliegen (Blankenburg 1983).

In Felduntersuchungen hat sich herausgestellt, dass bei Ackernutzung und bei intensiver Gülledüngung von Hochmoorböden mit über 20 kg/(ha·a) noch höhere Austräge auftreten als bei Grünlandnutzung (Scheffer 1999, Scheffer et al. 1982, Vetter u. Steffens 1981). Ursache ist neben der meist höheren Düngerapplikation auch die größere oxidative Torfzehrung. Dadurch werden ca. 5-15 kg P/(ha·a) durch Mineralisierung freigesetzt, die bei fehlender Pflanzenaufnahme ebenfalls mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden (Scheffer u. Blankenburg 2004). Ackerbaulich bewirtschaftete Hochmoore treten jedoch im Einzugsgebiet der Ems seit den 1980er Jahren nur noch in sehr geringem Umfang auf, da diese Standorte mit dem Ziel der Ertragsverbesserung in Sandmischkulturen umgewandelt worden sind, sofern hierzu geeignete Substrate im Untergrund vorhanden waren (mündl. Mitt. Dr. Blankenburg und Dr. Schäfer, Bodentechnologisches Institut Bremen). Zur Abbildung des Ist-Zustandes diffuser P-Einträge über Dränagen werden Hochmoorflächen unter Acker daher nicht weiter berücksichtigt.

Bei intensiver Ausbringung von Wirtschaftsdüngern werden die niedrigen Sorptionskapazitäten des Hochmoorbodens zusätzlich reduziert, da die in der Gülle vorhandene organische Substanz ihrerseits Kationen bindet. Die besonders im Nordosten des Ems-Einzugsgebiets etablierte flächenunabhängige Veredlungswirtschaft geht mit weit verbreiteten, langjährig hohen Nutztierdichten einher. Regional konzentriert ist die Viehwirtschaft besonders in den Landkreisen Vechta und Cloppenburg (Karte 22). Dabei fallen große Mengen tierischer Exkrememente an, die auf den Flächen der genannten sowie der umliegenden Landkreise verstärkt ausgebracht worden sind (Nischwitz 1996). Daher ist es wahrscheinlich, dass auch die landwirtschaftlich genutzten Hochmoorflächen für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern genutzt wur-

den, sodass hier mit erhöhten P-Eintragen in die Oberflächengewässer zu rechnen ist.

Phosphotop D3 „Gedränkte Hochmoore in Abtorfung“

Auch nicht-landwirtschaftlich genutzte Hochmoorflächen können am P-Eintrag über Dränagen beteiligt sein, wenn sie abgetorft werden. Große Abbaufelder befinden sich im Einzugsgebiet der Ems im Bourtanger Moor und am Küstenkanal.

Um Hochmoortorf gewinnen zu können, müssen Hochmoore tiefgründig entwässert werden. Dabei kommt es infolge der Belüftung zur Mineralisation des organisch gebundenen Phosphats, das dann wegen fehlender Pflanzenaufnahme und der im Hochmoor nur wenig vorhandenen Sorbenten mit dem Sicker- und Dränwasser ausgewaschen wird. Die Angaben von Richardson (1985) sowie von Foerster und Neumann (1981) bewegen sich zwischen 0,4 und 1,5 kg/(ha-a) (Tab. 11). Der genannte Wertebereich wird als Größenordnung der geogenen Hintergrundlast in Hochmooren interpretiert (Kuntze u. Scheffer 1991, Blankenburg 2001), wobei die Höhe der P-Fracht abgesehen vom mineralisierten organischen P untergeordnet auch aus Niederschlag, Winderosion und tierischen Exkrementen besteht (Blankenburg 2001).

Phosphotope D4 „Gedränkte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung“ und D5 „Gedränkte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte“

Bei Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung wurde der Moorkörper nach ausreichender Entwässerung mit Sand aus dem tieferen Untergrund vermischt, wobei der Sand entweder durch Tiefpflügen (Sandmischkultur) oder durch Besanden mit nachfolgend flachem Einpflügen (Sanddeckkultur) in den Moorboden eingearbeitet wird (Göttlich u. Kuntze 1990). Durch die Maßnahmen entstehen Kulturböden, die in der Krume humose bis stark humose Sande aufweisen, unterhalb des gut durchmischten Pflughorizontes jedoch eine relativ scharfe Trennung von Sand- und Torfschichten zeigen.

Durch das Einbringen von Sand wird die Sorptionskapazität dieser Flächen, v.a. im Oberboden, deutlich erhöht. Im Gegensatz zu Sanddeckkulturen erstreckt sich bei Sandmischkulturen diese Erhöhung auch bis in den Unterboden, ist hier jedoch wesentlich von Verlauf und Mächtigkeit der schräg lagernden Sand- und Torfbalken abhängig und daher kleinräumig stark wechselnd. Zwar erfolgt die landwirtschaftliche Nutzung bei Sandmischkulturen meist als Acker, hingegen bei Sanddeckkulturen wegen der geringeren Durchwurzelungstiefe i.d.R. als Grünland. Da jedoch keine Erkenntnisse über ein daraus eventuell resultierendes unterschiedliches Austragsverhalten bekannt sind, wenn P aus der Krume vertikal verlagert wird, werden beide Flächentypen zu einem Phosphotop zusammengefasst.

Insgesamt ist gegenüber Hochmoorböden von einer deutlichen Verringerung der P-Austräge, jedoch auch von i.d.R. höherem Austrag im Vergleich mit tonarmen Sandböden auszugehen, wie Feld- und Lysimeterversuche gezeigt haben (Blankenburg 1983, Scheffer u. Bartels 1980). Die Reduzierung des P-Austrags aus Sandmischkul-

turen gegenüber Hochmooren beträgt nach Erfahrungen von Kuntze und Scheffer (1991) ca. 50-70 %, Scheffer und Blankenburg (2004) sprechen sogar von 70-95 %. Hierbei spielt u.a. auch das Alter der Kultur eine Rolle. Agrikulturchemisch nehmen Sandmischkulturen daher eine Mittelstellung zwischen Hochmoorböden und Sandböden ein, was sich auch in den Referenzwerten der Literatur äußert (Tab. 11). Die im Dränabfluss aus Sandmischkulturen gemessenen P-Konzentrationen betragen 80-90 % des Werts für Hochmoore unter Grünlandnutzung. Die im Dränabfluss aus tonarmen Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung gemessenen P-Konzentrationen sind nochmals um 50 % gegenüber den Austrägen aus Sandmischkulturen verringert (Tab. 11).

Da die Sorptionskapazität von Sandmischkulturen über die gesamte Bodentiefe betrachtet geringer ist als bei bindigen terrestrischen Mineralböden und in den Torfbalcken u.a. wegen der höheren Bodenfeuchte auch weiterhin die Möglichkeit zur verstärkten P-Verlagerung besteht (Früchtenicht et al. 1996), muss bei hohen Wirtschaftsdüngerapplikationen mit erhöhten P-Austrägen gerechnet werden. Dies wird u.a. durch Versuche von Vetter und Steffens (1981) sowie Früchtenicht et al. (1996) bestätigt, sodass bei einer Lage dieser Böden in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte ein separates Phosphotop definiert wird.

Phosphotope D6 „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und D7 „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die P-Dynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermoore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermoore mit aschereichen Krümmen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche Düngerphosphate festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, sodass ihre P-Dynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer 2002). Höhere P-Austräge aus Niedermooren, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooren mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg 1983, Blankenburg u. Scheffer 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z.B. durch Gülle, zu erhöhten P-Austrägen führen, da Phosphate im Niedermoorboden nicht so stark gebunden werden wie im Mineralboden (Scheffer u. Blankenburg 2004).

Die Niedermoore im REGFLUD-Projektgebiet befinden sich überwiegend im niedersächsischen Teil des Ems-Einzugsgebiets (Karte 2) und sind somit Bestandteil der saalezeitlichen Geestlandschaft. Nach Roeschmann (1960) und Kuntze (1988) sind diese Niedermoorarten meist kalkarm bis kalkfrei, z.T. aber reich an Eisen und Aluminium. Eine genauere räumliche Differenzierung der in den Teil-Einzugsgebieten von Ems und Rhein auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts der auf der Makroskala verfügbaren Datengrundlagen unterbleiben. Versuche, die Gehalte an Calcium, Eisen und Aluminium sowie den pH-Wert in Niedermooren anhand von Grundwasseranalysedaten aus den Messnetzen der Länder Niedersachsen und

Nordrhein-Westfalen zu bestimmen, führte wegen der niedrigen Messstellen-Dichte nicht zu befriedigenden Ergebnissen.

Daher werden mit Scheffer und Foerster (1988) schwach saure Niedermoore mit relativ hohen Gehalten an Eisen und Aluminium, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann, als für das Untersuchungsgebiet typisch angesehen. Diese Niedermoorarten können als relativ sorptionsstark gelten. Eine weitere Differenzierung der gedrähten Niedermoorfläche kann daher aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben (Tab. 11). Diese beruhen u.a. darauf, dass beim Pflügen die aschereiche Narbe, in der P fixiert werden kann, regelmäßig zerstört wird, und durch das Mischen der Krume mit der organischen Substanz ein Ausfällen unlöslicher Phosphate weitgehend verhindert wird (Scheffer u. Foerster 1991). Die mittleren P-Austräge aus Niedermooren betragen etwa 0,65 mg/l bei Ackernutzung und 0,4 mg/l bei Grünlandnutzung (Tab. 11, Scheffer 2002). Bei einer mittleren Dränabflusshöhe von ca. 200 mm/a aus Niedermooren des nordwestdeutschen Raums ergeben sich daraus flächenbezogene P-Austräge von 1,3 kg unter Ackernutzung bzw. 0,8 kg P/(ha·a) (Tab. 11).

Phosphotop D8 „Gedrähte Marschböden unter Ackernutzung“

Die Zahl deutscher Untersuchungen zum P-Austrag aus Marschböden ist vergleichsweise gering, wozu auch die Schwierigkeiten bei Abflussmessungen in tidebeeinflussten Gebieten beitragen (Foerster 1982, Neuhaus 1991, Schubert 1997).

Marschböden besitzen hohe Ton- und Schluffgehalte, teilweise auch hohe Kalkgehalte. Damit verfügen sie grundsätzlich über hohe Sorptionskapazitäten für P. Dennoch können erhöhte P-Gehalte im Dränwasser auftreten, wenn es auf sehr tonreichen Böden in Trockenperioden zur Bildung von Schrumpfrissen kommt. Über Makroporenfluss wird dann P vertikal verlagert und kann anschließend über Dräne ausgetragen werden. Diese Phänomene wurden u.a. von Heathwaite (1997) für tonreiche Böden in Großbritannien beschrieben. Neuhaus (1991) fand im Dränwasser von Marschböden an der Unterweser mit 2,8-3,9 kg/(ha·a) ebenfalls erhöhte P-Gehalte, die durch Makroporenfluss erklärt werden (Scheffer 1999). Der Austrag steigt mit zunehmender Düngung an, ist allerdings mit 2,8 kg P/(ha·a) auch aus ungedüngten Parzellen sehr hoch. Andere Experten führen hohe P-Gehalte im Dränwasser aus Marschböden deshalb auf hohe geogene Gehalte im Unterboden (Vivianit) zurück und sehen die Ergebnisse von Neuhaus nicht als repräsentativ für die gesamte Marsch an. Eine Austragshöhe von ca. 0,5 kg/(ha·a) wird dagegen als realistisch angesehen (mündl. Mitt. Dr. Schäfer, BTI Bremen, Fier u. Schäfer 2004). Diese Sichtweise wird durch Untersuchungen von Foerster (1982) gestützt, der selbst hoch versorgten Marschböden der Gehaltsklassen D und E lediglich mittlere Austräge von 0,3-0,4 kg P/(ha·a) bei Ackernutzung festgestellt hat.

Da wegen des Tideeinflusses keine Kalibrierung von Exportkoeffizienten für Marschböden möglich ist, wird der Referenzwert von 0,5 kg P/(ha·a) bzw. 0,2 mg Gesamt-P/l bei einer angenommenen mittleren Dränabflusshöhe von 250 mm/a für die Modellie-

rung verwendet. Bei den Untersuchungen von Briechle (1976) haben sich 250 mm/a als typische Dränabflusshöhe für Rohrdräne in Marschböden herausgestellt.

Bei entwässerungsbedürftigen Marschböden unter Grünland wird unterstellt, dass sie über Gräben entwässert werden. Dabei handelt es sich zwar ebenfalls um ein Verfahren zur künstlichen Entwässerung. Es kommt hierbei jedoch nicht zu einer Bodenpassage des Dränwassers, wodurch die Möglichkeit einer sorptiven Festlegung an Bodenpartikeln stark verringert wird. Austräge aus Marschengrünland werden daher in dieser Arbeit als Abschwemmung gewertet und in Kapitel 8.1 näher erläutert.

Phosphotope D9 „Gedränkte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“ und D10 „Gedränkte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte“

Obwohl tonarme Sandböden aufgrund von Makroporenfluss grundsätzlich eine hohe hydraulische Leitfähigkeit besitzen, müssen sie z.B. bei starkem Grundwassereinfluss intensiv gedränt werden, wenn eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen angestrebt wird.

Bei tonarmen Sandböden sind die Gehalte an Quarz, der kein P sorbiert, sehr hoch. Möglichkeiten zur P-Sorption bestehen hier v.a. über Eisen- und Aluminiumkationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg 1983). Deswegen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit tonarmer Sandböden im Vergleich zu der bindiger Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literatur-Referenzwerte von durchschnittlich etwa 0,3 mg Gesamt-P/l bei Sandböden zu ca. 0,03 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt (Tab. 11). Dies führte dazu, für tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des P-Austrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

Neuere Labor- und Felduntersuchungen zur Phosphatdynamik auf hoch mit Phosphat versorgten tonarmen Sandböden zeigen, dass es besonders nach mehrjähriger Gülledüngung mit hohen Gaben zu einer vertikalen P-Verlagerung kommt, die langfristig zu erhöhten Austrägen über Drän- oder hoch anstehendes Grundwasser führen kann (Foerster 1988, Hodgkin u. Hamilton 1993, Früchtenicht et al. 1996). Durch die mit der Gülle ausgebrachte organische Substanz erfolgt eine Komplexierung der Kationen, sodass diese für eine P-Sorption nicht mehr zur Verfügung stehen. Nach Scheffer (1999) deutet sich die Tiefenverlagerung bei einigen hoch versorgten Sandböden der Region Weser-Ems bereits an, was durch Bodenuntersuchungen der Landwirtschaftskammer Weser-Ems bestätigt wird (Früchtenicht et al. 1996). Auch die Ergebnisse der Modellrechnungen von Behrendt und Boekhold (1993) weisen in diese Richtung. Um den erhöhten Dränaustrag hoch mit P versorgter tonarmer Sandböden im Modell MEPhos abbilden zu können, wird daher ein eigenes Phosphotop festgelegt. Unterscheidungskriterium zwischen den Phosphotopen D9

und D10 ist die Lage der Fläche in einer Gemeinde mit langjährig hoher Nutztierdichte.

Phosphotop D11 „Gedränkte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d.h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe P-Austräge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie den Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel 1990, Hasenpusch 1995, Wichtmann 1994, Lennartz u. Hartwigsen 2001, Foerster u. Neumann 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Dünghöhe auf die Höhe der P-Konzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Auch haben sich aus der Literatur keine eindeutigen Hinweise auf Unterschiede im Austragsverhalten zwischen bestimmten Bodentypen oder –arten ergeben, z.B. Löß (Czeratzki 1976, zit. in Blankenburg 1983, Lammel 1990). Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte P-Austräge über preferential flow, d.h. Wurzelröhren, Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v.a. in tonreichen Böden (Heathwaite 1997). Eine Verallgemeinerung für bestimmte Bodentypen oder –arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich.

P-Austräge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen sind daher in Höhe der geogenen Grundlast von maximal etwa 0,05 mg/l zu erwarten (Tab. 11).

Insgesamt hat die Literaturoauswertung ergeben, dass neben der mittleren Dränabflusshöhe, die mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA modelliert wird, folgende Parameter besonders relevant für den Austrag von Phosphat über Dränagen sind: Sorptionskapazität des Bodens für Phosphat, Landnutzung und P-Gehalt bzw. Lage der Fläche in einer Gemeinde mit langjährig hoher Nutztierdichte (Tab. 10 in Kap. 5). Wie die Phosphotope für die (Teil-)Einzugsgebiete von Ems und Rhein aus den Datengrundlagen abgeleitet worden sind, ist Gegenstand von Kapitel 6.2. Dort werden auch detailliertere Angaben zur Kalibrierung der Exportkoeffizienten gemacht.

Tab. 11 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag und die durch Kalibrierung an Gewässergütedaten gewonnenen Exportkoeffizienten. Die in der Tabelle genannten Referenzwerte für die den Phosphotopen vergleichbare Untersuchungsflächen wurden der Literatur entnommen und dienen als Bezugsrahmen für die Kalibrierung. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des REGFLUD-Untersuchungsgebiets entsprechen, d.h. Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen der „alten“ Bundesländer. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind.

Tab. 11: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

	Phosphotop	Referenzwert [mg P- Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/ (ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (kalibriert)
D1	Gedrante Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0-5,4	3 bis >15	4,3
D2	Gedrante Hochmoorböden unter Grünlandnutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte	6	12-20	6,0
D3	Gedrante Hochmoorböden in Abtorfung	-	0,4-1,5	0,35
D4	Gedrante Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,6	2,6-6	3,3
D5	Gedrante Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte	-	-	4,0
D6	Gedrante Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3	0,8
D7	Gedrante Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4	0,7
D8	Gedrante Marschböden unter Ackernutzung	0,03-1,13 i.d.R. 0,2-0,5	0,3-1,4	0,2*
D9	Gedrante tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,25
D10	Gedrante tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte	-	-	0,8
D11	Gedrante bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5	0,05

Quellen der Referenzwerte: Blankenburg 1983, Scheffer 2002, Scheffer u. Foerster 1991, Foerster 1982, 1988, Foerster u. Neumann 1981, Foerster et al. 1985, Früchtenicht 1998, Früchtenicht et al. 1996, Hasenpusch 1995, Lammel 1990, Kuntze 1983, 1988, Lennartz u. Hartwigsen 2001, Munk 1972, Neuhaus 1991, Fier u. Schäfer 2004, Gerds et al. 1988, Richardson 1985, Scheffer u. Bartels 1980, Foerster 1973, Wichtmann 1994, Schubert 1997, Scheffer u. Kuntze 1991

* aufgrund des Tideinflusses nicht durch Kalibrierung bestimmbar, sondern aufgrund von Literaturangaben festgelegt

Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können. Referenzwerte zum erhöhten P-Austrag aus tonarmen Sandböden bzw. Sandmischkulturböden unter landwirtschaftlicher Nutzung konnten für deutsche Bedingungen der Literatur nicht entnommen werden (Tab. 11). Für die anderen Phosphotope konnte die Vorgabe, dass die

Referenzwerte der Literatur den Wertebereich für die Kalibrierung definieren, eingehalten werden. Sowohl die Referenzwerte der Literatur als auch die kalibrierten Exportkoeffizienten zeigen, dass aus gedränten Hochmoorböden unter Grünlandnutzung und aus gedränten Sandmisch- und Sanddeckkulturböden unter landwirtschaftlicher Nutzung die höchsten P-Austräge zu erwarten sind. Die Kalibrierung bestätigt darüber hinaus die höheren P-Austräge aus diesen Böden bei unterstellten hohen Wirtschaftsdüngerapplikationen (Phosphotope D2 und D5). Obwohl besonders bei tonreichen Mineralböden (Phosphotop D11) die Möglichkeit der erhöhten P-Verlagerung über preferential flow besteht, hat die Kalibrierung keine entsprechenden Hinweise ergeben. Für dieses Phosphotop werden P-Austräge in Höhe der geogenen Hintergrundlast ermittelt (Tab. 11).

6.2 Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Dränagen

In Kapitel 6.1 wurden die elf Phosphotope zur räumlich differenzierten Modellierung des P-Eintrags über Dränagen bereits dargestellt. Sie integrieren die Parameter „pedogene Sorptionskapazität des Bodens“, „Landnutzung“ und „P-Gehalt“, von denen eine maßgebliche Beeinflussung der mittleren Eintragshöhe ausgeht (Tab. 10).

Wie ebenfalls in Kapitel 6.1 bereits ausgeführt wurde, wird die Sorptionskapazität des Bodens aufgrund der Datenlage durch Bodentyp und Bodenart integrativ charakterisiert. Zur Ableitung der Phosphotope werden daher die Datensätze zu den Bodenverhältnissen, den künstlich entwässerten Flächen und zur Landnutzung benötigt, die in den Kapiteln 4.3.2 ff. beschrieben und diskutiert worden sind. Außerdem wird zur näherungsweisen Erfassung hoher P-Gehalte im Boden aufgrund hoher Wirtschaftsdüngergaben die langjährig mittlere Nutztierdichte auf Gemeindebasis (1983-1995) berechnet. Grundlage hierfür sind Daten der Statistischen Landesämter von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen zum Viehbestand und zur Größe der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Jahre 1983-1995 (Tab. 8). Als Umrechnungsschlüssel wurden Angaben in Ruhr-Stickstoff AG (1988) zu Grunde gelegt. Das Ergebnis der Berechnungen ist in Karte 22 zu sehen.

Im Ems-Einzugsgebiet sind auch im langjährigen Mittel (1983-1995) hohe Nutztierdichten über 2 DE/ha LF weit verbreitet (Karte 22). Dies betrifft besonders die Gemeinden des Landkreises Vechta mit einer Dichte von durchgehend >3 DE/ha LF. Vereinzelt treten weitere Gemeinden mit dieser Tierdichte in den Landkreisen Emsland und Osnabrück sowie im Münsterland auf. Gemeinden mit mehr als 2,5 DE sind im Landkreis Cloppenburg und vereinzelt im gesamten südlichen und zentralen Ems-Einzugsgebiet zu finden. Geringe Nutztierdichten von unter 1,5 DE/ha LF finden sich durchgehend in Gemeinden der Berglandregion sowie der Marschen sowie der Leda-Jümme-Niederung. Die in sandigen Flachlandregionen weit verbreiteten hohen Nutztierdichten sind Ausdruck der geringen Bodengüte, sodass das landwirtschaftliche Einkommen bereits seit Jahrzehnten durch Tierzucht und Veredlungswirtschaft ergänzt werden muss. Als Folge der im Hinblick auf Ackerbau pedologischen Ungunst hat sich eine flächenunabhängige, sektorspezifisch industrialisierte Veredlungswirtschaft besonders im Raum Weser-Ems herausgebildet, wozu die günstige Mittellage zwischen einem seeschifftiefen Hafen zum Import von Futtermitteln (Emden) einerseits und einem aufnahmefähigen Konsumgebiet (Ballungsraum Rhein-Ruhr) andererseits sowie die gute Verkehrsanbindung über Autobahnen ebenfalls beigetragen haben (Windhorst 1995). Besonders die Gemeinden des Landkreises Vechta haben sich neben ostniederländischen Provinzen zu einem europäischen Zentrum für Geflügelmast entwickelt, weshalb hier langjährige Durchschnittsbestände auftreten, die in keiner anderen europäischen Region anzutreffen sind (Windhorst 1996).

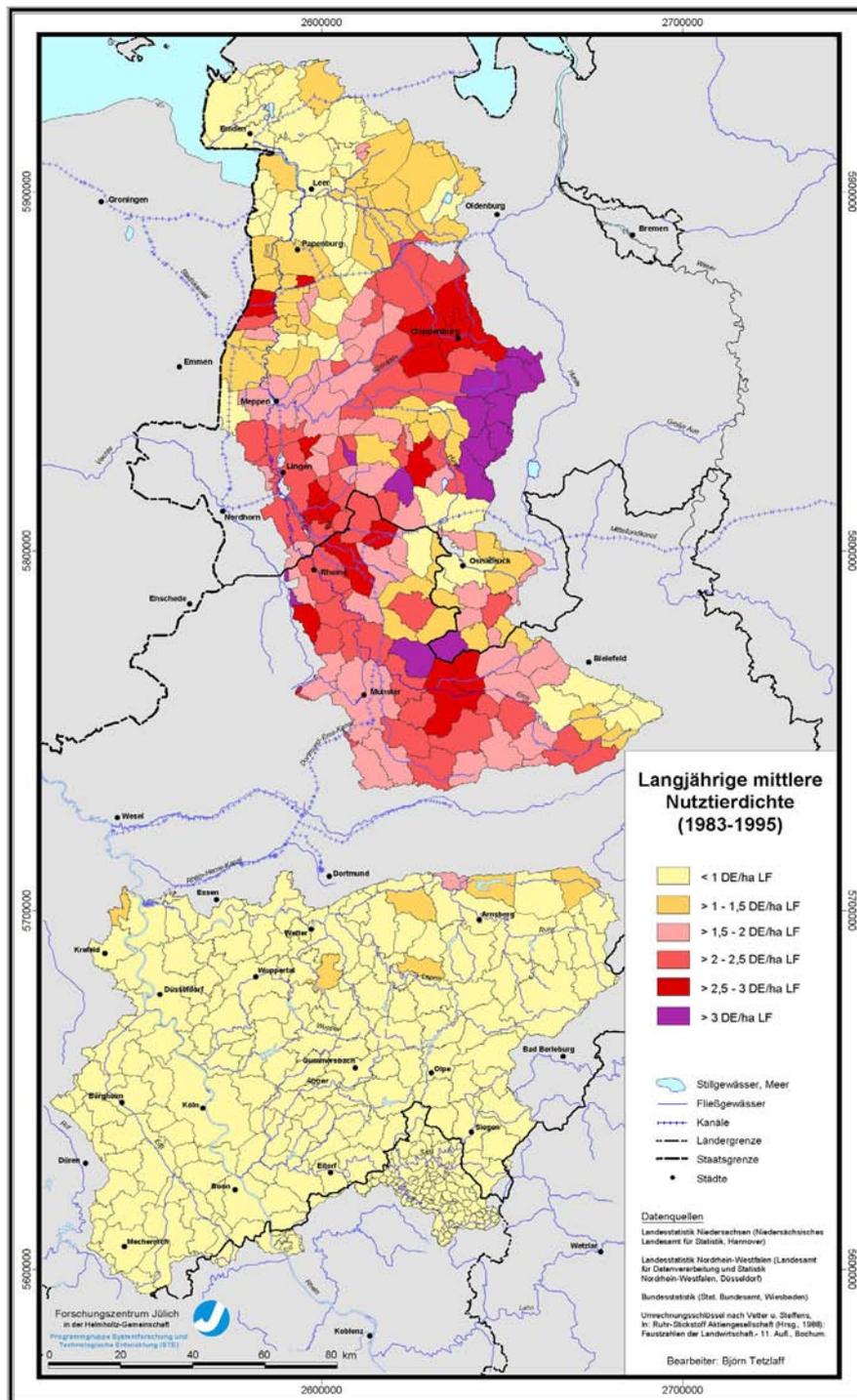
Unter den 20 führenden Landkreisen mit Mastschweinehaltung in Deutschland nehmen Cloppenburg und Vechta die führende Rolle mit 2001 zusammen 1,3 Mio. Schweinen ein (Klohn u. Windhorst 2003). Insgesamt beträgt der Schweinebestand

der genannten 20 Landkreise zusammen etwa 10 Mio. Die ganz oder in Teilen zum Einzugsgebiet der Ems gehörenden Landkreise Emsland, Warendorf, Osnabrück, Coesfeld, Steinfurt und Oldenburg gehören ebenfalls zu den führenden Kreisen mit Mastschweinehaltung in Deutschland (Klohn u. Windhorst 2003). Hinzu kommt, dass im Jahr 2001 Emsland, Cloppenburg, Steinfurt und Osnabrück auch zu den 20 führenden Landkreisen Deutschlands im Hinblick auf Rinderbestände gehören (Klohn u. Windhorst 2003). Entsprechend hoch ist der Anfall von Wirtschaftsdüngern, der zu überdurchschnittlichen Düngebilanzüberschüssen führt (Karte 37), die sich ihrerseits auf die Höhe der P-Gehalte im Boden auswirken (Karte 38, Nischwitz 1996, Leinweber et al. 1993, Sievers 1992, Früchtenicht et al. 1996). Der seit Jahren betriebene Export von Wirtschaftsdüngern in andere Regionen kann lediglich zu einer geringen Entlastung des Gesamt-Nährstoffüberschusses führen. Hiervon ist im Wesentlichen Geflügeltrockenkot und weniger die aus der Schweinehaltung resultierende Gülle betroffen (Nischwitz 1996).

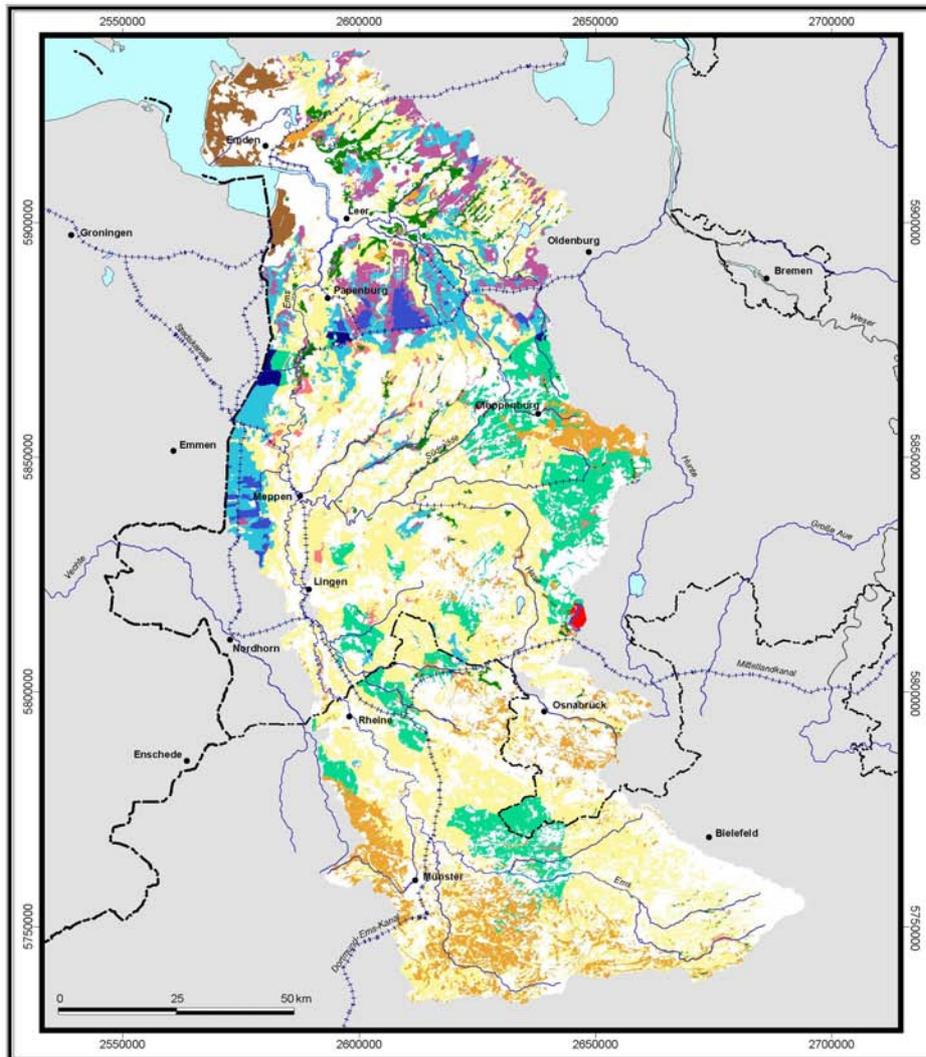
Ganz anders stellt sich die Situation im Untersuchungsgebiet Rhein dar. Hier herrscht im langjährigen Mittel ein durchgehend niedriger Viehbesatz von <1 DE/ha LF vor (Karte 22). Typisch für die Mittelgebirgsregion des Rheinischen Schiefergebirges ist extensive Milchviehwirtschaft. Lediglich in einigen Gemeinden, v.a. des Märkischen Kreises und des Landkreises Soest, werden Dichten über 1 DE/ha LF erreicht (Karte 22), die durch Schweinemast bedingt sind. Da die geschilderten niedrigen Nutztierdichten auch im Ackerbauggebiet der Niederrheinischen Bucht flächendeckend verbreitet sind und Besatzdichten unter 1 DE/ha LF nicht zur Nährstoffversorgung bei Ackerbau ausreichen (mündl. Mitt. Dr. Früchtenicht, Oldenburg), sind die landwirtschaftlichen Betriebe dieser Region auf umfangreichen Zukauf von Mineraldünger angewiesen bzw. fungieren als Empfänger von Wirtschaftsdüngerüberschüssen anderer Regionen Deutschlands.

Die Ableitung der in Tab. 11 aufgeführten Phosphotope erfolgt durch sukzessive Verschneidung der Datensätze zu den Bodenverhältnissen, den künstlich entwässerten Flächen, der Landnutzung und der langjährig mittleren Nutztierdichte gemäß den Angaben in Kapitel 6.1. Als langjährig hohe Nutztierdichte wurde ein Mindestwert von 2,5 DE/ha LF festgelegt, da eine solche Düngermenge den Nährstoffbedarf auch bei Ackernutzung übersteigt (Nischwitz 1996). Außerdem ist zu beachten, dass der Mineraldüngerverbrauch im Oldenburgischen Münsterland nicht um den nährstoffäquivalenten Teil des Wirtschaftsdüngers niedriger liegt, sondern eine mit anderen Ackerbauregionen vergleichbare Höhe aufweist. Der nicht exportierte Teil des Wirtschaftsdüngers wird also vielfach zusätzlich zur Mineraldüngung aufgebracht (Köster u. Severin 1987).

Im Ergebnis wird die künstlich entwässerte Gesamtfläche der Teil-Einzugsgebiete von Ems und Rhein in Phosphotope, d.h. typisierte Teilflächen mit definierten Parameter-Kombinationen, disaggregiert. Karte 23 und Karte 24 zeigen die Verteilung der Phosphotope zur Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen.



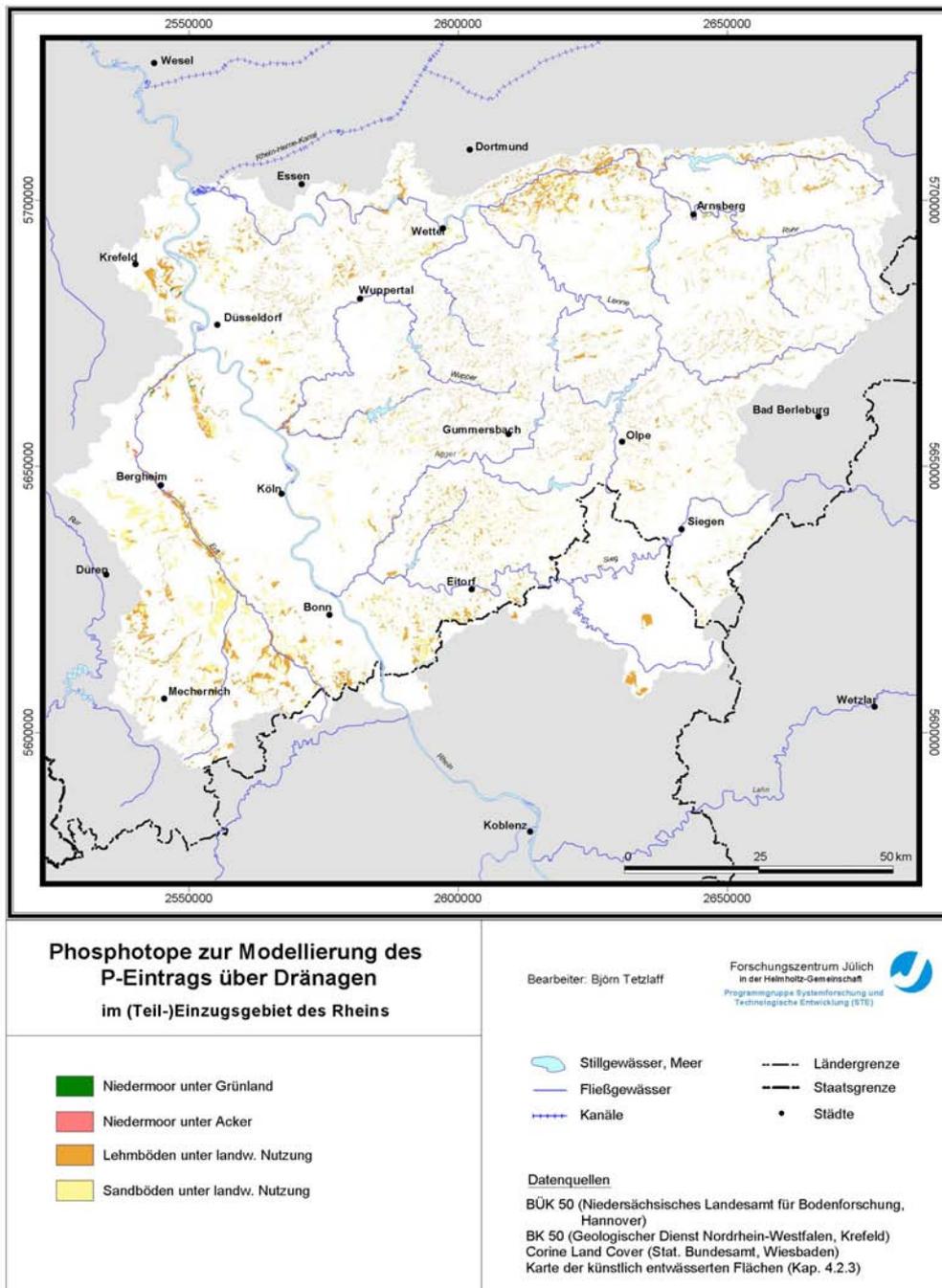
Karte 22: Langjährige mittlere Nutztierdichte (1983-1995)



Phosphotope zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen im Einzugsgebiet der Ems

<table border="0"> <tr> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <ul style="list-style-type: none"> Niedermoor unter Grünland Niedermoor unter Acker Hochmoor in Abtorfung Sandmisch- u. Sanddeckkulturen unter landw. Nutzung Hochmoor unter Grünland Marschböden unter Acker </td> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> <ul style="list-style-type: none"> Lehm Böden unter landw. Nutzung Sandböden unter landw. Nutzung Hochmoorböden unter Grünland in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte Sandmischkulturen unter landwirtsch. Nutzung in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte Tonarme Sandböden unter landw. Nutzung in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte </td> </tr> </table>	<ul style="list-style-type: none"> Niedermoor unter Grünland Niedermoor unter Acker Hochmoor in Abtorfung Sandmisch- u. Sanddeckkulturen unter landw. Nutzung Hochmoor unter Grünland Marschböden unter Acker 	<ul style="list-style-type: none"> Lehm Böden unter landw. Nutzung Sandböden unter landw. Nutzung Hochmoorböden unter Grünland in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte Sandmischkulturen unter landwirtsch. Nutzung in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte Tonarme Sandböden unter landw. Nutzung in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte 	<p>Bearbeiter: Björn Tetzlaff</p> <p style="text-align: right;">Forschungszentrum Jülich in der Helmholtz-Gemeinschaft Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE)</p> <table border="0"> <tr> <td> Stillgewässer, Meer</td> <td> Ländergrenze</td> </tr> <tr> <td> Fließgewässer</td> <td> Staatsgrenze</td> </tr> <tr> <td> Kanäle</td> <td> Städte</td> </tr> </table> <p>Datenquellen BÜK 50 (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover) BK 50 (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld) Corine Land Cover (Stat. Bundesamt, Wiesbaden) Karte der künstlich entwässerten Flächen (Kap. 4.2.3)</p>	 Stillgewässer, Meer	 Ländergrenze	 Fließgewässer	 Staatsgrenze	 Kanäle	 Städte
<ul style="list-style-type: none"> Niedermoor unter Grünland Niedermoor unter Acker Hochmoor in Abtorfung Sandmisch- u. Sanddeckkulturen unter landw. Nutzung Hochmoor unter Grünland Marschböden unter Acker 	<ul style="list-style-type: none"> Lehm Böden unter landw. Nutzung Sandböden unter landw. Nutzung Hochmoorböden unter Grünland in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte Sandmischkulturen unter landwirtsch. Nutzung in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte Tonarme Sandböden unter landw. Nutzung in Gemeinden mit langj. hoher Nutztierdichte 								
 Stillgewässer, Meer	 Ländergrenze								
 Fließgewässer	 Staatsgrenze								
 Kanäle	 Städte								

Karte 23: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 24: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen im Untersuchungsgebiet Rhein

Karte 23 zeigt, dass im gesamten südlichen und zentralen Teil des Ems-Einzugsgebiets gedränte Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung dominieren. Gedränte Lehm Böden treten im südwestlichen Einzugsgebiet, im Teutoburger Wald sowie auf der Cloppenburg Geest auf. Im nördlichen Teil haben Hochmoore und ihre durch Meliorierung entstandenen Subtypen weite Verbreitung. Dies betrifft die durch Grünlandnutzung auf Hochmoorböden entstandenen sog. Deutschen Hochmoorkulturen sowie die Sandmischkulturen, die sich vom Bourtanger Moor und am Küstenkanal entlang bis in den Oldenburger Raum ziehen. Im Bereich des Küstenkanals sowie im Bourtanger Moor werden Hochmoorflächen außerdem zum Torfabbau genutzt. Im küstennahen Raum herrschen als Grünland genutzte Niedermoore und Ackernutzung auf den jüngeren Marschböden vor. Phosphotope zur Abbildung von sorptionsschwachen gedränten Böden werden gemäß Karte 22 flächenhaft im Osten und Süden des Ems-Einzugsgebiets ausgewiesen und betreffen vorrangig tonarme Sandböden.

Karte 24 zeigt, dass im Teileinzugsgebiet des Rheins Flächen mit künstlicher Entwässerung deutlich weniger verbreitet sind. Zwei Phosphotope dominieren: gedränte tonarme Sandböden und gedränte bindige terrestrische Mineralböden, jeweils unter landwirtschaftlicher Nutzung. Beide Typen finden sich weit verbreitet in der Niederrheinischen Bucht und im Rheinischen Schiefergebirge. Meistens ist das Auftreten der genannten Phosphotope im Untersuchungsgebiet Rhein an Fluss- und Bachniederungen geknüpft, wie die Verbreitungsmuster besonders östlich des Rheins zeigen.

Zur Quantifizierung des P-Eintrags in die Oberflächengewässer über Dränagen werden den Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentration von Gesamt-P zugewiesen, die durch Kalibrierung ermittelt werden (Tab. 11). Die Kalibrierung stützt sich dabei auf 52 Gütepegel, die aus der Gesamtzahl aller zur Verfügung stehenden Pegel von 86 ausgewählt wurden. Ausschlaggebend für die Selektion war, dass für den Pegel langjährige Abflusszeitreihen vorliegen, um die Genauigkeit der ermittelten Frachten zu erhöhen. Außerdem dürfen sich keine Hinweise auf massive Störungen des natürlichen Wasserhaushalts ergeben. Hinweise auf Störungen des natürlichen Abflussverhaltens im pegelbezogenen Einzugsgebiet werden der Validitätsüberprüfung des Gesamtabflusses (Kap. 4.4) und der Fachliteratur entnommen. Zusätzlich wurden Hinweise aus Expertengesprächen, z.B. mit Wasser- und Bodenverbänden, miteinbezogen.

Zur Kalibrierung werden die aus Gütemessdaten für pegelbezogene Sub-Einzugsgebiete geschätzten mittleren Jahresfrachten herangezogen, zu denen die P-Fracht, die der Retention unterliegt, addiert wird. Dann werden die P-Einträge über Erosion und aus Kläranlagen sowie industriellen Direkteinleitungen subtrahiert. Die verbleibende Restfracht wird mittels einem Maximum Likelihood-Verfahren auf die Phosphotope der Eintragspfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss sowie Ab-

schwemmung und auf die Eintragspfade Trennkanalisation sowie Mischwasserentlastung in Form von mittleren Frachtausträgen [kg/(ha·a)] aufgeteilt. Die mittleren Exportkoeffizienten in mg/l ergeben sich dann durch Division mit dem mittleren Abfluss des Phosphotops.

Die Kalibrierung der Exportkoeffizienten mit Hilfe von mehrjährigen mittleren Jahresfrachten kann sich dabei nur innerhalb der Schwankungsbreite bewegen, die die Referenzwerte der Literatur vorgeben, um sicherzustellen, dass auch bei einem größtmöglichen „Fit“ realistische Exportkoeffizienten ermittelt werden. Die Referenzwerte der Literatur wurden in deutschen Untersuchungen für Naturräume ermittelt, die mit dem REGFLUD-Projektgebiet vergleichbar sind (Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirge der „alten“ Bundesländer). Damit soll gewährleistet sein, dass der Kalibrierung ähnliche Klima-, Boden- und Bearbeitungsverhältnisse zu Grunde liegen. Wie Tab. 11 zeigt, stimmen die kalibrierten P-Konzentrationen gut mit den in der Literatur genannten Schwankungsbreiten überein.

Die Modellierung des P-Eintrags über Dränagen in der Einheit kg/(ha·a) erfolgt durch multiplikative Verknüpfung der den Phosphotopen zugewiesenen Exportkoeffizienten in der Einheit mg/l und der mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA flächendifferenziert berechneten Dränabflusshöhe in mm auf Rasterbasis. Die mittlere Dränabflusshöhe wurde hierzu anhand der Karte künstlich entwässerter Flächen (Karte 5 u. Karte 6) und der zugewiesenen Dränabflussanteile (Kap. 4.2.3) aus dem Gesamtabfluss berechnet (Abb. 7). Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Dränagen zeigen Karte 25 und Karte 26.

6.3 Ergebnisse

Aus der multiplikativen Verknüpfung der Phosphotopflächen, denen Exportkoeffizienten zugewiesen wurden, mit der flächendifferenziert berechneten mittleren Dränabflusshöhe (1995-1999) auf Rasterbasis resultieren die Karten des mittleren Eintrags von Gesamt-P über Dränagen (Karte 25 u. Karte 26).

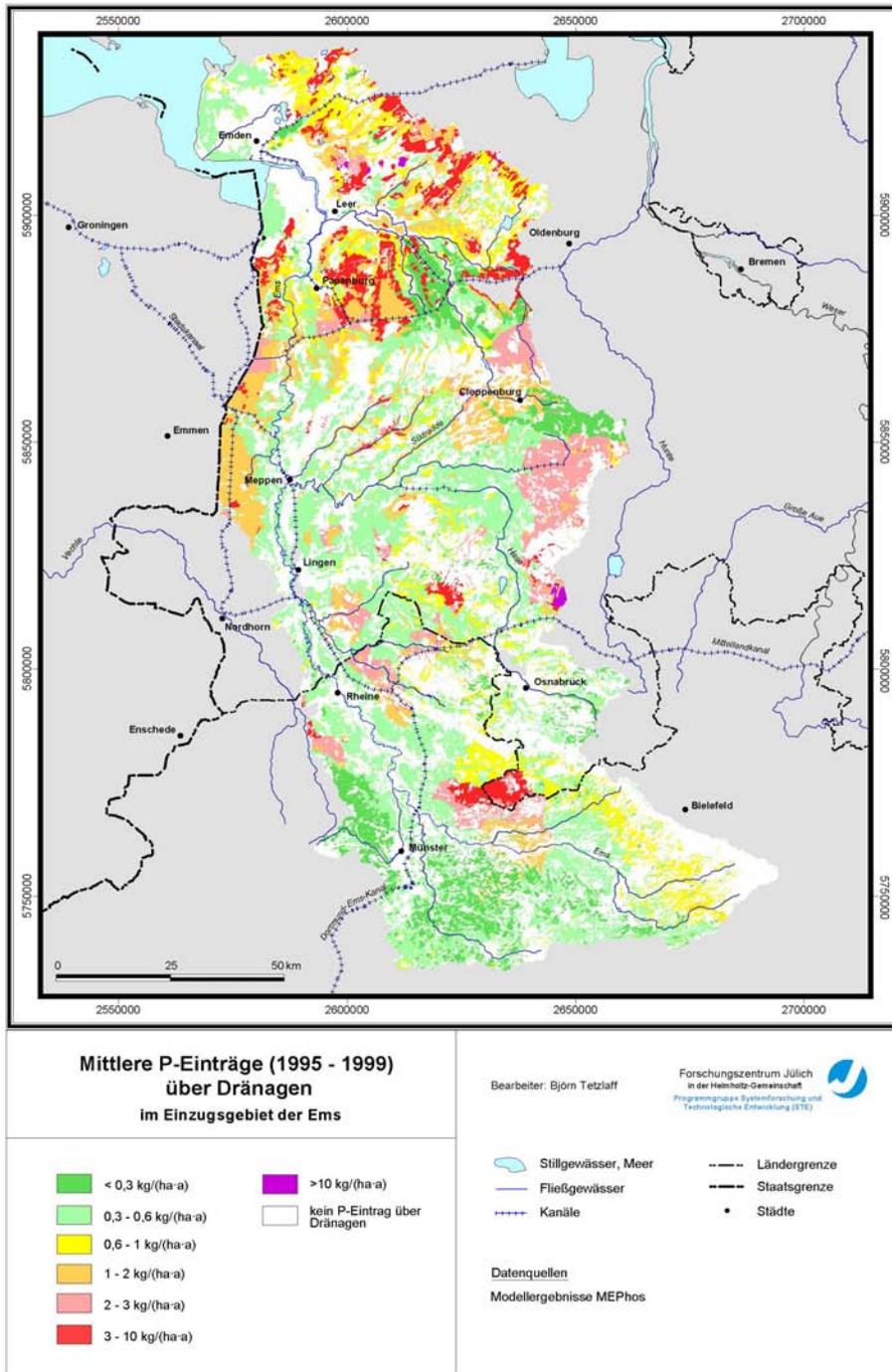
In der Karte des P-Eintrags über Dränagen im Einzugsgebiet der Ems (Karte 25) treten die als Grünland genutzten Hochmoorböden, sog. Deutsche Hochmoorkulturen, mit Einträgen zwischen 5 und 10 kg/(ha·a) deutlich als Belastungsschwerpunkte hervor. Die mit 12,5 kg/(ha·a) höchsten P-Einträge werden für das Große Moor, südwestlich des Dümmers, berechnet, wobei es sich um eine Hochmoorfläche im Landkreis Vechta handelt, für die erhöhte Wirtschaftsdüngerapplikation unterstellt wird (Kap. 6.1). Dem Klima entsprechend, konzentrieren sich die Hochmoorflächen im Wesentlichen auf die Leda-Jümme-Niederung, in der sie größere, zusammenhängende Areale einnehmen. Verantwortlich für die hohen Einträge dieses sorptionschwachen Phosphotops sind neben der hohen Phosphatkonzentration die generell intensive Dränung und die damit verbundenen hohen Dränwasserspenden, vgl. Karte 17. Vereinzelte „Hot Spots“ geringer räumlicher Ausdehnung finden sich darüber hinaus auch in den Einzugsgebieten von Nord- und Mittelradde sowie im Bourtanger Moor. Mit 2-3 kg/(ha·a) sind die tonarmen Sandböden in Regionen mit langjährig hoher Nutztierdichte die Teilflächen mit dem zweithöchsten P-Eintrag. Entsprechend dem Auftreten von Nutztierdichten von mehr als 2,5 DE/ha LF zwischen 1983 und 1995 werden diese Sandbödenflächen im Landkreis Vechta und in Teilen des Landkreises Cloppenburg sowie in Gemeinden des südlichen Einzugsgebietsausgewiesen (Karte 25 u. Karte 22). Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung emittieren im Mittel (1995-1999) 1-2 kg/(ha·a) Gesamt-P. Gleiches gilt für die in Abtorfung befindlichen großen Hochmoorkomplexe am Küstenkanal (Papenburger Moor, Westermoor) und im Bourtanger Moor. Ursache sind hohe P-Konzentrationen im Dränablauf von Abtorfungsflächen aufgrund von Mineralisationsprozessen im entwässerten Torf bei gleichzeitig intensiver Dränung (Kap. 4.2.3 und Karte 5). Mittlere Einträge zwischen 0,5 und 2 kg/(ha·a) treten in Form vereinzelter schmaler Streifen im gesamten Ems-Einzugsgebiet auf und entstammen Niedermoorflächen unter Acker bzw. Grünland. Großflächiger sind Einträge dieser Größenordnung lediglich im äußersten Norden des Ems-Einzugsgebiets zu finden, wo Niedermooere unter Grünland sowie Marschböden unter Acker weit verbreitet sind (Karte 23). 84 %, d.h. der Großteil der gedränten landwirtschaftlichen Nutzfläche, unterliegt geringen dränagebürtigen P-Einträgen von weniger als 0,5 kg/(ha·a), in Regionen mit Böden aus Sandlöß oder Lehm (Cloppenburger Geest, Münsterland) sogar weniger als 0,1 kg/(ha·a).

Ein gänzlich anderes Bild zeigt die Karte des Eintrags über Dränagen im Teil-Einzugsgebiet des Rheins (Karte 26). Einerseits ist der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der Landnutzung grundsätzlich niedriger als im Emsgebiet, was auch für den gedränten Anteil an der Landwirtschaftsfläche gilt. Andererseits ist das Sorptionsvermögen der dominierenden Phosphotope aus z.T. tonreichen Sand- und

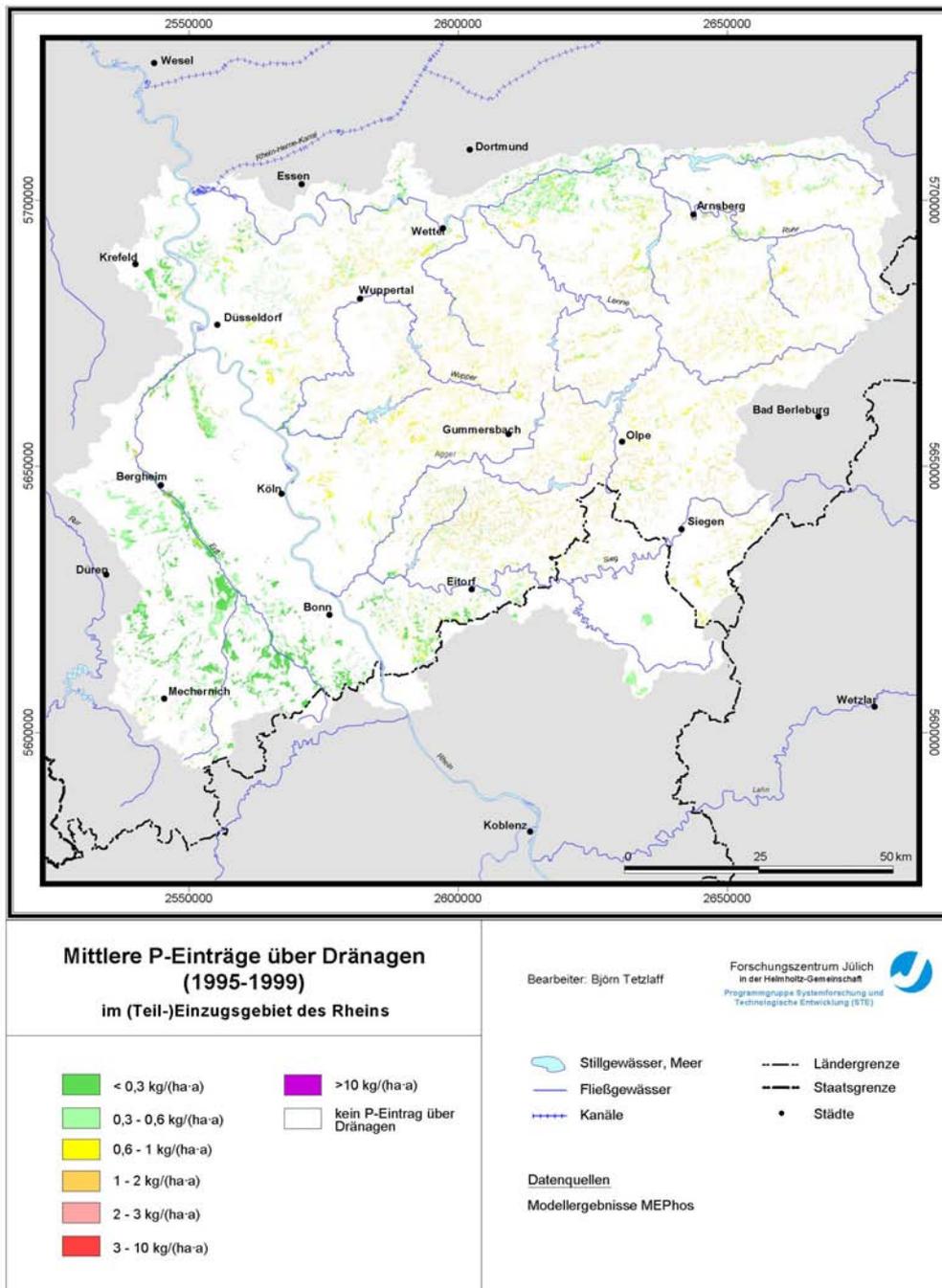
Lehmböden grundsätzlich größer, sodass sich hier v.a. geringe Einträge von weniger als 0,5 kg/(ha·a) ergeben. Lediglich in den höheren Lagen des Rheinischen Schiefergebirges ergeben sich für einzelne Teilflächen aufgrund höherer mittlerer Dränabflusshöhe erhöhte Einträge von bis zu 1 kg/(ha·a).

Insgesamt kann jedoch festgehalten werden: Als Schwerpunkte des Eintrags über Dränagen zeigen sich ausschließlich Flächen mit sehr geringer bodenbedingter Sorptionskapazität, landwirtschaftlicher Nutzung, die eine P-Zufuhr durch Düngung beinhaltet und gleichzeitig hoher Dränwasserspende. Diese Kennzeichen treffen in der genannten Kombination v.a. auf Deutsche Hochmoorkulturen zu, die ca. 5 % der gedränten landwirtschaftlichen Nutzfläche im Ems-Einzugsgebiet ausmachen.

Inwieweit die modellierten mittleren Dränageeinträge (1995-1999) in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein die Realität abbilden, kann nur durch eine Validitätsüberprüfung mit Gesamtfrachten überprüft werden. Dies setzt voraus, dass hierzu P-Einträge aus allen Quellen und über sämtliche Pfade bekannt sind. Nach den Darstellungen der P-Einträge über die Pfade grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion, Trennkanalisation, Kläranlagen und Mischwasserentlastung schließt sich diese Validitätsüberprüfung in Kapitel 13.3 an.



Karte 25: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Dränagen im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 26: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Dränagen im Untersuchungsgebiet Rhein

7 P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss

7.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss

Unter dem Pfad grundwasserbürtiger Abfluss werden in dieser Arbeit P-Einträge verstanden, die durch Auswaschung ins Grundwasser und dann über den grundwasserbürtigen Abfluss in die Vorfluter gelangen. Als Pfadbezeichnung wurde hier „grundwasserbürtiger Abfluss“ anstelle von „Grundwasser“ oder „Auswaschung“ gewählt, um die Abgrenzung zu den P-Einträgen über Dränagen zu verdeutlichen, die ebenfalls als Folge von Auswaschung auftreten. Außerdem kann bei Dränung in Abhängigkeit der bodenhydrologischen Situation auch Grundwasser abgeführt werden. Als grundwasserbürtiger Abfluss wird in diesem Zusammenhang unterirdisches Wasser angesehen, das auf natürlichem Wege und mit großer Reaktionszeit den Oberflächengewässern zufließt. Aus gedränten Flächen wird daher nur während des Sommerhalbjahres ein Eintrag über den grundwasserbürtigen Abfluss angenommen, wenn eine Dränschüttung i.d.R. nicht gegeben ist (Kap. 4.2.3).

Daher können P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss in nennenswerter Höhe zum Einen aus nicht-gedränten landwirtschaftlichen Flächen auftreten. Zum Anderen können sie auch aus nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen stammen und geogen bedingt sein.

Analog zum P-Eintrag über Dränagen (Kap. 6) wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an Gesamt-P gesteuert. Die mittlere Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses wird flächendifferenzierter mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA unter Berücksichtigung von Dränagen ermittelt (Kap. 4). Die P-Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des REGFLUD-Projektgebiets als hoch angesehen werden kann (Kap. 6.1).

Zur integrativen Charakterisierung des bodenbürtigen Sorptionsvermögens für P und als Grundlage für die Disaggregation der am Grundwassereintrag beteiligten Einzugsgebietsfläche werden die aus Bodentyp und Bodenart gebildeten Sorptionsklassen mit Ausnahme der Hochmoorböden verwendet (Kap. 6.1). Der P-Eintrag aus Hochmoorböden über den grundwasserbürtigen Abfluss wird wegen ihres hydraulisch gering durchlässigen Untergrundes als vernachlässigbar angesehen. Abgesehen vom grundwasserbürtigen Abfluss bzw. der Zusickerungsrate zum Grundwasser und dem Sorptionsvermögen des Bodens ist in der Literatur der Einfluss folgender Flächeneigenschaften auf die Höhe der P-Konzentration bekannt: Landnutzung, Höhe des Grundwasserflurabstandes, Verweilzeit des Sickerwassers, P-Gehalt des Bodens (Behrendt u. Boekhold 1993, Früchtenicht et al. 1996, vgl. Tab. 10). Lademann und Pöthig (1994) schränken jedoch die Bedeutung des Bodengehalts auf Flächen mit sehr hohem P-Düngestatus ein. Behrendt und Boekhold (1993) betonen ebenfalls

die Bedeutung hoher Bodengehalte für erhöhte Grundwasserkonzentrationen und, dass zum P-Eintrag über den Grundwasserpfad niedrige Flurabstände nötig seien. Niedrige Flurabstände unter landwirtschaftlich genutzten Flächen, z.B. 2-4 dm, werden jedoch in der vorliegenden Arbeit als Kriterium für die Einstufung einer solchen Fläche als künstlich entwässert verwendet, da von einer ausreichenden Befahrbarkeit ausgegangen werden muss (Kap. 4.2.3). Für die Modellierung des Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss kommen daher v.a. landwirtschaftlich genutzte Teilflächen eines Einzugsgebiets in Betracht, die über Flurabstände von >6 dm verfügen. Hinzu kommt, dass Daten zum P-Gehalt des Oberbodens nicht ausreichend flächendifferenziert vorliegen, sodass auch dieser Einflussparameter für die Konzentrationshöhe im grundwasserbürtigen Abfluss nicht zur Disaggregation der Einzugsgebietsfläche und damit zur Ableitung von Phosphotopen herangezogen werden kann.

Tab. 12: Auswertung der Analysenergebnisse des Parameters ortho-Phosphat [mg/l] in Grundwasserproben aus 0-10 m Tiefe für Messstellen in verschiedenen Boden-Landnutzungs-Kombinationen

Boden-Landnutzungs-Kombinationen	n	Median	Modalwert
Bindige, terrestrische Mineralböden unter Ackernutzung	45	0,08	0,08
Bindige, terrestrische Mineralböden unter Grünlandnutzung	10	0,1	-
Marschböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	12	1,0	1,0
Tonarme Sandböden, alle Nutzungen	170	0,06	0,06
Tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	100	0,06	0,06
Tonarme Sandböden unter Ackernutzung	74	0,06	0,06
Niedermoor unter Grünlandnutzung	10	0,28	-
alle Proben im Lockergestein aus 0-10 m Tiefe mit aerobem Grundwasser	247	0,09	0,04

Quellen: Grundwasserbeschaffenhheitsdaten (NLfB, LUA), CORINE Land Cover (Stat. Bundesamt), BÜK 50 (NLfB), BK 50 (GD)

Die Zahl der Untersuchungen zur P-Konzentration im Grundwasser ist wegen der meist geringen quantitativen Bedeutung des Eintragspfads „grundwasserbürtiger Abfluss“ nicht sehr groß. Darüber hinaus beziehen sich die wenigen verfügbaren Arbeiten oftmals auf große Einzugsgebiete von Wasserwerken oder auf hydrogeologische Bezugseinheiten und nur zum Teil auf landwirtschaftlich genutzte Untersuchungsflächen mit bekannten Eigenschaften.

Um die Datenlage zur Ableitung repräsentativer Konzentrations-Mittelwerte für Typen von Teilflächen zu verbessern, wurden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung der Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen benutzt. Aus dem Datenbestand wurden die Messwerte für den Parameter ortho-P selektiert, die im obersten Grundwasserleiter festgestellt worden sind. Die selektierten Grundwassermesswerte wurden mit Daten zur Landnutzung und zu Bodentypen im GIS ver-

schnitten. Tab. 12 zeigt die Ergebnisse dieser Verschneidung. Wenn landwirtschaftliche Nutzung einen Einfluss auf Grundwasserbeschaffenheit ausübt, wird dies lediglich für den obersten Aquifer unterstellt.

Bei der Interpretation von Phosphatkonzentrationswerten aus Grundwasseranalysen ist auch der Sauerstoffgehalt des Grundwasser zu berücksichtigen, worauf Gelbrecht et al. (1991) hinweisen. Danach kann die Konzentration von ortho-P in anaerobem Grundwasser nicht generell mit der Konzentration an Gesamt-P gleichgesetzt werden, da beim Luftzutritt vor der Analyse ortho-P ausgefällt werden kann. Daher wurde zusätzlich die Sauerstoffkonzentration des Grundwassers der gleichen Entnahmetiefe als Kriterium herangezogen und 2 mg O₂/l als Grenze zwischen aerobem und anaerobem Grundwasser definiert (Wendland u. Kunkel 1999). Nach der Selektion stehen Konzentrationen von ortho-P für 247 Mess-Stellen im Lockergestein zur Verfügung. Die in aerobem Grundwasser ermittelten ortho-P-Konzentrationen wurden als Punktdaten im GIS mit Datensätzen der Bodentypen und der Landnutzung verschneidet, um aus der Grundgesamtheit Teilmengen zu bilden, deren Werteverteilung primärstatistisch untersucht werden konnte. Tab. 12 nennt die gebildeten Kombinationen aus Bodentypen und Landnutzung, den Umfang der Stichproben sowie Median und Modalwert zur Einschätzung der rechtsschiefen Verteilungen von gemessenen ortho-Phosphatkonzentrationen.

Tab. 12 zeigt, dass im Grundwasser unter tonarmen Sandböden die niedrigsten P-Konzentrationen gemessen wurden. Außerdem übt die Form der landwirtschaftlichen Nutzung auf den hier untersuchten Sandböden statistisch keinen Einfluss auf die Phosphatkonzentration im Grundwasser des obersten Aquifers aus. Außerdem lässt sich feststellen, dass die Konzentration unter Standorten mit lehmigen Böden größer ist als unter solchen mit Sandböden. Da lehmige Böden ein größeres Sorptionspotenzial als tonarme Sandböden besitzen, erscheint dieses Ergebnis zunächst nicht plausibel. Dils und Heathwaite (1999) führen unter Lehm Boden gemessene hohe P-Austräge auf preferential flow zurück. Inwieweit das auch hier zutrifft, kann angesichts der großen Bandbreite an Bodentypen und -arten mit stark variierenden Tongehalten nicht abschließend beurteilt werden.

Ein Vergleich mit Literaturangaben zu Grundwasserkonzentrationen im Raum Weser-Ems ergibt für gedüngte tonarme und für lehmige Sande sowie für tonige Schluffböden unter landwirtschaftlicher Nutzung deutlich höhere Werte als die Auswertung der Grundwasseranalysen: Vetter und Steffens (1981) haben unabhängig von der Düngungshöhe Austräge über den grundwasserbürtigen Abfluss in Höhe von ca. 0,3 kg/(ha-a) ermittelt. Trotz zum Teil starker Güllendüngung wurde zwar eine deutliche Anreicherung von P im Unterboden besonders von tonarmen, humosen Sandböden, jedoch keine erhöhte Auswaschung festgestellt. Diese Ergebnisse beziehen sich zwar auf Gesamtphosphat-Konzentrationen, ein Vergleich mit den Konzentrationen für ortho-Phosphat in aerobem Grundwasser ist jedoch aus den geschilderten Gründen zulässig. Die Ergebnisse der Grundwasseranalysen würden bei einer typischen

Zusickerungsrate zum Grundwasser von 200 mm/a einem P-Eintrag von ca. 0,12 kg/(ha·a) entsprechen (Tab. 12). Als Ursache der von Vetter und Steffens (1981) festgestellten höheren Werte wird der Grundwasserstand gesehen, der bei ihren Untersuchungen in 2-3 m Tiefe lag, d.h., es wurde relativ oberflächennahes Grundwasser beprobt. Die Grundwasserproben der Ländermessnetze wurden dagegen aus 0-10 m Tiefe gezogen. Damit wurde Grundwasser analysiert, das z.T. erheblich längere Fließwege zurückgelegt hat und daher in Kontakt mit einer erheblich größeren Zahl potenzieller Sorptionspartner gelangt ist.

Unter einigen Plaggenesch-Standorten waren deutlich höhere P-Konzentrationen als bei den übrigen Sandböden und den bindigen Mineralböden festzustellen. Dies ist nachvollziehbar, da im Unterboden von Plaggeneschen i.d.R. höhere Boden-P-Gehalte vorliegen, die aus dem Aufbringen der Plaggen nach ihrer Verwendung als Einstreu in Viehställen resultieren (Lienemann 2002). Da jedoch der Umfang der Stichprobe, die ausschließlich Plaggeneschböden unter landwirtschaftlicher Nutzung enthielt, mit n=4 gering war, wird sie nicht als insgesamt repräsentativ angesehen und daher nicht explizit in Tab. 12 aufgeführt.

Marschböden unter landwirtschaftlicher Nutzung zeigen die höchsten P-Konzentrationen von 1,0 mg/l (Tab. 12). Inwieweit dieser Wert für die gesamte Marsch repräsentativ ist, muss kritisch hinterfragt werden, da der Stichprobenumfang mit n=12 relativ niedrig ist. Im Unterboden der Marschen können Vivianite auftreten, die zu erhöhten P-Konzentrationen in Grund- und Dränwasser führen. Dieser Punkt ist bereits im Zusammenhang mit sehr hohen P-Konzentrationen im Dränabfluss, die von Neuhaus (1991) veröffentlicht worden sind, diskutiert worden (Kap. 6.1).

Neben den Marschböden ist auch der Medianwert der im Grundwasser unter Niedermooren gemessenen Konzentrationen deutlich höher. Allerdings ist auch hier der Stichprobenumfang mit n=10 relativ niedrig, sodass ebenfalls die Frage nach der Repräsentativität gestellt werden muss. Da alle Werte der Stichprobe jeweils nur einmal auftreten, kann kein Modalwert ermittelt werden (Tab. 12). Der Median von 0,28 mg/l liegt jedoch in derselben Größenordnung wie die P-Konzentrationen im Dränwasser aus Niedermoorgrünland, bei dessen Entwässerung v.a. Grundwasser abgeführt wird (Tab. 11, Scheffer 2002).

Werden alle Grundwasserproben aus dem obersten Aquifer im Lockergestein betrachtet und nicht nach Nutzungen differenziert, wird ein Medianwert ermittelt, der mit 0,09 mg/l ähnlich hoch wie der von bindigen, terrestrischen Mineralböden ist. Hingegen ist der Modus bei einer Gesamtheit von n=247 der niedrigste Wert aller betrachteten Stichproben und liegt mit 0,04 mg/l in der Größenordnung, die die Literatur für geogene P-Gehalte im Grundwasser angibt (Kunkel et al. 2004, Kölle 2001).

Aufgrund der Ergebnisse der statistischen Auswertung unterschiedlicher Boden-Landnutzungs-Kombinationen und der Angaben in der Literatur werden zur differen-

zierten Abbildung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss die in Tab. 13 angegebenen sechs Phosphotope definiert.

Tab. 13: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte bzw. Grundwassergütedaten für die P-Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

	Phosphotope	Referenzwert [mg P- Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/ (ha·a)]	Exportkoeffi- zient [mg/l] (kalibriert)
G1	ungedränte bindige Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,1-0,2	0,15-0,3	0,1
G2	ungedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,4	0,3-0,5	0,1
G3	gedränte Marschböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	1,0	-	0,2*
G4	gedränte Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,3	-	0,3
G5	geogener Hintergrundwert auf nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen	0,03-0,05 <0,1	-	0,04
G6	gedränte bindige und tonarme Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,03-0,05	-	0,04

Quellen der Referenzwerte: Kölle (2001), Kunkel et al. (2004), Foerster u. Neumann (1981), Foerster (1984), Vetter u. Steffens (1981), Vetter u. Steffens (1990), Aggerverband (2003a), Aggerverband (2003b), Steinmann (1997), Tab. 12

* aufgrund des Tideeinflusses nicht durch Kalibrierung bestimmbar, sondern aufgrund von Expertenhinweisen festgelegt

Tab. 13 zeigt zu den sechs Phosphotopen die Referenzwerte, die der Literatur entnommen bzw. durch die primärstatistische Analyse der Grundwassergütedaten gewonnen wurden. Bei der Definition der Phosphotope wird grundsätzlich zwischen gedränten und ungedränten Flächen unterschieden. Bei ungedränten bindigen sowie tonarmen Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung (Phosphotope G1 und G2) wird davon ausgegangen, dass das Grundwasser >6 dm unter Flur ansteht. Andernfalls würde diese Fläche als gedränt eingestuft (Kap. 4.2.3). Die Unterscheidung wird vorgenommen, um einen Vergleich mit den Ergebnissen von Geländeuntersuchungen an Standorten mit Flurabständen zwischen 1,5 und 3 m (Vetter u. Steffens 1981, Foerster 1984) sowie den Analyseergebnissen der Grundwassergüteüberwachung (0-10 m Tiefe) zu ermöglichen.

Während die Referenzwerte für die Phosphotope G1 und G2 bei den Konzentrationsangaben höhere Werte für lehmige Böden zeigen, kehrt sich das Verhältnis bei den P-Austrägen in Form flächenbezogener Frachtangaben um (Tab. 13). Dies ist durch die auf Sandböden i.d.R. höhere Zusickerungsrate zum Grundwasser bedingt. Bei der Kalibrierung konnte dagegen kein Unterschied im Austrag zwischen tonarmen und tonreicheren Mineralböden ermittelt werden (Tab. 13).

Bei Vorliegen einer künstlichen Entwässerung wird der weit überwiegende Teil des Sickerwassers über Dränagen abgeführt (Kap. 4.2.3). Eine Auswaschung von P mit dem Sickerwasser, die über die Dräntiefe hinausreicht, wird als vergleichsweise unbedeutend angesehen. Für diesen Fall werden daher P-Austräge in Höhe der geringen geogenen Hintergrundlast angenommen. Zwecks Abgrenzung von nicht-landwirtschaftlich genutzten Flächen, v.a. Wald und versiegelte Gebiete, aus denen geogen bedingte Emissionen zu erwarten sind, werden zwei separate Phosphotope gebildet (G5 und G6).

Aufgrund ihrer pedologischen Unterschiede und dem damit einhergehenden unterschiedlichen Sorptionsvermögen für P werden Niedermoore und Marschböden, jeweils unter landwirtschaftlicher Nutzung, ebenfalls als separate Phosphotope behandelt (Tab. 13). Beide Typen enthalten gedränte Flächen, da eine ertragsorientierte Landwirtschaft auf beiden Flächentypen nicht ohne künstliche Entwässerung auskommt. Seedorf und Meyer (1992) bezeichnen 96 % der Niedermoore in Niedersachsen als gedränt und nur 4 % als naturnah.

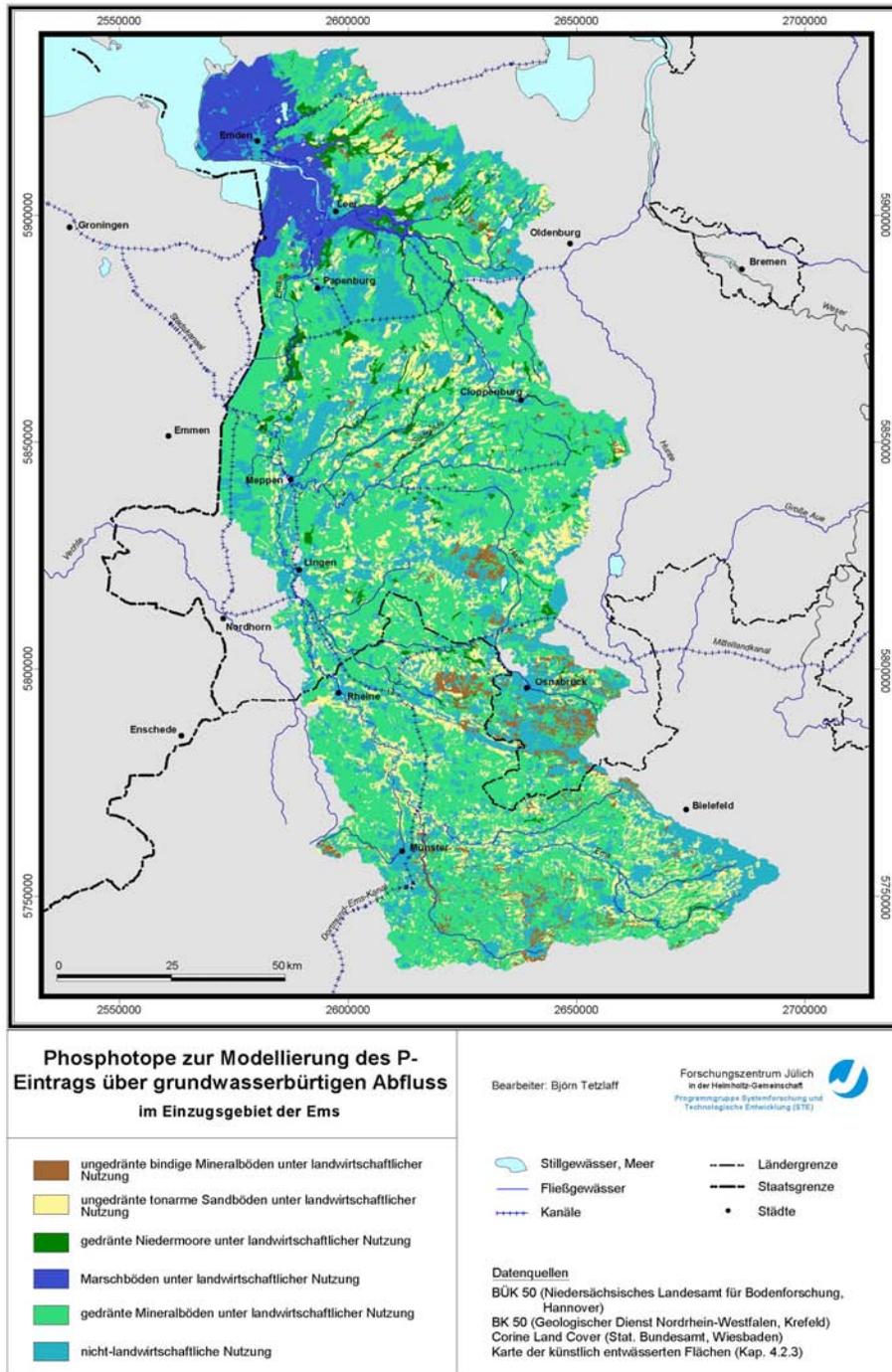
Der durch die primärstatistische Analyse von Beschaffenheitsdaten ermittelte P-Gehalt im Grundwasser unter landwirtschaftlich genutzten Marschböden erscheint mit 1,0 mg/l zu hoch, wenn man die Ergebnisse von Foerster (1982) für Konzentrationen im Dränwasser heranzieht und berücksichtigt, dass der Grundwasserspiegel unter Marschböden aufgrund des Tideeinflusses sehr flurnah ist. Wegen des Tideeinflusses ist auch keine Kalibrierung des Exportkoeffizienten für das Phosphotop Marschböden möglich. Deshalb wird in Anlehnung an die von Dr. Schäfer (BTI Bremen) mündlich mitgeteilte Dränaustragshöhe aus Marschböden (Kap. 6.1) eine Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss von 0,2 mg/l für Marschböden festgelegt.

7.2 Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss

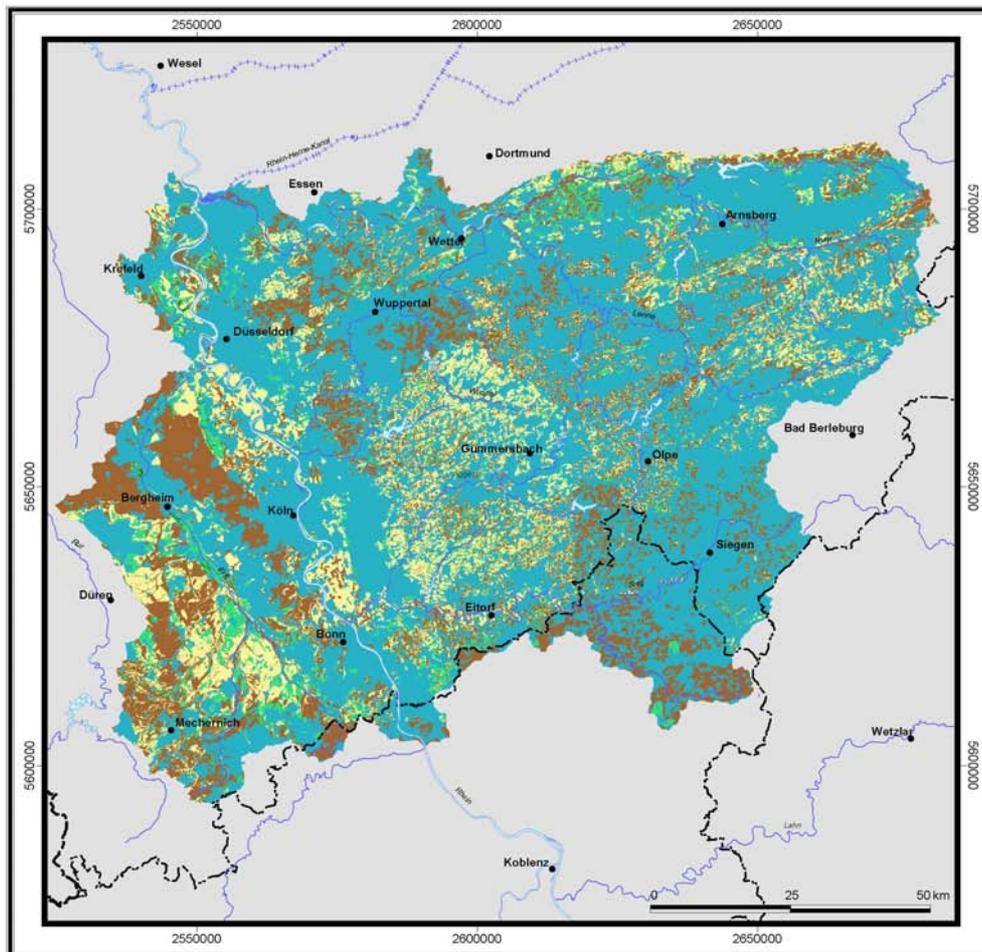
Zur differenzierten Abbildung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss wurden sechs unterschiedliche Phosphotope definiert (Kap. 7.1, Tab. 13). Sie integrieren die Parameter Landnutzung sowie Sorptionskapazität des Bodens, von denen eine maßgebliche Beeinflussung der mittleren Eintragshöhe ausgeht. Wie in Kapitel 6.1 bereits dargelegt wurde, wird die Sorptionskapazität des Bodens aufgrund der Datenlage durch Bodentyp und Bodenart integrativ charakterisiert. Zur Ableitung der Phosphotope werden daher die Datensätze zu den Bodenverhältnissen, den künstlich entwässerten Flächen und der Landnutzung benötigt, die in den Kapiteln 4.2.3 ff. beschrieben und diskutiert wurden. Diese werden im GIS nach den Angaben in Tab. 13 sukzessive miteinander verschnitten, sodass im Ergebnis die Einzugsgebietsfläche in Phosphotope, d.h. typisierte Teilflächen mit definierten Parameter-Kombinationen, disaggregiert wird. Karte 27 und Karte 28 zeigen die Verteilung der Phosphotope zur Modellierung des mittleren P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss.

In Karte 27 sind die Phosphotope zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss im Ems-Einzugsgebiet dargestellt. Außerhalb der Marschen sind die Phosphotope zur Abbildung von Einträgen aus der geogenen Hintergrundlast und aus gedränten terrestrischen Mineralböden dominierend. Das Phosphotop „Ungedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“ ist besonders am Oberlauf der Ems und auf den grundwasserfernen, weil höher gelegenen, Tal-sanddünen entlang des Emslaufs und auf den Wasserscheiden in der Hohen Geest verbreitet. „Ungedränte bindige Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“ finden sich in den höheren Lagen des Teutoburger Waldes und des Wiehengebirges sowie im münsterländischen Verbreitungsgebiet kreidezeitlicher Tonmergelgesteine (Karte 27). „Niedermoore unter Grünlandnutzung“ treten schwerpunkthaft im zentralen und v.a. nördlichen Einzugsgebietsteil auf, wo sie auf Flussniederungen beschränkt sind.

Im Untersuchungsgebiet Rhein treten im Wesentlichen drei der definierten Phosphotope auf (Karte 28). Dominierend ist der Typ „geogener Hintergrundwert“, der die Austräge aus den im Untersuchungsgebiet weit verbreiteten Wald- und Siedlungsflächen erfassen soll. Untergeordnet treten zu etwa gleichen Teilen die Typen der ungedränten Sand- und Lehmböden unter landwirtschaftlicher Nutzung auf. Großflächige Verbreitung besitzen diese Typen jedoch nur im Einzugsgebiet der Erft und im Rheingraben, im Rheinischen Schiefergebirge sind die Flächen hingegen stark zersplittert. In diesem Verteilungsmuster spiegelt sich die unterschiedliche räumliche Dominanz landwirtschaftlicher Nutzung im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins wider (Kap. 3.2, Karte 3).



Karte 27: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Ems



Phosphotope zur Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins

- ungedrännte bindige Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung
- ungedrännte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung
- gedrännte Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung
- gedrännte Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung
- nicht-landwirtschaftliche Nutzung

Bearbeiter: Björn Tetzlaff

Forschungszentrum Jülich
in der Helmholtz-Gemeinschaft
Programmgruppe Systemforschung und
Technologische Entwicklung (STE)

- Stillgewässer, Meer
- Fließgewässer
- Kanäle
- Ländergrenze
- Staatsgrenze
- Städte

Datenquellen

- BÜK 50 (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover)
- BK 50 (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld)
- Corine Land Cover (Stat. Bundesamt, Wiesbaden)
- Karte der künstlich entwässerten Flächen (Kap. 4.2.3)

Karte 28: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Rhein

Die Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss erfolgt anhand der multiplikativen Verknüpfung von Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentrationsangaben und der mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA flächendifferenziert berechneten mittleren Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses (1995-1999), siehe Kap. 4.1. Dies setzt voraus, dass den definierten Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten zugewiesen werden. Wie in Kapitel 5 dargelegt, werden diese Werte für nicht-tidebeeinflusste Phosphotope durch Kalibrierung bestimmt. Näheres ist hierzu bereits in Kapitel 6.2 gesagt worden. Die durch Kalibrierung ermittelten Exportkoeffizienten können Tab. 13 entnommen werden. Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss zeigen Karte 29 und Karte 30 (Kap. 7.3).

7.3 Ergebnisse

Karte 29 und Karte 30 zeigen die mittleren modellierten P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss (1995-1999) in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein. Die Ergebnisse in $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ resultieren aus der Multiplikation der Phosphotopflächen mit zugewiesenen Exportkoeffizienten $[\text{mg}/\text{l}]$ mit der Grundwasserneubildungshöhe $[\text{mm}/\text{a}]$ im GIS. Aus beiden Karten geht hervor, dass der P-Eintrag über den grundwasserbürtigen Abfluss grundsätzlich niedrig ist und $0,5 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ meist nicht übersteigt.

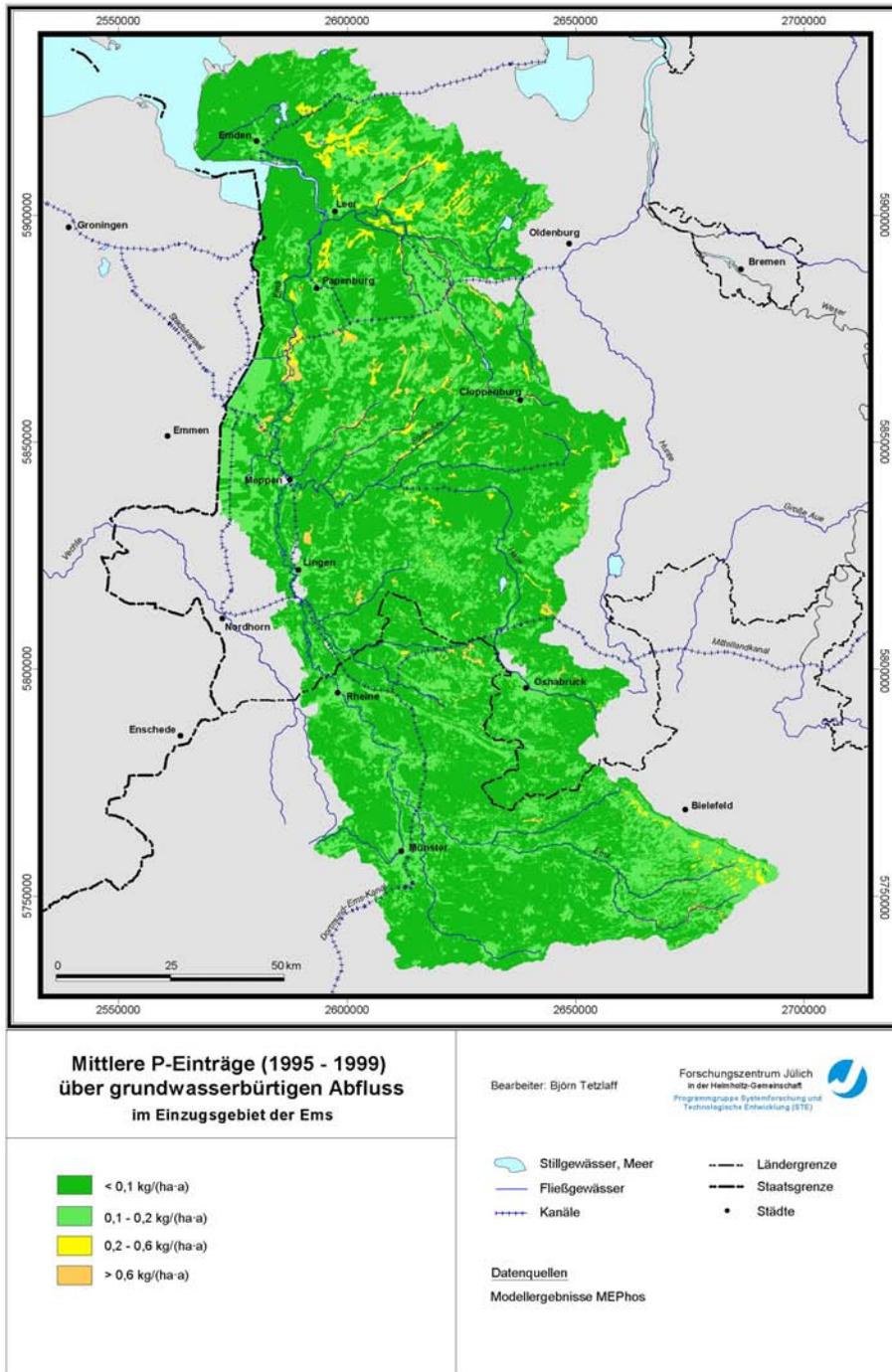
Auf 91 % der Fläche des Ems-Einzugsgebiets betragen die modellierten Einträge sogar weniger als $0,1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Grundsätzlich sind die niedrigen Einträge über das Grundwasser eine Folge der geringen Wasserlöslichkeit des Phosphatanions bei gleichzeitig hohen Sorptionskapazitäten in Boden und Aquifer. Außerdem tragen die aufgrund von Versiegelung oder künstlicher Entwässerung verbreiteten niedrigen Grundwasserneubildungsraten ihrerseits zu geringen Frachtausträgen bei.

Das flächige Auftreten geringer Einträge von unter $0,1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ spiegelt die geogene Hintergrundlast wider, die für Einträge aus Waldflächen, urbanen Gebieten und gedränten landwirtschaftlichen Nutzflächen verantwortlich ist (Frede u. Dabbert 1999). Mit $0,1\text{-}0,2 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ leicht erhöht sind die Einträge aus ungedränten Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Die erhöhten Werte erklären sich durch die in durchlässigen Böden auftretenden höheren Zusickerungsraten zum Grundwasser, weshalb Teilflächen mit diesen Eintragungshöhen z.B. im Senne-Sander, auf den Tal-sanddünen entlang der unteren Ems sowie auf den Wasserscheiden der Hohen Geest liegen. P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss von ca. $0,3 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ treten außer auf den Niedermoorflächen großflächig v.a. in der landwirtschaftlich genutzten Marsch auf. In beiden Fällen sind sie auf den höheren Exportkoeffizienten zurückzuführen (Tab. 13).

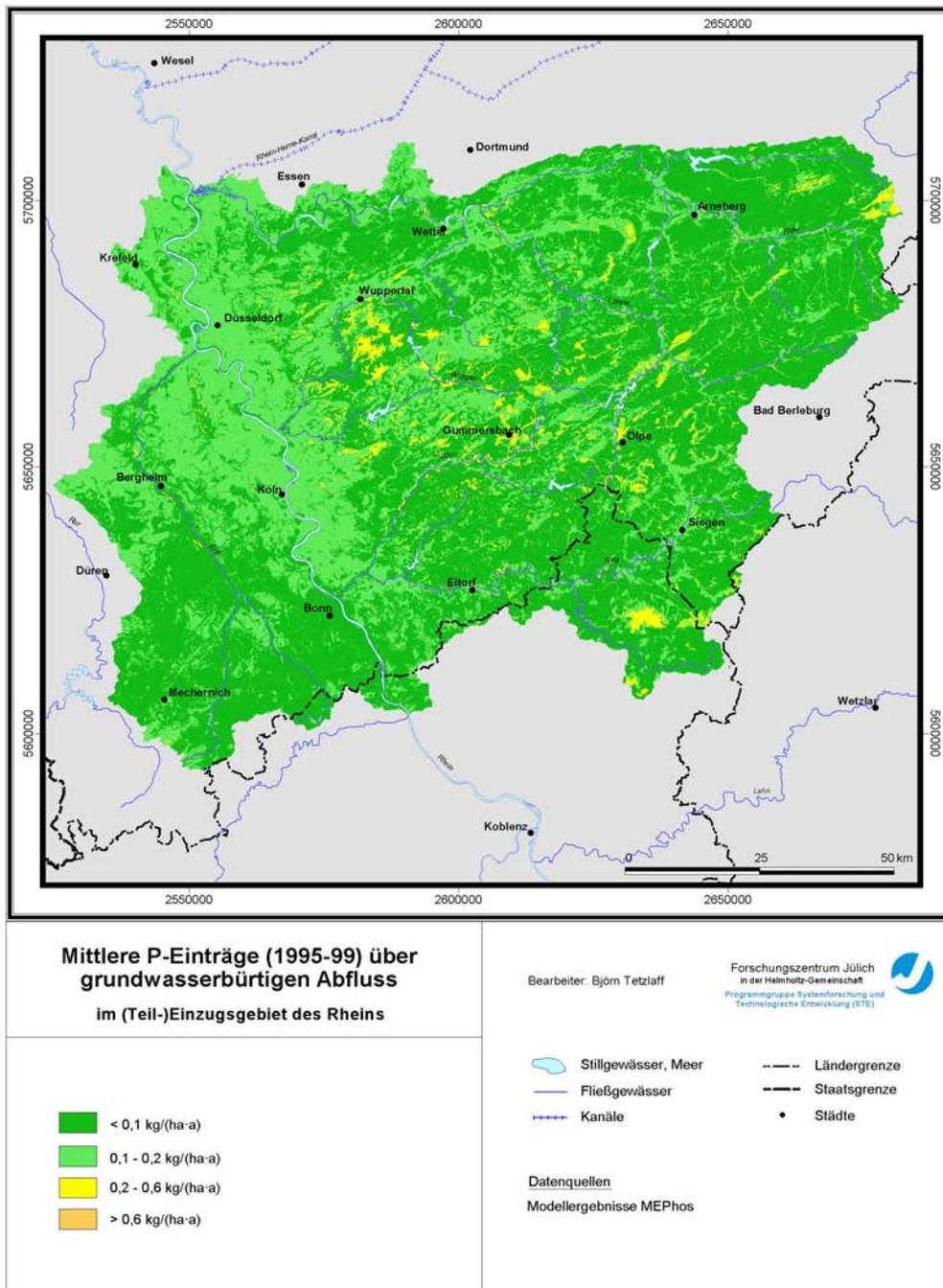
Das für das Untersuchungsgebiet Ems Gesagte trifft grundsätzlich auch auf das Rheingebiet zu. Hier liegen die Einträge auf 62 % der Untersuchungsgebietsfläche niedriger als $0,1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Höhere Einträge werden ebenfalls für ungedränte Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung, v.a. aber für die ungedränten Flächen mit bindigen Mineralböden berechnet. Da der kalibrierte Exportkoeffizient für beide Phosphotope gleich hoch ist, sind diese höheren Einträge Folge höherer Basisabflüsse, die für das Rheinische Schiefergebirge trotz teilweise gering durchlässiger Festgesteine wesentlich durch die hohen Jahresniederschläge von mehr als $1200 \text{ mm}/\text{a}$ bedingt sind (Karte 14, Karte 7, Karte 20).

Inwieweit die aus der Literatur und durch die primärstatistische Auswertung von 247 Grundwasser-Messstellen in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen abgeleiteten Referenzwerte geeignet sind, den Bezugsrahmen für die Kalibrierung der Exportkoeffizienten zu bilden, kann nur durch eine Validitätsüberprüfung mit Gesamtfrachten beantwortet werden. Dies setzt voraus, dass hierzu P-Einträge aus allen Quellen und über sämtliche Pfade bekannt sind. Nach den folgenden Darstellungen der P-

Einträge über die Pfade Abschwemmung, Erosion, Trennkanalisation, Kläranlagen und Mischwasserentlastung schließt sich in Kapitel 13.3 eine solche Validitätsüberprüfung an.



Karte 29: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 30: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über grundwasserbürtigen Abfluss im Untersuchungsgebiet Rhein

8 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

8.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier der Eintrag von gelöstem Phosphat mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließzeit den Vorfluter erreicht. Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über Abschwemmung müssen daher die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die P-Konzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein.

Die Modellierung der mittleren Oberflächenabflusshöhe erfolgt mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA, das hierzu um einen Ansatz zur Ableitung abflussbeitragender Flächen ergänzt wurde (Kap. 4.2.2). Mit dieser Erweiterung ist es möglich, die abschwemmungsrelevanten Entstehungsorte von Oberflächenabfluss zu identifizieren, d.h. Teilflächen zu ermitteln, auf denen zu Infiltrations- oder Sättigungsüberschuss führende Bedingungen auftreten (Tab. 14). Die langjährige mittlere Oberflächenabflusshöhe wird für diese Teilflächen nach Gleichung 9 berechnet (Kap. 4.2.2).

Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslässen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer 1987, Duttmann 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis hoch aufgelöster Digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei zahlreiche Algorithmen zur Verfügung stehen, z.B. D8 (O'Callaghan u. Mark 1984), Rho8 (Fairfield u. Leymarie 1991), FD8 und FRho8 (Moore et al. 1991). Bei der Entwicklung des Modells MEPhos fiel die Wahl aus folgenden Gründen auf den von Tarboton (1997) entwickelten Algorithmus Deterministic Infinity (D^∞): D^∞ zählt zu den zweidimensionalen Abflussmodellen, die den in einer Rasterzelle generierten Abfluss als über die Fläche verteilt berechnen. Außerdem können sie Abflussdivergenz simulieren, indem der Abfluss in Fließrichtung auf benachbarte Rasterzellen aufgeteilt wird. Für Betrachtungen der Abschwemmung und der Flächenerosion, die ein Überfließen der Fläche voraussetzen, eignen sich zweidimensionale Abflussmodelle daher in besonderem Maße. Die Abflussstreuung bleibt beim D^∞ jedoch im Gegensatz zu anderen Verfahren gering, weil die Divergenz verfahrensseitig auf maximal zwei tieferliegende Nachbarzellen beschränkt wird. Dabei erfolgt die Berechnung deterministisch, sodass die Ergebnisse direkt reproduzierbar sind. Außerdem benötigt das Verfahren deutlich weniger Rechenzeit als vergleichbare zweidimensionale Abflussmodelle. Das eingesetzte Abflussmodell kann durch einen Vergleich modellhaft abgeleiteter Fließwege mit ihren realen Verläufen kalibriert werden. Zu diesem Zweck wurden in einem Testgebiet Tiefenlinien im Gelände kartiert (Kap. 8.2).

Stoffeintrag in Gewässer setzt die Durchgängigkeit der Tiefenlinien voraus. Unter anderem Neufang et al. (1989) empfehlen zur realistischeren Wiedergabe der Fließ-

wege eine Verschneidung mit dem Straßen- und Wegenetz. Diese Daten stehen zwar für makroskalige Flusseinzugsgebiete aus dem Digitalen Landschaftsmodell DLM 25 bundesweit zur Verfügung, ihre Verwendung erschien jedoch nicht angebracht. Die Möglichkeiten, im Bereich von Verkehrswegen Abfluss und Sediment in Retentionsbecken zu speichern, sie in Gräben parallel zum Hindernis abzuführen oder sie mittels Düker und anderer Durchlässe hindurchzuleiten, sind ausgesprochen vielfältig. Daher ist eine Beurteilung, inwiefern Verkehrswege zu einer konkreten Unterbrechung des jeweiligen Fließweges führen, nur durch Geländebegehung zu beurteilen. Dies bedeutet, dass für makroskalige Flusseinzugsgebiete der Einfluss von Straßen und Wegen auf die Durchgängigkeit der Fließwege in der vorliegenden Arbeit unberücksichtigt bleiben muss.

Zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung müssen diejenigen Flächen bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Hierzu werden diese im GIS gepuffert. Die Modellierung der mittleren Oberflächenabflusshöhe beschränkt sich ebenfalls auf die im Pufferstreifen liegenden Teilflächen, da nur für sie eine hydraulische Anbindung an den Vorfluter bejaht werden kann, wenn Infiltrations- oder Sättigungsüberschussbedingungen vorliegen (Kap. 4.2.2). Darüber hinaus kann Abschwemmung nur von landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgen, sodass eine weitere Reduktion der zum Oberflächenabfluss beitragenden und gleichzeitig hydraulisch angebotenen Teilflächen anhand der Landnutzung vorgenommen werden muss. Dabei ist zu beachten, dass Sättigungsüberschuss sowohl auf Acker- als auch auf Grünland, Infiltrationsüberschuss in nennenswertem Umfang jedoch nur auf verschlammungsgefährdeten Ackerflächen eintreten kann (Kap. 4.2.2).

Einen Sonderfall der am P-Eintrag über Abschwemmung beteiligten Flächen stellen die über Grüppen entwässerten und meist unter Grünlandnutzung stehenden Marschböden Norddeutschlands dar. Trotz künstlicher Entwässerung über flache Wälle und Gräben wird dieser Flächentyp nicht zu den Dränagen gezählt, weil es durch die relativ gering durchlässige Bodenoberfläche und das künstlich angelegte Mikrorelief zur schnellen Ableitung des Niederschlagswassers kommt, sodass Infiltration und anschließende Bodenpassage weitgehend fehlen. Eine hydraulische Anbindung der durch Grüppen entwässerten Flächen an Vorfluter wird trotz des meist geringen Gefälles wegen der Vielzahl an Gräben und Schöpfwerken als gegeben erachtet, sodass eine Betrachtung von Fließwegen in diesem Zusammenhang entfällt.

Als Zwischenfazit kann gesagt werden, dass sich die zum P-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Teilflächen durch die Entstehung von Oberflächenabfluss, landwirtschaftliche Nutzung und hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen. Nur wenn diese Parameter im Kombination auftreten, können die Teilflächen als Liefergebiete und damit als Phosphotope angesehen werden. Inwieweit eine weitere Differenzierung nach einzelnen landwirtschaftlichen Nutzungs-

typen erforderlich ist, um Einflüsse auf die Höhe der P-Konzentration im Oberflächenabfluss abbilden zu können, wird nachfolgend geklärt.

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die P-Konzentration im Oberflächenabfluss einerseits durch die Abflusshöhe beeinflusst (Verdünnungseffekt). Andererseits steuern auch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren die Konzentration, wobei vielfach im Oberflächenabfluss auf Grünland höhere Werte festgestellt wurden als auf Ackerland (Preuße u. Voss 1979, Erpenbeck 1987, Mollenhauer 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelöstes P zugeschrieben (Braun u. Leuenberger 1991).

Weitere Untersuchungen haben ergeben, dass erhöhte P-Gehalte in der Bodenkrume höhere P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss induzieren (Tunney 2002, Leinweber et al. 2002). Dieser Zusammenhang zwischen der Konzentration an wasserextrahierbarem Phosphat und dem Sättigungsgrad im Oberboden wurde von Behrendt et al. (1999) mittels einer exponentiellen Funktion beschrieben. Erpenbeck (1987) ermittelte in mehrjährigen Feldversuchen, dass unterschiedlich hohe Düngergaben Einfluss auf die Konzentration im Oberflächenabfluss von Äckern unter Mais sowie Weideland ausübt. Daneben ist auch der verwendete Düngertyp mitursächlich für die Austragshöhe, wobei Steigerungen in der Reihenfolge Mineraldünger, Gülle und Stallmist beobachtet wurden (Pommer et al. 2001). Von Heathwaite (1997) wurde darüber hinaus festgestellt, dass Beweidung und hierbei v.a. die Viehdichte durch erhöhte Bodenverdichtung und Eintrag von P über Exkrememente einen erhöhten P-Austrag aus Grünland über Abschwemmung bewirkt.

Die individuellen Einflüsse der Landbewirtschaftung auf die Höhe des P-Austrags über Abschwemmung können in der vorliegenden Arbeit wegen der sehr hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Maßnahmen nicht berücksichtigt werden. Auf der hier betrachteten Maßstabsebene sind keine Informationen, z.B. zur parzellenbezogenen Beweidung einschließlich der eingesetzten Viehdichten oder zur Düngerausbringung, erfassbar und damit ist auch keine Einbeziehung potenzieller Auswirkungen dieser Vorgänge möglich. Darüber hinaus stehen Angaben zum P-Gehalt oder der P-Sättigung in der Bodenkrume nicht in einer räumlichen Auflösung zur Verfügung, die eine Integration dieser Daten für die flächendifferenzierte Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über den Abschwemmungspfad zuließe.

Die zum Oberflächenabfluss beitragenden landwirtschaftlichen Flächen mit Anschluss an Tiefenlinien können daher ausschließlich anhand ihrer Nutzungsform weiter differenziert werden, wobei sich in Einzeluntersuchungen die bereits genannten Unterschiede im Austragsverhalten von Acker- bzw. Grünland gefunden haben.

Aus dem Gesagten wird ersichtlich, dass folgende Faktoren für den mehrjährigen mittleren Eintrag über Abschwemmung berücksichtigt werden müssen, die zugleich für makroskalige Flusseinzugsgebiete flächendeckend erfassbar sind: Oberflächenabflusshöhe, Verschlammungsneigung, Grund- und Staunäseeinfluss, Landnutzung, Hangneigung und Anbindung der Fläche ans Gewässernetz (Tab. 10). Auf-

grund der Angaben in der Literatur werden für die Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung die in Tab. 14 genannten drei Phosphotope definiert. Ihre GIS-gestützte Ableitung wird in Kapitel 8.2 dargelegt. Zusätzlich werden in Tab. 14 Angaben zu mittleren P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss gemacht, die in deutschen Untersuchungen an vergleichbaren Flächen gemessen wurden und deren Spannweite den Bezugsrahmen für die Kalibrierung bildet (Kap. 6.2).

Tab. 14: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur- Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

	Phosphotope	Referenzwert [mg P-Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/ (ha·a)]	Exportkoeffi- zient [mg/l] (kalibriert)
A1	Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
A2	Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1
A3	Marschböden unter Grünland	0,9	1,4-1,6	0,9*

Quellen der Referenzwerte: Erpenbeck 1987, Haider 2000, Preuße u. Voss 1979, Mollenhauer 1987, Foerster 1998, Schubert 1997, Bernhardt et al. 1978

* aufgrund des Tideeinflusses nicht durch Kalibrierung bestimmbar, sondern aufgrund von Literaturangaben festgelegt

Tab. 14 zeigt für die Phosphotope A1 (Ackerland) und A2 (Grünland) mit 1,6 mg/l bzw. 1,25 mg/l vergleichbare Spannweiten der P-Konzentration im Oberflächenabfluss, das Minimum der Literatur-Referenzwerte ist jedoch mit 0,75 mg Gesamt-P/l auf Grünland deutlich höher. Dasselbe gilt auch für die Angaben in der Einheit kg/(ha·a). In diesen Unterschieden kommt die abschirmende Wirkung des Grases zum Ausdruck, was dazu führt, dass die Möglichkeiten einer Sorption von gelöstem ortho-Phosphat an Bodenpartikeln deutlich geringer sind. Die Referenzwerte von Foerster (1998) und Schubert (1997) zum P-Austrag aus Marschböden unter Grünland entsprechen im Hinblick auf die Konzentrationen von Gesamt-P in etwa denen von Grünland auf terrestrischen Böden, die flächenbezogenen Austräge sind allerdings wegen des höheren mittleren Oberflächenabflusses größer. Dieser beruht auf hohen Jahresniederschlägen, Böden mit geringer hydraulischer Durchlässigkeit sowie hoher Dränintensität, die mit der Gruppenentwässerung einhergeht. Bei Flächen mit Gruppenentwässerung wird eine hydraulische Anbindung ans Gewässernetz als generell gegeben angesehen, sodass eine GIS-gestützte Ableitung von Tiefenlinien in diesem Flachlandbereich entfällt.

Aufgrund des Tideeinflusses kann für das Phosphotop „Marschböden unter Grünland“ kein Exportkoeffizient durch Kalibrierung bestimmt werden. Daher wird der von

Foerster (1998) gemessene Wert von 0,9 mg/l Gesamt-P für die Modellierung verwendet. Die für die anderen beiden Phosphotope kalibrierten Exportkoeffizienten liegen innerhalb der Schwankungsbreite der Literatur-Referenzwerte, wobei die Konzentration im Oberflächenabfluss von Grünland über der von Ackerland liegt.

8.2 Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Abschwemmung

Zur Ableitung der in Kapitel 8.1 vorgestellten drei Phosphotope zur Modellierung des Eintrags über Abschwemmung werden die folgenden Datensätze benötigt: Zum Oberflächenabfluss beitragende Flächen, mittlere Oberflächenabflusshöhe (1995-1999), Bodentypen, Landnutzung und Höhendaten. Durch Verschneidung der Bodenkarte mit der Landnutzung lassen sich die Phosphotope des Typs „Marschböden unter Grünlandnutzung“ GIS-gestützt ableiten. Die übrigen an der Oberflächenabflussbildung beteiligten Teilflächen werden mit der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Erweiterung des Wasserhaushaltsmodells GROWA ermittelt, und die mittlere Oberflächenabflusshöhe (1995-1999) wird nach Gleichung 9 für diese Flächen berechnet. Die anhand ihres Abflussbildungsmechanismus' differenzierbaren Flächen mit verschlammungsinduzierter oder sättigungsinduzierter Oberflächenabflussbildung lassen sich mit Hilfe der Landnutzung nach CORINE weiter differenzieren. Als Ergebnis dieser Verschneidungen wird die landwirtschaftliche Nutzfläche des Einzugsgebiets in die Teilflächen disaggregiert, auf denen auch bei mittleren Systemzuständen Oberflächenabfluss entsteht.

Um die hydraulische Anbindung der abflussbeitragenden Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung sicherzustellen, müssen aus dem Digitalen Geländemodell (Kap. 4.3.4) Fließwege mittels GIS abgeleitet werden. Hierzu ist zunächst die hydrologische Korrektur des Geländemodells erforderlich, um die Fließgewässer des DLM 25 mit den regionalen Höhenminima zur Deckung zu bringen. Außerdem werden lokale Minima, die eindeutig auf Interpolationsfehler bei der Erstellung des DGM zurückzuführen sind, beseitigt. Dann können mit dem Algorithmus D^∞ reliefbedingte Tiefenlinien abgeleitet werden (Kap. 8.1).

Bei der testweisen Ableitung von Fließwegenetzen aus dem DGM wurde festgestellt, dass in Abhängigkeit der Schritte bei der Aufbereitung des DGM sowie der gewählten Parameter mit demselben Algorithmus z.T. sehr unterschiedliche Verläufe der Fließwege erzeugt wurden. Um eine möglichst große Übereinstimmung zwischen den im GIS modellierten Fließwegen und den realen Verläufen sicherzustellen, wurde deshalb ein Vergleich mit im Gelände kartierten Fließwegen durchgeführt.

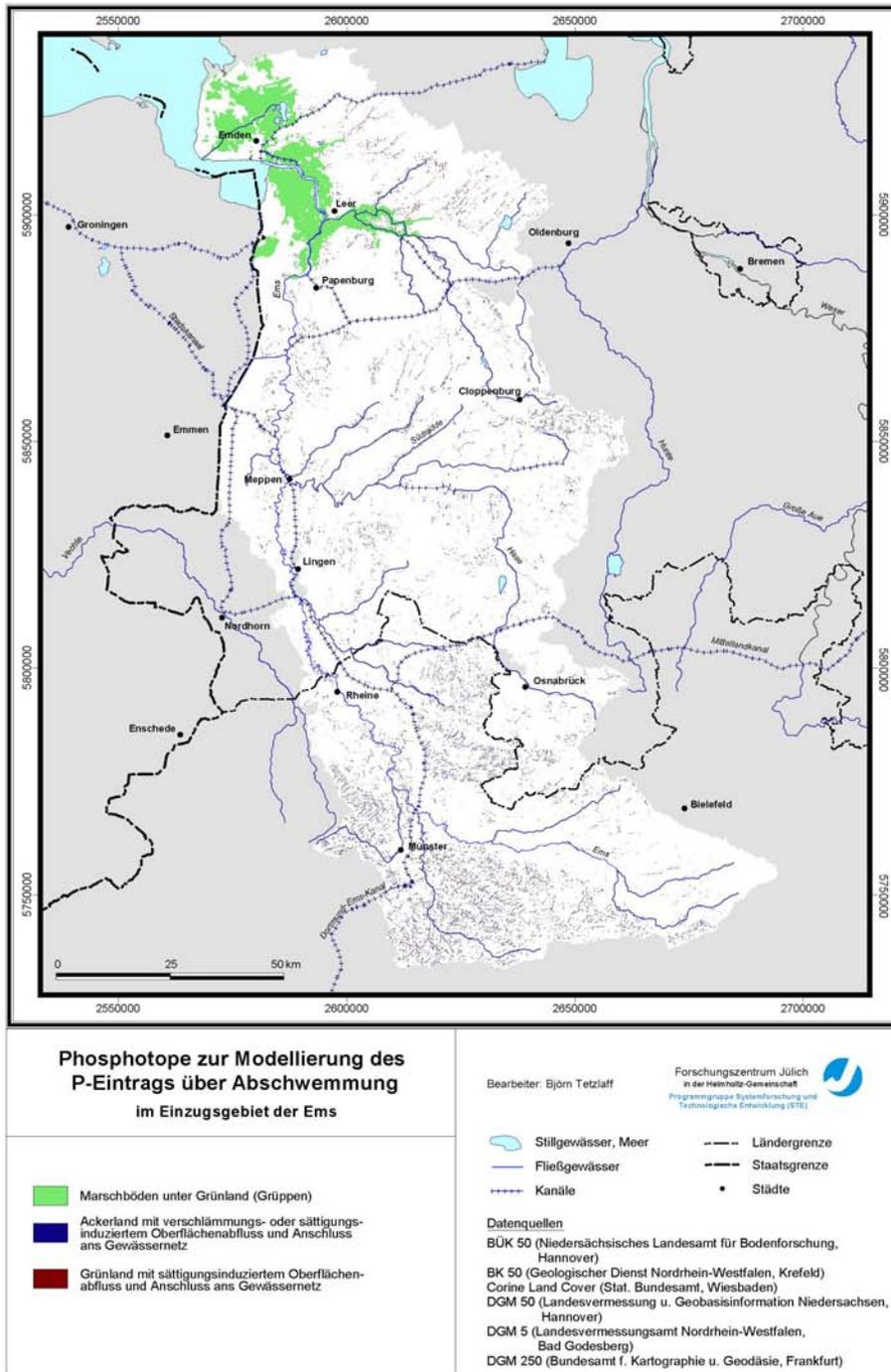
Hierzu wurde ca. 20 km östlich von Aachen ein etwa 5 km · 6 km großes Testgebiet am Rand der Eifel abgegrenzt. Dieses befindet sich zwar im Fluss-Einzugsgebiet der Rur und damit außerhalb des REGFLUD-Projektgebiets, seine naturräumliche Ausstattung spiegelt jedoch die Verhältnisse in den von Erosion und Abschwemmung betroffenen Teilen der Einzugsgebiete von Ems und Erft im Kleinen wider: Nördliche Abdachung der Mittelgebirgsschwelle mit Übergangsbereich zwischen Berg- und

Flachland, zumeist lößbedeckte Hänge unter Ackernutzung, einsetzende Flachlandbereiche, in denen die GIS-basierte Ableitung von Fließwegen aufgrund geringer Hangneigung erschwert wird.

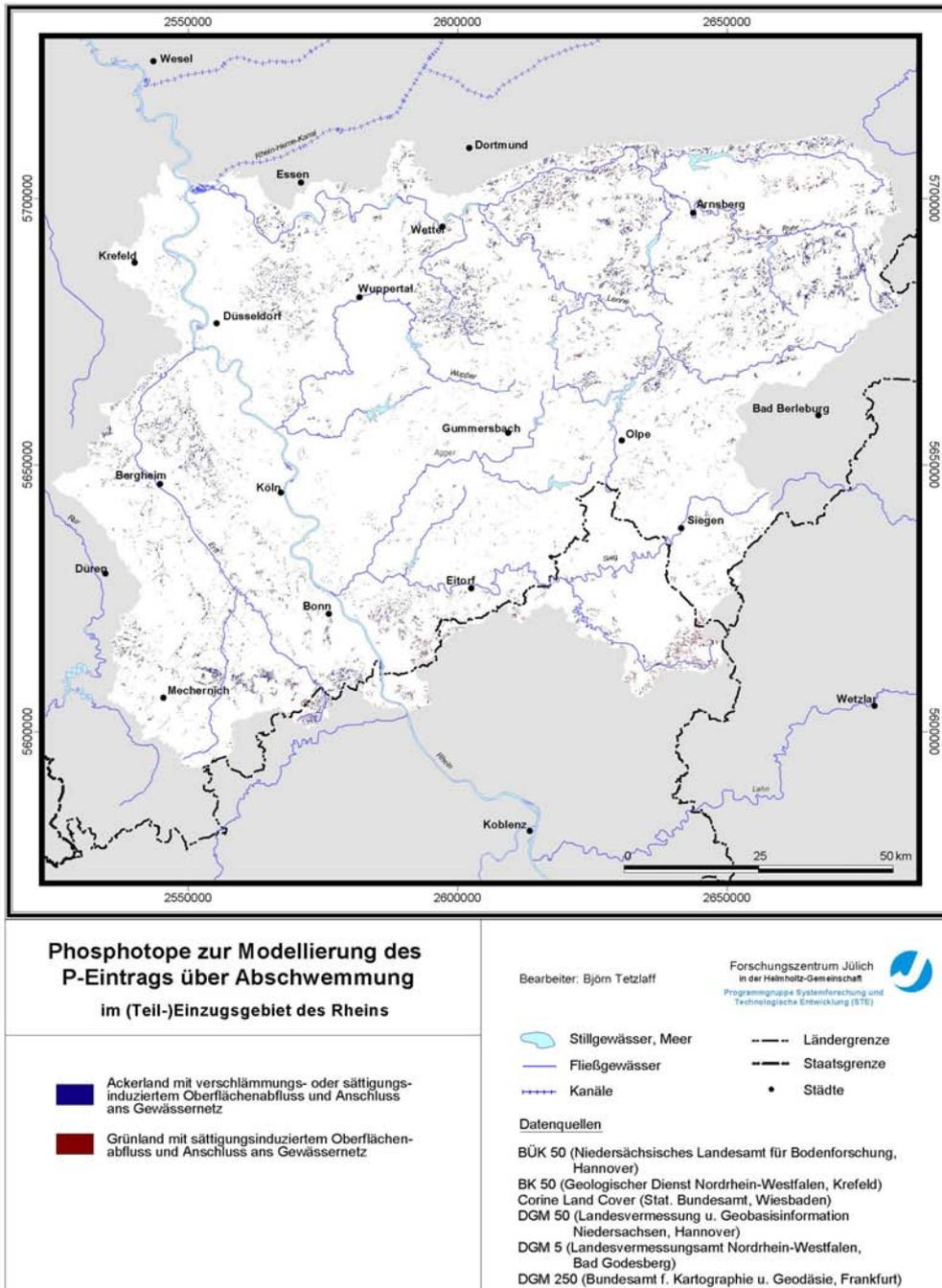
Für dieses Testgebiet wurden zunächst anhand der Topographischen Karte 1:25.000 reliefbedingte Tiefenlinien abgeleitet, die dann einzeln im Gelände auf ihren tatsächlichen Verlauf überprüft wurden. Dabei wurde besonders auf das Einsetzen der Tiefenlinien und ihren Anschluss an Fließgewässer geachtet. Nach Digitalisierung der überprüften Tiefenlinien wurde versucht, deren Verläufe mit Hilfe des DGM 5 und des Algorithmus D^∞ möglichst exakt nachzubilden. Hierzu wurden die Einstellungen der Parameter des D^∞ iterativ so bestimmt, dass sich eine möglichst große Übereinstimmung ergab. Von 34 im Gelände festgestellten Tiefenlinien konnten 25 befriedigend in ihrem Verlauf nachgebildet werden. Danach wurden mit diesen Einstellungen die Tiefenlinien für die Einzugsgebiete von Ems, Erft, Wupper, Ruhr und Sieg bestimmt.

Zwecks Ableitung der Flächen mit Fließgewässeranschluss werden sowohl das abgeleitete Fließwegenetz als auch das Gewässernetz des DLM 25 im GIS gepuffert, d.h. mit 60 m breiten Streifen versehen (je 30 m links und rechts). Die definierte Streifenbreite von 30 Metern wird von Huber und Behrendt (1997), Sommer und Murschel (1999) und Fried et al. (2000) für Untersuchungen zu vergleichbaren Fragestellungen verwendet. Die Verschneidung der abflussbeitragenden Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung mit dem gepufferten Fließgewässer- und Fließwegenetz ergibt die Teilflächen, die aufgrund ihrer Eigenschaftskombination als Liefergebiete für P-Einträge über Abschwemmung angesehen werden. Die nachfolgenden Karten zeigen die Verteilung der drei Phosphotope in den Untersuchungsgebieten Ems (Karte 31) und Rhein (Karte 32).

Im Einzugsgebiet der Ems treten alle drei Phosphotope zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung auf, sie besitzen jedoch unterschiedliche räumliche Bedeutung (Karte 31). Das Auftreten des Phosphotops „Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss an Tiefenlinien“ ist einerseits an die Verbreitungsgebiete von Löss und Sandlöss gebunden, z. T. vergesellschaftet mit erhöhten Relieflagen, in denen die Regenerosivität zunimmt. Dementsprechend sind in der östlichen Cloppenburger Geest, dem Lingen-Fürstenauer Stauchendmoränenzug und in Teilen des Osnabrücker Berglands verstärkt Böden mit Neigung zur Verschlämmung und damit Oberflächenabflussbildung zu finden. Andererseits sorgen hohe Grundwasserstände am Oberlauf der Ems und mittlerer bis starker Staunäseeinfluss im Südwesten des Einzugsgebiets dafür, dass hier die räumlichen Schwerpunkte der Bildung von Sättigungsabfluss auf Ackerflächen liegen.



Karte 31: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 32: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Rhein

Nur geringe Verbreitung besitzt im Untersuchungsgebiet Ems das Phosphotop „Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss an Tiefenlinien“, was darauf zurückzuführen ist, dass der südliche und zentrale Einzugsgebietsteil von Ackernutzung dominiert wird (Kap. 3.1). Im nördlichen Teil herrscht zwar Grünlandnutzung vor, der große Anteil von Hoch- und Niedermooren, die zu ihrer landwirtschaftlichen Inkulturnahme intensiv gedrängt wurden (Karte 5, Karte 2), hat jedoch zu einer starken Verringerung grund- und staunasser Flächen geführt. Entsprechend ihrer relativ küstenfernen Lage befinden sich die älteren und daher stärker entkalkten Brack- und Flussmarschen in Grünlandnutzung (Kap. 3.1). Ihre niedrige Lage macht eine intensive Entwässerung erforderlich, wozu sich das Verfahren mittels Gruppen anbietet. Dementsprechend zieht sich das Phosphotop „Marschböden unter Grünland“ als Gürtel von den Seemarsch-Verbreitungsgebieten nach Süden an die Unterläufe von Leda und Ems (Karte 31).

Für das Untersuchungsgebiet Rhein zeigt Karte 32 insgesamt eine erheblich größere Verbreitung der zur Abschwemmung beitragenden Teilflächen. Wie bereits gesagt, unterliegen Ackerflächen, v.a. auf Böden aus Löß bzw. mit mittleren Tongehalten, der verschlammungsinduzierten Oberflächenabflussbildung. Dies kann z.B. im Mettmanner Hügelland und im Einzugsgebiet der Erft sowie in Teilen des Bergischen Landes und Sauerlandes beobachtet werden. Dagegen kann sättigungsinduzierter Oberflächenabfluss auf Ackerland im südlichen Einzugsgebiet der Erft und am Mittellauf der Ruhr entstehen, wo pseudovergleyte Lößstandorte betroffen sind (Karte 32, Karte 11). Im Raum Eitorf-Gummersbach-Olpe kann Abschwemmung hingegen auf Grünland in Bach- und Flussniederungen erfolgen, bedingt durch Sättigungsabfluss bei hohen Grundwasserständen.

Zur Modellierung des P-Eintrags werden den drei Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentration von Gesamt-P zugewiesen. Mit Ausnahme der Typs „Marschböden unter Grünland“ werden diese Werte durch Kalibrierung ermittelt (Tab. 14). Auf die Vorgehensweise bei der Kalibrierung wurde bereits in Kapitel 6.2 eingegangen.

Die P-Konzentration im Oberflächenabfluss von Marschböden unter Grünland konnte wegen des Tideeinflusses nicht kalibriert werden. Deshalb wurde der Literaturwert von 0,9 mg/l verwendet, den Foerster (1998) in Nordwestdeutschland ermittelt hat (Tab. 14).

Die Modellierung des P-Eintrags in der Einheit kg/(ha·a) erfolgt durch multiplikative Verknüpfung der den Phosphotopen zugewiesenen Exportkoeffizienten in der Einheit mg/l und der nach Gleichung 9 berechneten mehrjährigen mittleren Oberflächenabflusshöhe (1995-1999) in mm auf Rasterbasis. Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung zeigen Karte 33 und Karte 34, die in Kapitel 8.3 diskutiert werden.

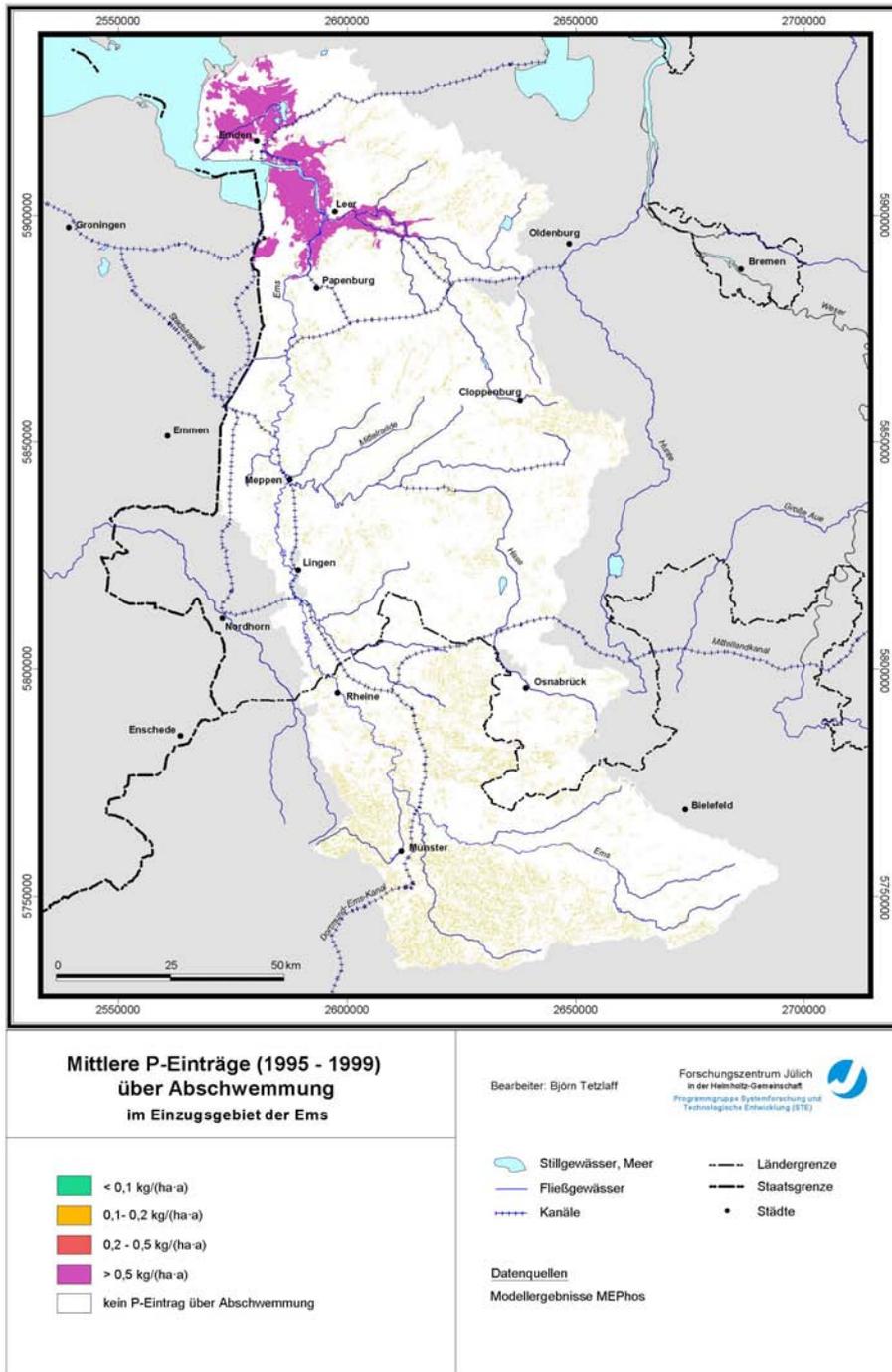
8.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Modellierung des mittleren P-Eintrags über Abschwemmung (1995-1999) sind Karte 33 und Karte 34 zu entnehmen. Danach bewegen sich die Einträge über den Oberflächenabfluss im Allgemeinen zwischen weniger als 0,1 und über 0,5 kg Gesamt-P/(ha·a).

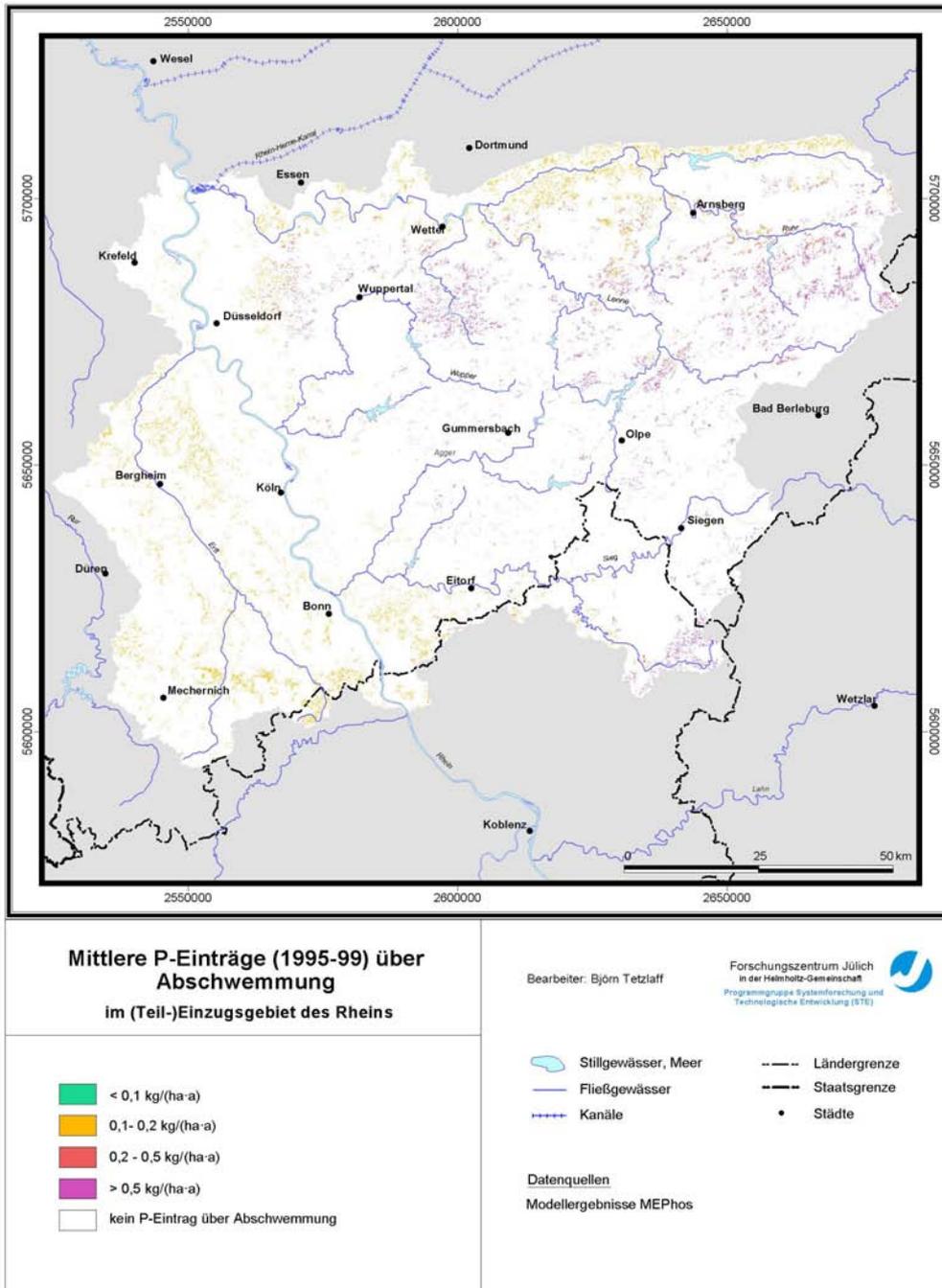
Im Einzugsgebiet der Ems (Karte 33) fällt der deutliche Unterschied zwischen dem großflächigen Auftreten erhöhter P-Emissionen in den Marschen und dem ausgesprochen kleinräumigen Auftreten zur Abschwemmung beitragender Teilflächen in den reliefierteren Gebieten auf. Dies ist einerseits die maßstabsbedingte Folge der räumlich hoch aufgelösten Modellierung des oberirdischen P-Eintrags unter Verwendung gepufferter Fließwege- und Gewässernetze. Andererseits wird für die im Norden des Einzugsgebiets flächenhaft verbreiteten Brack- und Flussmarschen unter Grünlandnutzung durchgehend Gruppenentwässerung unterstellt, wobei deren hydraulische Anbindung grundsätzlich unterstellt wird.

Für Gebiete mit erhöhter Reliefenergie, wie Cloppenburgener Geest, Teutoburger Wald und Wiehengebirge sowie Baumberge und Beckumer Berge, werden P-Einträge von meist <0,1 kg/(ha·a), vereinzelt auch 0,1-0,5 kg/(ha·a) berechnet.

Die Bedeutung der Reliefenergie für das Auftreten und die Höhe abschwemmungsbedingter P-Einträge kommt in Karte 34 noch stärker zum Ausdruck. Während für die gering reliefierte westliche und östliche Niederrheinische Bucht P-Einträge von durchgängig <0,1 kg/(ha·a) berechnet werden, nehmen diese ostwärts im Mettmanner Löß-Hügelland östlich von Düsseldorf sowie an der mittleren Ruhr zunächst auf 0,1-0,2 kg/(ha·a), teilweise auch 0,2-0,5 kg/(ha·a) zu. In den Hochlagen des Sauer- und Siegerlandes werden verbreitete P-Einträge über 0,5 kg/(ha·a) modelliert, die hier auf weit verbreitete Grünlandnutzung in Hanglagen und erhöhte Oberflächenabflüsse (>1200 mm/a) zurückgehen. Letztere sind auch Folge der hohen Jahresniederschläge (Karte 3, Karte 13 und Karte 7).



Karte 33: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 34: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Abschwemmung im Untersuchungsgebiet Rhein

9 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

9.1 Modellansatz zur Berücksichtigung des partikulären P-Eintrags

Wassererosion kann auf Ackerflächen zu partikulären Phosphatausträgen führen (Kap. 2.2), auf Grünland wirkt sich hingegen die ganzjährige Vegetationsbedeckung stark erosionsmindernd aus (Jung u. Brechtel 1980, Erpenbeck 1987). Nach Auerswald (1993) beträgt der Bodenabtrag von Grünland im Vergleich zu Ackerland bei sonst gleichen Standortbedingungen ein Fünfundvierzigstel und kann damit vernachlässigt werden. Maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wassererosion von Ackerflächen haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität, die untereinander in Wechselwirkungen stehen (Auerswald 1993). Der Einfluss des jeweiligen Faktors kann in Abhängigkeit der Skale variieren, wobei sich im Landschaftsmaßstab Bodeneigenschaften als von eher geringem Einfluss auf die Bodenabtragshöhe herausgestellt haben.

Der partikuläre P-Eintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Vorfluter, den P-Gehalt des Oberbodens von Erosionsflächen sowie die P-Anreicherung während des Abtragsvorgangs gesteuert (Frede u. Dabbert 1999, Auerswald 1989). Dementsprechend wird der P-Eintrag über Erosion im Modell MEPhos nach Gleichung 12 berechnet.

$$E = S \cdot PG \cdot ER \text{ [kg/(ha \cdot a)]}$$

Gl. 12

E = P-Eintrag über Erosion [kg/(ha·a)]

S = eingetragene Sedimentmenge [t/(ha·a)]

PG = Phosphatgehalt im Oberboden [mg/kg]

ER = Anreicherungsfaktor [-]

Berechnung der Bodenabtragsgefährdung und des Sedimenteintrags in die Vorfluter

Im Unterschied zu den drei Eintragspfaden Dränung, Grundwasser und Abschwemmung wird die räumliche Lage der am partikulären P-Eintrag beteiligten Teilflächen nicht ausschließlich durch Verschneidung von Datengrundlagen im GIS sondern auch rechnerisch ermittelt. Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. Mit der ABAG steht ein Ansatz zur Verfügung, der nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft die beste Anpassung an deutsche Verhältnisse besitzt und eine Berechnung von langjährigen mittleren Bodenabträgen maßstabsübergreifend erlaubt (Duttmann 1999, BGR u. SGD 2000, Marks et al. 1992). In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al. 1990):

$$A = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P$$

Gl. 13

A = Bodenabtrag [t/(ha·a)]

R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor [$N/(h \cdot a)$]
K = Bodenerodierbarkeitsfaktor [$t \cdot h / (ha \cdot N)$]
S = Hangneigungsfaktor [-]
L = Hanglängenfaktor [-]
C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor [-]
P = Erosionsschutzfaktor [-]

Die Berechnung der Flächenerosion nach ABAG berücksichtigt grundsätzlich die gebietspezifische Erosivität der Niederschläge, die schlagbezogenen Bodeneigenschaften sowie die Flächeneigenschaften eines gestreckten Standardhangs mit 9 % Hangneigung, 22 m Hanglänge, Schwarzbrache und Bearbeitung in Gefällrichtung (Schwertmann et al. 1990). Für den Standardhang werden keine Erosionsschutzmaßnahmen angenommen. Um beliebige Hänge mit abweichenden Eigenschaften betrachten zu können, verwendet die ABAG dimensionslose Faktoren (Gl. 13), die das Verhältnis der realen Flächenbedingungen zu denen des Standardhangs wiedergeben. Dabei passen die Hangneigungs- und Hanglängenfaktoren die reale Neigung und die erosive Hanglänge an die Verhältnisse des Standardhangs an. Der Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor C gibt das Verhältnis der aus der Fruchtfolge bestimmten Bodenbedeckung zur Schwarzbrache des Standardhangs an, wobei es wesentlich auf die Bodenbedeckung zum Zeitpunkt von Niederschlagsereignissen hoher Erosivität ankommt. Der auf der Makroskala nicht flächendeckend bestimmbar Erosionsschutzfaktor P beschreibt die Wirkung von Schutzmaßnahmen auf die Abtragshöhe. Nach Untersuchungen von Auerswald (1987) sowie Sommer und Murschel (1999) nimmt die Sensitivität der Faktoren bezogen auf Ackerflächen in der Reihenfolge Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit und Regenerosivität ab. Dementsprechend sollte die Qualität der Eingangsdaten bemessen werden.

Mehrere Autoren weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass ungeachtet der hohen Sensitivität der Hangneigung auch die Bearbeitungsrichtung und die Hangform wesentlichen Einfluss auf die Höhe des Bodenabtrags ausüben (Auerswald et al. 1988, Mosimann et al. 1991, Frede u. Dabbert 1999, Prasuhn u. Grünig 2001). Dabei spielen die Bündelung des Oberflächenabflusses und die damit einhergehende Erhöhung des Erosionspotenzials eine wichtige Rolle. Informationen zur Bearbeitungsrichtung auf Ackerschlägen stehen für makroskalige Einzugsgebiete nicht zur Verfügung, die Hangform kann jedoch aus hoch aufgelösten Digitalen Geländemodellen mittels GIS abgeleitet werden. Prasuhn und Grünig (2001) haben die verschiedenen Hangformen im Hinblick auf ihr Abfluss- und Erosionspotenzial bewertet und ihnen Korrekturfaktoren zugewiesen, die durch multiplikative Verknüpfung mit dem LS-Faktor eine verbesserte Berücksichtigung der morphologischen Gesamtsituation erwarten lassen (Kap. 9.2, Abb. 16).

Angesichts der Betrachtung makroskaliger Untersuchungsgebiete sowie der damit verbundenen eingeschränkten Datenverfügbarkeit ist in der vorliegenden Arbeit ausschließlich eine Erfassung der Flächenerosion möglich. Lineare Erosionsformen müssen unberücksichtigt bleiben. Dies schließt auch die Rillenerosion in Fahrspuren

auf Ackerflächen ein, wodurch Bodenabträge bis zu 5 t/(ha·a) möglich sind. Wie Untersuchungen des Geographischen Instituts der Universität Hannover ergeben haben, kann Erosion in Fahrgassen durch Intervallbegrünung wirksam verringert werden (Sanders u. Mosimann 2005). Für derartige Bearbeitungsmaßnahmen gilt jedoch ebenfalls das oben Gesagte, weshalb im MEPhos-Modellkonzept nicht weiter darauf eingegangen werden kann.

Durch die Faktoren der ABAG werden alle wesentlichen Einflussparameter der Bodenabtragsgefahr erfasst, sodass weitere GIS-Operationen in diesem Zusammenhang entfallen. Durch die multiplikative Verknüpfung der Einzelfaktoren wird der Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel berechnet. Diese Größe trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag ins Gewässer. In Abhängigkeit der Hangmorphologie kann z.B. am Oberhang abgespültes Bodensubstrat in Senkenbereichen am Unterhang sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten. Es ist daher zu prognostizieren, welcher Anteil des Bodenabtrags ins Fließgewässer übertritt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet und üblicherweise nach Auerswald (1992) wie folgt bestimmt:

$$\text{SDR} = 700 + 8,5 \cdot G \cdot \sqrt{A}$$

Gl. 14

SDR = Sedimenteintrag [t/a]
G = Einzugsgebietsgröße (km²)
A = Abtrag (t/(ha·a))

Bereits Huber und Behrendt (1997) haben festgestellt, dass bei Anwendung von Gleichung 14 auf Fluss-Einzugsgebiete mit einer Größe über 18 km² und bei Bodenabträgen kleiner als 0,44 t/(ha·a) der Sedimenteintrag den Bodenabtrag übersteigt. Da Einzugsgebiete mit diesen Eigenschaften besonders im Untersuchungsgebiet Ems verstärkt auftreten, scheidet eine Anwendung der für bayerische Verhältnisse bewährten Formel auf Nordwestdeutschland als Möglichkeit aus. Außerdem wird der Sedimenteintrag nach Gleichung 14 integrativ für Teil-Einzugsgebiete berechnet. Aussagen darüber, welche erodierenden Teilflächen innerhalb des Teil-Einzugsgebiets am Sedimenteintrag beteiligt sind, trifft die Methodik von Auerswald (1992) nicht. Um zielgerichtet Maßnahmen zur Reduzierung des partikulären P-Eintrags vorschlagen zu können, muss jedoch eine flächendifferenzierte Berechnung des Sedimenteintrags erfolgen.

Hierzu wird die erosionsgefährdete Fläche nach ABAG disaggregiert, indem sie zunächst auf die Ackerfläche reduziert wird. Da davon auszugehen ist, dass von Kolluvien und Auenböden mittel- und langfristig kein Bodenabtrag durch Flächenerosion zu erwarten ist, wird darüber hinaus das Erosionspotenzial auf diesen Flächen auf null gesetzt. Dasselbe gilt für sehr schwach geneigte Areale mit einer Hangneigung unter 2% (Sommer u. Murschel 1999, Schwertmann et al. 1990).

Geländebeobachtungen haben gezeigt, dass reliefbedingte Tiefenlinien als Hauptaustragsbahnen des oberflächigen Wasser- und Sedimenttransports fungieren (Duttmann 1999, Mosimann et al. 1991, Isringhausen et al. 1999). Sind diese Leitbahnen durchgängig, erfolgt der Sedimenteintrag in Fließgewässer im Wesentlichen punkthaft an den Auslässen der Tiefenlinien. Sedimentliefergebiete sind daher erodierende Ackerflächen mit direktem Anschluss an morphologische Tiefenlinien. Zur flächendifferenzierten Ermittlung der Teilflächen mit Sedimentlieferfunktion werden zunächst die reliefbedingten Hauptfließwege auf Basis eines hoch aufgelösten Digitalen Geländemodells und dann die Ackerflächen mit Anschluss an die Leitbahnen im GIS ermittelt. Dabei wird dieselbe Methodik wie bei der Ermittlung von Teilflächen angewendet, die zur Abschwemmung beitragen (Kap. 8.2).

Berechnung des P-Gehalts im Oberboden

Die Höhe der partikulären P-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Krümmengehalte werden üblicherweise bei Bodenanalysen durch Laktatauszüge bestimmt (Utermann et al. 2000), diese Daten stehen jedoch auf der Makroskala nicht flächendeckend und nicht flächendifferenziert zur Verfügung. Eine Umrechnung der für Teilgebiete beschaffbaren Analysenergebnisse des P-Gehalts im Laktatauszug in Gesamtphosphatgehalte ist mit Unsicherheiten behaftet und erfordert weitere detaillierte Bodendaten (Fier u. Schäfer 2004). Daher müssen die P-Gehalte im Oberboden unter Heranziehung mittlerer Düngebilanzüberschüsse berechnet werden. Diese wurden flächendeckend einheitlich mit dem Modell RAUMIS der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig (FAL) für die Landkreise der Bundesrepublik ermittelt (Kap. 9.2).

Da P in den Krümen der Mineralböden stark fixiert wird, stellt sich der Oberbodengehalt näherungsweise als Summe der jährlichen P-Überschüsse zuzüglich eines geogen bedingten Hintergrundwerts dar. Da die von der FAL berechneten Düngeüberschüsse nur bis ins Jahr 1979, aber auch die von anderen Autoren für Deutschland publizierten Angaben lediglich bis in die 1950er Jahre zurückreichen, muss ein Basiswert festgelegt werden, der den geogenen Hintergrundwert und die Überschüsse bis in die 1950er Jahre subsumiert. Zu diesem Wert werden dann die summierten P-Überschüsse addiert. Von Behrendt et al. (1999) wurde ein Basiswert von 364 mg P/kg Boden berechnet, der als repräsentativer Mittelwert für Deutschland im Jahr 1955 angesehen wird. Da der P-Gehalt im Boden sehr wesentlich vom Tongehalt abhängt (Duttmann 1999) und weitere Bodenparameter, u.a. Fe- und Ca-Gehalte, nicht zur Verfügung stehen, wird der Basiswert in Beziehung zum mittleren Tongehalt der Böden Deutschlands gesetzt. Laut Bodenübersichtskarte 1:1 Mio. (BGR 1995) beträgt dieser 21%, sodass auf Basis der Bodenkarten 1:50.000 eine räumliche, bodenareal-basierte Differenzierung der P-Basisgehalte für 1955 anhand des Tongehalts nach folgender Formel möglich ist (Behrendt et al. 1999):

$$P_{1955} = 10,2 \cdot TG + 150$$

Gl. 15

P_{1955} = P-Gehalt in Ackerböden 1955 [mg/kg]

TG = mittlerer Tongehalt des Bodens [%]

Die Konstante von 150 mg/kg in Gleichung 15 berücksichtigt den geogenen Hintergrundwert und die Tatsache, dass der P-Gehalt außer vom Ton auch von weiteren Faktoren abhängen kann. Dieser düngungsunbeeinflusste Phosphat-Grundgehalt liegt in der Größenordnung zwischen <100 mg/kg für tonarme Sande (Scheffer u. Schachtschabel 1998), 150 mg/kg in ungedüngten Sandböden an einem brandenburgischen Standort (Lademann u. Pöthig 1994) und <252 mg/kg Boden, die von Reimann et al. (2003) genannt werden. Der letztgenannte Wert resultiert aus Untersuchungen der Geologischen Dienste der Ostseeanrainer-Staaten an Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im Rahmen des Projekts Baltic Soil Survey (BSS). Hierbei wurden auch an 37 Standorten in Norddeutschland Bodenproben aus der Krume und dem Unterboden (50-75 cm) gezogen und von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe mittels WDXRF (Wavelength Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer) analysiert. Da bei dieser Methode Elementkonzentrationen bestimmt werden und die P-Gehalte im Unterboden dieser Tiefe nur noch einem geringen Einfluss durch die Gehalte in der Krume unterliegen (Pihl 1999, Früchtenicht et al. 1996), erscheint eine Heranziehung der Analyseergebnisse des BSS von Unterbodengehalten zum Vergleich mit Grundgehalten in tonarmen Böden zulässig. Angesichts von landwirtschaftlicher Nutzung und Entnahmetiefe muss jedoch davon ausgegangen werden, dass die BSS-Ergebnisse gegenüber düngungsunbeeinflussten Flächen leicht erhöht sind.

Berechnung des Anreicherungsfaktors

Die Wassererosion arbeitet selektiv, d.h. es werden aus dem Oberboden v.a. die abschwemmbareren Teilchen mit geringen Korngrößen wie Ton-, Schluff- und Humuspartikel ausgetragen. Gerade an diese ist P allerdings in starkem Umfang sorbiert, sodass der Phosphatgehalt im Bodenabtrag verglichen mit dem des Oberbodens angereichert ist. Um dies bei der Berechnung des P-Eintrags zu berücksichtigen, muss ein Anreicherungsfaktor (enrichment ratio, ER) bestimmt werden. Hierzu wird üblicherweise eine Formel von Neufang et al. (1989) verwendet:

$$ER = 2,53 \cdot A^{-0,21}$$

Gl. 16

ER = Anreicherungsfaktor [-]

A = Bodenabtrag (t/(ha·a))

Gleichung 16 wurde ursprünglich zur Berechnung des Anreicherungsfaktors für Bodenabträge bei Einzelereignissen aufgestellt. Ihre testweise Anwendung für mehrjährige mittlere Verhältnisse führte zu einer deutlichen Unterschätzung des partikulären P-Eintrags, wie auch Duttmann (1999) und Behrendt et al. (1999) festgestellt haben. Dasselbe gilt für die von Frere et al. (1980) vorgestellten Formeln, sodass ihre Verwendung für diese Arbeit nicht als zielführend angesehen wird. Ein wesentlicher

Grund für die Unterschätzung wird darin gesehen, dass in den US-amerikanischen Felduntersuchungen, auf denen die Formeln basieren, festgestellt wurde, dass der Anreicherungsfaktor mit steigendem Bodenabtrag abnimmt. Dieser Zusammenhang konnte jedoch in europäischen Untersuchungen nicht bestätigt werden (Wilke u. Schaub 1996, Gerlinger u. Scherer 1997).

Die von Duttmann (1999) erarbeitete Methode zur Berechnung der P-Anreicherung auf Basis der Tonanreicherung im Sediment kann aufgrund nicht hinreichend detailliert vorliegender Bodendaten ebenfalls nicht zur Anwendung gelangen. Zur Lösung des Problems wird deshalb eine Methode bevorzugt, die Gewässergütedaten, u.a. zum P-Gehalt des gemessenen Schwebstoffs einbezieht und von Behrendt et al. (1999) vorgeschlagen wird. Danach berechnet sich der Anreicherungsfaktor für pegelbezogene Einzugsgebiete als Quotient aus dem P-Gehalt des Schwebstoffs und dem der Oberböden (Gl. 17).

$$ER = \frac{P_s}{P_{OA}} \quad \text{Gl. 17}$$

ER = Anreicherungsfaktor [-]

P_s = P-Gehalt des Schwebstoffs [mg/kg] bei Abflüssen oberhalb des kritischen Werts (siehe Text)

P_{OA} = P-Gehalt im Oberboden von Ackerflächen [mg/kg]

Zur Anwendung dieser Methode muss zunächst der P-Gehalt im Schwebstoff berechnet werden. Eingangsdaten sind Ergebnisse mehrjähriger Messungen der Parameter Abfluss, abfiltrierbare Stoffe (Schwebstoff), ortho-P und Gesamt-P aus der Gewässergüteüberwachung der Bundesländer. Aus diesen Daten wird zunächst die mehrjährige mittlere Schwebstofffracht berechnet. Dabei ist zu beachten, dass sich die gesamte Schwebstofffracht sowohl aus bei Niederschlagsereignissen eingetragenen Bodenteilchen als auch aus autochthonem Material und aus durch Punktquellen eingeleiteten partikulären Stoffen zusammensetzt (Behrendt et al. 1999). Um diese Fraktionen unterscheiden zu können, wird die Schwebstofffracht in Beziehung zum Abfluss aufgetragen (Abb. 15).

Abb. 15 zeigt, dass die Schwebstofffracht mit zunehmendem Abfluss größer wird, sich die Steigung jedoch ab einer bestimmten Abflusshöhe sprunghaft erhöht. Dieser Punkt wird als kritische Abflusshöhe bezeichnet. Sowohl für niedrige Abflüsse unterhalb der kritischen Abflusshöhe als auch für solche darüber, können lineare Ausgleichsgeraden bestimmt werden (Abb. 15). Die kritische Abflusshöhe fällt dann rechnerisch mit dem Schnittpunkt der beiden Geraden zusammen.

Über die untere Ausgleichsgerade lässt sich die Basis-Schwebstofffracht errechnen, die sich bei niedrigen Abflüssen unterhalb der kritischen Abflusshöhe schwerpunktmäßig aus autochthonen Einträgen und aus durch Punktquellen eingeleitete Partikel zusammensetzt. Die obere Gerade erlaubt die Berechnung der Gesamtfracht oberhalb der kritischen Abflusshöhe, sodass sich aus der Differenz beider Frachten an-

genähert der niederschlagsinduzierte Anteil an der Schwebstofffracht ergibt. Diese Schwebstoffmenge wird als Resultat erosionsbedingter Einträge angesehen und kritische Fracht genannt (Behrendt et al. 1999).

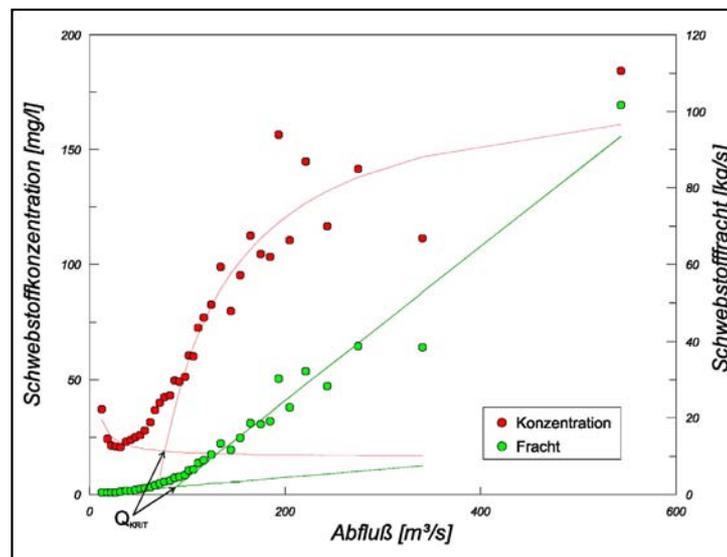


Abb. 15: Ermittlung von mittleren Schwebstofffrachten

Quelle: Behrendt et al. (1999)

Zur Berechnung des P-Gehalts im Schwebstoff aus Erosionseinträgen muss zunächst die Fracht an partikulärem P aus der Differenz zwischen Gesamt-P und ortho-P abgeleitet werden. Da sich diese partikuläre P-Fracht auf den gesamten Schwebstoff bezieht, müssen noch die Anteile der Basisfracht abgezogen werden. Hierzu wird die partikuläre P-Fracht gemäß den unterschiedlichen Anteilen der Basisfracht und der kritischen Fracht an der gesamten Schwebstoff-Fracht gesplittet. Mit dem nach Gleichung 17 berechneten Anreicherungsfaktor ist dann eine Berechnung des partikulären P-Eintrags in die Oberflächengewässer möglich.

Die beschriebene Methode der Auswertung von Schwebstoff- und Phosphatmessungen setzt voraus, dass Gewässergütedaten in ausreichendem Umfang vorhanden sind. Da dies nicht bei allen Sub-Einzugsgebieten der Fall ist, wird für diese ein einheitlicher Anreicherungsfaktor in Ansatz gebracht. Grundsätzlich hängt zwar die Höhe der P-Anreicherung im abgespülten Sediment auch von der Körnung des Oberbodens ab, wie Steegen und Govers (2001) sowie Duttmann (1999) zeigen. Da angesichts der Größe der hier betrachteten Sub-Einzugsgebiete von einer Durchmischung des abgetragenen Ackerbodens während des Transports zum Vorfluter sowie im Fließgewässer ausgegangen werden kann, wird trotzdem die Verwendung eines mittleren Faktors, der alle Korngrößenklassen berücksichtigt, favorisiert. Als Anreicherungsfaktor für Einzugsgebiete, für die Gewässergütedaten nicht im benötig-

ten Maß zur Verfügung stehen, wird daher ein Wert von 1,86 gewählt. Dieser wurde nach langjährigen Geländeuntersuchungen von Wilke und Schaub (1996) als der Wert ermittelt, mit dem 94% aller beobachteten Ereignisse erfasst werden konnten. Die Arbeiten wurden in Gebieten vorgenommen, deren Bodenbedingungen und Bewirtschaftungsverhältnisse mit denen des REGFLUD-Projektgebiets vergleichbar sind. Duttmann (1999) konnte mittlere P-Anreicherungsfaktoren von 1,78 bei einer Grundgesamtheit von 30 Proben im südniedersächsischen Berg- und Hügelland feststellen, was die Größenordnung des von Wilke und Schaub (1996) gefundenen Werts bestätigt. Angesichts der Alternative, Formeln zur Ermittlung des Anreicherungsfaktors einzusetzen, von denen im hier gegebenen Anwendungsbereich eine deutliche Unterschätzung bekannt ist, wird die Verwendung eines für Mitteleuropa abgeleiteten einheitlichen Faktors als gangbarer Weg angesehen, wenn Gewässergütedaten in ausreichender Qualität zur Verfügung stehen.

Eine Ausnahme von dieser Regelung bilden Sub-Einzugsgebiete mit hohen Anteilen an Lößböden, wie sie z.B. im Oberlauf der Erft auftreten. Hier wird ein einheitlicher Wert von 1,0 angesetzt, da die Selektion feiner Korngrößen während des Transports in diesen relativ homogenen und feinkörnigen Böden gering ist. Dies haben Untersuchungen von Sommer und Murschel (1999) im Kraichgau gezeigt.

Wie die einzelnen Glieder von Gleichung 12 für die Untersuchungsgebiete Ems und Rhein ermittelt wurden, ist Gegenstand des nachfolgenden Unterkapitels 9.2.

9.2 Aufbereitung der Eingangsdaten und Ermittlung der zum partikulären P-Eintrag beitragenden Flächen

Die Berechnung der mittleren Erosionsgefährdung nach der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung erfordert die Bereitstellung der Einzelfaktoren R, K, S, L und C in Form flächendeckender Datensätze und ihre multiplikative Verknüpfung im GIS (Gl. 12). Der die Auswirkungen von Erosionsschutzmaßnahmen beschreibende Faktor P bleibt bei der Berechnung des potenziellen Bodenabtrags für großskalige Fluss-Einzugsgebiete außer Betracht, da auf dieser Maßstabsebene keine Daten verfügbar sind.

Für den niedersächsischen Teil des Ems-Einzugsgebiets konnten die Faktoren R, K, S und C als separate Datensätze mit 50 m Rasterauflösung aus dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS) zur Verfügung gestellt werden (Tab. 8). Der nordrhein-westfälische Anteil des REGFLUD-Projektgebiets wurde mit Datensätzen der Geologischen Dienstes für die Faktoren R, K und S abgedeckt. Der rheinland-pfälzische Teil des Sieg-Einzugsgebiets konnte nicht durch Daten Staatlicher Geologischer Dienste parametrisiert werden, sodass der Regenerositätsfaktor R nach Sauerborn (1994) aus der mittleren Jahresniederschlagshöhe (Karte 7) berechnet wurde. Der Bodenerodibilitätsfaktor K wurde aus den Bodenartangaben der BK 50 (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen) und BÜK 1000 (BGR 1995) gemäß den Vorgaben von Schwertmann et al. (1990) bestimmt. Da der durch die BÜK 1000 er-

fasste Teil des REGFLUD-Projektgebiets weniger als 1,9% beträgt und der Ackeranteil sehr niedrig ist (Karte 3), ist der durch Verwendung der Bodenübersichtskarte entstehende Fehler zu vernachlässigen.

Bodenbedeckungsfaktoren C standen weder für Nordrhein-Westfalen noch für Rheinland-Pfalz aus Informationssystemen der Umwelt- und Agrarbehörden zur Verfügung. Sie wurden daher durch Mitarbeiter der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie (FAA) in Bonn bereitgestellt (schriftl. Mitt. von Julius (2003) sowie von Møller (2003)). Julius hat C-Faktoren für die gesamte Bundesrepublik auf Kreisebene berechnet, Møller hingegen auf Gemeindebasis für Nordrhein-Westfalen. Hanglängenfaktoren L waren ebenfalls nicht verfügbar und wurden selbst abgeleitet. Bei der Ermittlung von L wird die erosive Hanglänge bestimmt, die von der gesamten Hanglänge unter Umständen erheblich abweichen kann. In der Methodendokumentation Bodenkunde (Hennings 1994) wird für kleinmaßstäbige Untersuchungen die Verwendung eines einheitlichen L-Faktors von 2,0 empfohlen, was nach Schwertmann et al. (1990) einer erosiven Hanglänge zwischen 90 und 120 m entspricht. Am Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig durchgeführte Methodenvergleiche haben jedoch gezeigt, dass der Einsatz von L=2,0 zu einer starken Überschätzung der Bodenabtragsgefährdung nach ABAG führt (Volk et al. 2001).

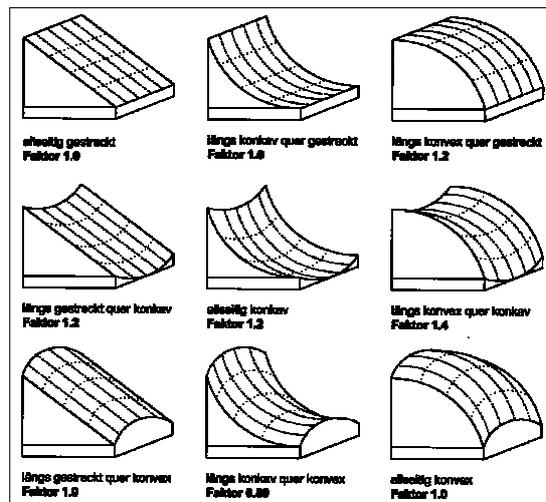


Abb. 16: Bewertung der Erosionspotenziale unterschiedlicher Hangformen nach Typen und zugehörige Werte für die Korrektur des LS-Faktors

Quelle: Prasuhn u. Grünig (2001), verändert

Da neben der erosiven Hanglänge die Hangneigung von noch größerer Sensitivität für die Höhe des Ergebnisses ist (Auerswald 1987), wurden die beiden Parameter kombiniert als LS-Faktor mit dem Algorithmus von Moore und Wilson (1992) mittels GIS berechnet. Grundlage der Ermittlung war das aus drei länderspezifischen Datensätzen kombinierte Digitale Geländemodell des REGFLUD-Projektgebiets (Kap.

4.3.4). Der hier gewählten Vorgehensweise kommt entgegen, dass für Nordrhein-Westfalen, in dem mit Teutoburger Wald, Sauer- und Siegerland, Bergischem Land sowie der Eifel in großem Umfang Berglandverhältnisse anzutreffen sind, landesweit das sehr hoch aufgelöste Digitale Geländemodell DGM 5 zur Verfügung stand.

Wie bereits in Kapitel 9.1 erwähnt, wird der nach Moore und Wilson (1992) berechnete LS-Faktor einer Korrektur unterzogen, um den Einfluss von unterschiedlichen Hanglängs- und Hangquerprofilen auf den Bodenabtrag abzubilden. Hierzu wurden die verschiedenen Hangformtypen im GIS abgeleitet, wobei die in Abb. 16 dargestellten neun Typen unterschieden werden konnten. Prasuhn und Grünig (2001) haben zu den einzelnen Typen Korrekturfaktoren angegeben, anhand derer der LS-Faktor entsprechend modifiziert werden kann.

Um beurteilen zu können, welcher Anteil des flächenhaften Bodenabtrags auch tatsächlich in die Fließgewässer übertritt, muss das Sedimenteintragsverhältnis bestimmt werden. Wie in Kapitel 9.1 ausgeführt, wird hierzu ein Ansatz unter Berechnung von Fließwegen gewählt, die im GIS aus dem hoch aufgelösten DGM abgeleitet werden (Kap. 8.1). Für ein Testgebiet bei Aachen wurden die berechneten Fließwege mit im Gelände kartierten Tiefenlinien verglichen und das benutzte Abflussmodell D^∞ auf dieser Grundlage kalibriert (Kap. 8.2).

Zur Erfassung der zum Sedimenteintrag beitragenden Ackerflächen wurden die im GIS ermittelten Fließwege mit 60 m breiten Streifen versehen (je 30 m links und rechts der Tiefenlinie). Diese Pufferbreite wird von Sommer und Murschel (1999), Huber und Behrendt (1997) und Fried et al. (2000) empfohlen. Diejenigen Bodenabtragsflächen, die im 2-30 m breiten Streifen liegen, werden als Sedimentliefergebiete und damit als P-emittierende Teilflächen angesehen. Nach dieser Methode ergeben sich Sedimenteinträge, die zwischen 3 und 29 % am gesamten Bodenerosionspotenzial eines Einzugsgebiets ausmachen. Der Mittelwert des Sedimenteintrags liegt bei 11 %. Um die Qualität dieser Ergebnisse zu überprüfen und damit Aussagen zur Genauigkeit des angewandten Verfahrens zur Bestimmung des Sedimenteintrags treffen zu können, werden zum Vergleich Literaturangaben herangezogen. Werner et al. (1991) ermittelte rechnerisch für die alten Bundesländer einen mittleren Sedimenteintrag in Höhe von 8% des Bodenabtrags nach ABAG. Für das Bodensee-Einzugsgebiet haben Prasuhn et al. (1996) einen Sedimenteintrag von 30% festgestellt. Mehrjährige Erosionsschadenskartierungen und Feldmessungen in Schweizer Gebieten bildeten die Basis für ermittelte Sedimenteinträge in Höhe von 15-20% (Prasuhn u. Grünig 2001). Von Mosimann et al. (1991) werden als mehrjährige mittlere Einträge im Berner Mittelland 10-20% genannt. Insgesamt kann daher festgestellt werden, dass die mit dem Modell MEPhos auf Basis gepufferter Fließwege abgeleiteten Sedimenteintragsverhältnisse sehr gut mit Literaturangaben übereinstimmen, die für naturräumlich unterschiedlich ausgestattete Untersuchungsgebiete genannt werden. Tendenziell liegen die MEPhos-Sedimenteinträge für die REGFLUD-

Untersuchungsgebiete niedriger, was aber angesichts des Vergleichs mit Angaben zu teilweise stärker reliefierten Gebieten durchaus nachvollziehbar ist.

Entsprechend dem in Kapitel 5 dargelegten Phosphotop-Konzept müssen Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Erosion die Faktoren P-Emission aus der Fläche, Auftreten eines Transportmediums sowie hydraulische Anbindung an den Vorfluter beinhalten. Die beiden erstgenannten Faktoren werden dabei durch das Auftreten einer Bodenabtragsgefahr nach ABAG wiedergegeben und die hydraulische Anbindung wird durch die Lage der Fläche im 30 m-Puffer auf beiden Seiten eines Fließwegs bzw. eines Fließgewässers bejaht. Daher werden für beide Untersuchungsgebiete die Datensätze der Bodenabtragsgefährdung mit den gepufferten Fließwegen und Fließgewässern verschnitten und fünf verschiedene Phosphotope gebildet, die sich durch ihr Erosionspotenzial unterscheiden (Tab. 15). Zur Berechnung des erosionsbürtigen P-Eintrags werden dann im Gegensatz zu den Pfaden Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss und Abschwemmung keine Exportkoeffizienten benutzt, sondern nach Gleichung 12 das Bodenabtragspotenzial für im Puffer liegende Rasterzellen, ihr P-Oberbodenengehalt sowie der für Sub-Einzugsgebiete ermittelte Anreicherungsfaktor.

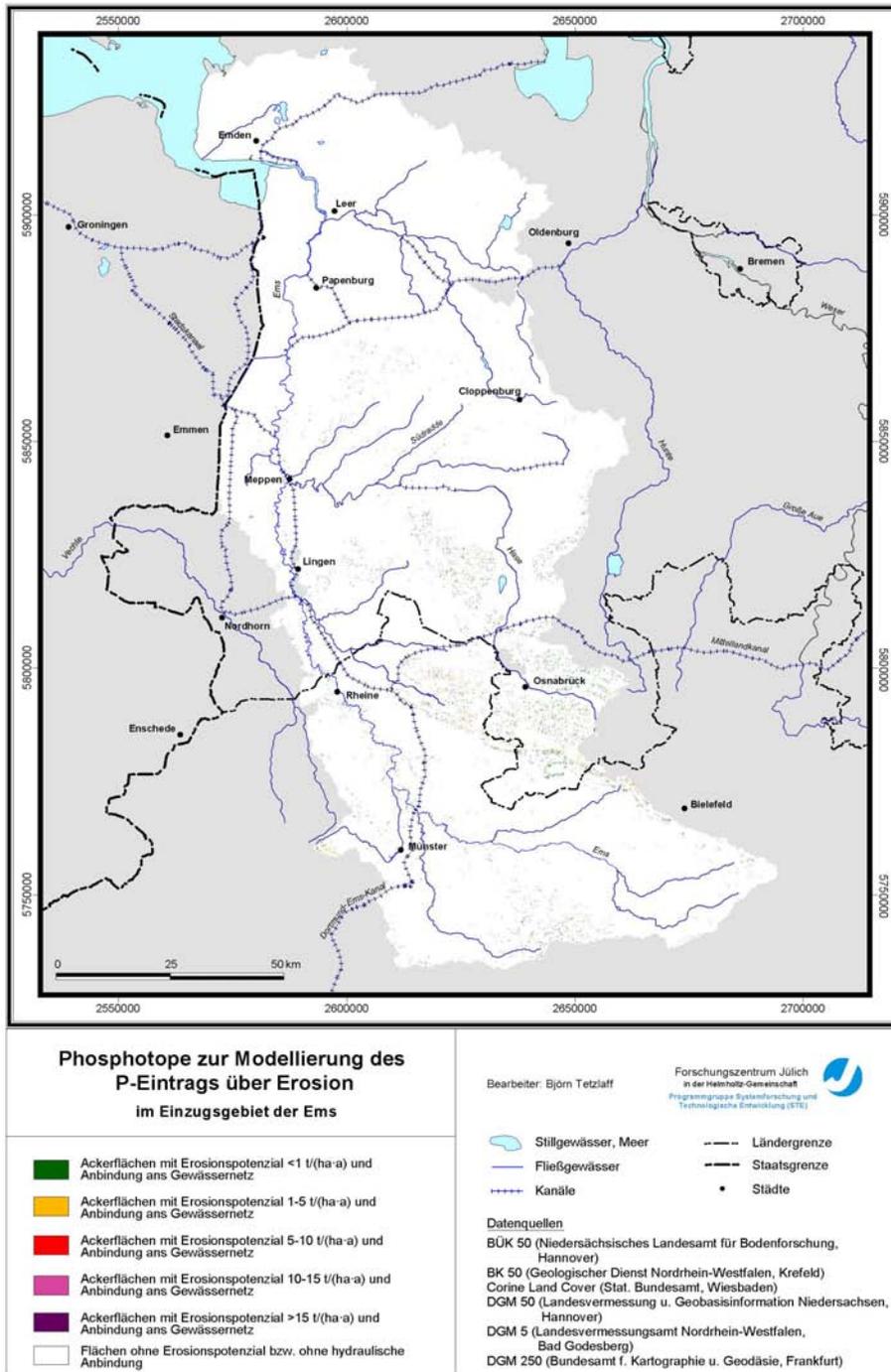
Tab. 15: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Erosion

Nr.	Phosphotope
E1	Ackerflächen mit Erosionspotenzial $<1 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ und Anbindung ans Gewässernetz
E2	Ackerflächen mit Erosionspotenzial $1-5 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ und Anbindung ans Gewässernetz
E3	Ackerflächen mit Erosionspotenzial $5-10 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ und Anbindung ans Gewässernetz
E4	Ackerflächen mit Erosionspotenzial $10-15 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ und Anbindung ans Gewässernetz
E5	Ackerflächen mit Erosionspotenzial $>15 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ und Anbindung ans Gewässernetz

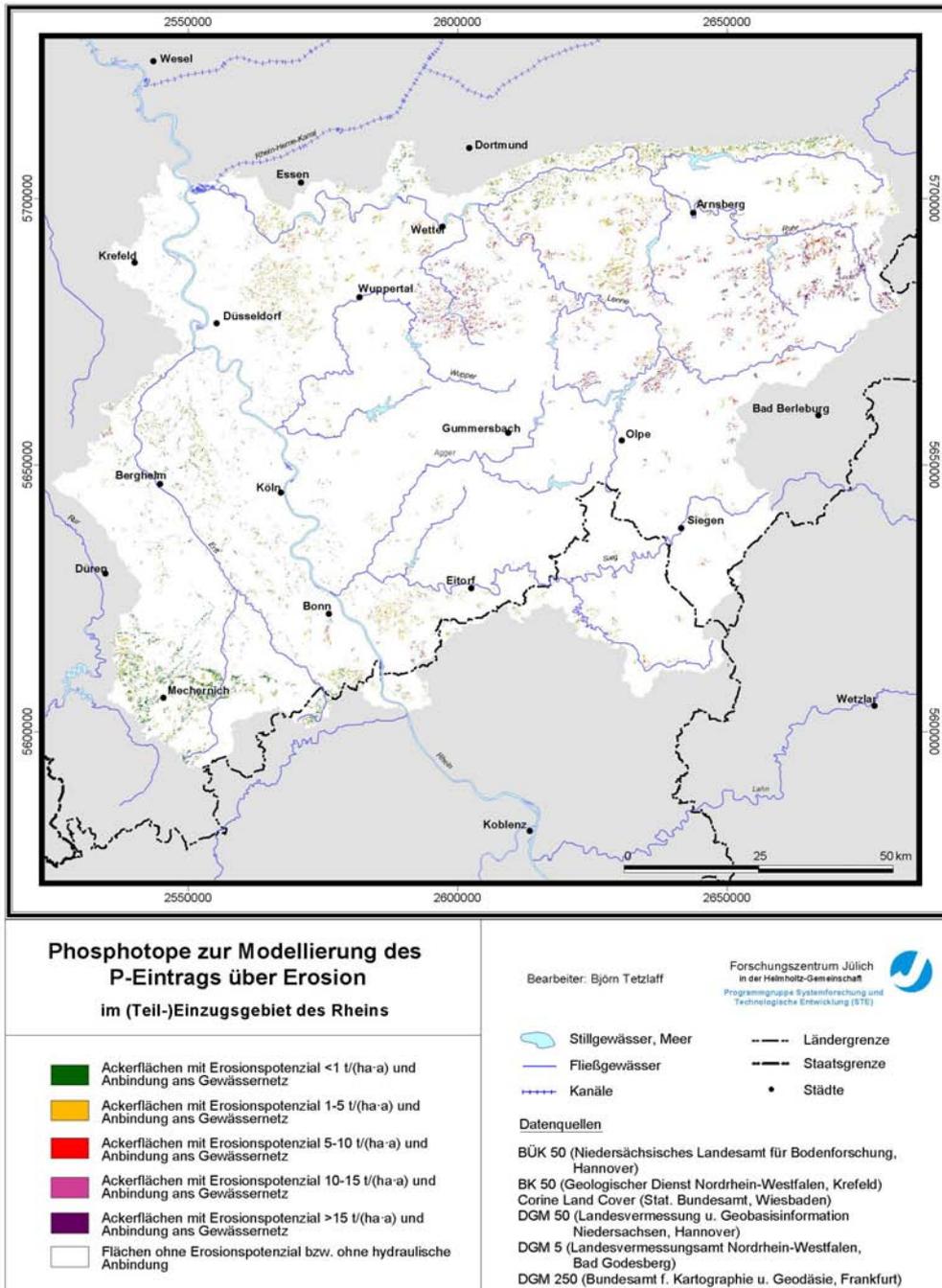
Karte 35 und Karte 36 zeigen die Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Erosion in den (Teil-)Einzugsgebieten von Ems und Rhein. In Karte 35 wird die Dominanz des Ackerlandes unter den Nutzungstypen im Einzugsgebiet der Ems deutlich sichtbar. Trotz der großen Verbreitung v.a. im Süden und in der Mitte beschränken sich Areale mit mittlerer bis hoher Abtragsgefährdung auf den Lingen-Fürstenauer Stauchendmoränenzug, die Ausläufer der Baumberge und die des Teutoburger Waldes bzw. Wiehengebirges. Hierin spiegeln sich die insgesamt sehr geringe Reliefierung des Einzugsgebiets und die geringe Rolle der Ackernutzung in den wenigen Gebieten mit höherer Hangneigung wider (Kap. 3.1). Der Vergleich mit der Karte der Landnutzung (Karte 3) zeigt die weite Verbreitung von Grünland, Laub- und Nadelwald zu Lasten des Ackerlandes im Teutoburger Wald und Wiehengebirge, insbesondere in den Kammlagen. Für diese beiden Gebiete werden $15-30 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ bzw. kleinräumig auch über $30 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ Bodenabtrag modelliert. Sie stellen damit die Schwerpunkträume des Erosionsgeschehens im Emsgebiet dar.

In der Karte für das (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins (Karte 36) kommt die räumliche Diskrepanz in der Ackerverbreitung zwischen Niederrheinischem Tiefland und Rheinischem Schiefergebirge zum Ausdruck: Im Einzugsgebiet der Erft, untergeordnet auch im Rheingraben, treten von ihrer Textur her erosionsanfällige Lößböden in weiter Verbreitung auf. Diese zählen außerdem zu den bevorzugten Anbaugebieten in Nordrhein-Westfalen für Zuckerrüben, was aufgrund der geringen Bodenbedeckung die potenzielle Abtragsgefahr zusätzlich verschärft. Für die Lößregion wird jedoch im Wesentlichen nur ein geringer Bodenabtrag von $<1 \text{ t/(ha-a)}$ modelliert, was in der geringen Hangneigung begründet ist (Karte 13). Stärker reliefierte Teilregionen, z.B. im Oberlauf der Erft, unterliegen keiner Ackernutzung in nennenswertem Ausmaß. Mittlere Erosion nach ABAG tritt räumlich konzentriert im Mettmanner Hügelland und an der unteren Sieg sowie entlang des Flusslaufs der Ruhr und der Möhne auf, wo sie auf Lößböden in hängigeren Partien unter Acker zurückgehen. Große und sehr große Abträge sind dagegen auf Einzelareale an der oberen Wupper, oberen Ruhr und der Lenne begrenzt. Als Ursache der geringen Verbreitung hoher Abträge dürfte die eingeschränkte Ackernutzung in stark hängigen Gebieten mit tonigen Böden und hohen Jahresniederschlägen anzusehen sein (Karte 2, Karte 3, Karte 7 u. Karte 13).

Gemäß Gleichung 12 (Kap. 9.1) müssen zur Modellierung des P-Eintrags über den Erosionspfad auch die mittleren P-Gehalte in der Ackerkrume für den Zeitraum 1995-1999 bekannt sein. Flächendeckend stehen diese Daten in vorhandenen behördlichen Informationssystemen nicht zur Verfügung, sodass sie selbst berechnet werden mussten. Hierzu werden die räumlich differenzierten Tongehalte der Oberböden, wie sie den Bodenkarten 1:50.000 bzw. 1:1 Mio. entnommen werden können, sowie die P-Düngeüberschüsse benötigt. Diese Angaben ermöglichen die Berechnung eines P-Gehaltes in der Ackerkrume für das Startjahr 1955 nach Gleichung 15. Für den Zeitraum 1955-1978 werden Daten zu mittleren jährlichen P-Bilanzüberschüssen verwendet, die Bach et al. (1998) und Behrendt et al. (1999) für die alten Länder der Bundesrepublik berechnet haben. Beginnend mit dem Jahr 1979 stehen auf Landkreisebene differenzierte mittlere jährliche P-Überschussangaben zur Verfügung, die mit dem Modell RAUMIS berechnet worden sind. Dieses, von der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) und dem Institut für Agrarpolitik der Universität Bonn (IAP) entwickelte, agrarökonomische Sektormodell wird für mehrjährige Analysen im Agrar- und Umweltbereich auf die 326 Landkreise Deutschlands angewendet und erlaubt u.a. Bilanzrechnungen für die Pflanzennährstoffe Phosphor, Stickstoff und Kalium (IAP u. FAL 1996). Die Bilanzierungen berücksichtigen dabei den Nährstoffanfall sowohl aus der Tierproduktion als auch aus dem Einsatz von Mineraldüngern und bilden die Erzeugung von mehr als 50 unterschiedlichen landwirtschaftlichen Produkten sowie den Einfluss von mehr als 40 agrarökonomischen Variablen ab (Gömann et al. 2005).



Karte 35: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Erosion im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 36: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Erosion im Untersuchungsgebiet Rhein

Die Ergebnisse des P-Überschusses für den Zeitraum 1979-1999 im REGFLUD-Untersuchungsgebiet zeigt Karte 37. Deutlich treten die charakteristischen Unterschiede zwischen den (Teil-)Einzugsgebieten von Ems und Rhein hervor. Die P-Bilanzüberschüsse im Emsgebiet sind mit Ausnahme der Marschen und Berglandgebiete insgesamt überdurchschnittlich hoch (20-40 kg/(ha·a), wenn man bedenkt, dass der bundesweite Durchschnitt der RAUMIS-Ergebnisse für den Zeitraum 1979-1999 bei 12,1 kg/(ha·a) liegt. Ursache der überdurchschnittlichen Überschüsse sind verbreitet hohe Tierbesatzdichten, z.B. im Münsterland (Karte 22), sowie Mineraldüngerzukauf, um die Nährstoffarmut der weit verbreiteten sandigen und moorigen Böden ausgleichen zu können (Nischwitz 1996, Kap. 3.1). Besonders auffällig ist der hohe P-Überschuss in den Landkreisen Cloppenburg und Vechta mit 50-60 bzw. mehr als 60 kg/(ha·a). Ursache hierfür ist die intensiv betriebene, flächenunabhängige Veredlungswirtschaft, die im Landkreis Cloppenburg vorrangig auf Schweinemast spezialisiert ist, während im Landkreis Vechta schwerpunkthaft Geflügelzucht betrieben wird (Nischwitz 1996). Der Landkreis Vechta weist die höchste Geflügeldichte Europas mit 1994 fast 22.000 Hühnern pro 100 ha LF auf (Windhorst 1996).

Ganz anders stellt sich die Situation im Untersuchungsgebiet Rhein dar: Hier liegt mit Ausnahme des Landkreises Gummersbach der P-Bilanzüberschuss unter 20 kg/(ha·a), für den Erftkreis werden sogar negative Überschüsse berechnet. Der Grund liegt in der weiten Verbreitung des Ackerbaus auf den fruchtbaren Lößböden (Zuckerrübenanbau) bei gleichzeitig geringer Viehbesatzdichte (Karte 22). Intensive Ackerwirtschaft auf den Parabraunerden aus Löß und Lößlehm ist in erheblichem Umfang auf Mineraldüngerzukauf angewiesen. Die großräumig niedrigen Überschüsse östlich des Rheins bringen die geringe landwirtschaftliche Nutzung dieser Region zum Ausdruck (Karte 3 u. Karte 37).

Nachdem die Startwerte des P-Gehalts in der Ackerkrume für das Jahr 1955 anhand des Tongehaltes nach Bodenarealen differenziert berechnet worden sind, werden die von Bach et al. (1998), Behrendt et al. (1999) und vom Projektpartner FAL ermittelten jährlichen Überschüsse für den Gesamtzeitraum 1956-1997 addiert. Die mittleren Überschüsse wurden hierzu in mittlere Krümengehaltsanteile umgerechnet. Die so abgeleiteten mittleren P-Gehalte im Oberboden (1995-1999) sind in Karte 38 zu sehen: Danach beträgt die Spanne der P-Gehalte <450 bis >900 mg Gesamt-P/kg Boden und wird von den im Ems-Einzugsgebiet auftretenden Ackerböden vollständig abgedeckt. Der Mittelwert der berechneten Gehalte liegt im Einzugsgebiet der Ems bei 578 mg Gesamt-P pro kg Boden. Verbreitet niedrige Gehalte treten auf tonarmen Sandböden entlang des gesamten Emslaufs sowie an mittlerer und unterer Hase auf (<500 mg/kg). Mittlere Gehalte sind für tonreichere Böden (Osnabrücker Bergland) und für die sandigen Böden mit hohen P-Überschüssen in den Landkreisen Vechta und Cloppenburg typisch. Die höchsten berechneten P-Gehalte mit >900 mg/kg betreffen im Einzugsgebiet der Ems vereinzelt Böden mit hohen Tongehalten im Landkreis Vechta, für die bereits hohe Startwerte 1955 berechnet wurden (Gl. 15),

und in wesentlich größerem Ausmaß tonige Böden im Südwesten des Einzugsgebiets (Karte 37).

Im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins wird ebenfalls die gesamte Bandbreite an Gehalts-Klassen abgedeckt, es dominieren jedoch niedrige P-Gehalte <500 mg/kg (Karte 38). Trotz hoher Tongehalte der Böden, für die bereits deutlich höhere Startwerte (1955) als im Ems-Einzugsgebiet berechnet wurden, ist dies besonders im Rheinischen Schiefergebirge auf die niedrigen P-Überschüsse dieser Region zurückzuführen (Karte 37).

Tab. 16: Vergleich von berechneten Oberbodengehalten mit Analysenergebnissen des Baltic Soil Survey

Nr.	MEPhos-Oberbodengehalte [mg Gesamt-P / kg]	Topsoil Baltic Soil Survey [mg P / kg]	Abweichung [%]
1	639	685	-7
2	876	973	-10
3	799	768	4
4	450	436	3

Quelle: Oberbodengehalte MEPhos; Reimann et al. 2003

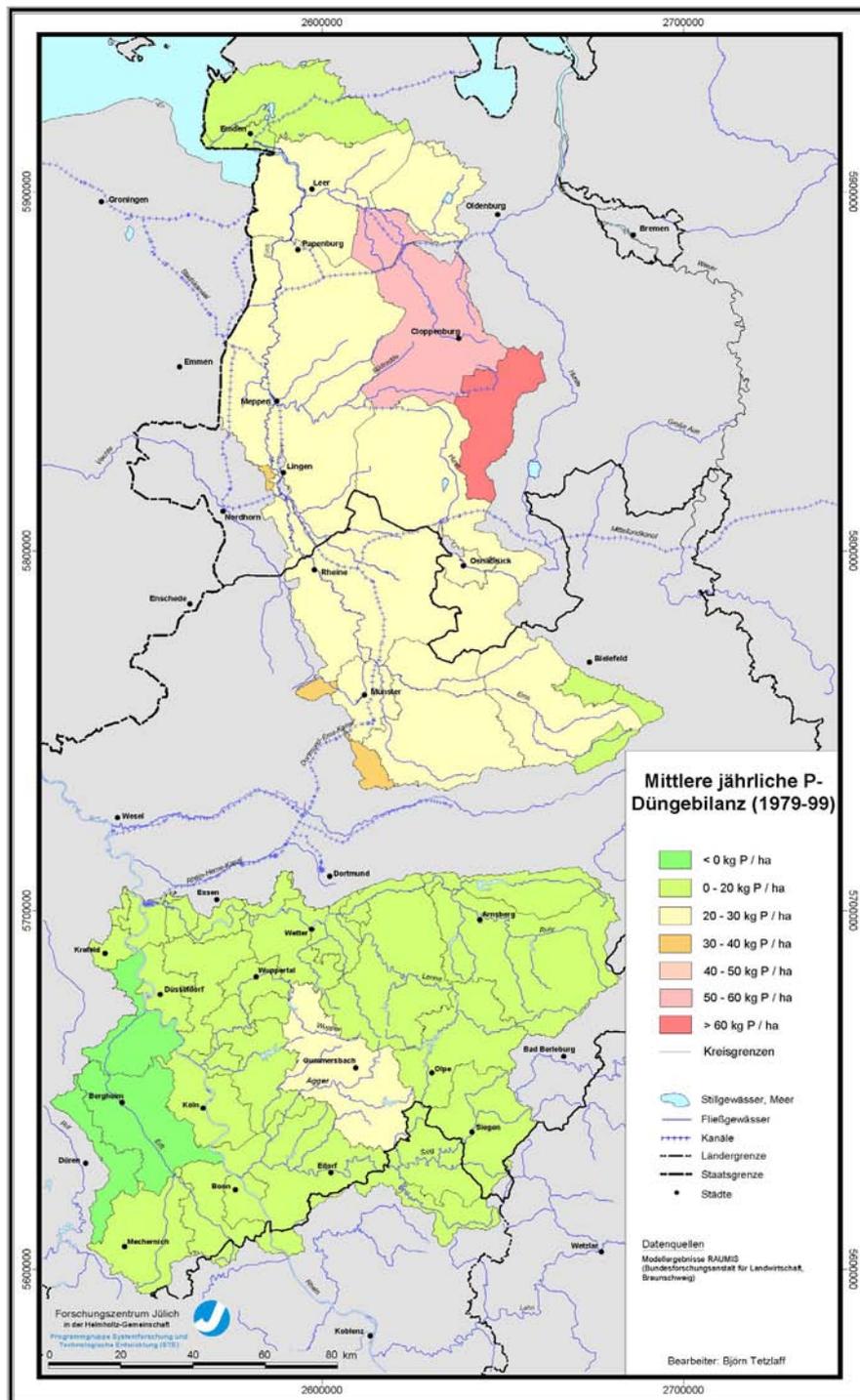
Auf die Schwierigkeiten mit der Beschaffung und Umrechnung von P(DL) bzw. P(CAL)-Gehalten, die in Bodenanalysen durch Laktatauszug bestimmt wurden, in Gehalte an Gesamt-P wurde bereits eingegangen. Daher bestehen nur sehr eingeschränkte Vergleichsmöglichkeiten zwischen den in dieser Arbeit berechneten Oberbodengehalte und den Analysenergebnissen. Aus dem bereits erwähnten Projekt Baltic Soil Survey (Reimann et al. 2003) stehen durch WDXRF bestimmte P-Gehalte des Oberbodens in Form von Elementgehalten zur Verfügung. Ein Vergleich mit den berechneten Gehalten an Gesamt-P erscheint daher zulässig. Von den 37 Probenahmestandorten Norddeutschlands liegen allerdings nur 4 im Einzugsgebiet der Ems, und zwar in den Landkreisen, Vechta, Cloppenburg und Osnabrück. Die nachfolgende Tab. 16 zeigt die Gegenüberstellung der berechneten und gemessenen Werte.

Die geringe Zahl der für einen Vergleich zur Verfügung stehenden Analysenergebnisse (n=4) schränkt repräsentative Aussagen über die Validität der in dieser Arbeit berechneten P-Gehalte in der Ackerkrume ein. Dennoch kann festgestellt werden, dass sich für die vier Standorte lediglich geringe Abweichungen zwischen berechneten und aus der Analyse stammenden Ergebnissen ergeben (Tab. 16). Insofern kann zumindest für die vier in Tab. 16 genannten Standorte bestätigt werden, dass die berechneten P-Gehalte im Oberboden die Analysenergebnisse des Baltic Soil Survey gut wiedergeben.

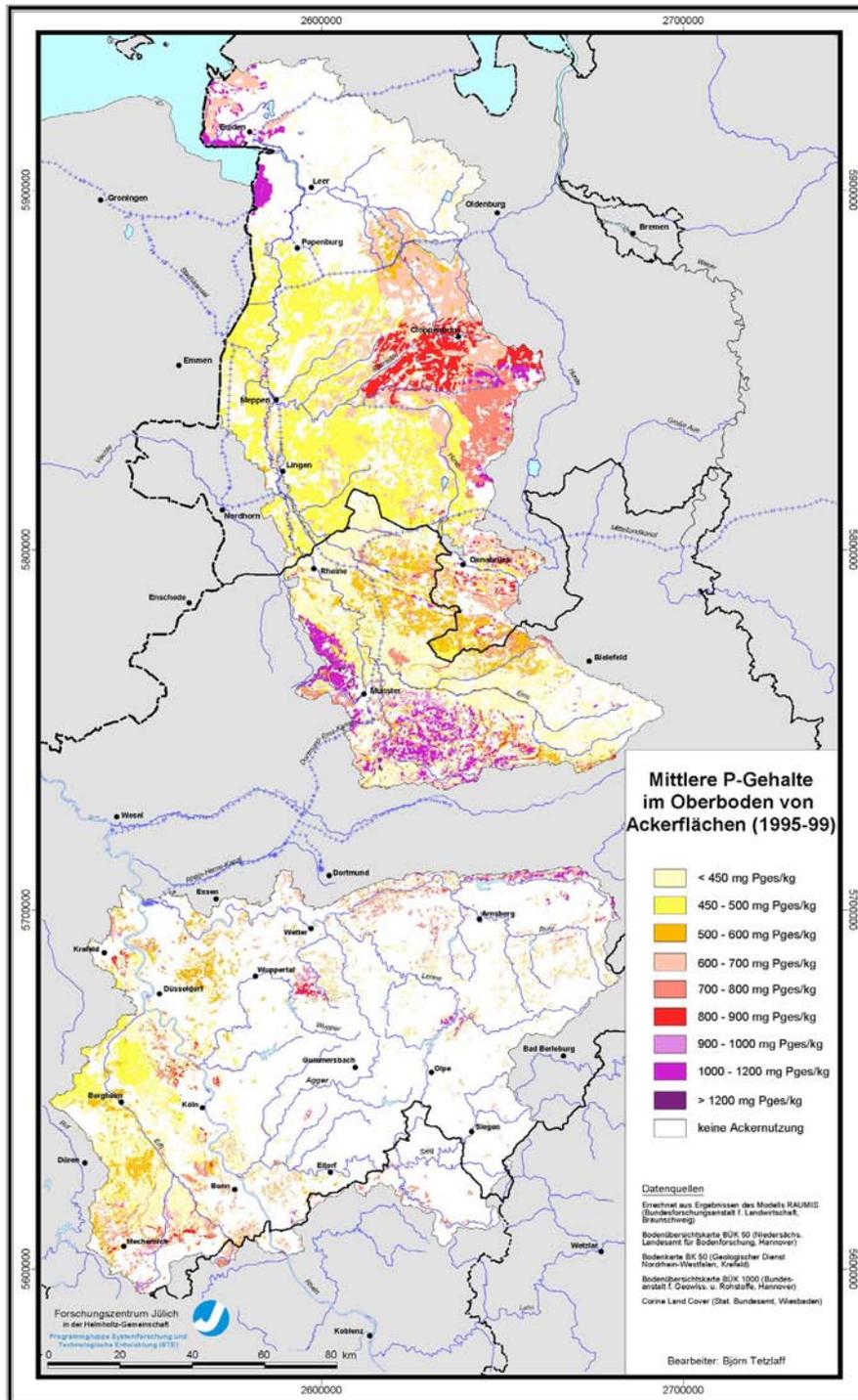
Zur Vervollständigung der für die Modellierung des P-Eintrags über Erosion benötigten Eingangsdaten sind die Anreicherungsfaktoren zu ermitteln (Kap. 9.1). Für 58

Sub-Einzugsgebiete lagen ausreichende Gewässergütedaten zur Konzentration von Gesamt-P, ortho-P sowie zum Schwebstoffgehalt der Zeitreihe 1995-1999 vor, sodass die Berechnung eines Anreicherungs-faktors entsprechend der in Kapitel 9.1 dargelegten Methodik nach Behrendt et al. (1999) vorgenommen werden konnte. Die Bandbreite der abgeleiteten Faktoren reicht dabei von 1,7 bis 6,1. Die Sub-Einzugsgebiete der oberen Erft besitzen sehr hohe Anteile an Lössböden, weshalb nach den Angaben in Sommer und Murschel (1999) ein Anreicherungs-faktor von 1,0 gesetzt wurde. Für die übrigen 22 Teil-Einzugsgebiete wurde nach Wilke und Schaub (1996) ein einheitlicher Anreicherungs-faktor von 1,86 in Ansatz gebracht.

Aus den Daten zum Sedimenteintrag in die Fließgewässer, den P-Oberbodengehalten sowie den Anreicherungs-faktoren kann der mehrjährige mittlere P-Eintrag (1995-1999) aus diffusen Quellen über den Erosionspfad modelliert werden. Die Ergebnisse für die Untersuchungsgebiete Ems bzw. Rhein können im folgenden Kapitel 9.3 Karte 39 und Karte 40 entnommen werden.



Karte 37: Mittlere jährliche P-Düngebilanz (1979-1999)



Karte 38: Mittlere P-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen (1995-1999)

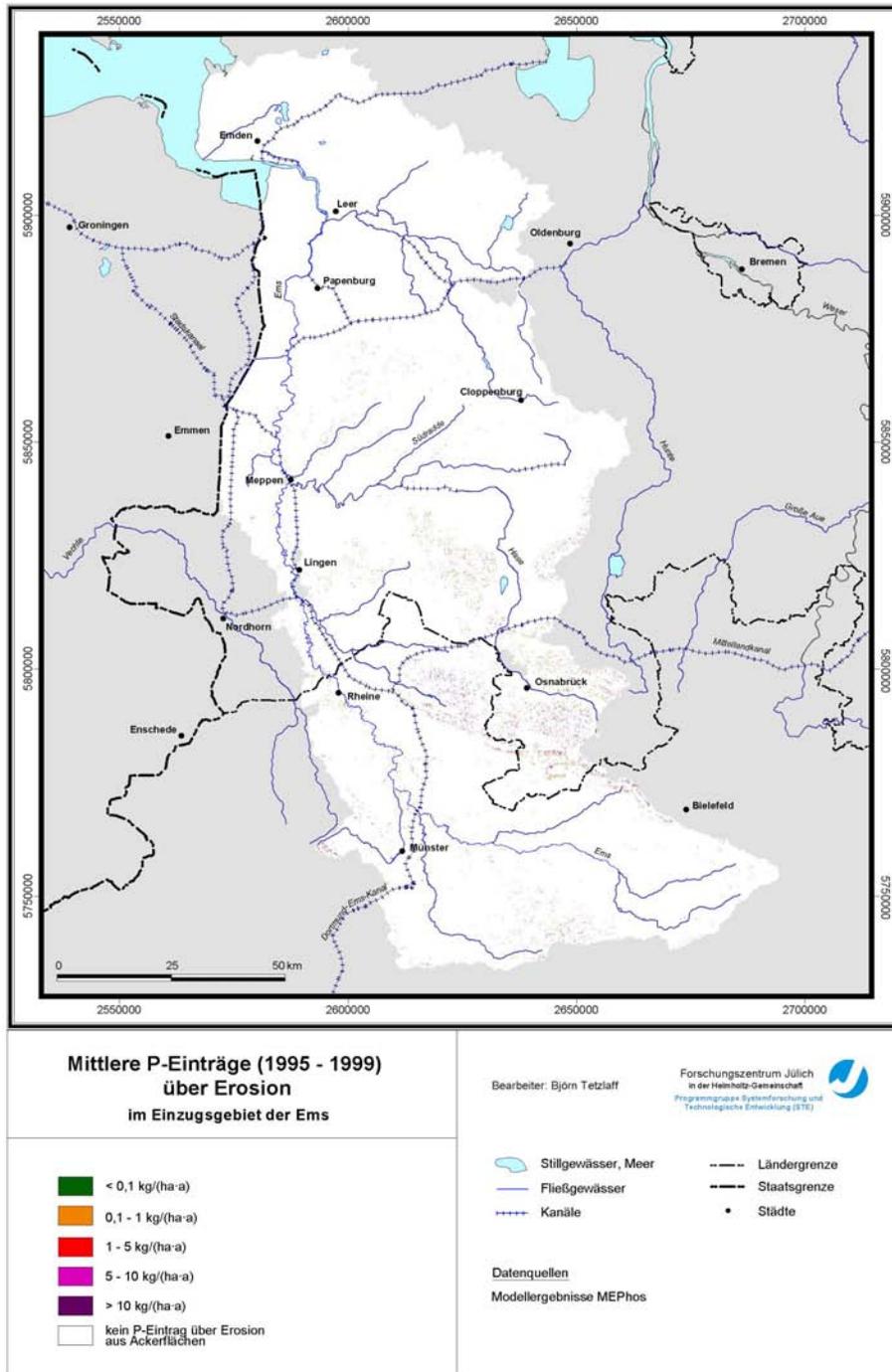
9.3 Ergebnisse

Erosionsbürtige P-Einträge (1995-1999) erreichen im REGFLUD-Projektgebiet eine mittlere Höhe zwischen $<0,1$ und >15 kg/(ha-a). Ihr Auftreten ist grundsätzlich gekennzeichnet durch eine geringe flächige Ausdehnung der am partikulären P-Eintrag beteiligten Flächen bei teilweise stark variierender Eintragshöhe. Die im Kartenbild deutlich zu erkennende Kleinflächigkeit der Areale erklärt sich aus der Disaggregation der erosionsgefährdeten Fläche nach ABAG und ihrer Verschneidung mit gepufferten Fließwege- und Gewässernetzen sowie der Verwendung räumlich hoch aufgelöster Datensätze (Karte 39, Karte 40, Kap. 9.1).

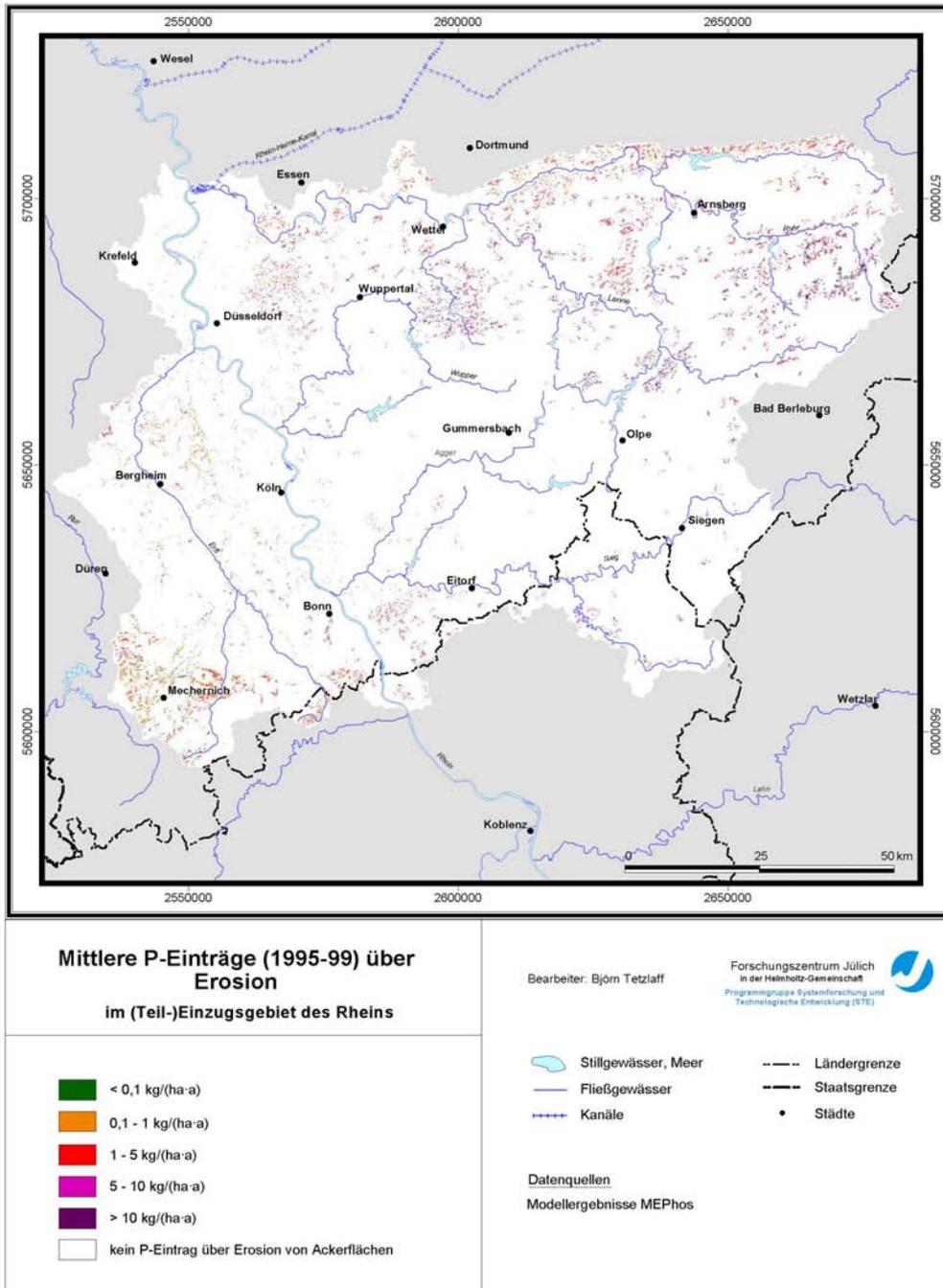
Das Auftreten partikulärer P-Einträge zeichnet in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein diejenigen Teilregionen nach, in denen erhöhte Reliefenergie auftritt. So treten im Einzugsgebiet der Ems P-Einträge über Erosion von Ackerflächen in den Beckumer Bergen, im Teutoburger Wald und Wiehengebirge, auf dem Lingen-Fürstenauer Stauchendmoränenzug sowie der Cloppenburger Geest einschließlich Hümmling auf. Die höchsten Einträge über Erosion werden erwartungsgemäß für die nordrhein-westfälischen Ausläufer des Teutoburger Waldes und des Wiehengebirges berechnet, die die größte Hangneigung (Karte 13) und auch die höchste Erosionsgefahr nach ABAG (Karte 35) besitzen. P-Einträge über 10 kg/(ha-a), aus manchen Teilflächen auch über 15 kg/(ha-a) sind für diese Region typisch. Ansonsten erreichen die Modellergebnisse für weniger stark geneigte Partien von Teutoburger Wald und Wiehengebirge im Wesentlichen Werte zwischen 0,1 und 5 kg/(ha-a). Diese Größenordnung wird auch auf der Hohen Geest und in den Beckumer Bergen erreicht.

Entsprechend der zwischen den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein stark unterschiedlichen Erosionsgefährdungshöhe (Karte 35, Karte 36) spielen partikuläre P-Einträge im (Teil-) Einzugsgebiet des Rheins eine weitaus bedeutendere Rolle (Karte 40). Sehr hohe Einträge werden für Teile des Ruhr-Einzugsgebiets (Lenne und obere Ruhr) berechnet, was durch Ackernutzung auf stärker geneigten Hängen mit tonreichen Böden induziert wird, womit ein erhöhtes Potenzial für Oberflächenabflussbildung einhergeht. Ähnliches gilt auch für das Mettmanner Löß-Hügelland und Teilgebiete an der unteren Sieg, die ebenfalls zu den Schwerpunkträumen des P-Eintrags über Erosion im Untersuchungsgebiet Rhein zählen. Großräumig treten mittlere P-Einträge (1-10 kg/(ha-a)) im Einzugsgebiet der Erft auf. Besonders betroffen sind der Raum Mechernich an den Abhängen der Eifel sowie Teilgebiete am Unterlauf der Erft, nordöstlich von Bergheim, wo der Fluss den Höhenzug der Ville umfließt. Die stark unterschiedliche quantitative Bedeutung des P-Eintrags über Erosion in den beiden Untersuchungsgebieten Ems und Rhein kommt auch in den Summen des P-Eintrags zum Ausdruck: Trotz insgesamt deutlich geringerer Bedeutung der Ackerwirtschaft im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins werden 234 t Gesamt-P pro Jahr berechnet, für die Ems sind es dagegen 34 t/a bei etwa gleicher Größe der Untersuchungsgebiete.

Die Überprüfung der Validität der MEPhos-Modellergebnisse erfolgt durch Summierung der Einträge über alle betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade und den Vergleich mit den aus Gewässergütedaten geschätzten mittleren Jahresfrachten (Kap. 13.3). Eine Überprüfung der Modellergebnisse separat nach Eintragspfaden kann nicht erfolgen. Angaben zum P-Eintrag über Erosion stehen jedoch mit den Ergebnissen der Bestandsaufnahme nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für die einzelnen Flussgebiete zur Verfügung. Diese Untersuchungen sind zwar regional weniger differenziert, können jedoch zu einem Vergleich für Flussgebiete zu einem Vergleich herangezogen werden.



Karte 39: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Erosion im Untersuchungsgebiet Ems



Karte 40: Mittlere P-Einträge (1995-1999) über Erosion im Untersuchungsgebiet Rhein

Für das Ems-Einzugsgebiet werden Angaben in Fier und Schäfer (2004) zu einem Vergleich genutzt. Sie berechneten für das Gesamtgebiet einen partikulären P-Eintrag von 58 t/a, die Ergebnisse des Modells MEPhos zum Erosionseintrag summieren sich auf 45 t/a. Leichte Abweichungen in der Berechnungsmethodik, u.a. zur Höhe des Anreicherungsfaktors, sowie andere Datengrundlagen, z.B. zum P-Gehalt im Oberboden, dürften für die Abweichung ursächlich sein. In der Größenordnung stimmen die Ergebnisse jedoch gut überein.

Die Bestandsaufnahmen der übrigen nordrhein-westfälischen sowie der rheinland-pfälzischen Flussgebiete beschränken sich auf Erhebungen des Bodenabtragspotenzials (www.flussgebiete.nrw.de, www.wrrl.rlp.de), sodass hierfür keine Vergleichsdaten zur Verfügung stehen.

10 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Trennkanalisationen

10.1 Modellierung des P-Eintrags über Trennkanalisation

Sieht man von geogener Hintergrundbelastung ab, resultieren diffuse P-Einträge über die Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung und Erosion v.a. aus landwirtschaftlicher Tätigkeit. Diffuse Einträge über Trennkanalisationen entstammen hingegen vornehmlich urbanen Flächen, untergeordnet auch von Straßen außerhalb geschlossener Ortschaften. Unter dem Pfad Trennkanalisation werden in dieser Arbeit diffuse P-Einträge von versiegelten Flächen mit dem Oberflächenabfluss verstanden. Ein Eintragspotenzial ergibt sich im Wesentlichen durch Ablagerungen der atmosphärischen Deposition, durch verkehrsbedingten Staubeintrag, Laubstreu und tierische Exkremente (Behrendt et al. 1999). Der Abfluss erreicht den Vorfluter direkt über Regenwasserkanalisation im Trennsystem oder über Straßengräben, d.h., es erfolgt keine Behandlung des Abwassers.

Wie die Literaturlauswertung ergeben hat, sind neben der P-Konzentration folgende Parameter ausschlaggebend für die Höhe der emittierten Fracht: Anteil versiegelter Flächen, Anschlussgrad dieser Flächen an ein Trennkanalisationsnetz sowie Abflusshöhe von versiegelten Flächen (Beudert 1997, Behrendt et al. 1999, MUNLV 2003). Während die beiden Parameter Versiegelungsflächenanteil und Abflusshöhe als flächendifferenzierte Datensätze zur Landnutzung und zur Direktabflusshöhe vorliegen, gibt es Informationen über den Anschlussgrad versiegelter Flächen an die beiden Kanalisationstypen Mischkanal bzw. Trennkanal lediglich in geringer räumlicher Auflösung. Derartige Daten werden flächendeckend in Form von Mittelwerten oder als Summe für größere administrative Einheiten (Bundesländer, Regierungsbezirke) bzw. mesoskalige Bearbeitungseinheiten der Wasserrahmenrichtlinie von den zuständigen Behörden veröffentlicht. Aus diesem Grund ist eine Verortung der an eine Trennkanalisation angeschlossenen Versiegelungsflächen auf der hier bearbeiteten Maßstabsebene nicht möglich, sodass von einer Ableitung von Phosphotopen für diesen Eintragspfad abgesehen wird. Die Berechnung des P-Eintrags über Trennkanalisation muss daher integrativ auf Basis von gütepegelbezogenen Sub-Einzugsgebieten erfolgen.

Für die versiegelten Flächen eines Sub-Einzugsgebiets wird die Direktabflusshöhe mittels GROWA berechnet und dann um den Teil prozentual verringert, den die Mischkanalisation gemäß den Angaben zum übergeordneten Fluss-Einzugsgebiet bzw. der administrativen Einheit unter den Entwässerungssystemen einnimmt. Der resultierende Direktabflussanteil, dem eine Entwässerung über Trennkanäle unterstellt wird, wird mit einer einheitlichen Gesamt-P-Konzentration multipliziert (Gl. 18).

$$FTK = (Q_{Dir, vers} \cdot (A_{TK} / 100) \cdot C_{Pges}) / 100$$

Gl. 18

F_{TK} = P-Einträge über Trennkanalisation [kg/(ha·a)]

$Q_{Dir, vers}$ = mittlere Abflusshöhe von versiegelten Flächen [mm/a]

A_{TK} = Anteil des Trennkanalsystems am gesamten Entwässerungssystem [%]

C_{Pges} = mittlere Konzentration P-gesamt [mg/l]

Tab. 17 nennt die Spannweiten gemessener Gesamt-P-Konzentrationen, die in Trennkanalisationssystemen mit unterschiedlich angeschlossenen Flächentypen gemessen worden sind. Die P-Einträge über Trennsysteme und aus Straßenabläufen unterliegen einer großen zeitlichen, und, wie Tab. 17 zeigt, auch räumlichen Variabilität. So schwanken die Einträge zwischen Dachabläufen, Verkehrsflächen und Mischgebieten beträchtlich. Dies erschwert eine allgemeingültige Angabe von mittleren Konzentrationen bzw. Jahresfrachten. Da keine Messdaten vorliegen und die für makroskalige Einzugsgebiete vorhandenen Landnutzungs- und Kanalisationsdaten keine weitere Differenzierung zwischen den Flächentypen zulassen, muss für die Berechnung der P-Einträge über Trennkanalisation eine mittlere Konzentration verwendet werden. Dieser Mittelwert über verschiedene Flächentypen (Mischgebiete) wird durch Kalibrierung ermittelt, wobei sich der Wertebereich der zu kalibrierenden Variable innerhalb der Angaben in deutschen Untersuchungen zu Trennkanaleinträgen bewegen muss.

Tab. 17: Literatur-Referenzwerte für Einträge von Gesamt-P über Straßenablauf von verschiedenen Flächentypen und kalibrierter Exportkoeffizient für die Modellierung mit MEPhos

Flächentyp	Konzentration Gesamt-P [mg/l] (gemessen)	Eintrag Gesamt-P [kg/(ha·a)] (gemessen)	Konzentration Gesamt-P [mg/l] (kalibriert)
Straßenablauf	0,25-2,3	-	-
Dachabfluss	0,3	-	-
Mischgebiete	0,5-2,4	0,3-12	1,1
Verkehrsflächen	0,25-1,7	0,63-1,62	-

Quellen: Beudert (1997), Xanthopoulos (1992), Brombach u. Michelbach (1998), Xanthopoulos u. Hahn (1993), Brunner (1971), Lammersen (1997), Klein (1982), Sieker (1986), ATV-Arbeitsgruppe (1980), Ruhrverband (1998), Kasting et al. (2001), MUNLV (2003)

Wie oben ausgeführt, muss sich die Modellierung des P-Eintrags über Trennkanalisation aufgrund der Datenlage eines robusten Ansatzes bedienen. Die hier vorgestellte Methodik berücksichtigt diese Vorgaben und besitzt den Charakter einer Schätzung. Dennoch wird die Aussagefähigkeit des Ansatzes für Betrachtungen auf der Ebene von Gewässereinzugsgebieten als ausreichend angesehen, weshalb dieses Verfahren auch vom Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen für den Einsatz auf der genannten Skala empfohlen wird (MUNLV 2003).

10.2 Aufbereitung der Eingangsdaten

Nach Gleichung 18 sind zur Berechnung des P-Eintrags über Trennkanalisation Daten über die räumliche Lage versiegelter Flächen, die mittlere Abflusshöhe von diesen Flächen (1995-99), den Anschlussgrad an Trennkanalsysteme sowie die mittlere Konzentration von Gesamt-P erforderlich.

Die Lage versiegelter Flächen wird dem CORINE-Datensatz zur Landnutzung entnommen, der für das gesamte REGFLUD-Projektgebiet flächendeckend und konsistent vorliegt (Karte 3, Kap. 3). Als mittlere Abflusshöhe von versiegelten Flächen wird die mit dem Modell GROWA berechnete Direktabflusshöhe (1995-99) verwendet. Bei ihrer Berechnung werden unterschiedliche Versiegelungsgrade sowohl bei der Ermittlung der realen Verdunstung als auch bei der Separation der Abflusskomponenten berücksichtigt (Kap. 4.1). Der Zwischenabfluss in urbanen Gebieten wird wegen der eingeschränkten Versickerung auf versiegelten Flächen als vernachlässigbar angesehen, sodass für urbane Gebiete die Direktabflusshöhe weitgehend dem Oberflächenabfluss entspricht. Die mittlere Höhe des Direktabflusses ist als Karte 17 und Karte 18 dargestellt, die in Kapitel 4.4 beschrieben und diskutiert werden.

Angaben zum Anteil der versiegelten Fläche mit Anschluss an ein Trennkanalisationsnetz sind für große Untersuchungsgebiete nicht flächendifferenziert beschaffbar, sondern liegen als Summen- oder Mittelwerte vor, die sich je nach Bundesland auf mesoskalige Bearbeitungsgebiete nach Wasserrahmenrichtlinie (Nordrhein-Westfalen) oder auf die gesamte Landesfläche beziehen (Niedersachsen, Rheinland-Pfalz). Für die REGFLUD-Projektgebiete werden die in Tab. 18 genannten Trennsystemanteile benutzt, die für das jeweilige Gebiet als homogen angenommen werden.

Tab. 18: Anteile versiegelter Flächen, die über Trennkanalsysteme entwässern

Bezugseinheit	Anteil (%)
Wupper	67
Sieg	61
Erft	67
Ruhr	38
Rheingraben (Nordrhein-Westfalen)	51
Ems (Nordrhein-Westfalen)	82
Ems (Niedersachsen)	85

Quellen: MUNLV (2003), MU (2001)

Wie in Kapitel 10.1 bereits dargelegt, wird die mittlere Konzentrationshöhe von Gesamt-P im Abwasser von Trennkanälen durch Kalibrierung ermittelt. Die durch Untersuchung an Trennkanälen in Deutschland ermittelten Referenzwerte bilden den Rahmen, innerhalb dessen sich der zu kalibrierende Wert bewegen darf (Tab. 17). Die Spannweite liegt zwischen minimal 0,3 und maximal 2,4 mg/l. Mit 1,1 mg/l Gesamt-P liegt die durch Kalibrierung bestimmte Konzentrationshöhe im genannten

Wertebereich und entspricht in etwa dem Wert von 1,0 mg/l, der für Nordrhein-Westfalen als repräsentativ angesehen wird (MUNLV 2002a, MUNLV 2003).

Wegen des relativ geringen räumlichen Differenzierungsgrads von Daten über den Anschluss an Kanalisationstypen kann keine Ableitung von Phosphotopen zur räumlichen Diskretisierung des Eintrags über Trennkanalisation vorgenommen werden. Stattdessen werden die P-Einträge auf Basis gütepegelbezogener Sub-Einzugsgebiete berechnet, für die einheitliche Angaben zum Anschluss an Trennkanalisationssysteme vorliegen. Die Ergebnisse des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Trennkanalisation zeigt Karte 41, die im nachfolgenden Kapitel beschrieben und diskutiert wird.

10.3 Ergebnisse

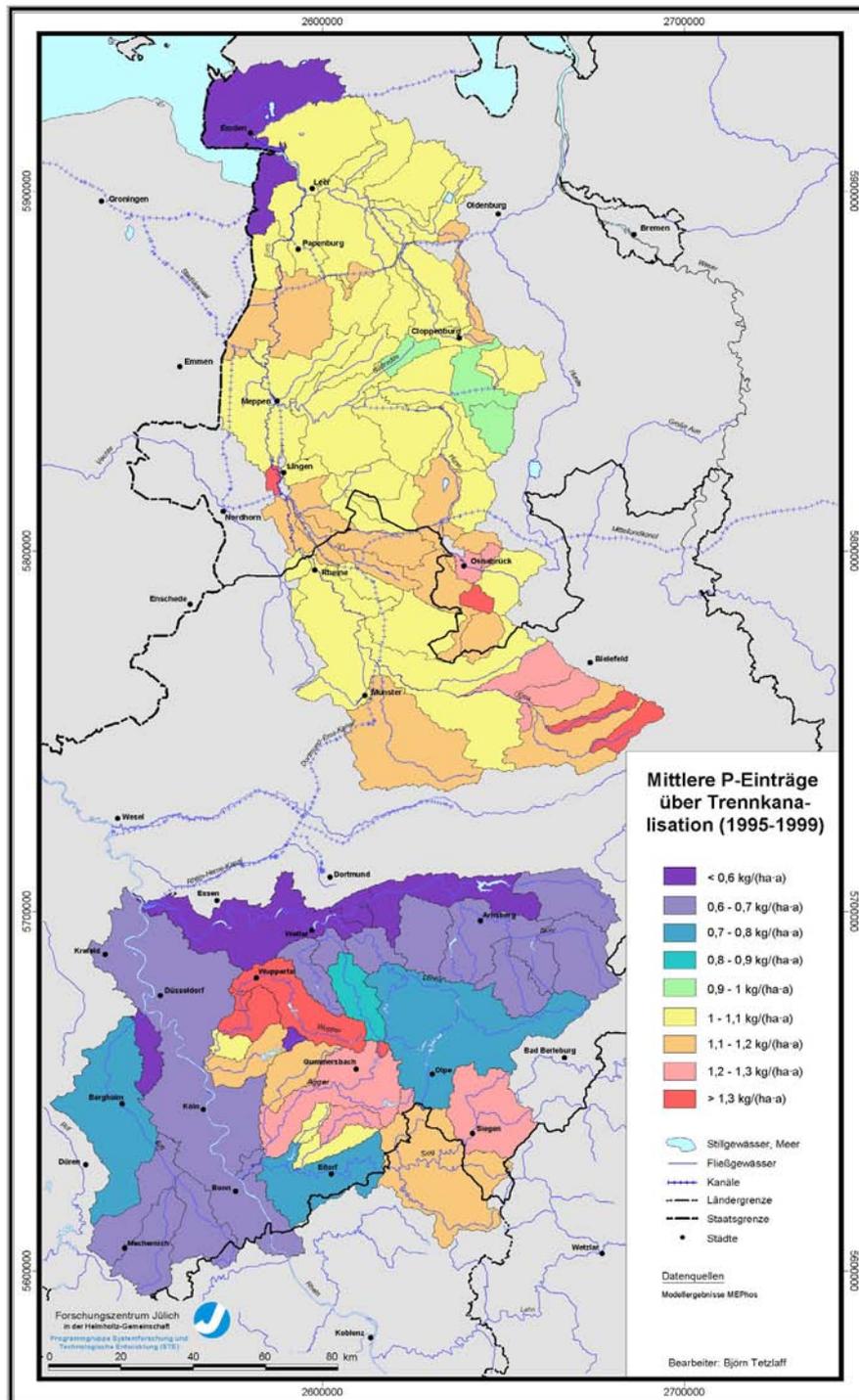
Die Modellergebnisse des mehrjährigen, mittleren P-Eintrags (1995-1999) über Trennkanalisationssysteme sind in Karte 41 zu sehen. Die von versiegelten Flächen stammenden Einträge werden dabei als Mittelwerte pro Flächeneinheit [kg/(ha·a)] für Sub-Einzugsgebiete dargestellt.

Insgesamt werden P-Einträge zwischen 0,1 und 2,3 kg/(ha·a) in den Sub-Einzugsgebieten des REGFLUD-Untersuchungsgebiets modelliert. Das Einzugsgebiet der Ems zeichnet sich dabei größtenteils durch mittlere bis hohe Einträge (>1 kg/(ha·a)) aus, was auf den hohen Anteil von Trennkanälen unter den verbauten Kanalisationstypen zurückzuführen ist (Tab. 18). Mit zunehmendem Anteil versiegelter Flächen steigt der P-Eintrag über Trennkanalisation, so z.B. in den Räumen Münster, Osnabrück und Lingen. Dort, wo der Parameter mittlerer Direktabfluss niederschlagsbedingt höhere Werte annimmt, z.B. an den Südwestausläufern des Teutoburger Waldes, kommt es mit ca. 1,3 kg/(ha·a) nach Osnabrück zu den zweithöchsten P-Einträgen über Trennkanal im Einzugsgebiet der Ems.

Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins tritt ebenfalls das gesamte Spektrum an Eintrags Höhen auf, wobei die räumlichen Gradienten wesentlich größer sind, z.B. zwischen den direkt angrenzenden Einzugsgebieten von Ruhr und Wupper. Auffällig sind die großräumig mit ca. 0,6-0,7 kg/(ha·a) relativ niedrigen P-Einträge in den Bearbeitungseinheiten Ruhr und Rheingraben. Dies steht zunächst im Widerspruch zum hohen Urbanisierungsgrad dieser Flussgebiete (Karte 3). Der Vergleich mit Tab. 18 zeigt allerdings, dass hier mit 38 bzw. 51 % die niedrigsten Trennkanal-Anteile im gesamten REGFLUD-Projektgebiet vorhanden sind. Ein Ansteigen des P-Eintrags im oberen Ruhr-Einzugsgebiet auf 0,7-0,8 kg/(ha·a) wird durch die in den höheren Lagen des Rheinischen Schiefergebirges ansteigenden Direktabflusshöhen verursacht (Karte 18). Demnach ist der Einfluss dieses Parameters größer als der des Anteils versiegelter Flächen. Dies zeigt sich auch umgekehrt im Einzugsgebiet der Erft, wo niedrige Direktabflusshöhen auftreten, der Anteil versiegelter Flächen ähnlich hoch

ist wie an der oberen Ruhr und ein wesentlich höherer Trennkanal-Anteil vorliegt. Als Folge ist die Bedeutung des Eintragspfads Trennkanalisation im Erftgebiet gering. Sind dagegen vergleichbar hohe Trennkanal-Anteile wie im Erft-Einzugsgebiet gleichzeitig mit hohen Direktabflusshöhen und hohen Anteilen versiegelter Flächen vergesellschaftet, kommt es großräumig zu maximalen P-Einträgen, was sich am oberen und mittleren Einzugsgebiet der Wupper zeigen lässt (Karte 41).

Die mit dem Modell MEPhos berechneten und in Karte 41 dargestellten flächenbezogenen P-Einträge lassen sich in ihrer räumlichen Verteilung nachvollziehbar erklären. Die Bandbreite der flächenbezogenen Eintragshöhe stimmt mit etwa 0,1 bis 2,3 kg/(ha·a) grundsätzlich gut mit den aus Kanal-Untersuchungen abgeleiteten Referenzwerten der Literatur überein (Tab. 17). Eine Aussage über die Validität der modellierten Eintragshöhen über Trennkanalisation für die Flussgebiete des REGFLUD-Projektgebiets setzt eine Überprüfung des Eintrags mit gemessenen Gewässergütedaten voraus, was erst nach Summierung aller diffusen und punktuellen Einträge erfolgen kann (Kap. 13.3).



Karte 41: Mittlere P-Einträge über Trennkanaalisation (1995-1999)

11 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

Zur vollständigen Abbildung des Eintragungsgeschehens ist es erforderlich, auch die Emissionsanteile von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriellen Direkteinleitungen sowie Mischwasserüberläufen verstanden. Trotz in manchen Regionen großer Verbreitung von Kleinkläranlagen, z.B. im Einzugsgebiet der Ems, sind P-Einträge durch diese Form der Abwasserbehandlung aufgrund der Vielzahl an Sorptionsmöglichkeiten in Boden und Aquifer quantitativ vernachlässigbar (Entelmann et al. 2003).

11.1 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen

Die Methodik der Ermittlung von P-Emissionen aus Abwasserbehandlungsanlagen unterscheidet sich grundlegend von der zur Erfassung von Einträgen aus Mischwasserüberläufen. Die jeweils benötigten Daten unterscheiden sich ebenfalls stark in ihrer Struktur, sodass das Emissionsgeschehen von Abwasserbehandlungsanlagen und Mischwasserüberläufen im Folgenden getrennt betrachtet wird.

11.1.1 Methodik zur Erfassung von P-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen

In Oberflächengewässer eingeleitete Abwässer sind kommunaler oder industrieller Herkunft. Kommunales Abwasser setzt sich aus Haushaltsabwässern, gewerblichen Indirekteinleitungen und über Mischkanalisation zugeführtem Regenwasser zusammen und wird in Kläranlagen mechanisch, chemisch und biologisch behandelt. Seit Ende der 1980er Jahre sind laut MUNLV (2003) die P-Emissionen kommunaler Kläranlagen kontinuierlich gesunken, was einerseits auf geringere P-Frachten im Zulauf zurückzuführen ist. Als Folge der Phosphat-Höchstmengeverordnung hat sich die einwohnerspezifische P-Abgabe von etwa 3,5 g/(E·d) Mitte der 1980er Jahre auf ca. 1,8 g/(E·d) Mitte der 90er Jahre verringert (Behrendt et al. 1999). Andererseits sind Kläranlagen um Einrichtungen zur Phosphateliminierung erweitert worden, die nach der Abwasserverordnung für Anlagen mit mehr als 10.000 Einwohnerwerten zwingend vorgeschrieben sind, sodass auch die in Oberflächengewässer eingeleiteten Frachten deutlich verringert worden sind.

Im Rahmen der behördlichen Einleiterüberwachung unterliegen Kläranlagen einer regelmäßigen Kontrolle, bei der u.a. die P-Konzentrationen im Ablauf sowie die eingeleiteten Wassermengen gemessen werden, da diese Daten die Grundlage für die Erhebung der Abwasserabgabe bilden. Die Überwachungshäufigkeit und damit die Anzahl der Messwerte hängen u.a. von der Anlagengröße ab (mündl. Mitt. Hr. Büttlinghaus, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen). Das Instrument der Abwasserab-

gabe hat dazu geführt, dass bei den Überwachungsbehörden der Länder langjährige und zeitlich hoch aufgelöste Datenreihen vorhanden sind, die zur Berechnung des P-Eintrags aus Kläranlagen genutzt werden können (Gl. 19).

Aus den Überwachungsdaten wird die zum Zeitpunkt der Probenahme bestimmte Abwassermenge auf ein Jahr hochgerechnet und dann mit der gemessenen P-Konzentration zu einer Einzelfracht multipliziert. Die mittlere Jahresfracht errechnet sich dann aus dem Mittelwert aller aus Einzelmessungen bestimmten Frachten (Gl. 19). Bei Konzentrationsangaben unterhalb der Bestimmungsgrenze geht die Hälfte des Werts in die Berechnung ein. Dieses Verfahren der Hochrechnung mittlerer Jahresfrachten aus Einzelmessungen entspricht der Methodik, die in den Umweltbehörden der Länder selbst zur Anwendung gelangt (MUNLV 2003).

$$F_{KA} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (C_{iP_{ges, Abl}} \cdot AWM) \quad \text{Gl. 19}$$

F_{KA} = mittlerer jährlicher P-Eintrag aus kommunaler bzw. industrieller Direkteinleitung [t/a]

AWM = mittlere Jahresabwassermenge [m³/a]

$C_{iP_{ges, Abl}}$ = mittlere Konzentration von P-Gesamt im Ablauf der Anlage zum Zeitpunkt der Probenahme [mg/l]

n = Zahl der Messungen i pro Jahr

Als industrielle Direkteinleiter werden Unternehmen bezeichnet, die ihre Produktionsabwässer sowie Abwässer aus Kühlsystemen in Fließgewässer einleiten. Produktionsabwässer werden generell behandelt, z.B. in betriebseigenen Kläranlagen, Kühlwässer dagegen nur teilweise (MUNLV 2003). Auch für Direkteinleitungen sind Überwachungsdaten in gleicher Weise wie für kommunale Kläranlagen flächendeckend vorhanden. Die zeitliche Auflösung schwankt jedoch relativ stark, da die Überwachungshäufigkeit ebenfalls von der Betriebsgröße abhängt. In Abhängigkeit des Produktionsumfangs kann die Zahl der Probenahmen zwischen ca. 1 und 25 pro Jahr variieren (schr. Mitt. Frau Dr. Mentfewitz, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen vom 12.10.2004). Außerdem kann der Produktionsbetrieb sehr diskontinuierlich verlaufen. Bei jedem industriellen Abwassereinleiter hängt die Höhe der real eingeleiteten P-Fracht daher von der jeweiligen Produktion ab, die tatsächlichen Produktionstage oder -stunden werden durch die vorliegenden Daten jedoch nicht erfasst (MUNLV 2003).

Aus diesen Gründen sind die ebenfalls nach Gleichung 19 berechneten mittleren Jahresfrachten aus industriellen Direkteinleitungen mit größeren Unsicherheiten behaftet als die aus kommunalen Kläranlagen. Deshalb sind sie als Schätzung aufzufassen. Die kritische Beurteilung der Ergebnisse stützt sich dabei auf zusätzliche Literaturangaben und Fachgespräche mit Experten, die über verfahrenstechnische Spezialkenntnisse verfügen (Frau Dr. Mentfewitz, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen).

11.1.2 Datenaufbereitung

Die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus kommunalen Kläranlagen erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten von den Überwachungsbehörden bzw. den Anlagenbetreibern zur Verfügung gestellt. Im Einzelnen waren dies das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen („Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser D-E-A“), das Niedersächsische Landesamt für Ökologie, der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK, Betriebsstelle Meppen) und der Erftverband. Die Daten für den niedersächsischen Teil des Ems-Einzugsgebiets wurden ergänzt durch den von der Bezirksregierung Weser-Ems (2002) für das Bezugsjahr 1999 veröffentlichten Leistungsstand niedersächsischer Kläranlagen mit ≥ 1.000 Einwohnerwerten. Für den rheinland-pfälzischen Teil des Sieg-Einzugsgebiets konnten entsprechende Daten aus dem Abwasserkataster GINA über das Internet bezogen werden (www.wasser.rlp.de, Tab. 8). Aus den genannten Quellen standen mindestens Angaben zu Kläranlagenstandort und Einleitungsstelle, Kläranlagengröße, Ausbaugrad, Jahresabwassermenge und gemessene Konzentration Gesamt-P im Ablauf zur Verfügung. Vom NLWK-Meppen wurden bereits berechnete mittlere Jahresfrachten zur Verfügung gestellt (schr. Mitt. Hr. Emmrich).

Die bereitgestellten Datenbestände sind sehr umfangreich und erfassen auch Kläranlagen mit teilweise weniger als 1.000 Einwohnerwerten. Das bedeutet räumlich eine Erfassung von Einträgen unterhalb der Gemeindeebene. Die Datensätze wurden in einer Datenbank abgelegt und eine Zuweisung der Kläranlagenstandorte zu pegelbezogenen Sub-Einzugsgebieten vorgenommen. Nach eingehender Harmonisierung der Daten und Speicherung in einer Access-Datenbank war die automatisierte Berechnung mittlerer P-Jahresfrachten möglich (Gl. 19).

Insgesamt werden 583 kommunale Kläranlagen durch den vorhandenen Datenbestand erfasst, wobei 219 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ems liegen und 364 auf das Teil-Einzugsgebiet des Rheins entfallen (Karte 42). Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch ebenfalls aus der genannten Karte zu ersehen (Kap. 11.1.3).

Für gewerbliche Einleitungen konnten ebenfalls anlagenbezogene Punktdaten vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (Betriebsstelle Meppen) und dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen beschafft werden. Die Aufbereitung der Daten erfolgte in Analogie zu kommunalen Kläranlagen. Die Zahl industrieller Direkteinleiter, die P emittieren, liegt mit 219 deutlich niedriger als die kommunaler Kläranlagen. Von den 219 relevanten Direkteinleitern befinden sich 56 im Untersuchungsgebiet Ems und 163 im Untersuchungsgebiet Rhein (Karte 43). Für den rheinland-pfälzischen Teil des Sieg-Einzugsgebiets waren keine Daten zu gewerblichen Kläranlagen beschaffbar. Angesichts der geringen Industriedichte in diesem stark forstwirtschaftlich geprägten Teil des REGFLUD-Projektgebiets wird der durch Nicht-Erfassung entstehende Fehler als gering angesehen.

11.1.3 Ergebnisse

Die Karte der mittleren P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen (1995-1999) zeigt die Verteilung der Einleitstellen und die anlagenspezifische Höhe des P-Eintrags (Karte 42).

Die Kläranlagendichte variiert zwischen den beiden Untersuchungsgebieten nur wenig, ihre Rolle für den P-Eintrag aus Punktquellen schwankt jedoch erheblich. Der Eintrag aus kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ems beträgt im mehrjährigen Mittel 173 t/a. Er verteilt sich auf 219 Anlagen, deren spezifische Emission im Wesentlichen unter 1 t Gesamt-P pro Jahr liegt (Abb. 17). Größere kommunale Kläranlagen mit Einträgen über 5 t/a befinden sich lediglich in Lingen und Osnabrück (Karte 42, Abb. 17). Weitere Kläranlagen mit mittleren Einleitungsfrachten zwischen 1 und 5 t/a Gesamt-P konzentrieren sich entlang des Emslaufs sowie im Norden und Südosten des Einzugsgebiets. Dies steht einerseits im Zusammenhang mit der Rolle der Ems als Hauptvorfluter mit der größten Abflusshöhe, die die Einleitung entsprechend höherer Abwassermengen zulässt. Andererseits spiegelt sich in der Verteilung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen die unterschiedliche Bevölkerungsdichte wider, die im Norden und Südosten mit Werten zwischen 100 und 2000 Einwohnern pro km² großräumig höher ist als im zentralen Teil des Einzugsgebiets mit durchweg unter 100 Einwohnern pro km² (schriftl. Mitt. Niedersächsisches Landesamt für Statistik)

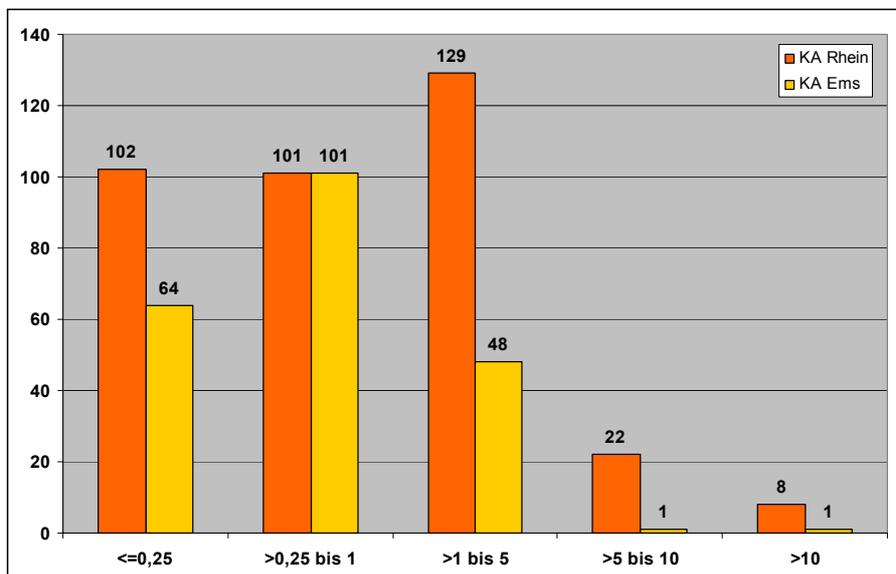
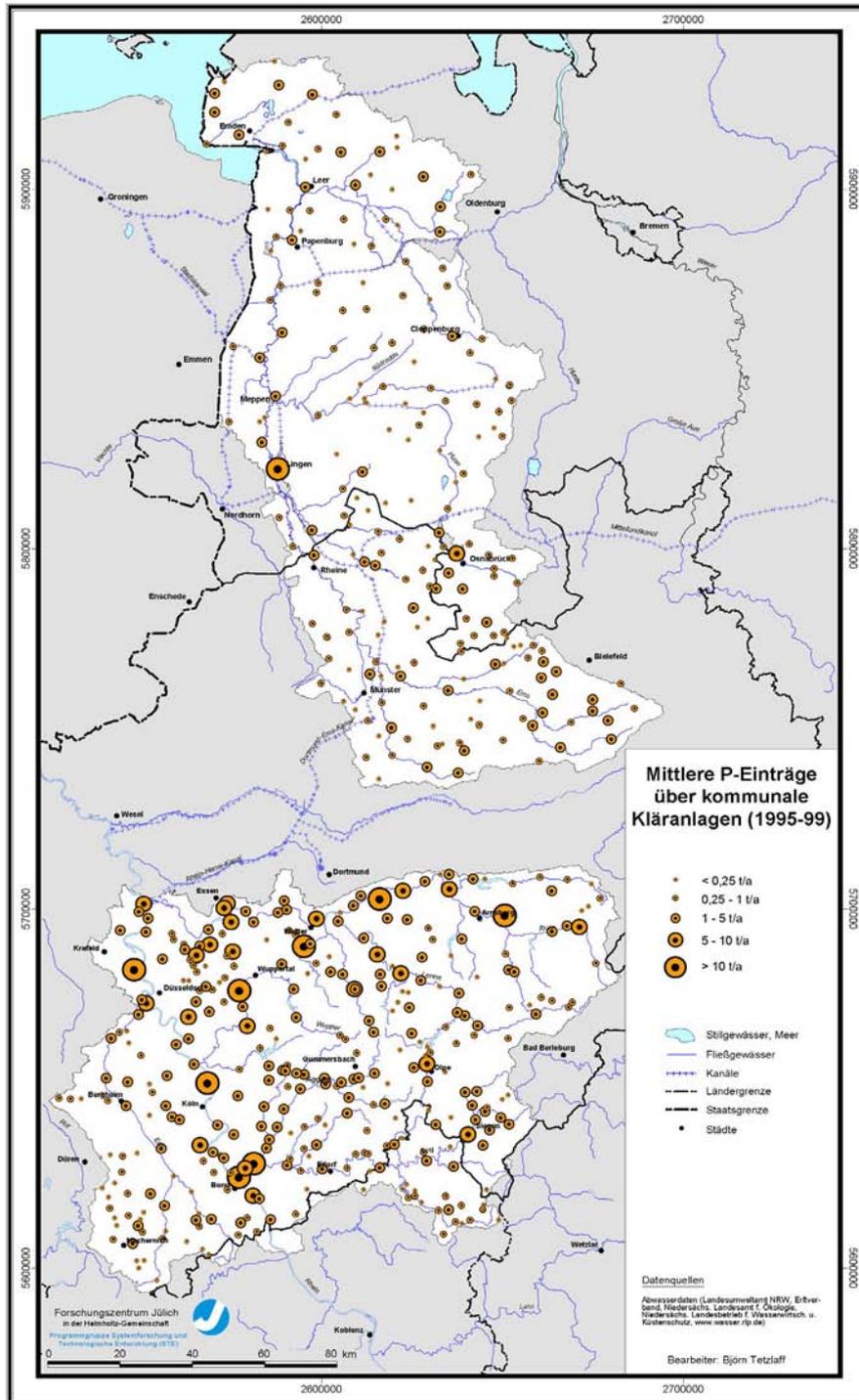
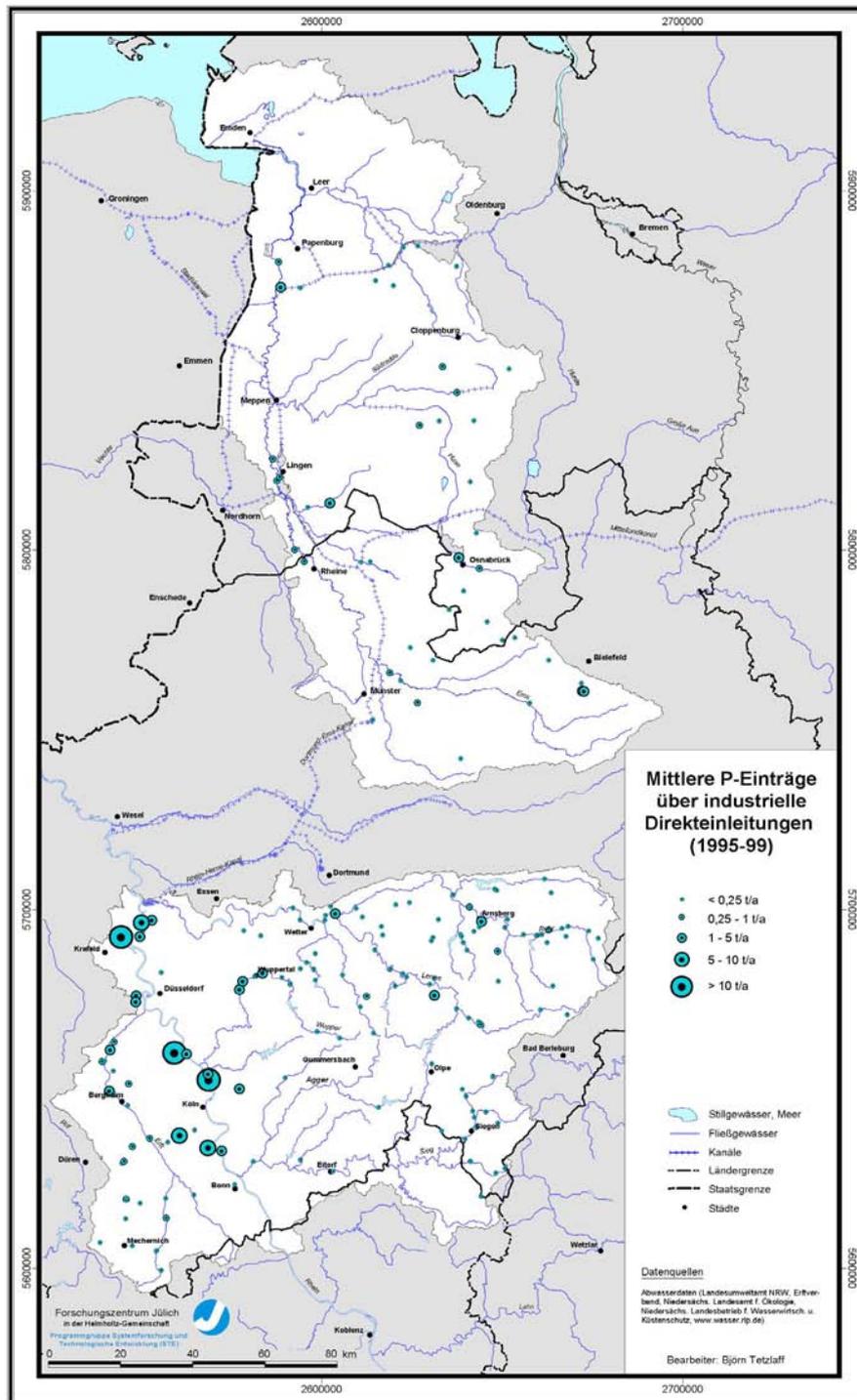


Abb. 17: Anzahl kommunaler Kläranlagen nach Größenklassen des mittleren P-Eintrags (1995-1999) in t/a



Karte 42: Mittlere P-Einträge über kommunale Kläranlagen (1995-1999)



Karte 43: Mittlere P-Einträge über industrielle Direkteinleitungen (1995-1999)

Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins sind hingegen 364 kommunale Kläranlagen mit insgesamt 637 t jährlich am P-Eintrag (1995-1999) beteiligt. Karte 42 und Abb. 17 zeigen, dass der Eintrag in deutlich größerem Umfang aus Kläranlagen mit mittleren Emissionen von >1 bis 5 t/a stammt. Darüber hinaus gibt es 8 Anlagen mit Emissionen über 10 t/a. Diese Großkläranlagen befinden sich im Wesentlichen im Ballungsgebiet Rhein-Ruhr mit hohen Bevölkerungsdichten (Karte 42).

Industrielle P-Einleitungen sind Karte 43 zu entnehmen, die die räumliche Verteilung der Anlagen und die mittlere Höhe des Eintrags zeigt. Mit insgesamt 23 t/a (1995-1999) sind sie im Einzugsgebiet der Ems von untergeordneter Bedeutung (Karte 43). Sie stammen aus 56 Betrieben, die sich relativ gleichmäßig über das Einzugsgebiet verteilen. Die einleiterspezifische P-Abgabe liegt meistens unter 0,25 t/a (Abb. 18).

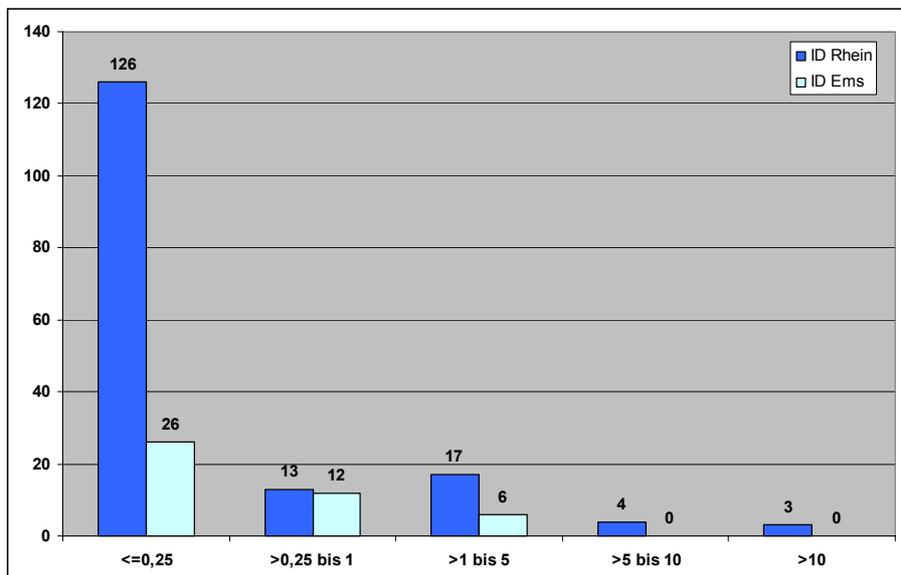


Abb. 18: Anzahl industrieller Direkteinleiter nach Größenklassen des mittleren P-Eintrags in t/a (1995-1999)

Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins mit hoher Industriedichte sowohl in den Ballungsgebieten des Rheintals als auch im Ruhr-Einzugsgebiet ist die P-Belastung durch industrielle Direkteinleitungen mit 161 t/a (1995-1999) um ein Vielfaches größer (Karte 43). Wie aus Abb. 18 hervorgeht, betragen die eingeleiteten P-Frachten im überwiegenden Teil der Fälle weniger als 0,25 t/a, es gibt allerdings auch einige Einleiter mit über 10 t/a Gesamt-P. Größere P-Einträge aus industriellen Direkteinleitungen sind bei bestimmten Branchen zu erwarten, in denen Phosphate produziert werden oder als Betriebsmittel Verwendung finden, d.h. vornehmlich in der chemischen und petrochemischen sowie eisenverarbeitenden Industrie. Diese Industriezweige

sind in den Flusseinzugsgebieten von Ruhr und Wupper, besonders aber im Rheintal, stark konzentriert. Ursache hierfür ist das für Kühl- und Produktionszwecke vorhandene große Wasserdargebot sowie die günstige Anbindung für Transportmittel aller Art. Dementsprechend liegen die drei größten P-Emittenten innerhalb des REGFLUD-Projektgebiets am Flusslauf des Rheins. Ihre Gesamteinleitung beträgt ca. 85 t/a, was etwa 30 % der industriellen P-Einleitung Nordrhein-Westfalens für das Bezugsjahr 2002 ausmacht (MUNLV 2003).

Die Validität der Modellergebnisse wird durch einen Gesamtvergleich zwischen allen Einträgen aus diffusen und punktuellen Quellen mit den aus Gewässergütedaten ermittelten Frachten auf Basis von Sub-Einzugsgebieten überprüft (Kap. 13.3).

11.2 P-Einträge über Mischwasserentlastung

11.2.1 Modellierung des mittleren P-Eintrags über Mischwasserentlastungen

Abwasser aus Mischkanalisationen wird in Kläranlagen mehrstufig behandelt, bevor der Abwasserstrom in Fließgewässer eingeleitet wird. Entsprechend reduziert sind die Konzentrationen im Kläranlagen-Ablauf gegenüber dem -Zulauf. Bei Starkregenereignissen steigt die Abwassermenge im Mischkanalnetz kurzfristig stark an, wobei sich das Abwasser infolge Überlagerung unterschiedlicher Prozesse als Mischung aus

- im Kanal bereits vorhandenem Trockenwetterabfluss,
- Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen,
- im Kanal aufgewirbelter und verfrachteter partikulärer Ablagerungen sowie
- Abtrag aus der Sielhaut

darstellt (Beichert u. Hahn 1996, Dette et al. 1996). Wenn bei Starkregenereignissen die Behandlungskapazitäten der angeschlossenen Kläranlagen überstiegen werden, muss unbehandeltes Mischwasser direkt in Vorfluter abgeschlagen werden. Hierdurch erhalten Gewässer kurzzeitig einen hohen Stoffinput, der zur Schädigung des aquatischen Ökosystems führen kann. Um beurteilen zu können, wann es bei welchen Bedingungen zu Mischwasserüberläufen kommt, müssen die Rückhaltekapazitäten im Netz, z.B. Kanalstauräume, Regenrückhaltebecken und Regenüberlaufbecken, bekannt sein. Außerdem spielen die Wechselwirkungen der unterschiedlichen Sonderbauwerke, wie Drosselstrecken oder Düker, eine große Rolle, weil durch Rückstaueffekte das Abfluss- und Stofftransportverhalten stark verändert werden kann (Dette et al. 1996).

Aus dem Gesagten wird bereits deutlich, dass P-Einträge als Folge von Mischwasserentlastungen einer sehr hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität unterliegen, wodurch eine Betrachtung mehrjähriger mittlerer Zustände auf kanalnetzübergreifender, großskaliger Ebene erschwert wird. Aufgrund der angesprochenen Vorgänge ist die Genauigkeit von Berechnungen der Hydraulik und insbesondere der Schmutzfracht bereits bei zeitlich hoch aufgelöster Betrachtung einzelner Kanalnetze stark eingeschränkt, zumal der Abfluss ungleichmäßig erfolgt und Spülstöße auftreten (Dette et al. 1996). Eine Übertragbarkeit von Untersuchungen ist wegen der Individualität von Kanalnetzen ebenfalls nur bedingt möglich. Zur einzugsgebietsbezogenen Berechnung des mittleren P-Eintrags über Mischwasserüberläufe ist daher ein robuster Ansatz erforderlich, der sich auf die wesentlichen und flächendeckend erfassbaren Parameter beschränkt.

Die mittlere Höhe des P-Eintrags hängt dabei entscheidend von der in die Fließgewässer entlasteten Abflussmenge ab, die sich aus dem Oberflächenabfluss der an das Mischkanalnetz angeschlossenen versiegelten Flächen, der Regenabflussspen-

de zur Kläranlage sowie des kumulierten Rückhaltevolumens aller Speicherbauwerke ergibt. In Anlehnung an die Berechnungsmethodik des ATV-Arbeitsblatts 128 (ATV-A 128, 1992) wird im Modell MEPhos der mittlere P-Eintrag infolge Mischwasserentlastung nach Gleichung 20 berechnet (MUNLV 2003).

$$SF_{e, MS} = VQ_{r, MS} \cdot e_0 \cdot c_{P, MS} \quad \text{Gl. 20}$$

$SF_{e, MS}$ = entlastete Jahresfracht aus Mischwasserüberläufen [t/a]

$VQ_{r, MS}$ = jährliche Regenabflusssumme im Mischsystem [m³/a]

e_0 = Jahresentlastungsrate [%/100]

$c_{P, MS}$ = Konzentration Gesamt-P im entlasteten Mischwasser [mg/l]

In die Berechnung der jährlichen Regenabflusssumme aus dem Mischsystem geht die mit GROWA für versiegelte Flächen modellierte mittlere Direktabflusshöhe ein (Kap. 4.4). Der Anteil versiegelter Flächen, die über ein Mischwasserkanalnetz entwässert werden, lässt sich der Literatur in Form von Summenwerten für Flussgebiete oder administrative Einheiten entnehmen (Kap. 10.2). Die zulässige Entlastungsrate e_0 eines Mischeinzugsgebiets errechnet sich aus den beiden Parametern Regenabflussspende zur Kläranlage (qr) und kumuliertes spezifisches Speichervolumen (V_S) gemäß den Gleichungen 21 bis 23 (ATV-A 128, 1992).

$$e_0 = H_1 / (V_S + H_2) - 6 \quad \text{Gl. 21}$$

$$H_1 = (4000 + 25 \cdot qr) / (0,551 + qr) \quad \text{Gl. 22}$$

$$H_2 = (36,8 + 13,5 \cdot qr) / (0,5 + qr) \quad \text{Gl. 23}$$

Das spezifische Speichervolumen eines Einzugsgebiets mit Mischentwässerung setzt sich zusammen aus den kumulierten Speichervolumina aller Regenentlastungsanlagen, die auf die kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an diese Bauwerke bezogen wird (Gl. 24).

$$V_S = V_{MS} / A_{red, MS} \quad \text{Gl. 24}$$

V_{MS} = kumuliertes Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet

$A_{red, MS}$ = kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an Regenentlastungsbauwerke des Mischkanalsystems

Tab. 19: Literatur-Referenzwerte zur Höhe der Konzentration von Gesamt-P in entlastetem Mischwasser

Quelle	Konzentration [mg/l]
MUNLV (2003)	2
Brombach u. Michelbach (1998)	2,1
Hamm et al. (1991)	4-6

Nach Gleichung 20 muss zur Berechnung des mittleren P-Eintrags auch die mittlere Gesamt-P-Konzentration im Mischwasser bei Starkregen bekannt sein. Hierzu wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, deren Ergebnis in Tab. 19 zu sehen ist. Die für die Modellierung verwendete Konzentrationshöhe wird durch Kalibrierung bestimmt (Kap. 11.2.2).

11.2.2 Erstellung und Aufbereitung der Eingangsdaten

Der im Modell MEPhos verwendete Berechnungsansatz zur Ermittlung mehrjähriger mittlerer P-Einträge aus Mischwasserentlastungen benötigt als Eingangsdaten die mittlere Direktabflusshöhe, den Anteil der an die Mischwasserkanalisation angeschlossenen Flächen, das kumulierte Speichervolumen, die Regenabflussspende zur Kläranlage und die mittlere Konzentration von Gesamt-P im Mischwasser bei Starkregen (Kap. 11.2.1).

Die mittlere Direktabflusshöhe (1995-99) wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA flächendifferenziert berechnet, wobei als Eingangsdaten die mittleren Höhen des Niederschlags und der realen Verdunstung sowie der Versiegelungsgrad verwendet werden. Weitere Angaben zur Methodik werden in Kapitel 4.1 gemacht, der Datensatz selbst wird in Kapitel 4.4 beschrieben und diskutiert. Die versiegelte Fläche kann dem CORINE-Datensatz zur Landnutzung (Karte 3) entnommen werden, der auch die Grundlage für die Wasserhaushaltsmodellierung und die pfaddifferenzierte Berechnung des diffusen P-Eintrags bildet (Kap. 4.3.2.). Wie hoch der Anteil versiegelter Flächen mit Anschluss an eine Mischwasserkanalisation ist, lässt sich dem Schrifttum entnehmen. Die Angaben werden für Nordrhein-Westfalen bezogen auf die Fluss-Einzugsgebiete gemacht (MUNLV 2003). Für Niedersachsen liegt die Angabe als Summe für das gesamte Bundesland vor (MU 2001). Da der Anteil versiegelter Flächen im niedersächsischen Teil des Ems-Einzugsgebiets gering ist, wird der durch die einheitliche Verwendung länderbezogener Angaben entstehende Fehler als gering eingeschätzt. Die zugewiesenen Anschlussgrade an Mischkanalisation ergeben sich für die Teil-Einzugsgebiete von Ems und Rhein aus der Differenz zwischen 100 und den in Tab. 18 genannten Anteilen von Trennkanalssystemen (Kap. 10.2).

Die zulässige Entlastungsrate e_0 berechnet sich nach Gleichung 21 aus der Regenabflussspende zur Kläranlage und dem spezifischen Speichervolumen der im Sub-Einzugsgebiet vorhandenen Regenentlastungsanlagen. Für die Höhe der Regenabflussspende zur Kläranlage wird nach Angaben in Brombach und Michelbach (1998) ein mittlerer Wert von 1 l/(s·ha) verwendet. Informationen über das Speichervolumen der Stauraumkanäle, Regenrückhalte- und Regenüberlaufbecken sind für Nordrhein-Westfalen im Kataster REBEKA anlagenspezifisch gespeichert und wurden durch das Landesumweltamt bereitgestellt. Von den in Nordrhein-Westfalen vorhandenen 5621 Anlagen waren während der Projektbearbeitung jedoch nicht alle für die Modellierung benötigten Daten beschaffbar, sodass zusätzlich auf flussgebietsweise kumulierte Werte der Literatur zurückgegriffen werden musste (Ruhrverband 1998, MUNLV 2003, MUNLV 2002). Für die niedersächsischen und rheinland-pfälzischen Teile des REGFLUD-Untersuchungsgebiets lagen die Angaben zur Summe des Speichervolumens von Regenentlastungsanlagen länderbezogen für das Jahr 1995 vor (Abwasserstatistik, zit. in Behrendt et al. 1999). Der geringe jährliche Zuwachs durch Neubau und Erweiterung von Regenentlastungsanlagen und der Erfassungs-

zeitpunkt innerhalb der hier betrachteten Periode ließ eine Verwendung dieser Angaben als Mittelwert für den Zeitraum 1995-99 als zulässig erscheinen.

Angesichts der gebietsweise kumulierten Angaben stellt sich die Frage, wie die Summenwerte für Sub-Einzugsgebiete disaggregiert werden können. Dabei wird angenommen, dass bei gleichem Anschlussgrad an die Mischwasserkanalisation das kumulierte Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen eines Fluss-Einzugsgebiets v.a. vom Umfang der angeschlossenen versiegelten Flächen abhängt. Für die Fluss-Einzugsgebiete in Nordrhein-Westfalen wurde deshalb das kumulierte Speichervolumen mit der angeschlossenen versiegelten Fläche korreliert, wobei diese über den Anschlussgrad gewichtet in die Betrachtung eingeht. Dabei zeigt sich eine enge Abhängigkeit des Speichervolumens vom Umfang der an ein Mischsystem angeschlossenen Flächen (Abb. 19). Mit Hilfe einer Ausgleichsgerade, die aus der in Abb. 19 dargestellten Werteverteilung abgeleitet wurde, kann für ein Sub-Einzugsgebiet das kumulierte Speichervolumen in Abhängigkeit der versiegelten Fläche mit Anschluss an ein Mischsystem berechnet werden (Gl. 25). Damit war eine Disaggregation der für Flussgebiete bzw. administrative Einheiten kumulierten Angaben zum Speichervolumen möglich.

$$V_{MS} = 6,59 \cdot A_{red,MS}^{1,1} \quad \text{Gl. 25}$$

V_{MS} = kumuliertes Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet

$A_{red,MS}$ = kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an Mischwasserkanalisation

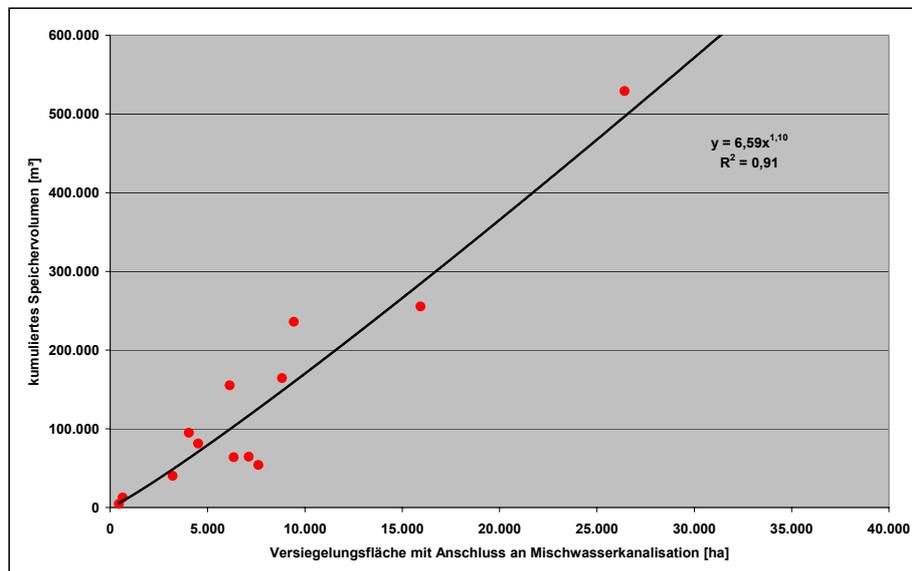


Abb. 19: Korrelation zwischen der an die Mischwasserkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche in ha und des kumulierten Speichervolumens in m³ für Flussgebiete

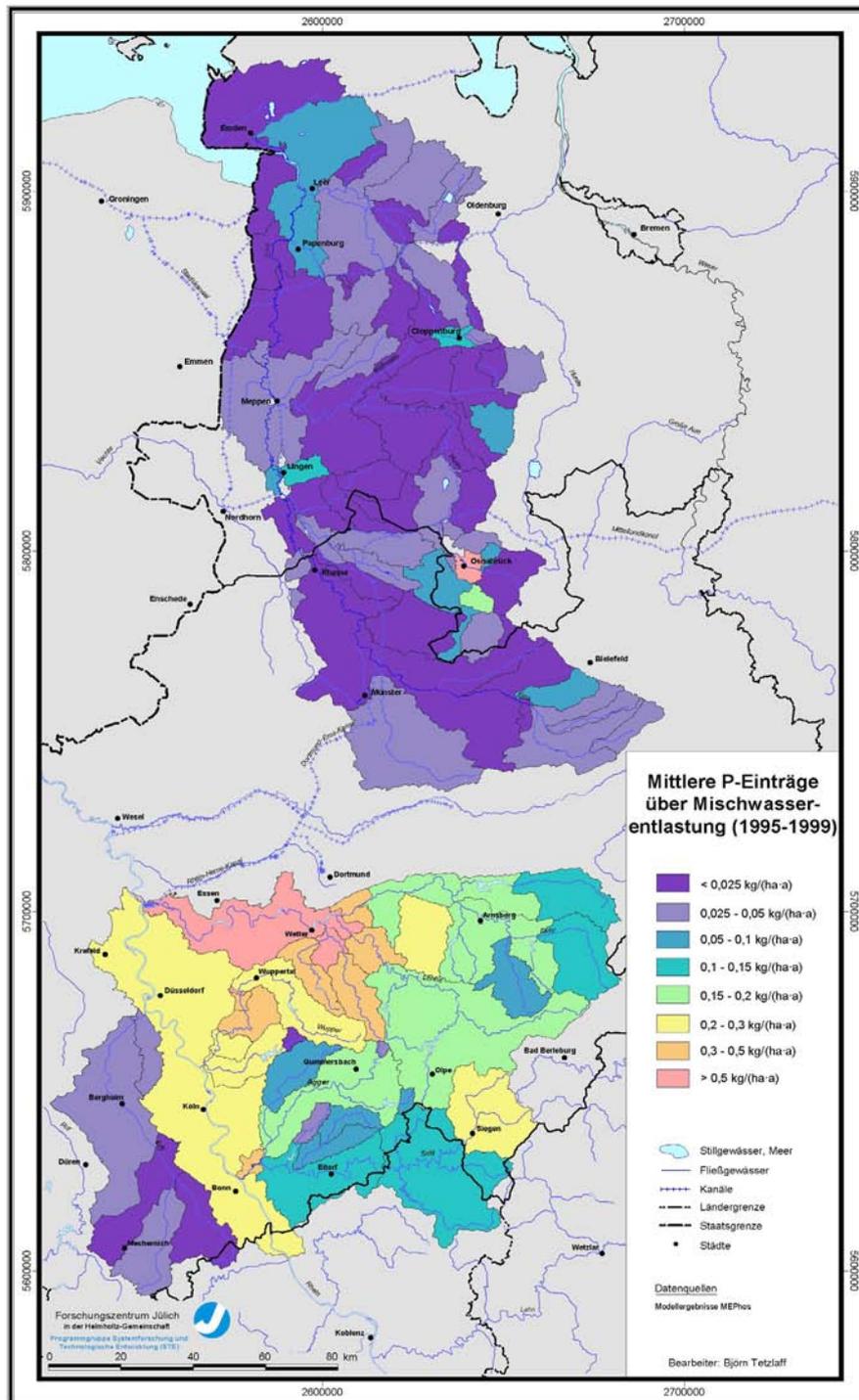
Als mittlere Gesamt-P-Konzentration im entlasteten Mischwasser wurden 2,4 mg/l durch Kalibrierung ermittelt. Die genannten Angaben ermöglichten die Modellierung des mittleren P-Eintrags über Mischwasserentlastungen (1995-99) integrativ für jedes pegelbezogene Sub-Einzugsgebiet. Die Ergebnisse werden im nächsten Kapitel beschrieben und diskutiert.

11.2.3 Ergebnisse

Die MEPhos-Modellergebnisse des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Mischwasserentlastung wurden summiert und auf die Fläche der Sub-Einzugsgebiete bezogen, die als Bezugseinheiten der Modellierung dieses Eintragspfads dienen (Kap. 13.1). Wie Karte 44 zeigt, schwankt der berechnete Eintrag zwischen weniger als 0,025 und mehr als 0,5 kg/(ha·a). Auffallend ist der starke Kontrast zwischen den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein. Im Emsgebiet dominieren Einträge von weniger als 0,05 kg/(ha·a). Hiervon ausgenommen sind meist kleinere Sub-Einzugsgebiete mit höherem Anteil versiegelter Flächen, z.B. Lingen/Ems, Cloppenburg/Soeste und Osnabrück/Hase.

Im Gegensatz dazu variieren die auf die Einzugsgebietsfläche bezogenen mittleren Einträge im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins stark. Der Wertebereich liegt zwischen $<0,025$ und $>0,5$ kg/(ha·a). Für die drei Sub-Einzugsgebiete der Großen Dhünn, der Agger und des Wahnbachs, die sich im Oberlauf von Trinkwassertalsperren befinden und daher nur gering urbanisiert sind, werden sehr niedrige P-Einträge über Mischwasserentlastung berechnet. Großräumig finden sich niedrige Werte auch im Einzugsgebiet der Erft, in dem der Anteil versiegelter Flächen ebenfalls gering ist (Karte 3). Zusätzlich ist der Anteil von Mischwassersystemen am gesamten Kanalnetz mit 33 % der niedrigste Wert im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins (MUNLV 2003). Östlich des Erft-Einzugsgebiets nehmen die P-Einträge über Mischwasserentlastung aufgrund des hohen Versiegelungsanteils und der großen Bedeutung der Mischkanalsysteme sprunghaft zu und erreichen zwischen 0,2 und 0,3 kg/(ha·a) im Rheingraben und 0,05 bis über 0,5 kg/(ha·a) in den Einzugsgebieten von Wupper und Ruhr. Auffällig ist der starke Einfluss des Anteils versiegelter Flächen, da im Einzugsgebiet der Ruhr, für das einheitlich ein Mischwasserkanalisations-Anteil von 62 % angesetzt wird (Tab. 18), nach Osten hin der P-Eintrag stetig abnimmt (Karte 44 und Karte 3). Dieses Phänomen ist auch im Einzugsgebiet der mittleren und oberen Sieg festzustellen.

Damit ist die Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags aus diffusen und punktuellen Quellen abgeschlossen. Nachdem die Modellergebnisse für jeden Pfad separat dargestellt und diskutiert worden sind, erfolgt in Kapitel 12 eine Gesamtbetrachtung des P-Eintrags über alle Pfade. Die Validität der MEPhos-Ergebnisse wird dann in Kapitel 13.3 geprüft.



Karte 44: Mittlere P-Einträge über Mischwasserentlastung (1995-1999)

12 Mittlere Gesamteinträge (1995-1999) aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorangegangenen Kapiteln 6-11 wurden nicht nur die der Modellierung zu Grunde liegenden Methoden, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren P-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in Kapitel 12 zu einer Synthese zusammengefasst, wobei sowohl die Gesamtbelastung als auch die relative Bedeutung der acht verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag für verschiedene Bezugsräume aufgezeigt werden soll.

Zunächst werden die mehrjährigen mittleren Modellergebnisse (1995-1999) für die beiden REGFLUD-Untersuchungsgebiete Ems und Rhein betrachtet (Kap. 12.1). Daran schließt sich eine räumlich höher aufgelöste Darstellung des Eintragsgeschehens differenziert nach Bearbeitungseinheiten der EU-Wasserrahmenrichtlinie und nach den sie aufbauenden Sub-Einzugsgebieten an (Kap. 12.2). In Kapitel 12.3 wird geklärt, wie hoch der diffuse P-Eintrag aus rasterbezogenen Teilflächen innerhalb der Sub-Einzugsgebiete ist und auf welche Phosphotope diese Einträge zurückgehen. Damit sollen kleinräumige Belastungsschwerpunkte („Hot Spots“) identifiziert und lokalisiert werden, die von quantitativer Bedeutung für das gesamte Untersuchungsgebiet sind. Sie dienen als Grundlage, um zielgerichtet Maßnahmen zur effizienten Verringerung des P-Eintrags vorzuschlagen (Kap. 14).

12.1 Der mittlere P-Gesamteintrag in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein

Mit dem Modell MEPhos wurde ein mehrjähriger mittlerer P-Gesamteintrag von 3240 t/a für das REGFLUD-Untersuchungsgebiet berechnet. Dabei stammen 1666 t/a aus dem Einzugsgebiet der Ems und 1574 t/a aus dem Rheingebiet. Damit ergibt sich für die beiden Flussgebiete eine vergleichbar hohe Gesamtbelastung, die Relevanz der einzelnen Eintragspfade für den Gesamteintrag variiert jedoch beträchtlich (Abb. 20 u. Abb. 21).

Im Einzugsgebiet der Ems geht der Gesamteintrag an P überwiegend auf Drainageeinträge zurück (69 %). Danach folgen Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss mit 8 % (Abb. 20). Erosion besitzt mit 2 % die geringste Bedeutung unter den diffusen Eintragspfaden. An Punktquellen treten vorrangig P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen auf (10 %), Einträge aus Mischwasserentlastungen und industriellen Direkteinleitern machen zusammen lediglich 3 % des modellierten Gesamteintrags aus. Wie Abb. 20 zeigt, beträgt das Verhältnis punktueller zu diffusen Quellen im Einzugsgebiet der Ems 13:87.

Die stark unterschiedliche Relevanz der Eintragspfade spiegelt die naturräumlichen Bedingungen im Ems-Einzugsgebiet wider. Da es sich im Wesentlichen um ein Tiefland-Einzugsgebiet handelt, ist trotz intensiver Ackernutzung der P-Eintrag über Erosion gering (2 %). Die Bedeutung von Abschwemmungsprozessen für den diffusen P-Eintrag ist mit 3 % etwas höher, was v.a. auf die in der Marsch weit verbreiteten

Grünländer zurückzuführen ist, für die eine Gruppenentwässerung angenommen wird (Kap. 8.1). Die Dominanz des P-Eintrags über Dränagen erklärt sich aus der großräumigen landwirtschaftlichen Nutzung, die auch auf stark grund- und stauver-nässten Böden sowie auf Nieder- und v.a. Hochmooren erfolgt.

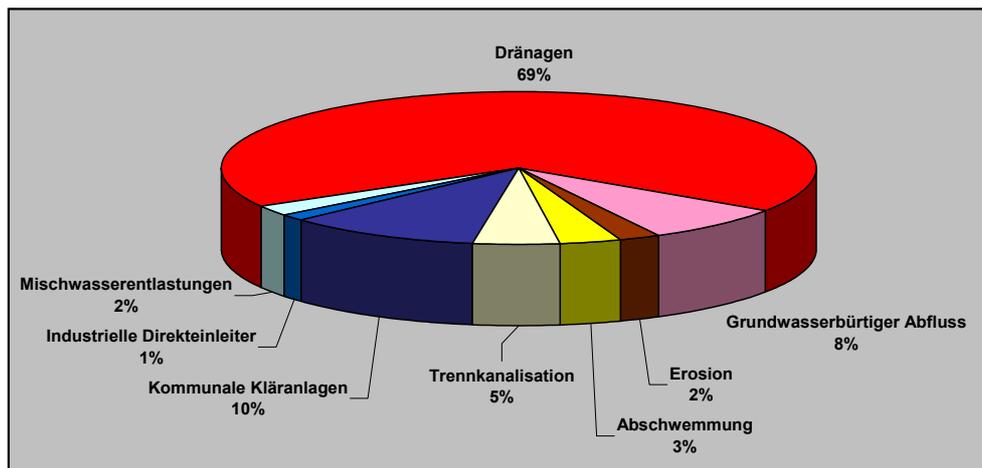


Abb. 20: Mehrjährige mittlere P-Einträge im Untersuchungsgebiet Ems (1995-1999), differenziert nach Pfaden

Dagegen resultiert aus der relativ geringen Besiedlungsdichte eine vergleichsweise niedrige quantitative Bedeutung kommunaler Kläranlagen für die P-Belastung (Kap. 11.1.3). Aus dem mit niedrigen Bevölkerungsdichten einhergehenden geringen Anteil versiegelter Flächen resultieren geringe P-Einträge über Mischwasserentlastung sowie Trennkanalisationen. Da der Anschlussgrad an Trennkanalsysteme besonders im niedersächsischen Teil des Ems-Einzugsgebiets hoch ist (Kap. 10.2), ist der Eintrag über diesen Pfad mit 5 % höher als der aus Mischwasserentlastungen (2 %). P-emittierende Industrie- und Gewerbebetriebe treten im Einzugsgebiet der Ems nur wenig auf (Kap. 11.1.3), sodass dem Eintragspfad „Industrielle Direkteinleitungen“ mit 1 % ebenfalls eine geringe Bedeutung für den Gesamteintrag zukommt (Abb. 20).

Im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins erfolgt der Phosphateintrag in die Oberflächen-gewässer zu 41 % aus kommunalen Kläranlagen, die damit als bedeutendster Verursacher gelten können (Abb. 21). Darüber hinaus spielen industrielle Direkteinleitungen und Mischwasserentlastungen mit zusammen 27 % ebenfalls eine große Rolle für den P-Eintrag. Diffuse P-Einträge entstammen v.a. erosionsgefährdeten Teilflächen (11 %) sowie urbanen Flächen, die über Trennkanalisationssysteme entwässert werden (10 %). Die diffusen Eintragspfade Abschwemmung, grundwasserbürtiger Abfluss und Dränagen machen zusammen 11 % aus. Damit ergibt sich für das Untersuchungsgebiet Rhein ein Verhältnis von punktuellen zu diffusen Quellen von 68:32 (Abb. 21).

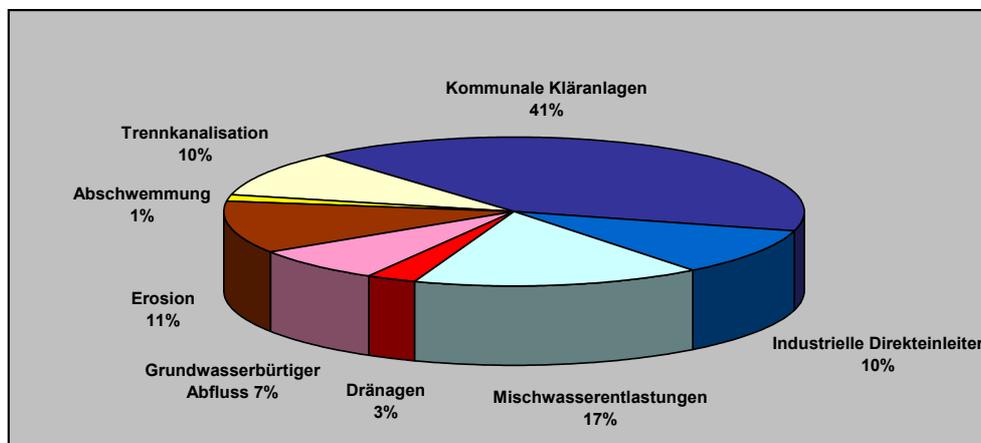


Abb. 21: Mehrjährige mittlere P-Einträge im Untersuchungsgebiet Rhein (1995-1999), differenziert nach Pfaden

Die vom Emsgebiet stark abweichende Bedeutung der Eintragspfade für die P-Gesamtbelastung lässt sich ebenfalls mit der naturräumlichen Ausstattung des Untersuchungsgebiets Rhein begründen. Die Reliefenergie ist im Rheingebiet deutlich größer, wie die Karten des Reliefs und der Hangneigung zeigen (Karte 1 u. Karte 13). Dementsprechend ist der P-Eintrag über Erosion mit 11 % gegenüber dem Emsgebiet mit 2 % höher (Abb. 20 u. Abb. 21). Da aber landwirtschaftliche Nutzung im Untersuchungsgebiet Rhein eine weitaus geringere Rolle spielt als im Untersuchungsgebiet Ems (Kap. 3), sind die aus landwirtschaftlich genutzten Flächen stammenden diffusen Einträge insgesamt deutlich geringer. Der hohe Urbanisierungsgrad und der in einigen Flussgebieten hohe Anschlussgrad an Trennsysteme (Tab. 18, Kap. 10.2) sorgen für Trennkanaleinträge in Höhe von 10 %. Die Dominanz der Punktquellen am gesamten P-Eintrag im Teil-Einzugsgebiet des Rheins erklärt sich aus der hohen Bevölkerungsdichte in den Ballungsgebieten an Rhein und Ruhr, dem relativ hohen Anteil an Mischwasserkanalisationssystemen in einzelnen Flussgebieten sowie der besonders im Rheingraben hohen Dichte an chemischer, petrochemischer und metallverarbeitender Industrie (Kap. 11.1 u. 11.2).

Im Einzugsgebiet der Ems stammen 1449 t Gesamt-P/a aus diffusen Quellen, im (Teil-) Einzugsgebiet des Rheins sind es hingegen 504 t/a. Bei vergleichbar hohen P-Gesamteinträgen resultiert aus der unterschiedlichen relativen Bedeutung diffuser Eintragspfade in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein ein absoluter Beitrag aus diffusen Quellen, der fast um den Faktor 3 variiert. Reduziert man den diffusen Beitrag um Einträge, die aus der Trennkanalisation, dem grundwasserbürtigem Abfluss sowie der Abtorfung von Hochmooren stammen, erhält man die aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung resultierende Belastung. Sie beträgt im Einzugsgebiet der Ems 1366 t/a, im Untersuchungsgebiet Rhein sind es lediglich 346 t/a, d.h. die Diskrepanz zwischen den Gebieten verschärft sich auf das beinahe Vierfache.

Um die P-Belastung in den jeweiligen Untersuchungsgebieten wirkungsvoll zu reduzieren, sollten vorrangig die Hauptverursacher betrachtet werden. Dementsprechend kämen im Untersuchungsgebiet Rhein v.a. technische Maßnahmen im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung sowie zur Vermeidung von Mischwasserüberläufen in Betracht. Im Untersuchungsgebiet Ems müssten dagegen vorrangig Maßnahmen zur Änderung der landwirtschaftlichen Düngung und Bearbeitung ergriffen werden.

Um festzustellen, inwieweit diese auf die Gesamtgebiete bezogenen Aussagen auch Gültigkeit für Teilregionen bzw. Teil-Einzugsgebiete besitzen, wird das P-Eintragsgeschehen im nächsten Unterkapitel 12.2 räumlich differenzierter betrachtet.

12.2 Der mittlere P-Gesamteintrag nach Bearbeitungseinheiten der Wasserrahmenrichtlinie sowie nach Sub-Einzugsgebieten

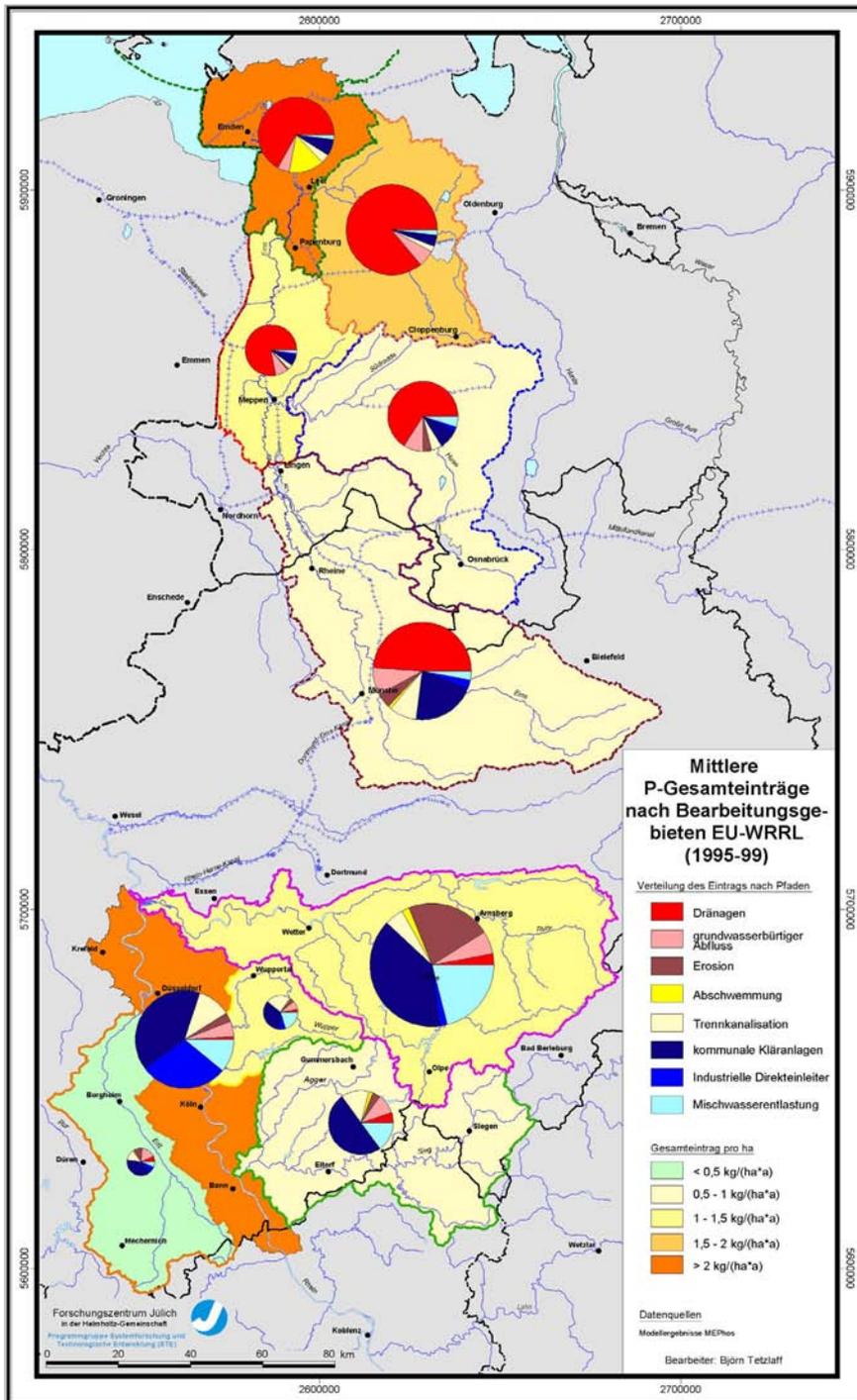
Der P-Gesamteintrag wird zunächst auf die Bearbeitungsgebiete nach Wasserrahmenrichtlinie bezogen (Karte 45) und dann räumlich weiter in die gütepegelbezogenen Sub-Einzugsgebiete differenziert, aus denen die offiziellen WRRL-Bearbeitungseinheiten zusammengefasst wurden (Karte 46 u. Karte 47). In diesem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, dass die in dieser Arbeit ausgewiesenen Bearbeitungsgebiete „Untere Ems“ und „Rheingraben“ die offiziell festgelegten Gebiete lediglich teilweise umfassen, was sich aus der Abgrenzung des REGFLUD-Projektgebiets erklärt.

Karte 45 zeigt die Berechnungsergebnisse zum mehrjährigen mittleren P-Eintrag (1995-1999) differenziert nach Bearbeitungseinheiten der EU-WRRL sowie nach den einzelnen diffusen und punktuellen Eintragungspfaden. Außerdem werden die modellierten mittleren Gesamteinträge über alle Pfade anhand der Größe der Bearbeitungseinheiten in flächenbezogene Belastungen umgerechnet, um einen Vergleich dieser Gebiete untereinander zu erleichtern. Die der Kartendarstellung zu Grunde liegenden MEPhos-Modellergebnisse sind in Tab. 20 detailliert für Sub-Einzugsgebiete aufgelistet. Das Untersuchungsgebiet Ems setzt sich dabei aus den Sub-Einzugsgebieten mit den Nummern 2-99 sowie 888 zusammen. Das Untersuchungsgebiet Rhein entspricht der Summe der Sub-Einzugsgebiete 100 bis 7000.

Im Einzugsgebiet der Ems sind die WRRL-Bearbeitungseinheiten Obere Ems, Hase, Ems/Nordradde, Leda/Jümme sowie Untere Ems (Teil) zu unterscheiden (Karte 45). Die absoluten Beiträge der einzelnen Bearbeitungseinheiten zum Gesamteintrag schwanken im Emsgebiet zwischen 191 t/a und 458 t/a. Die größten P-Einträge treten im Norden und Süden des Untersuchungsgebiets auf, d.h. in den Bearbeitungseinheiten „Obere Ems“, „Leda/Jümme“ und „Untere Ems“. Die flächenbezogene Intensität der P-Belastung ist jedoch im Norden des Ems-Einzugsgebiets mit 1,5 bis über 2 kg/(ha·a) insgesamt deutlich größer als in der Einheit „Obere Ems“ (0,5-1 kg/(ha·a)).

Die Bedeutung der acht Eintragungspfade für den Gesamteintrag folgt in den Bearbeitungseinheiten grundsätzlich dem generellen Trend des Emsgebiets (Abb. 20). So dominieren diffuse Einträge in allen Bearbeitungseinheiten. Die relativen Anteile der Punktquellen sowie des Trennkanaleintrags sinken jedoch von Süd nach Nord stark, was v.a. auf die in dieser Richtung abnehmenden Bevölkerungs- bzw. Siedlungsdichten zurückzuführen ist (Karte 42, Karte 3). Gleichzeitig nimmt der Anteil der P-Einträge über Dränagen von Süd nach Nord zu, was auf der Zunahme des Flächenanteils dränbedürftiger Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung und der Zunahme der Dränintensität beruht (Karte 5). Während im Bearbeitungsgebiet „Obere Ems“ pseudovergleyte Böden, für die geringere Dränabflussanteile festgelegt worden sind (Kap. 4.2.3), besonders im Südwesten stark verbreitet sind, ist der Anteil von Moor- und Marschböden mit hohen Dränabflussanteilen von 70-90 % in den Bearbeitungsgebieten „Leda/Jümme“ sowie „Untere Ems“ besonders hoch. Großräumige Ab-

schwemmung auf Grünland in der Marsch bewirkt eine weitere Erhöhung der P-Belastung im WRRL-Bearbeitungsgebiet „Untere Ems“. Abschwemmung erfolgt hier durch Grüppentwässerung auf gering durchlässigen Marschböden. Quantitativ relevante P-Einträge über Erosion weist Karte 45 ausschließlich für die Einheiten „Obere Ems“ sowie „Hase“ aus, da im Bereich der Mittelgebirgsschwelle und der Hohen Geest eine Zunahme nicht nur der Reliefenergie sondern auch der Regenerosivität beobachtet werden kann (Karte 1 u. Karte 35).



Karte 45: Mittlere P-Gesamteinträge nach Bearbeitungsgebieten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (1995-99)

Tab. 20: Mittlere P-Einträge (1995-1999) in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein nach Sub-Einzugsgebieten und Eintragspfaden

Id	Name	Gewässer	Größe Sub-EZG [km ²]	Dränagen [t/a]	grundwasserbürtiger Abfluss [t/a]	Erosion [t/a]	Abschwemmung [t/a]	Trennkanal [t/a]	Kläranlagen [t/a]	Industrie [t/a]	Mischwasserentlastung		Anteil diffus an gesamt [%]
											[t/a]	[t/a]	
2	Detern	Aper Tief	276,1	51,68	3,58	0,02	0,25	1,31	1,25	0	0,93	59,02	96
3	Aschwege	Aue	68,4	0,01	0	0	0	1,20	0	0	0,89	2,10	58
4	Lohorst	Godensholter Tief	140,9	23,63	1,25	0,01	0,03	0,84	1,48	0	0,60	27,84	93
6	Bakum	Bakumer Bach	61,0	6,19	0,57	0,16	0,05	0,05	0,12	0	0,03	7,18	98
7	Detern-Scharrel	Barsseler Tief	111,3	13,26	1,42	0,03	0,08	0,32	0,81	0	0,23	16,15	94
8	Osnabrück	Belmer Bach	26,0	0,69	0,35	0,08	0,01	0,34	0,46	0,53	0,24	2,70	54
9	Sudendorf	Bever	120,3	6,26	1,11	1,20	0,11	0,47	3,26	0,11	0,33	12,85	71
11	Freren	Deeper Aa	152,2	7,98	1,35	0,17	0,02	0,41	1,20	0	0,29	11,41	87
12	Dinklage	Dinklager Bach	126,5	17,24	1,35	0,40	0,02	1,04	1,59	0,17	0,74	22,55	89
16	Georgsmarienhütte	Düte	47,2	0,55	0,37	0,56	0	1,12	1,37	0,18	0,80	4,95	53
17	Wersen	Düte	181,5	3,68	1,61	3,97	0,16	1,39	3,69	0	1,00	15,51	70
21	Herbrum	Ems	541,8	63,98	7,18	0,27	0,10	1,16	3,64	3,31	0,83	80,48	90
23	Wachendorf	Ems	28,7	0,39	0,22	0,01	0	0,25	10,37	1,09	0,18	12,52	7
25	Hanekenhöfen	Ems	1781,4	13,35	1,95	0,24	0,02	0,83	1,09	0,60	0,60	18,69	88
26	Papenburg	Ems	160,1	27,16	1,53	0,02	0,03	0,53	0,49	0,39	0,38	30,53	96
27	Hilte	Ems	747,0	58,24	7,49	0,36	0,09	3,14	7,64	0,37	2,24	79,58	87
28	Gandersum	Ems	763,5	129,48	9,29	0,02	1,90	6,22	11,26	0	4,45	162,62	90
29	Salzbergen	Ems	63,7	3,70	0,50	0,20	0,03	0,27	0	0,59	0,20	5,48	86
32	Südholz	Fladderkanal	128,5	13,59	1,15	0,26	0,09	0,80	0,98	0,15	0,57	17,58	90

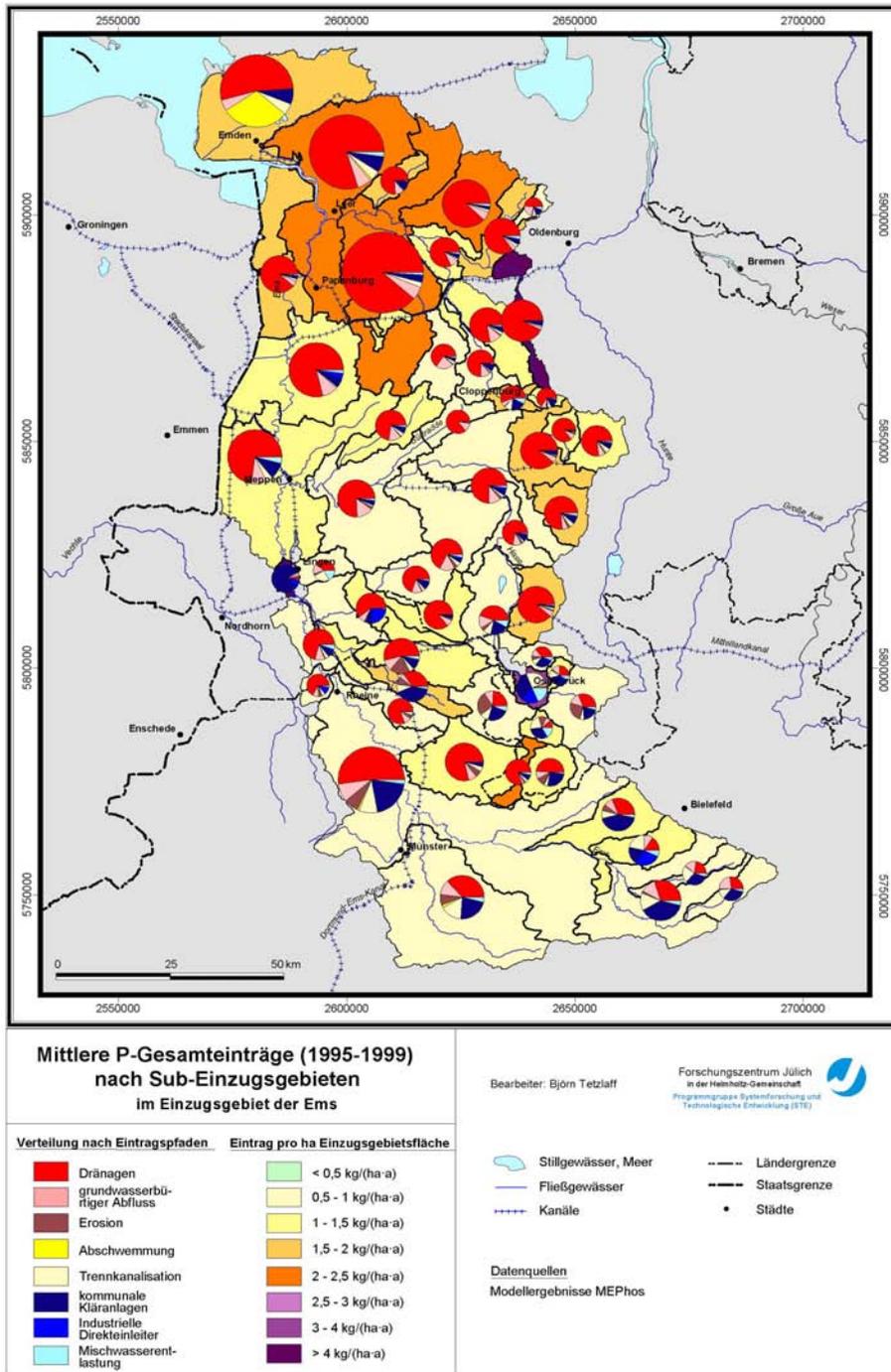
Id	Name	Gewässer	Größe Sub-EZG	Dränagen	grundwasserbürtiger Abfluss	Erosion	Ab-schwem-mung	Trenn-kanal	Kläran-lagen	Indus-trie	Misch-wasser-entlastung	Gesamt-eintrag	Anteil diffus an gesamt
34	Beesten	Große Aa	119,1	9,98	1,09	0,07	0,02	0,16	1,24	3,84	0,12	16,52	69
35	Wenwe	Große Hase	324,1	20,32	2,86	0,42	0,04	0,91	1,14	0,75	0,65	27,09	91
37	Halfstede	Halfsteder Bäke	31,8	0,94	0,43	0,01	0,02	0,14	0,26	0	0,10	1,89	81
38	Lüstringen	Hase	190,6	2,97	1,38	2,46	0,06	0,52	1,94	0	0,37	9,71	76
39	Eversburg	Hase	55,3	0,35	0,60	0,14	0	4,23	5,53	3,35	3,03	17,22	31
40	Bokeloh	Hase	574,1	24,00	4,27	0,50	0,08	0,73	1,30	0	0,52	31,40	94
41	Herzlake	Hase	332,9	13,29	2,95	0,61	0,10	0,77	0,68	0,49	0,55	19,43	91
43	Bersenbrück	Hase	242,9	6,77	2,09	0,62	0,06	1,42	3,07	0	1,02	15,04	73
47	Nortmoor	Holtlander Ehe	72,8	9,61	1,28	0,01	0,05	0,12	1,53	0	0,09	12,69	87
51	Uptlooh	Lager Hase	191,1	27,05	1,42	0,30	0,06	0,32	0,84	0,25	0,23	30,48	96
52	Leer	Leda	795,0	173,48	9,31	0,24	0,97	2,95	5,60	0,03	2,11	194,70	96
54	Lingen	Lingener Mühlenb.	69,9	1,77	0,65	0,11	0,01	1,10	0	0	0,78	4,42	82
56	Neuscharrel	Marka	141,7	5,43	1,93	0,09	0,03	0,31	0,31	0,05	0,22	8,37	93
58	Mündung Mittelradde	Mittelradde	155,9	12,47	2,17	0,12	0,03	0,63	1,21	0	0,45	17,08	90
59	Haste	Nette	53,6	1,26	0,40	0,20	0	0,32	0,84	0,19	0,23	3,45	63
60	Westendorf	Nonnenbach	149,9	26,61	1,41	0,33	0,02	0,48	0,54	0,06	0,35	29,81	97
62	Schwege	Oedingberger B.	44,9	7,55	0,33	0,18	0,03	0,39	0,63	0	0,28	9,39	90
71	Freren	Schaler Aa	137,1	12,66	1,19	0,12	0,01	0,12	0,52	0	0,09	14,70	96
72	Kampe	Soeste	217,8	19,89	2,85	0,17	0,05	0,82	1,01	0,19	0,58	25,57	93
73	Schwaneburg	Soeste	115,4	8,49	1,33	0,08	0,02	0,23	1,00	0	0,17	11,33	90
74	Stedingsmühlen	Soeste	49,8	4,60	0,52	0,06	0,01	0,86	1,52	0	0,61	8,18	74
76	Cloppen-burg	Soeste	25,1	2,05	0,24	0,06	0,02	0,17	0,45	0	0,12	3,12	81

Id	Name	Gewässer	Größe Sub-EZG	Dränagen	grundwasserbürtiger Abfluss	Erosion	Ab-schwem-mung	Trenn-kanal	Kläran-lagen	Indus-trie	Misch-wasser-entlastung	Gesamt-eintrag	Anteil diffus an gesamt
78	Hesselle	Speller Aa	261,7	14,65	2,65	4,89	0,14	1,22	2,76	0	0,90	27,20	87
80	Augustenfeld	Südradde	82,7	5,95	0,80	0,10	0,01	0,04	0	0	0,03	6,93	100
81	Quakenbrück	Überfallha-se	123,8	6,55	0,98	0,29	0,04	0,18	0,87	0	0,13	9,04	89
82	Deyekamp	Vehne	104,1	39,00	0,98	0,03	0,02	0,31	1,56	0	0,22	42,12	96
87	Westerloher Mühle	Ems	102,2	2,02	1,67	0,04	0,01	0,99	2,40	0	0,27	7,41	64
88	Broker Mühle	Ems	429,9	11,44	4,72	0,93	0,17	5,44	14,54	0	1,49	38,72	59
90	vor Münd. in die Wapel	Ölbach	79,9	1,56	1,07	0,04	0,01	1,58	2,24	0	0,43	6,93	61
91	vor Münd. in die Ems	Lutter (Ems)	136,6	2,71	1,55	0,07	0,01	3,58	3,07	4,66	0,98	16,62	48
93	uh KA Mshandorf	Werse	731,5	17,53	5,33	3,59	1,11	7,40	10,33	0,12	2,03	47,44	74
94	E 20 Neue Mühle/TM	Ems	211,7	6,69	1,99	1,27	0,07	1,80	9,29	0,26	0,49	21,87	54
95	ELa1 vor Ems/TM	Glane	306,0	25,69	2,27	1,52	0,23	1,22	1,45	0	0,33	32,72	95
96	oh WWK Rheine/TM	Hemelter Bach	104,2	7,46	0,79	0,46	0,04	0,38	0	0	0,10	9,23	99
97	uh KA Rheine-Nord	Ems	1471,4	65,30	11,27	8,76	1,14	10,99	24,44	1,10	3,01	126,02	77
98	oh Spelle	Ibbenbü-rener Aa	108,2	6,25	0,91	1,43	0,05	1,41	6,84	0,34	0,39	17,61	57
888	Tide-Ems	Ems	873,7	83,00	6,80	0	46,00	7,72	11,02	0	0	154,54	93
100	Troisdorf (Straßenbr.)	Agger	572,3	2,16	5,34	0,36	0,18	8,40	40,73	0	10,44	67,61	24
101	oh Münd. in Staasee	Agger	12,2	0,04	0,13	0,63	0,03	0,04	0	0	0,05	0,91	95

Id	Name	Gewässer	Größe Sub-EZG	Dränagen	grundwasserbürtiger Abfluss	Erosion	Ab-schwem-mung	Trenn-kanal	Kläran-lagen	Indus-trie	Misch-wasser-entlastung	Gesamt-eintrag	Anteil diffus an gesamt
107	oh Einmünd. in Sieg	Bröl	116,2	0,83	0,91	0,01	0,04	0,70	3,74	0,07	0,88	7,18	35
108	oh Münd. in Talsperre	Dhünn	23,4	0,13	0,26	0,03	0,02	0	0	0	0	0,45	100
116	Haspe	Ennepe	156,8	0,73	1,70	15,61	1,87	1,71	16,43	0,26	6,45	44,77	48
120	bei Klein-Vernich	Erft	309,2	0,86	2,21	2,39	0,13	1,68	7,64	0,41	0,78	16,10	45
121	Eppinghoven	Erft	806,3	2,52	7,87	3,58	0,34	6,02	16,91	6,08	2,81	46,13	44
125	oh Einmünd. in Rotbach	Erft	306,3	1,23	2,28	1,28	0,09	1,37	7,09	0,36	0,64	14,33	44
132	vor Münd. in die Ruhr	Hönne	262,2	1,37	2,59	6,08	0,84	2,11	6,43	0,16	7,94	27,52	47
135	oberhalb Altena	Lenne	1186,8	5,30	11,33	26,00	3,51	5,95	42,57	2,83	22,44	119,92	43
136	Pegel Höhenlimburg	Lenne	133,1	0,18	1,43	2,53	0,29	1,45	8,95	0,15	5,48	20,46	29
138	Völlinghausen oh Talsperre	Möhne	239,5	1,08	2,42	3,57	0,62	1,13	3,56	0,12	4,25	16,74	53
160	Pegel Neheim	Ruhr	505,2	2,04	3,99	11,58	1,66	2,16	19,84	3,11	8,15	52,54	41
161	Pegel Villigst	Ruhr	403,9	2,43	2,83	5,95	0,67	2,08	40,34	0,12	7,84	62,26	22
165	oh Meschede	Ruhr	329,7	1,04	2,71	45,09	2,96	1,07	11,59	1,02	4,03	69,51	76
166	oh Einmündung Lenne	Ruhr	70,8	0,51	0,61	0,92	0,09	0,78	5,77	0,26	2,94	11,88	25
176	Menden	Sieg	474,5	2,24	3,67	4,14	0,41	4,20	11,22	0,01	5,24	31,13	47
178	Siegen/Niedershelden	Sieg	438,6	1,79	3,93	1,24	0,34	9,75	23,63	0,15	12,13	52,97	32

Id	Name	Gewässer	Größe Sub-EZG	Dränagen	grundwasserbürtiger Abfluss	Erosion	Ab-schwemmung	Trennkana	Kläranlagen	Industrie	Mischwasserentlastung	Gesamteintrag	Anteil diffus an gesamt
180	Str.-br. in Windeck-Au	Sieg	839,6	2,00	6,98	2,28	2,56	8,61	18,39	0,29	10,71	51,81	43
183	Unterlauf	Sülz	207,3	1,01	2,23	0,01	0,11	1,17	10,08	0,21	1,46	16,28	28
186	Pegel Weilerswist	Swist	285,6	1,13	1,86	1,60	0,23	1,47	3,32	0	0,68	10,30	61
191	Pegel Ambrock	Volme	200,0	0,65	2,18	5,08	0,85	1,94	20,13	0,57	7,33	38,72	28
198	vor Münd. in die Ruhr	Volme	72,3	0,10	0,71	2,53	0,30	1,27	0,06	0	4,80	9,77	50
200	oh Einnünd. in die Bröl	Waldbröl	100,6	1,14	0,85	0,03	0,05	0,57	2,03	0	0,71	5,38	49
201	vor Münd. in die Ruhr	Wenne	218,6	1,16	1,75	8,66	1,25	0,41	4,37	0,79	1,56	19,96	66
204	oh Stausee	Wiehl	25,7	0,26	0,22	0	0,02	0,18	0	0	0,22	0,90	75
205	Kohlfurther Brücke	Wupper	18,7	0,02	0,24	0	0	0,89	3,52	0	0,81	5,48	21
206	Opladen	Wupper	66,7	0,28	0,85	0,14	0,02	1,60	0	0	1,46	4,34	66
207	Rutenbecker Brücke	Wupper	370,8	1,80	4,62	4,74	0,83	11,34	9,41	7,37	10,33	50,43	46
208	Staustufe	Wupper	4,9	0	0,07	0	0	0,38	16,38	0	0,35	17,18	3
209	Straßenbr. Nesselrath	Wupper	145,4	0,22	1,76	0,10	0,01	7,51	8,75	0	6,85	25,20	38
210	Vorsperre	Wahnbach-talsperre	53,5	0,73	0,42	0,14	0,07	0,20	1,61	0	0,25	3,42	46
3000	Unterlauf	Wupper	188,3	0,72	2,20	0,35	0,07	4,90	2,65	0	4,50	15,40	54
4000	Unterlauf	Erf	119,5	1,02	1,51	0,93	0,08	1,40	1,79	0	0,60	7,32	67
5000	Unterlauf	Ruhr	669,7	1,91	6,50	8,82	0,03	12,70	70,40	3,12	47,80	151,29	20
6000	Unterlauf	Sieg	35,8	0	0,37	0,02	0,01	1,10	15,49	0,07	1,30	18,36	8
7000	Rheingra-ben	Rhein	2152,3	4,49	23,29	13,10	0,87	51,34	182,27	133,51	51,00	459,88	20

Quelle: MEPhos-Modellergebnisse



Karte 46: Mittlere P-Gesamteinträge (1995-1999) nach Sub-Einzugsgebieten im Untersuchungsgebiet Ems

Die vergleichsweise geringe räumliche Differenzierung des mehrjährigen mittleren Eintragungsgeschehens lässt sich durch Heranziehung von Sub-Einzugsgebieten als Bezugsräume verbessern (Karte 46). Die der Kartendarstellung zu Grunde liegenden Ergebnisse des P-Eintrags über die unterschiedlichen Pfade können Tab. 20 entnommen werden. Das Einzugsgebiet der Ems konnte anhand von Gewässergütepegeln in 54 Sub-Einzugsgebiete untergliedert werden (Karte 46). Ein weiteres, nicht-pegelbezogenes, Teil-Einzugsgebiet schließt die Lücke zwischen den Pegeln Herbrum/Ems, Leer/Leda und der Ems-Außenmündung zum Wattenmeer (ID 888, Tab. 20).

Auch auf der Ebene der 55 Sub-Einzugsgebiete bestätigt sich der Trend, dass der Anteil der Punktquellen und des Trennkanaleintrags von Süd nach Nord abnimmt und gleichzeitig der Anteil diffuser Quellen, vorrangig von Drainageeinträgen, zunimmt. Die Gründe hierfür wurden bereits genannt. Der im Mittel des Emsgebiets relativ niedrige Punktquellen-Anteil von 13 % (Abb. 20) schwankt jedoch zwischen den meisten Sub-Einzugsgebieten von 0 bis 53 % und kann in den stark urbanisierten Teil-Einzugsgebieten Wachendorf/Ems und Eversburg/Hase sogar bis auf 93 % ansteigen (Karte 46). Ähnliches gilt auch für den erosionsbedingten P-Eintrag, der im Mittel des Ems-Einzugsgebiets 2 % des Gesamteintrags ausmacht und zwischen den WRRL-Bearbeitungseinheiten von 0,2 bis 6 % variiert. In den Sub-Einzugsgebieten Georgsmarienhütte/Düte, Wersen/Düte, Lüstringen/Hase sowie Hesselte/Speller Aa liegt der Anteil erosionsbedingter P-Einträge zwischen 11 und 26 % des gesamten P-Eintrags, sodass hier einzelne räumliche Schwerpunkte des Erosionsgeschehens deutlich werden. Damit erreicht der erosionsbürtige P-Eintrag im Untersuchungsgebiet Ems auf der Ebene von Teil-Einzugsgebieten eine Größenordnung, die Reduktionsmaßnahmen erforderlich machen könnte. Insgesamt lässt sich für das Untersuchungsgebiet Ems festhalten:

- Drainage-Einträge sind mit Ausnahme von Wachendorf / Ems und Eversburg / Hase in allen Sub-Einzugsgebieten quantitativ relevant. In den Sub-Einzugsgebieten der Leda-Jümme-Niederung sowie in der viehstarken Region Vechta-Cloppenburg sind diese Einträge mit teilweise über 90 % des Gesamteintrags großräumig von überragender Bedeutung.
- P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss treten ebenfalls in allen Sub-Einzugsgebieten auf, meist werden 8 % des Gesamteintrags jedoch nicht überschritten. Von Niedermooren unter landwirtschaftlicher Nutzung abgesehen, äußert sich darin v.a. die geogene Hintergrundbelastung.
- Abschwemmungsbedingte P-Einträge sind auf den meist gut durchlässigen Sandböden von geringer Bedeutung. Eine Ausnahme bilden die Marschböden unter Grünland, sodass in erster Linie das nördlichste Sub-Einzugsgebiet betroffen ist (Karte 46). Untergeordnet treten Einträge über Abschwemmung auch im Südwesten des Ems-Einzugsgebiets auf, wo sie Folge von Oberflächenabfluss auf zu Staunässe neigenden Pseudogleyen sind (Karte 2, Karte 33, Tab. 20).

- Trennkanaleinträge und Punktquellen, hier v.a. kommunale Kläranlagen, treten dagegen in fast jedem Sub-Einzugsgebiet auf. Auf ihre regional stark schwankende Bedeutung für den Gesamteintrag wurde bereits hingewiesen.

In Karte 46 stellt sich auch der flächenbezogene Gesamteintrag differenzierter dar. Dies gilt insbesondere für die Süd-Nord-gerichtete Zunahme der Gesamtbelastung. Im Süden liegt sie meist bei 0,5-1 kg/(ha·a) und damit sehr niedrig. Nach Norden hin steigt sie großräumig auf 1,5-2,5 kg/(ha·a) an. Aber auch im Landkreis Vechta sind Sub-Einzugsgebiete anzutreffen, deren P-Gesamtbelastung mit 1-2 kg/(ha·a) über der benachbarter Kreise liegt. Im Vergleich zu Karte 45 wird deutlich, dass großräumig hohe Belastungen im Sub-Einzugsgebiet Leer/Leda und nicht direkt an der Küste auftreten. Die Ursachen der hohen Belastungen im Norden und Osten des Ems-Einzugsgebiets wurden bereits dargelegt.

Die hohen Gesamteinträge in den zentralen und nördlichen –und damit küstennahen- Sub-Einzugsgebieten sind im Hinblick auf die Phosphatbelastung des Wattenmeeres besonders kritisch zu sehen, da aufgrund der Dominanz des Drainage- bzw. des Abschwemmungspfades von im Wesentlichen gelösten ortho-Phosphat-Einträgen ausgegangen werden muss. Diese sind in hohem Maße pflanzen- bzw. algenverfügbar (Gerdes 1999). Da die Fließstrecke bis zum Dollart bzw. zur Ems-Außenmündung relativ kurz ist, sind die Möglichkeiten für eine Retention durch Ausfällung, Sedimentation bzw. Pflanzenaufnahme des ortho-Phosphats deutlich herabgesetzt. Küstennahe Gebiete mit hohen ortho-Phosphat-Einträgen in die Oberflächengewässer tragen daher in stärkerem Maße zur Eutrophierung des Wattenmeeres bei als die P-Belastungen in südlicher gelegenen Gebieten der Bearbeitungseinheit „Obere Ems“, in der sich Einträge schwerpunktmäßig auf die regionale und sub-regionale Gewässerqualität auswirken.

Für das Untersuchungsgebiet Rhein zeigt Karte 45 mittlere Gesamteinträge (1995-1999) für die WRRL-Bearbeitungseinheiten „Erft“, „Wupper“, „Ruhr“, „Sieg“ sowie „Rheingraben (Teil)“. Die absoluten Beiträge der einzelnen Bearbeitungseinheiten variieren deutlich stärker in ihrer Höhe (94 t/a bis 645 t/a) verglichen mit dem Emsgebiet. Dies gilt ebenfalls für die auf die Fläche bezogenen mittleren Gesamteinträge. Sie schwanken zwischen weniger als 0,5 kg/(ha·a) im Einzugsgebiet der Erft, aus dem zugleich die niedrigste Gesamtemission mit 94 t/a stammt, und über 2 kg/(ha·a) im Rheingraben, was sich aus der hohen Eintragssumme von 460 t/a bei vergleichsweise geringer Fläche dieser Bearbeitungseinheit erklärt. Das Einzugsgebiet der Ruhr ist mit den höchsten absoluten P-Einträgen von 645 t/a an der Belastung im Untersuchungsgebiet Rhein beteiligt. Aufgrund seiner Größe weist das Einzugsgebiet jedoch lediglich einen mittleren Flächeneintrag von 1-1,5 kg/(ha·a) auf (Karte 45).

Gemessen am Verhältnis punktueller zu diffusen Einträgen bestätigt sich der mittlere Zustand des gesamten Untersuchungsgebiets (Abb. 21) in allen WRRL-Bearbeitungseinheiten des Untersuchungsgebiets Rheins: Die Einträge aus Punkt-

quellen und hierbei insbesondere die aus kommunalen Kläranlagen dominieren. Außerdem werden diffuse nicht-urbane P-Einträge v.a. über Erosion und Grundwasser transportiert.

Das Verhältnis zwischen punktuellen und diffusen Quellen schwankt jedoch relativ stark zwischen 52:48 im Einzugsgebiet der Erft und 80:20 im Rheingraben. Hierin kommt die Ungleichverteilung von einerseits Bevölkerung, versiegelter Fläche und Industrieansiedlung und andererseits intensiver landwirtschaftlicher Nutzung im Untersuchungsgebiet Rhein zum Ausdruck (Karte 3, Karte 42, Karte 43). Die sehr hohen absoluten P-Einträge in den Bearbeitungseinheiten Rheingraben und Ruhr sowie der hohe Anteil an Punktquellen sind Folge der hohen Bevölkerungsdichte. Der hohe Versiegelungsgrad und die mit 49-62 % hohen Anschlussgrade an Mischwasserkanalisationssysteme (Tab. 18) tragen dazu bei, dass entsprechend hohe Einträge über Mischwasserentlastungen modelliert werden. Hinzu kommt die starke Konzentration P-emittierender industrieller Direkteinleiter im Rheingraben, was mit den günstigen Standortbedingungen im Hinblick auf die Gewinnung von Brauch- und Kühlwasser, die Abwasserentsorgung und die günstige Verkehrsanbindung zusammenhängt.

Diffuse P-Einträge stammen aus Trennkanalisationen (bis zu 11 %) infolge hoher Versiegelungsgrade in den urbanisierten Bearbeitungseinheiten und z.T. hoher Anschlussgrade an Trennsysteme. Als weitere diffuse P-Quelle von quantitativer Relevanz in allen Bearbeitungseinheiten ist die geogene Hintergrundlast zu nennen, die über den grundwasserbürtigen Abfluss zu Einträgen zwischen 3 und 10 % der Gesamtbelastung führt. P-Einträge über Erosion treten ebenfalls in allen WRRL-Bearbeitungsgebieten auf, von größerer Bedeutung sind sie jedoch lediglich in den Einheiten Erft und v.a. Ruhr. Die im Ruhr-Einzugsgebiet auftretenden hohen Einträge über Erosion (23 %) und vergleichsweise auch über Abschwemmung (2,4 %) resultieren aus dem für das Rheinische Schiefergebirge relativ hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche, z.T. sehr schluffreichen Böden sowie der aufgrund des höhenbedingten Niederschlagsreichtums hohen Regenerosivität bzw. dem hohen Oberflächenabfluss. Gemessen an den mittleren Verhältnissen des Untersuchungsgebiets Rhein ist auch der Anteil diffuser Quellen im Einzugsgebiet der Erft mit 48 % relativ groß. Dabei ist hier der erosionsbürtige P-Eintrag mit 11 % des Gesamteintrags infolge weit verbreiteter Ackernutzung auf Lößböden, z.T. in hängigen Reliefbereichen, höher als in den Bearbeitungseinheiten Rheingraben, Sieg und Wupper. Aufgrund des überwiegend flachen Einzugsgebiets ist der P-Eintrag über Dränagen mit 8 % im Erftgebiet ebenfalls höher als in den anderen betrachteten Flussgebieten des Rheins. Als gedränte Teilflächen spielen v.a. pseudovergleyte Löß-Standorte eine Rolle, die sich jedoch auch durch eine i.d.R. hohe Sorptionsstärke auszeichnen, sodass der Phosphat-spezifische P-Eintrag wegen relativ geringer Dränintensität und relativ hohem Sorptionsvermögen niedrig ist.

Eine weitergehende Ableitung von Schwerpunkträumen der mittleren P-Belastung kann auf Basis von Sub-Einzugsgebieten vorgenommen werden (Karte 47). Im Un-

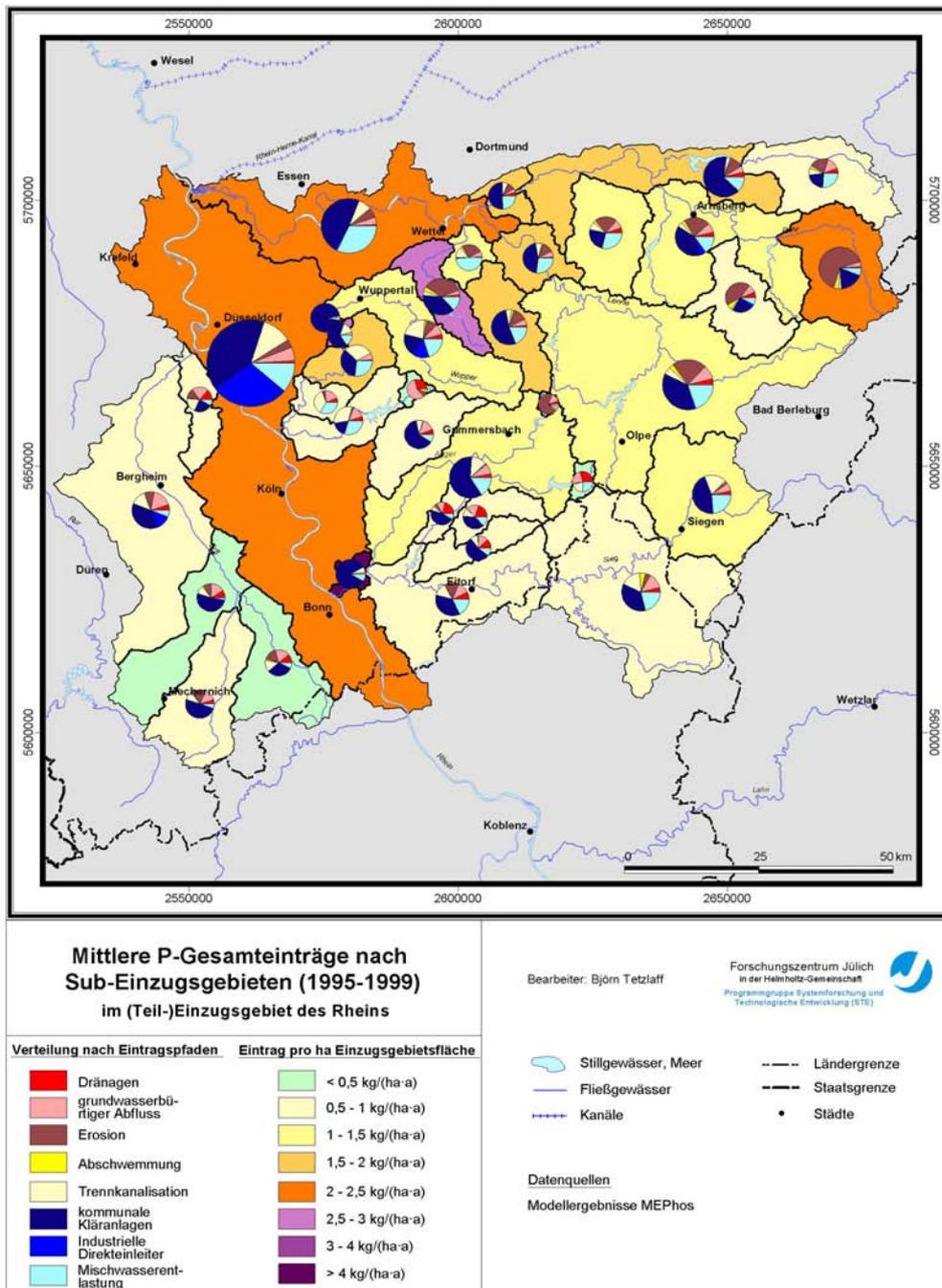
tersuchungsgebiet Rhein wurde daher der Gesamteintrag auf 38 Sub-Einzugsgebiete bezogen, von denen 33 pegelbezogen sind. Fünf weitere Sub-Einzugsgebiete ergeben sich durch Schließung der Lücken zwischen den am Unterlauf gelegenen Gütepegeln und dem Gebietsauslass der Bearbeitungseinheiten.

Punktquellen, und hierbei v.a. kommunale Kläranlagen, überwiegen als Emittenten auch in den meisten Sub-Einzugsgebieten (Karte 47). Es gibt jedoch Ausnahmen mit diffusen Einträgen von mehr als 32 % der Gesamtbelastung, wofür einerseits stark erhöhte Erosionseinträge verantwortlich sind, z.B. oberhalb Meschede/Ruhr, vor Mündung in die Ruhr/Wenne, und oberhalb Altena/Lenne. Andererseits können stark verringerte oder gänzlich fehlende Einträge aus Punktquellen die Ursache sein, z.B. in den Zuläufen von Trinkwassertalsperren (Große Dhünntalsperre im Einzugsgebiet der Wupper und die Agger- bzw. Wiehltalsperre im Agger-Einzugsgebiet).

Außerdem lässt sich für das Untersuchungsgebiet Rhein feststellen:

- P-Einträge über Dränagen erreichen lediglich eine Größenordnung von wenigen Prozent des Gesamteintrags und liegen fast immer niedriger als die Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss.
- Abschwemmungsbedingte Einträge spielen lediglich in den Sub-Einzugsgebieten der oberen Ruhr und der mittleren Sieg eine Rolle, wo landwirtschaftliche Nutzfläche in größerem Umfang vorhanden ist und aufgrund hoher Jahresniederschläge erhöhte jährliche Oberflächenabflusssummen modelliert werden.
- Das Verhältnis von Einträgen aus Mischwasserüberläufen zu solchen aus der Trennkanalisation korreliert mit den Anschlussgraden an das entsprechende Kanalisationssystem, die für jedes WRRL-Bearbeitungsgebiet einheitlich definiert worden sind (Tab. 18).
- Quantitativ relevante P-Einträge aus industriellen Direkteinleitungen sind außerhalb des Rheingrabens im Wesentlichen auf die Sub-Einzugsgebiete der Wupper und teilweise der Ruhr beschränkt, was der in Karte 43 dargestellten Verteilung von Direkteinleitern entspricht.

Die geringsten P-Gesamteinträge erfolgen in den Talsperren-Einzugsgebieten, deren Besiedlung und landwirtschaftliche Nutzung meist gering sind. Dies bezieht sich sowohl auf die Summe des Eintrags aller Pfade (0,5-0,9 t/a) als auch auf die flächenbezogene P-Belastung mit $<0,5 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ (Karte 47, Tab. 20). Die höchste P-Belastung tritt im Rheingraben sowie in den Sub-Einzugsgebieten der Ruhr, v.a. an Oberer Ruhr (Pegel Meschede) und am Unterlauf (Ennepe) auf. Hier werden Flächenwerte von 2-3 $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ bzw. Eintragssummen von bis zu 151 t/a (untere Ruhr) und 460 t/a (Rheingraben) erreicht, wie Karte 47 und Tab. 20 zeigen. Auf die Gründe für hohe Einträge über Punktquellen sowie über Erosion wurde bereits eingegangen.



Karte 47: Mittlere P-Gesamteinträge (1995-1999) nach Sub-Einzugsgebieten im Untersuchungsgebiet Rhein

Für das Ruhr-Einzugsgebiet können die MEPhos-Modellergebnisse mit Angaben anderer Autoren verglichen werden (Tab. 21). Die zwischen den einzelnen Arbeiten z.T. voneinander abweichenden Klassifikationen von diffusen Quellen bzw. Punktquellen wurden in der Aufstellung berücksichtigt.

Tab. 21: Vergleich von MEPhos-Modellergebnissen (1995-1999) zum Eintrag von Gesamt-P in verschiedenen Sub-Einzugsgebieten der Ruhr mit Angaben anderer Autoren

Gewässer	Pegel	Ergebnisse MEPhos		Ergebnisse anderer Autoren		Zeitbezug	Quelle
		Gesamt-Eintrag [t/a]	Anteil diffus [%]	Gesamt-Eintrag [t/a]	Anteil diffus [%]		
Ruhr	gesamt	645	40	570	44	1993-97	Behrendt et al. (1999)
	Essen	569	41	476	40	1997	Ruhrverband (1998)
	Villigst	162	45	180	50	1997	Ruhrverband (1998)
	Villigst	162	45	190	59	1993-97	Behrendt et al. (1999)

Tab. 21 zeigt, dass trotz z.T. starker Unterschiede in Bezug auf den methodischen Ansatz und die verwendeten Datengrundlagen alle drei Arbeiten zu Ergebnissen in vergleichbarer Größenordnung gelangen. Dies gilt sowohl für die Höhe des Gesamteintrags als auch für die Höhe der diffusen bzw. punktuellen Emissionen. Die mehrjährigen mittleren Ergebnisse des Modells MEPhos werden somit zumindest für das Einzugsgebiet der Ruhr grundsätzlich bestätigt.

Aus Karte 45, Karte 46 und Karte 47 lassen sich räumliche Schwerpunkte der P-Belastung ableiten, die Sub-Einzugsgebiete mit Größen zwischen ca. 50 und 500 km² umfassen. Darüber hinaus ist die relative und absolute Bedeutung der einzelnen diffusen und punktuellen Eintragspfade für die P-Belastung der Sub-Einzugsgebiete bekannt (Tab. 20). Somit können auf dieser Skalenebene Maßnahmen zur Reduktion der P-Belastung skizziert werden, die zu einer Verbesserung der einzugsgebiets-spezifischen Situation führen. Hierbei kann auch berücksichtigt werden, welche Maßnahmen über einzelne Sub-Einzugsgebiete hinaus für das gesamte Untersuchungsgebiet sowie ggf. den Eintrag ins Niedersächsische Wattenmeer von größtmöglichem Nutzen sein können. Dies würde mit Ausnahme der Oberläufe einiger Ruhr-Nebenflüsse bedeuten, dass im Untersuchungsgebiet Rhein schwerpunktmäßig Maßnahmen zur weiteren Reduzierung der P-Emissionen kommunaler Kläranlagen ergriffen werden müssten. Vor allem kleinere Anlagen müssten nachgerüstet werden, um die P-Eliminierungsleistung von Anlagen mit bislang mehr als 10.000 Einwohnerwerten zu erreichen. Alternativ könnten kleinere Anlagen stillgelegt und

die Abwasserbehandlung in bestehenden oder zu errichtenden größeren Klärwerken durchgeführt werden.

Wie in Kapitel 1.1 bereits ausgeführt, ist der P-Eintrag aus Punktquellen insgesamt und hierbei v.a. aus kommunalen Kläranlagen in den vergangenen ca. 15 Jahren deutlich reduziert worden. Darüber hinaus wurden auch Einträge aus Mischwasserentlastungen sowie aus industriellen Direkteinleitungen deutlich verringert. Die Umsetzung der technischen Maßnahmen war mit hohem Investitionsbedarf verbunden. Daher kommen für eine weitergehende Verringerung der P-Belastung von Oberflächengewässern vorrangig die diffusen Quellen in Betracht (BMU 2005). Vorzuschlagende Maßnahmen werden sich ausschließlich auf diejenigen diffusen P-Einträge beziehen, die durch landwirtschaftliche Tätigkeit verursacht werden.

Diese Zielstellung wird auch im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts REGFLUD verfolgt (Kap. 1.1), weshalb in der vorliegenden Arbeit Reduktionsmaßnahmen, die Punktquellen betreffen, nicht weiter betrachtet werden. Eine konsequente Umsetzung von Maßnahmen zur Verringerung von Einträgen über Erosion, Abschwemmung und Dränagen würde im Untersuchungsgebiet Rhein zwar insgesamt zu einer Verringerung der P-Belastung führen. Die dann zu erwartende verbesserte Gewässerqualität würde sich jedoch nicht flächendeckend einstellen, sondern auf Teilgebiete, wie dem Einzugsgebiet der Erft und den Oberläufen von Ruhr, Möhne, Lenne und Ennepe, beschränken. Von oberer Ruhr und Ennepe abgesehen, handelt es sich bei diesen Teilgebieten jedoch im Mittel der Jahre 1995-1999 nicht um Schwerpunkträume der P-Belastung, sodass von den Maßnahmen keine wesentliche Reduzierung der hohen P-Frachten an unterer Ruhr sowie im Rhein erwartet werden kann. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass die im Einzugsgebiet der Ruhr zahlreich vorhandenen Talsperren ihrerseits bereits eine Retention partikulär gebundenen Phosphats infolge Sedimentation bewirken (Kap. 13.2). Die Gewässerbelastung von unterer Ruhr und Rhein wird daher schwerpunktmäßig durch Punktquellen determiniert.

Im Einzugsgebiet der Ems besteht eine gänzlich andere Situation. Die ubiquitär auftretende Landwirtschaft trägt über Erosion, Abschwemmung, grundwasserbürtigen Abfluss und v.a. Dränagen in hohem Maße zu P-Belastung bei. Hier würden Änderungen des P-Austrags aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche zu weit reichenden Verbesserungen der Gewässerqualität sowohl regional und lokal als auch für das gesamte Untersuchungsgebiet und damit für das Niedersächsische Wattenmeer führen. Es muss daher festgestellt werden, welche Teilflächen innerhalb der Sub-Einzugsgebiete am diffusen Eintrag hauptsächlich beteiligt sind. Um mit möglichst geringem Flächenaufwand, z.B. für Nutzungsänderungen, eine möglichst große Verringerung der Gesamtbelastung erzielen zu können, sollte die Relation zwischen Flächenanteil und Emissionsbeitrag der Teilflächen bekannt sein. Dies ist Gegenstand des folgenden Unterkapitels 12.3. Welche an die jeweiligen Flächeneigenschaften angepassten Maßnahmen sich zur Verringerung der diffusen Belastung eignen, wird dann in Kapitel 14 dargelegt.

12.3 Der mittlere P-Eintrag aus diffusen Quellen

In diesem Kapitel wird gezeigt, welche Teilflächen innerhalb der Sub-Einzugsgebiete in welcher Höhe zum P-Eintrag aus diffusen Quellen beitragen. Diese Teilflächen ergeben sich durch Überlagerung der auf Grundlage von Phosphotopen pfadspezifisch modellierten P-Einträge über die Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung und Erosion (Kap. 6-9). Diffuse P-Einträge über Trennkanalisation werden vom Modell MEPhos aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert, sondern für Sub-Einzugsgebiete integrativ berechnet (Kap. 10.1) und daher hier nicht weiter betrachtet. Außerdem wird der spezifische Anteil aller Phosphotope an der Summe des diffusen P-Eintrags ohne Trennkanalisationen ermittelt und in Bezug zum Flächenanteil gesetzt, um solche „Hot Spots“ ableiten zu können, deren Auswirkung auf die Gewässerqualität nicht nur lokal und sub-regional, sondern auch für das gesamte Untersuchungsgebiet bedeutsam ist.

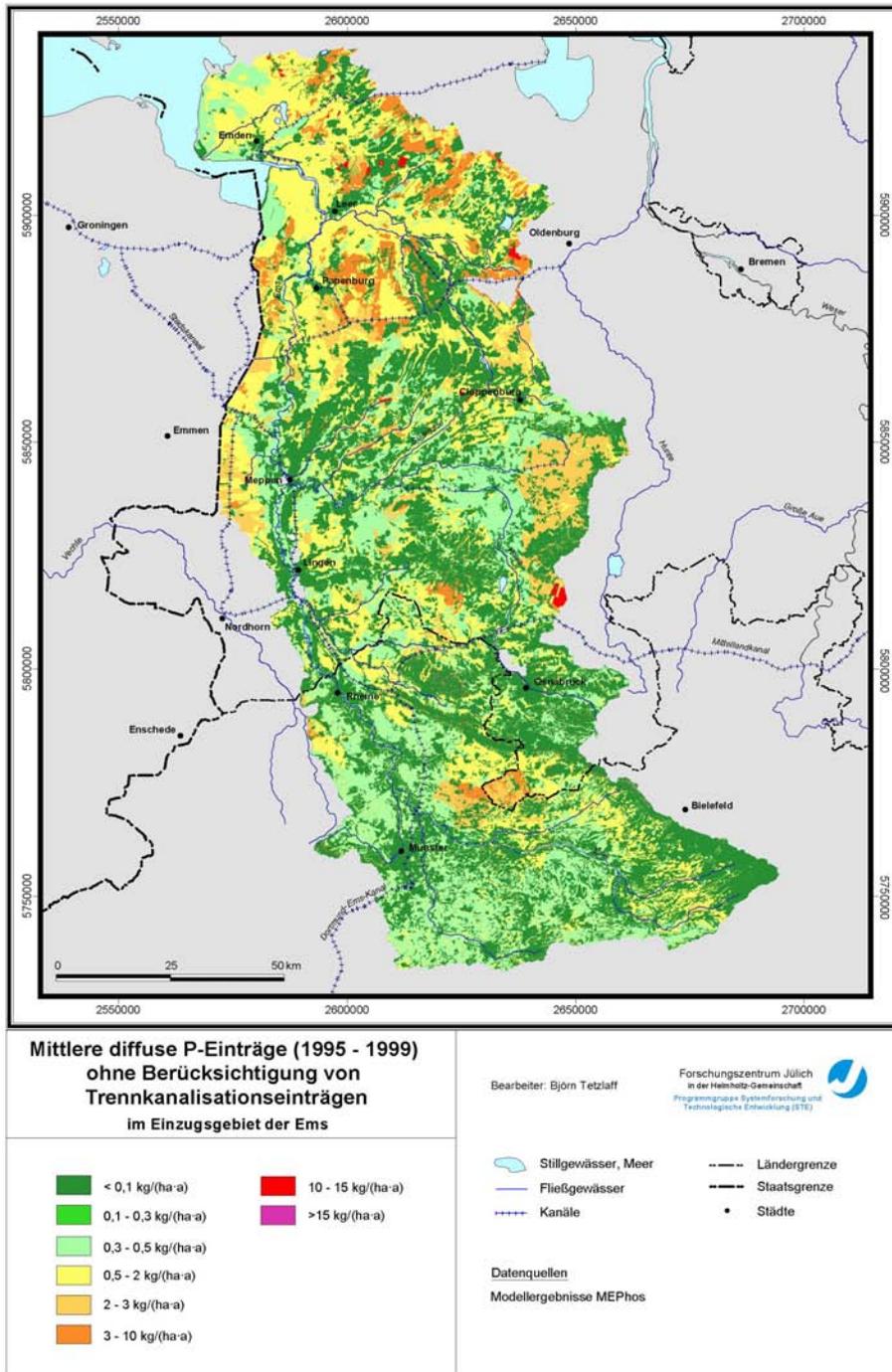
Karte 48 zeigt die mit MEPhos nach dem Phosphotop-Ansatz berechneten diffusen P-Einträge (1995-1999), d.h. ohne Berücksichtigung des Trennkanalisationspfads. Die auf Rasterzellen bezogenen Ergebnisse liegen zwischen $<0,1$ kg/(ha·a) und über 15 kg/(ha·a). Im Wesentlichen betragen die Einträge zwischen $<0,1$ und 2 kg/(ha·a), der Mittelwert über das gesamte Ems-Einzugsgebiet liegt bei ca. $0,5$ kg/(ha·a). Auffallend ist die Zunahme der diffusen Einträge im Norden des Einzugsgebiets gegenüber den südlichen und zentralen Teilen. Im Süden dominieren großflächig Eintragungssummen zwischen $<0,1$ kg/(ha·a), z.B. in Waldgebieten und auf der grundwasserfernen Hohen Geest, wo v.a. geogene P-Einträge aus der Hintergrundbelastung auftreten. Die intensiv landwirtschaftlich genutzte Niedere Geest sowie die Niederterrasse der oberen Ems zeigen verbreitet P-Einträge zwischen $0,5$ und 2 kg/(ha·a). In den Baumbergen sowie den Ausläufern von Teutoburger Wald und v.a. des Wiehengebirges treten sehr kleinflächige Areale mit P-Einträgen von $2-3$ kg/(ha·a), teilweise aber auch von $10-15$ bzw. >15 kg/(ha·a), auf. Dabei handelt es sich um erosionsgefährdete Ackerflächen mit Anschluss an das Tiefenlinien- und Gewässernetz, wie ein Vergleich zwischen Karte 48 und Karte 39 zeigt.

P-Belastungen zwischen $0,5$ und 3 kg/(ha·a) sind typisch für gedränte tonarme Sandböden mit sehr hohem P-Versorgungsstatus, wie sie nordöstlich von Münster sowie im Landkreis Vechta auftreten (Karte 48, Karte 23 u. Karte 25). Darüber hinaus treten Einträge über 2 kg/(ha·a) großräumiger in einem Streifen auf, der sich vom Bourtanger Moor über Papenburg durch die Leda-Jümme-Niederung zieht. Sowohl die regionale Verbreitung als auch die flächenhafte Ausdehnung lassen den Schluss zu, dass hier v.a. gedränte Hochmoore unter Grünland sowie Sandmischkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung den diffusen P-Eintrag dominieren, was sich durch einen Vergleich von Karte 48 mit Karte 23 und Karte 25 bestätigt. In Abtorfung befindliche Hochmoore können durch niedrigere Einträge <2 kg/(ha·a) deutlich abgegrenzt werden. Ähnliches gilt für einen Streifen entlang der nordöstlichen Ems-Wasserscheide zur Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest hin, in dem aber auch Teilflächen mit überdurchschnittlich hohen P-Einträgen zwischen 10 und 15 kg/(ha·a)

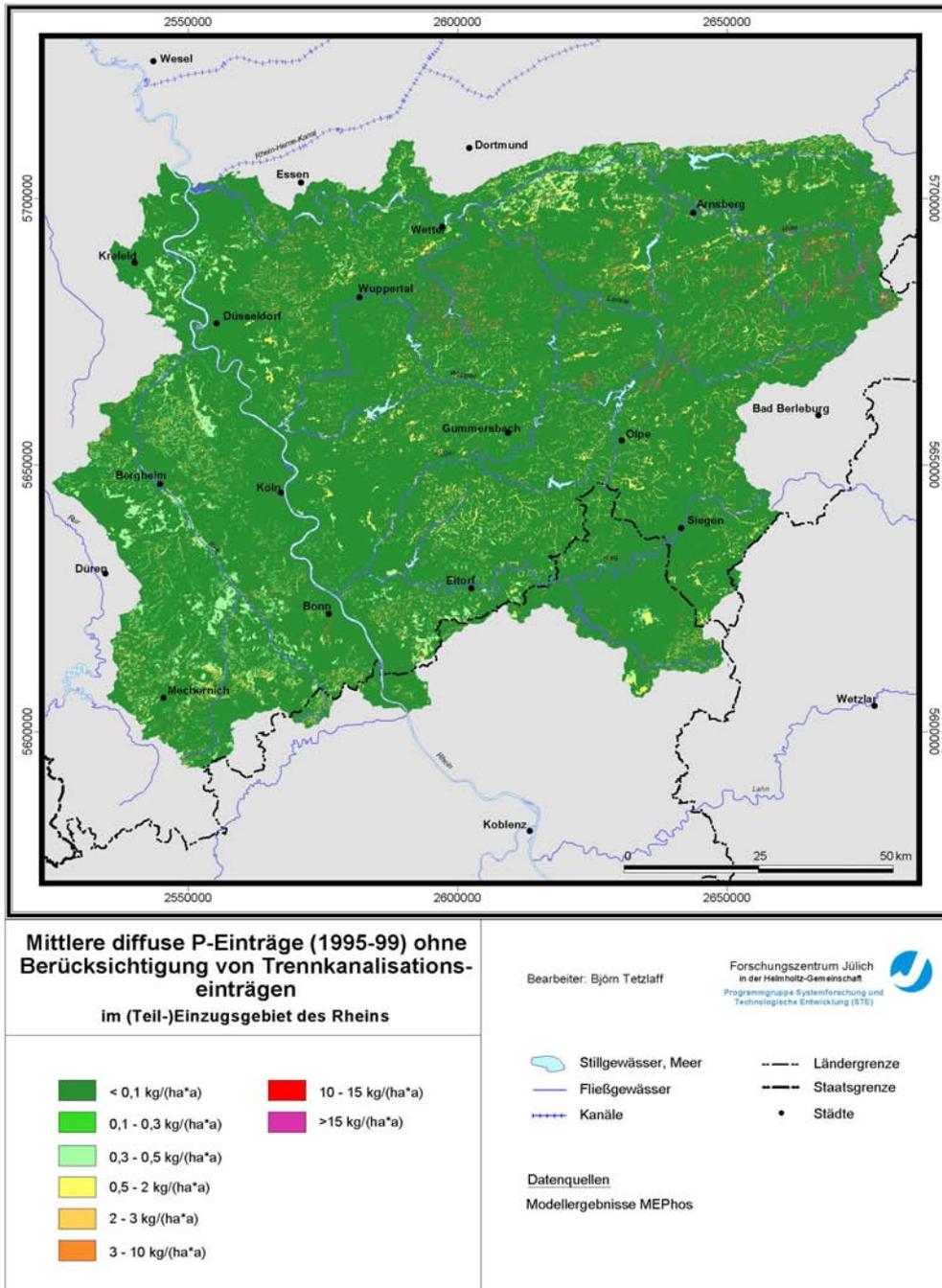
hervortreten. Bei ihnen handelt es sich um sorptionsschwache Hochmoorflächen in Grünlandnutzung, deren Dränabflusshöhe aufgrund der hohen Jahresniederschläge deutlich erhöht ist, was zu einem Anstieg des dränbedingten P-Eintrags führt. Der mittlere P-Eintrag (1995-1999) aus diffusen Quellen über die vier Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss, Erosion und Abschwemmung beträgt im Untersuchungsgebiet Ems 1366 t/a.

Im Hinblick auf die räumliche Verteilung der zum diffusen P-Eintrag im Untersuchungsgebiet Ems beitragenden Flächen kann festgestellt werden, dass das diffuse P-Eintragsgeschehen sehr wesentlich durch Phosphotope des Dränagepfads bestimmt wird. Als Phosphotope mit besonders großem Einfluss auf den P-Eintrag erscheinen auch im Vergleich aller diffusen Pfade Hochmoorflächen unter Grünland. Außerdem treten Erosionseinträge im Osnabrücker Bergland als „Hot Spots“ hervor, die kleinräumig über 10 kg/(ha-a) emittieren. Welche Rolle diese kleinflächigen Belastungsschwerpunkte für den gesamten Eintrag im Einzugsgebiet der Ems spielen, wird nach der Darstellung des diffusen P-Eintrags im Rheingebiet geklärt.

Gegenstand von Karte 49 ist der diffuse Eintrag von Gesamt-P im Untersuchungsgebiet Rhein als Summe des Eintrags aller Phosphotope. Der diffuse P-Eintrag bewegt sich zwar im gleichen Wertebereich wie im Untersuchungsgebiet Ems, die räumliche Differenzierung diffuser Einträge (ohne Trennkanalisation) und die Gesamthöhe von 346 t/a (1995-1999) weichen dagegen sehr stark von den Verhältnissen im Emsgebiet ab. Sehr geringe P-Einträge $<0,1$ kg/(ha-a) bestimmen den Großteil des Untersuchungsgebiets. Sie bilden im gering landwirtschaftlich genutzten Rheingebiet die ubiquitär auftretende geogene Hintergrundlast ab, die im Wesentlichen aus Einträgen über den grundwasserbürtigen Abfluss resultiert. Typisch für das Rheingebiet sind kleinräumige Beitragsflächen, für die im Ruhr- und Erfeinzugsgebiet meist 0,3-0,5 kg/(ha-a) berechnet wurden sowie sehr kleinräumige, stark gegliederte Teilflächen mit Beiträgen von meist 2-10 kg/(ha-a). Beispiele sind im Mettmanner Löß-Hügelland, im oberen Erfeinzugsgebiet, an der unteren Sieg bzw. im zentralen Ruhr-Einzugsgebiet zu sehen. Diese Einträge sind fast ausschließlich auf Erosion zurückzuführen (Karte 40), untergeordnet sind auch abschwemmungsbedingte P-Einträge mitverantwortlich (Karte 34). Die Kleinflächigkeit und starke Zergliederung der Erosions- und Abschwemmungs-Phosphotope rührt von der Verschneidung mit gepuffer-ten Gewässer- und Fließwegenetzen her, wobei letztere mit Hilfe eines hoch aufgelösten Digitalen Geländemodells (DGM 5) abgeleitet wurden (Kap. 4.3.4). P-Einträge über die Pfade Dränagen bzw. grundwasserbürtiger Abfluss sind vergleichsweise gering, legt man die räumlichen Strukturen der beitragenden Flächen und den Vergleich mit Karte 26 und Karte 30 zu Grunde.



Karte 48: Mittlere diffuse P-Einträge (1995-1999) ohne Berücksichtigung von Trennkanalesinträgen im Einzugsgebiet der Ems



Karte 49: Mittlere diffuse P-Einträge (1995-1999) ohne Berücksichtigung von Trennkanalisationseinträgen im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins

Karte 48 und Karte 49 haben gezeigt, aus welchen Teilflächen innerhalb der Sub-Einzugsgebiete kleinräumig hohe diffuse P-Einträge stammen („Hot Spots“). Durch Kartenvergleiche lässt sich ersehen, welche Phosphotope für diese Einträge jeweils verantwortlich sind. Um Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrags vorschlagen zu können, die nicht ausschließlich auf die Verbesserung der lokalen bzw. sub-regionalen Belastungssituation, sondern der gesamten Untersuchungsgebiete von jeweils über 12.000 km² Größe abzielen, wird im Folgenden untersucht, welche Bedeutung die Emission der einzelnen Phosphotope für den Gesamteintrag aus diffusen Quellen ohne Trennkanalisation besitzt (Tab. 22).

Tab. 22: Anteil der Phosphotope am Eintrag aus diffusen Quellen (ohne Trennkanalisation) und an der Gesamtfläche der Untersuchungsgebiete Ems und Rhein

Nr.	Phosphotop	Ems		Rhein	
		Flächenanteil	Summenanteil	Flächenanteil	Summenanteil
D1	Gedrante Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,5	29,7	-	-
D2	Gedrante Hochmoorböden unter Grünlandnutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte	0,1	1,3	-	-
D3	Gedrante Hochmoorböden in Abtorfung	2,4	4,3	-	-
D4	Gedrante Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	4,1	9,1	-	-
D5	Gedrante Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte	0,3	0,6	-	-
D6	Gedrante Niedermoorböden unter Ackernutzung	1,3	2,1	0,03	0,1
D7	Gedrante Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	2,1	2,3	0,1	0,2
D8	Gedrante Marschböden unter Acker-nutzung	1,4	0,7	-	-
D9	Gedrante tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	45,3	14	3,5	6,3
D10	Gedrante tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte	7,1	16,2	-	-
D11	Gedrante bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	6,7	1,9	2,9	6,7
G1	ungedrante bindige Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	2,9	0,3	13,9	7,8
G2	ungedrante tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	16	2,1	12,8	5,1
G3	gedrante Marschböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	5,3	0,4	-	-

Nr.	Phosphotop	Ems		Rhein	
		Flächenanteil	Summenanteil	Flächenanteil	Summenanteil
G4	gedränte Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung	3,3	1,9	0,2	0,1
G5	geogener Hintergrundwert auf nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen	23,8	1,8	70,1	17,8
G6	gedränte bindige und tonarme Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	48,2	3	3,2	1,5
A1	Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	12,4	0,3	5,6	3,5
A2	Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	5,7	0,1	2,1	1,6
A3	Marschböden unter Grünland	3,9	3,4	-	-
E1	Ackerflächen mit Erosionspotenzial <1 t/(ha·a) und Anbindung ans Gewässernetz	11,3	1,7	10,9	3,8
E2	Ackerflächen mit Erosionspotenzial 1-5 t/(ha·a) und Anbindung ans Gewässernetz	1,4	0,9	4,9	9,1
E3	Ackerflächen mit Erosionspotenzial 5-10 t/(ha·a) und Anbindung ans Gewässernetz	0,1	0,3	1,5	7,3
E4	Ackerflächen mit Erosionspotenzial 10-15 t/(ha·a) und Anbindung ans Gewässernetz	0,04	0,2	0,6	6,2
E5	Ackerflächen mit Erosionspotenzial >15 t/(ha·a) und Anbindung ans Gewässernetz	0,02	0,1	0,7	23,6

Tab. 22 zeigt, dass die meisten Phosphotope Flächenanteile zwischen weniger als 1% und 10% besitzen und gleichzeitig bis zu jeweils etwa 5% der diffusen Einträge (ohne Trennkanalisation) emittieren. Dies betrifft Phosphotope aller vier Eintragspfade sowohl im Ems- als auch im Rheingebiet. Aufgrund ihrer geringen Bedeutung für den P-Gesamteintrag kommen diese Phosphotope jedoch nicht vorrangig für Managementmaßnahmen zur Verringerung des Eintrags in Betracht.

Vier Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss besitzen deutlich höhere Flächenanteile. Dazu zählen im Untersuchungsgebiet Ems die Phosphotope G2, G5 und G6 mit Flächenanteilen zwischen 16 und knapp 50% und Frachtanteilen von jeweils etwa 2-3%. Im Untersuchungsgebiet Rhein sind dies die Phosphotope G1, G2 und G5, die bei Flächenanteilen zwischen 13 und 70% zwischen 5 und 18 % der diffusen P-Belastung emittieren (Tab. 22). Da über den grundwasserbürtigen Abfluss v.a. die geogene Phosphatbelastung in die Oberflächengewässer ubiquitär eingetragen wird, die sich mit vertretbarem Aufwand nicht reduzieren lässt, erscheint eine Erarbeitung von Maßnahmen zur Verringerung grundwasserbürtiger P-Einträge nicht als sinnvoll.

Zur Ableitung effizienter Maßnahmen eignen sich v.a. solche Phosphotope, die bei geringer flächiger Ausdehnung einen möglichst hohen Beitrag zum diffusen P-Eintrag liefern. Nutzungs- oder Bewirtschaftungsänderungen sollten so kleinräumig wie möglich erfolgen, um ihre Akzeptanz zu erhöhen. Gleichzeitig sollte der finanzielle Mitteleinsatz möglichst gering sein und die Reduktionswirkung auf die P-Belastung so groß wie möglich. Im Einzugsgebiet der Ems kommen daher v.a. Phosphotope des Typs D5 „Gedränte Hochmoorböden unter Grünland“, untergeordnet auch D4 „gedränte Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung“ in Betracht. Es zeigt sich in Tab. 22, dass gerade gedränte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung bei einem Flächenanteil von ca. 3,5 % des Ems-Einzugsgebiets und einem Emissionsbeitrag von ca. 30 % nicht nur kleinräumige Emissionsmaxima darstellen (Karte 48), sondern dass diese Einträge von überdurchschnittlich großer Relevanz für die Belastungssituation des gesamten Ems-Einzugsgebiets sind. Aufgrund ihres hohen Beitrags bei gleichzeitig geringer flächiger Ausdehnung können diese Hochmoortypen daher als „Hot Spots“ angesehen werden, für die Managementmaßnahmen in Kapitel 14 vorgeschlagen werden.

Im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins entstammen ca. 50 % des modellierten diffusen P-Eintrags (ohne Trennkanalisationseinträge) erosionsgefährdeten Ackerflächen mit Gewässeranschluss, die ihrerseits ca. 19 % der Fläche des Untersuchungsgebiets einnehmen (Tab. 22). Dies kann räumlich weiter eingegrenzt werden, indem die Phosphotope nach Erosionspotenzial getrennt betrachtet werden. Dann ergibt sich für Phosphotope mit einem Erosionspotenzial von mehr als 15 t/(ha·a) ein Beitrag von ca. 24 % zum diffusen Gesamteintrag aus lediglich etwa 0,7 % der Fläche des Untersuchungsgebiets Rhein. Das heißt, dass im Gegensatz zum Emsgebiet im Untersuchungsgebiet Rhein vorrangig Maßnahmen zur Reduzierung des partikulären P-Eintrags notwendig sind (Kap. 14). Die gesamte P-Belastung aus erosionsgefährdeten Ackerflächen mit Gewässeranschluss macht im Einzugsgebiet der Ems dagegen lediglich ca. 3 % des diffusen Eintrags ohne Trennkanal aus. Die Phosphotope des Erosionspfads nehmen dabei einen Flächenanteil von ca. 13 % ein.

Damit wären für beide Untersuchungsgebiete die „Hot Spots“ identifiziert, bei denen eine konsequente Reduzierung des P-Eintrags den größten Effekt auf die Verringerung des diffusen Gesamteintrags hätte. Die hierzu empfohlenen Maßnahmen werden in Kapitel 14 dargelegt. Im nächsten Kapitel wird geprüft, ob die mit dem Modell MEPhos berechneten mehrjährigen mittleren P-Einträge valide sind.

13 Validitätsüberprüfung und Diskussion der Modellergebnisse

Das in dieser Arbeit angewandte Verfahren zur Überprüfung der Validität modellierter P-Einträge mit Hilfe von Gewässergütedaten setzt zunächst die Ermittlung mittlerer Jahresfrachten für Gütepegel-bezogene Sub-Einzugsgebiete voraus (Kap. 13.1). Darüber hinaus müssen die für Sub-Einzugsgebiete summierten pfad-spezifischen Modellergebnisse um den Frachtanteil reduziert werden, der der Retention während des Transports im Oberflächengewässer unterliegt (Kap. 13.2).

13.1 Frachtermittlung für pegelbezogene Einzugsgebiete

Zur Frachtermittlung wurden langjährige Konzentrations- und Abflussmessungen aus der amtlichen Gewässergüteüberwachung der Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen beschafft. Um die Validität der Modellergebnisse hinreichend beurteilen zu können, ist eine möglichst große Zahl an Teil-Einzugsgebieten erforderlich, die nicht nur unterschiedlich groß, sondern auch naturräumlich heterogen sein sollten (Relief, Landnutzung, Pedologie, Urbanisierungsgrad). Um mehrjährige Verhältnisse auf der Grundlage möglichst vieler Sub-Einzugsgebiete beurteilen zu können, wurde aus den bereits in Kapitel 4.3 dargelegten Gründen die fünfjährige Zeitreihe 1995-1999 gewählt.

Darüber hinaus wird eine möglichst genaue Ermittlung der Frachten in Form mehrjähriger Mittelwerte gefordert. Die bei der Frachtermittlung auftretenden Probleme sind in der Fachliteratur hinreichend diskutiert worden. Hinweise lassen sich LAWA (2003), Schreiber u. Krauss-Kalweit (1999), BfG (1997), Walling u. Webb (1985), Steffen (1986), Symader (1988), Klopp (1986) und Hellmann (1986) entnehmen.

Da die Konzentrationsmessungen des Güteparameters Gesamt-P an den Pegeln in Form von Einzelmessungen vorgenommen worden sind, können die mittleren jährlichen Frachten von Gesamt-P nach Gleichung 26 ermittelt werden (MU u. NLÖ 1998a u. MU u. NLÖ 1998b). Diese Methode der Frachtermittlung wird auch von OSPAR Commission (1998) empfohlen und von Behrendt et al. (1999) sowie Amt d. Oberösterreich. Landesregierung (2001) angewandt. Untersuchungen von Littlewood (1995) zeigen, dass bei einem Vergleich fünf verschiedener Methoden zur Frachtschätzung für englische Flüsse nur diese Methode verlässliche Frachtberechnungen ergibt.

$$L_J = \frac{Q_{\text{tgl}}}{Q_{\text{mess}}} \cdot \left(\frac{1}{J} \cdot \sum_{n=1}^J C_t \cdot Q_t \right) \quad \text{Gl. 26}$$

L_J = jährliche Nährstofffracht [g/s]

Q_{tgl} = mittlerer jährlicher Abfluss täglicher Durchflussmessungen [m^3/s]

Q_{mess} = mittlerer jährlicher Abfluss für die Tage der Gütemessungen im Untersuchungszeitraum [m^3/s]

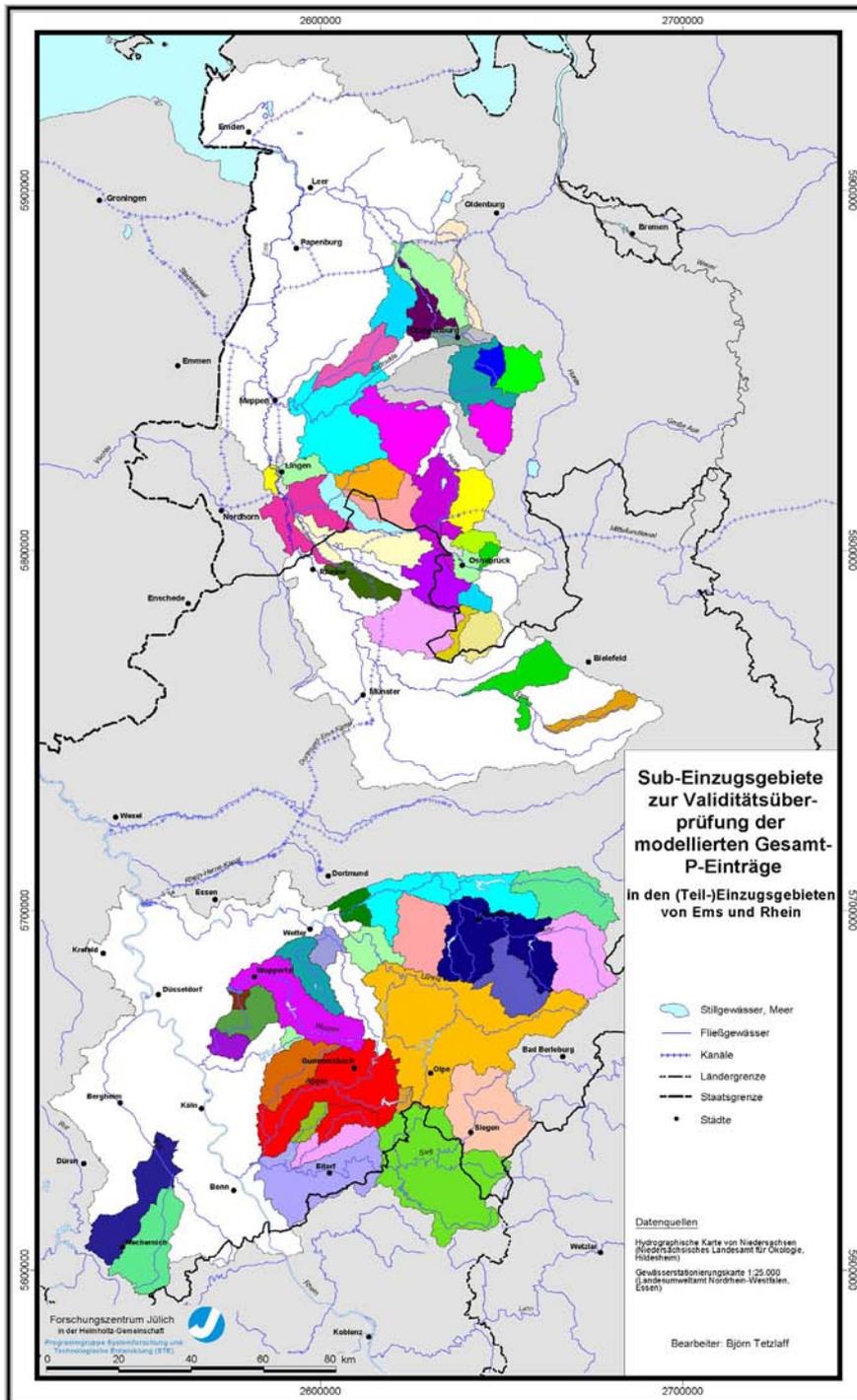
n = Anzahl der Messwerte pro Jahr

C_t = Nährstoffkonzentration zum Messzeitpunkt t [mg/l]

Q_t = Abfluss zum Messzeitpunkt t [m³/s]

Da in fast allen pegelbezogenen Messreihen Lücken von einem bis zu mehreren Monaten auftreten können bzw. das 28-tägige Messintervall nicht konsequent eingehalten wurde, können mathematisch aufwändigere Methoden, z.B. von BfG (1997), nicht eingesetzt werden, da sie vollständige Messreihen voraussetzen. Eine Interpolation über kurze Messlücken, wie sie bei Abflussdaten mit täglicher Auflösung gängige Praxis ist, verbietet sich jedoch bei Datenlücken in Messreihen mit Monatswerten. Da methodisch aus einigen Stichproben auf einen mittleren Jahreswert geschlossen wird, sind die Frachtwerte als Schätzungen aufzufassen (Behrendt et al. 1999, Hellmann 1986).

Karte 50 zeigt die 58 pegelbezogenen Einzugsgebiete mit Größen zwischen ca. 50 und 500 km². Auffallend sind die Lücken im Einzugsgebiet der Ems nördlich des Küstenkanals sowie im Rheingraben und an den Unterläufen der Nebenflüsse. Im nördlichen Emsgebiet wurden keine Sub-Einzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung festgelegt, da der dortige Tideeinfluss das natürliche Abflussregime stark prägt und keine verlässlichen Abflussmessungen möglich sind. In der Unterems werden die Konzentrationswerte an Gesamt-P zusätzlich durch den Brackwassereffekt erhöht. Diese Umstände lassen ebenfalls keine verlässliche Schätzung mittlerer Jahresfrachten mehr zu. In dem vom REGFLUD-Projektgebiet erfassten Teil des Rheingrabens sind nicht ausreichend Gütepegel vorhanden, um den Einfluss von oberstrom gelegenen Emittenten, d.h. Einträgen südlich des REGFLUD-Untersuchungsgebiets, abzutrennen. Daher kann auch für dieses Teilgebiet keine Überprüfung der Modellergebnisse vorgenommen werden.



Karte 50: Sub-Einzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen

13.2 Modellierung der P-Retention in fließenden und stehenden Gewässern

Aus verschiedenen Untersuchungen ist bekannt, dass die an einem Pegel registrierte Stoffmenge i.d.R. kleiner ist als die Summe aller Einzeleinträge in das Fließgewässer (Ruhrverband 1998, Behrendt u. Opitz 2000, Smith et al. 1997). Dies gilt auch für Einträge gelöster und partikulärer Phosphatfraktionen, die während des Transports in fließenden und stehenden Gewässern vielfältigen Umwandlungs- und Festlegungsprozessen unterliegen. Dazu zählen im Wesentlichen die Sedimentation der partikulären P-Fraktion, die Pflanzenaufnahme von gelöstem ortho-P sowie dessen Adsorption an suspendierte Partikel, vornehmlich an Tonmineraloberflächen (DVWK 1997). Diese Prozesse führen im Ergebnis zu einer Reduktion der P-Fracht. Allerdings kann die P-Fracht eines Gewässers auch erhöht werden, wenn es zur Remobilisierung von P aus dem Sediment kommt. Diese Prozesse setzen ein anaerobes Milieu an der Gewässersohle voraus, sodass in erster Linie tiefe, langsam fließende sowie stauregulierte Flüsse bzw. Talsperren betroffen sein können. Ferner treten anaerobe Bedingungen im Gewässer auch bei Niedrigwasser oder starker Eutrophierung ein (Müller et al. 2000). Bezogen auf den gesamten Lauf großer Flüsse wirken Sedimente jedoch als Nährstoff-Falle. Hinzu kommt die Inkorporation der Nährstoffe in die Wasserpflanzen, sodass auf Einzugsgebietskala die P-Festlegung die P-Freisetzung überwiegt. Mit zunehmender Einzugsgebietsgröße gewinnen diese Prozesse an Gewicht, da sich die Möglichkeiten für eine P-Festlegung vervielfachen. Daher sind gerade bei der großskaligen P-Modellierung Retentionsprozesse explizit zu berücksichtigen, andernfalls wäre eine deutliche Überschätzung der Einträge die Folge. Nach Berechnungen des Ruhrverbands (1998) tritt als Folge von Retention im Fließgewässer eine Reduzierung der P-Fracht in der Ruhr zwischen 38 und 50 % auf, wobei die höheren Raten sedimentationsbedingt in Stauhaltungen auftreten. In neuseeländischen Untersuchungen haben sich mit 51-89 % noch höhere Retentionsraten für vergleichbare Flussgebiete herausgestellt (Alexander et al. 2002).

Zur modellhaften Berücksichtigung der P-Retention müssen die wesentlichen Steuerungsfaktoren bekannt sein. Dazu zählen u.a. Fließgeschwindigkeit, Sauerstoffgehalt, Temperatur, Beschattung, pH-Wert sowie die geologischen und pedologischen Verhältnisse des Einzugsgebiets, die über die Beschaffenheit des im Gewässer transportierten autochthonen Materials entscheiden. Die genannten Parameter stehen untereinander in vielfältigen Wechselwirkungen. Hinzu kommt, dass das Wissen um die relevanten Prozesse teilweise lückenhaft ist und Upscaling-Probleme hinsichtlich einer Übertragung auf größere Flusseinzugsgebiete bestehen (Behrendt u. Opitz 2000). Für makroskalige Flusseinzugsgebiete stehen die erforderlichen Daten nicht in der benötigten Qualität zur Verfügung, sodass Retentionsvorgänge auf dieser Skala nicht prozessorientiert nachgebildet werden können. Zur integrativen Beschreibung dienen die Variablen Abflussspende und Einzugsgebietsgröße, die sich für Einzugsgebiete über 100 km² als signifikante Parameter für die Beschreibung der Retentionshöhe herausgestellt haben (Behrendt et al. 1999). Zu einer ähnlichen Ein-

schätzung gelangen Smith et al. (1997), die Laufzeit und Durchflusshöhe als entscheidende Parameter ansehen.

Behrendt und Opitz (2000) haben durch eigene Emissions- und Immissionsbilanzen sowie unter Einbeziehung einer Vielzahl von Daten anderer Autoren eine Potenzfunktion entwickelt, mit der der P-Rückhalt im Fließgewässer in Abhängigkeit von Abflussspende und Einzugsgebietsgröße berechnet werden kann (Gl. 27):

$$F = \frac{1}{1 + R_F} \cdot E \quad \text{und} \quad R_F = a \cdot q^b \quad \text{Gl. 27}$$

F = modellierte Fracht im Fließgewässer [t/a]

R_F = Faktor zur Abbildung der Retention in Fließgewässern [-]

E = Summe der berechneten P-Emissionen [t/a]

q = Abfluss-Spende [l/(s·km²)]

a, b = Koeffizienten [-]

Die Koeffizienten a und b werden nach Tab. 23 in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße festgelegt.

Tab. 23: Koeffizienten für die Berechnung eines Retentionsfaktors zur Berücksichtigung des P-Rückhalts im Fließgewässer gemäß Gl. 27

Einzugsgebietsgröße	a	b
< 1.000 km ²	41,4	-1,93
> 1.000 – 10.000 km ²	21,7	-1,55
> 10.000 km ²	28,9	-1,80

Quelle: (Behrendt u. Opitz 2000)

Da die Parameter in Gleichung 27 auch mit den für die REGFLUD-Untersuchungsgebiete vorliegenden Daten ausreichend quantifiziert werden können, wird die Methode von Behrendt und Opitz (2000) zur Modellierung der P-Retention in Fließgewässern meso- und makroskaliger Einzugsgebiete auch im MEPhos-Modell eingesetzt. Diese Methode bildet jedoch nicht die erhöhte P-Retention ab, die mit dem, z.B. in Talsperren, auftretenden Aufstau verbunden ist (Alexander et al. 2002, Kirchner u. Dillon 1975). Dabei kommt es zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit innerhalb der Talsperre, höherer Verweildauer des Wassers sowie erhöhter Sedimentationsrate. Der im Schwebstoff transportierte Anteil der P-Fracht sinkt somit. Da im REGFLUD-Projektgebiet zahlreiche Talsperren auftreten, sind diese Vorgänge zusätzlich im Modell MEPhos zu berücksichtigen.

Untersuchungen unter Anwendung empirischer Massenbilanzmodelle haben gezeigt, dass eine starke Abhängigkeit des Nährstoffrückhalts von der Abfluss-Spende in Form des Quotienten aus abgelassenem Wasservolumen einer Talsperre und Größe der Seeoberfläche besteht (Molot u. Dillon 1993, Kirchner u. Dillon 1975). Dement-

sprechend kann die P-Retention in Talsperren und Staubecken unter Annahme einer vollständigen Durchmischung des Stauvolumens nach einem Ansatz berechnet werden, wie er z.B. im großräumig einsetzbaren Nährstoffmodell SPARROW des United States Geological Survey Verwendung findet (Gl. 28, Kap. 1.1, Alexander et al. 2002, Smith et al. 1997).

$$R_s = \prod \exp(-k_r \cdot q^{-1}) \quad \text{Gl. 28}$$

R_s = P-Rückhalt in Talsperren

k_r = Retentionskoeffizient („settling velocity“) [m/a]

q = Abfluss-Spende der Talsperre (Quotient aus abgelassenem Wasservolumen und Seeoberfläche [a/m])

Technische Angaben, z.B. zur Wasseroberfläche von Talsperren sowie zum abgelassenen Wasservolumen, können publizierten Verzeichnissen entnommen werden (LAWA 1998, DNK u. DVWK 1987). Die Höhe von k_r wurde an Talsperren an den USA und Neuseeland ermittelt und von Alexander et al. (2002) mit 10,2 m/a angegeben.

Durch die Verwendung von zwei Retentionsfunktionen im Modell MEPhos wird eine umfassende Abbildung des P-Rückhalts sowohl in Fließgewässern als auch in Talsperren möglich. Zur Retentionsmodellierung werden die modellierten mittleren P-Einträge über die verschiedenen punktuellen und diffusen Pfade summiert. Als Bezugsflächen dienen dabei Sub-Einzugsgebiete, die sich auf Gütepegel beziehen. Treten jedoch innerhalb eines Einzugsgebiets Talsperren auf, wird das pegelbezogene Gebiet in entsprechende Teilflächen ober- und unterhalb der Talsperre gegliedert.

13.3 Validitätsüberprüfung und Diskussion der Ergebnisse

In diesem Kapitel wird die Qualität der Modellergebnisse untersucht, indem diese für Sub-Einzugsgebiete mit aus Messdaten ermittelten Frachten verglichen werden. Die Methoden zur Frachtermittlung sowie zur Modellierung der P-Retention während des Transports im Gewässersystem sind in den Kapiteln 13.1 und 13.2 behandelt worden.

Der unvermeidbare Modellfehler ergibt sich aus der Überlagerung von Ungenauigkeiten der Eingangsdaten und der Modellroutinen, sowohl denen des Phosphatmodells MEPhos als auch denen der angekoppelten Modelle GROWA und RAUMIS. Um den mit zunehmender Skale wachsenden Datenfehler zu verringern, wurden für die Modellierung die räumlich höchst aufgelösten Daten verwendet, die für das REGFLUD-Untersuchungsgebiet flächendeckend verfügbar waren. So wurde z.B. für den nordrhein-westfälischen Teil des Projektgebiets, in dem wegen der höheren Reliefenergie von besonderer Relevanz der Eintragspfade Erosion und Abschwemmung auszugehen war, das sehr hoch aufgelöste Digitale Geländemodell DGM 5 mit einer Rasterweite von 10 m verwendet. Eingesetzt wurde das DGM für die Ermittlung der Fließwege (Kap. 8.2), der Teilflächen mit hoher Bodenfeuchte (Kap. 4.2.2) und der L- und S-Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (Kap. 9.2). Auf die hohe Sensitivität des den Hangneigungseinfluss beschreibenden S-Faktors für das Erosionspotenzial nach ABAG wurde bereits von Auerswald (1989) hingewiesen (Kap. 9.1).

Eine Ausnahme vom genannten Grundsatz war jedoch für den rheinland-pfälzischen Teil des Sieg-Einzugsgebiets zu machen, der einen Flächenanteil von lediglich 1,9 % des REGFLUD-Projektgebiets einnimmt. Für dieses Teilgebiet musste auf die Bodenübersichtskarte BÜK 1000 und das Digitale Geländemodell DGM 250 zurückgegriffen werden, da höher aufgelöste Daten nicht zur Verfügung standen (Kap. 4.3.3 f.). Im Hinblick auf die Validitätsüberprüfung des berechneten Phosphateintrags ist von dieser Inkonsistenz der Eingangsdaten lediglich ein Sub-Einzugsgebiet betroffen (Pegel Straßenbrücke in Windeck-Au/Sieg).

Zur Qualität der von Bundes- und Landesbehörden bereitgestellten Eingangsdaten und den zu ihrer Erfassung verwendeten Methoden wurden bereits in Kapitel 4.3 entsprechende Ausführungen gemacht. Ähnliches gilt für die pfadbezogenen Berechnungsansätze des Modells MEPhos (Kap. 6-11).

Wie oben erwähnt, hängt die Güte der berechneten P-Einträge nicht nur von den extern bereitgestellten Datensätzen, sondern auch von denen ab, die die REGFLUD-Projektpartner selbst erstellt haben. Dies betrifft die Ergebnisse des agrarökonomischen Sektormodells RAUMIS zur Berechnung der Bilanzüberschüsse (Kap. 9.2) sowie die mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA berechneten mittleren Höhen der Abflusskomponenten (Kap. 4.4). Die RAUMIS-Bilanzüberschüsse werden benötigt, um mittlere P-Gehalte im Oberboden zu berechnen, die in die Modellierung des P-Eintrags über Erosion eingehen (Kap. 9.2). Über die Berechnung des Anreicherungs-faktors ER, überwiegend mit Hilfe von gemessenen Gewässergütedaten (Kap.

9.2), werden Ungenauigkeiten der verwendeten Oberbodengehalte zumindest teilweise ausgeglichen. Die mittleren Höhen des Oberflächen- und Dränabflusses sowie der Grundwasserneubildung gehen aufgrund ihrer multiplikativen Verknüpfung mit den Exportkoeffizienten der Phosphotope hingegen linear in die Berechnung des P-Eintrags über Abschwemmung, Dränagen, grundwasserbürtigen Abfluss, Trennkana- lisation und Mischwasserentlastung ein. Eine nachträgliche Korrektur findet nicht statt, d.h. Fehler des Wasserhaushaltsmodells pflanzen sich über die Modellkopp- lung in das Phosphatmodell fort. Daher wurde großer Wert auf eine separate Über- prüfung der Validität der GROWA-Ergebnisse gelegt. Wie in Kapitel 4.4 gezeigt wer- den konnte, sind die mehrjährigen mittleren Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodel- lierung valide.

Die Validität der mit dem Modell MEPhos berechneten P-Einträge wird an 58 Teil- Einzugsgebieten überprüft, für die mittlere Jahresfrachten von Gesamt-P (1995- 1999) ermittelt worden sind (Kap. 13.1). Hierzu werden die Einträge von Gesamt-P für jedes gütepegel-bezogene Sub-Einzugsgebiet im GIS summiert, evtl. die Pegel- fracht aus einem weiteren oberhalb liegenden Sub-Einzugsgebiet addiert, und die Stoffmenge subtrahiert, die der Retention im Fließgewässer bzw. in Talsperren unter- liegt (Kap. 13.2). Dann wird dieses Frachtergebnis der aus Messdaten gebildeten mittleren Jahresfracht gegenübergestellt. Abb. 22 zeigt das Ergebnis der Validitätsü- berprüfung. Zu Größe und Lage der verwendeten Teil-Einzugsgebiete wurden bereits in Kapitel 13.1 entsprechende Angaben gemacht.

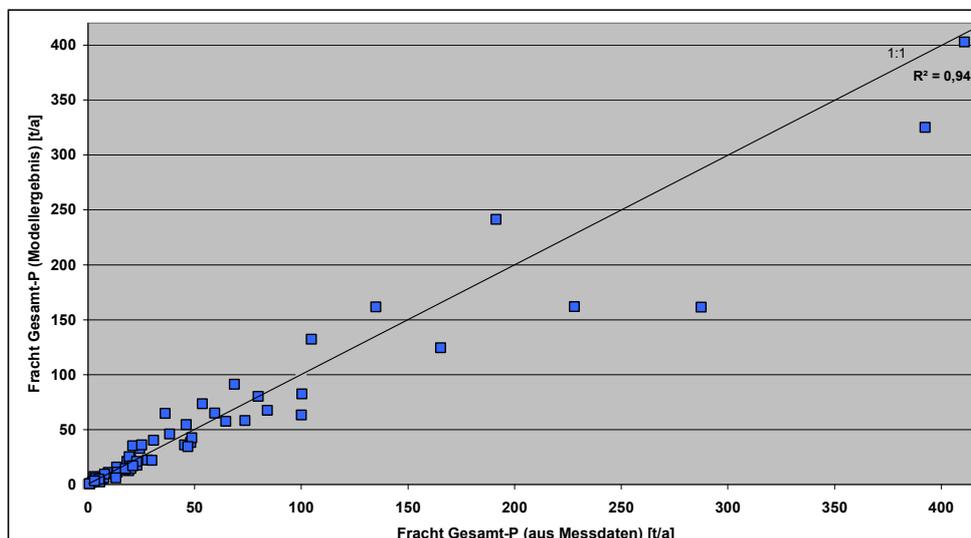


Abb. 22: Validitätsüberprüfung der modellierten mittleren P-Einträge (1995-1999) in den Untersuchungsgebieten Ems und Rhein

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass das hier beschriebene Verfahren zur Validitätsüberprüfung voraussetzt, dass die Einträge aus diffusen und punktuellen

Quellen relativ gleichmäßig innerhalb des Sub-Einzugsgebiets verteilt sein müssen. Eine Ungleichverteilung, z.B. in Form einer hoch emittierenden Kläranlage in enger räumlicher Nähe zum Pegel, kann von dem im Modell MEPhos eingesetzten Retentionsmodul nach Behrendt und Opitz (2000) nicht berücksichtigt werden, weshalb in diesem Fall eine gegenüber den realen Verhältnissen überhöhte Retention und damit eine zu niedrige Fracht modelliert würden (Kap. 13.2). Beim Auftreten hoch emittierender Quellen in sehr großer Entfernung vom Pegel gilt der umgekehrte Fall. Inwieweit die Annahme einer Gleichverteilung in allen hier betrachteten Sub-Einzugsgebieten erfüllt ist, kann nicht beantwortet werden. Es wurden jedoch solche pegelbezogenen Sub-Einzugsgebiete von der Validitätsüberprüfung ausgeschlossen, in denen Kläranlagen nur wenige Kilometer oberhalb des Gütepegels liegen, z.B. Quakenbrück/Überfallhase. Die über diese Entfernung deutlich nachweisbare Beeinflussung der Wasserqualität kann in Gewässergütekarten nachvollzogen werden, z.B. in NLÖ (2001).

Wie in Abb. 22 zu sehen ist, bewegen sich die aus Messdaten ermittelten P-Frachten zwischen ca. 0,6 t/a und ca. 420 t/a. Insgesamt zeigt das Diagramm eine befriedigende Übereinstimmung zwischen Pegeldaten und Modellergebnissen, besonders für kleine und mittlere Teil-Einzugsgebiete. Die mittlere Abweichung beträgt 5,2 %, die mittlere absolute Abweichung 22,7 %. Die mit dem Mittelwert normierte Standardabweichung liegt bei 0,5, das Bestimmtheitsmaß bei 94 %.

Die Abweichungen der Modellergebnisse von den aus Messwerten ermittelten Pegelfrachten betragen insgesamt zwischen -43 % und +60 %. Die festgestellten Fehler verteilen sich wie folgt:

- 9 der 58 Pegel zeigen Abweichungen von weniger als 10 %,
- 21 Pegel zwischen 11 und 20 %,
- 18 Pegel zwischen 21 und 30 % und
- 10 Pegel Abweichungen von mehr als 30 % absolut.

Bei der Interpretation des Vergleichs modellierter Frachten mit den aus Messwerten bestimmten Frachten ist zu beachten, dass es sich beim Modell MEPhos um ein empirisches Modell handelt. Eine prozessorientierte Nachbildung des P-Eintrags ist sowohl aufgrund der Skale als auch der Fragestellung nicht möglich (Kap. 1.1). Zur flächen- und pfaddifferenzierten Modellierung des P-Eintrags makroskaliger Einzugsgebiete sind zum Teil robuste Ansätze erforderlich, da der Stand der Forschung und die verfügbaren Datengrundlagen keine detaillierte Abbildung zulassen. Komplexe Vorgänge müssen dann mit relativ wenigen Parametern beschrieben werden, was z.B. die Modellierung des P-Eintrags aus Trennkanalisationen und Mischwasserentlastungen, aber auch des P-Rückhalts in Fließ- und Stillgewässern betrifft. Der modulare Aufbau des P-Modells kann dabei zu einer Überlagerung verschiedener Fehlerquellen führen, die Kopplung von MEPhos mit zwei weiteren Modellen, GROWA und RAUMIS, führt darüber hinaus zur Fehlerfortpflanzung in das P-Modell. Dabei kön-

nen bereits die Modellergebnisse zum mittleren Gesamtabfluss Fehler bis zu etwa 25 % absolut aufweisen, bei der Separation von Abflusskomponenten können auch höhere Fehler entstehen (Kap. 4.4). Aufgrund der Modellkopplung gehen diese Fehler linear in die Simulation des diffusen und punktuellen P-Eintrags ein. Auf die Probleme, die mit der Schätzung von mittleren Jahresfrachten aus Einzelmessungen verbunden sind, wurde bereits in Kapitel 13.1 hingewiesen.

Wie in Kapitel 6.1 dargelegt wurde, wird angenommen, dass landwirtschaftlich genutzte Böden in Gemeinden mit langjährig hoher Nutztierdichte hoch mit Phosphat versorgt sind. Da davon auch sorptionsschwache Böden, wie tonarme Sandböden, Sandmischkulturen und Hochmoorböden, betroffen sind, in denen es insbesondere bei hohen (Wirtschafts-)Düngergaben zur Verlagerung von P in den Unterboden kommt, wird ferner unterstellt, dass es aus diesen Böden bei Dränung zu erhöhten unterirdischen P-Austrägen kommt. Da P-Gehalte aus Bodenanalysen der landwirtschaftlichen Beratung für den viehstarken Raum Weser-Ems nicht zur Verfügung gestellt werden konnten, musste die Lage als hoch versorgt eingeschätzter tonarmer Sandböden, Sandmischkulturen und Hochmoorböden anhand der langjährigen mittleren Nutztierdichte 1983-1995 auf Gemeindebasis näherungsweise eingegrenzt werden. Hierzu wurde festgelegt, dass betriebsnah eine hohe P-Versorgung ab langjährig mittleren Nutztierdichten von $\geq 2,5$ DE/ha LF bezogen auf Gemeindeflächen auftritt.

Anlass für diese Annahmen waren massive Unterschätzungen der am Pegel registrierten mittleren Jahresfracht für die im Veredlungsgebiet Südoldenburg liegenden Sub-Einzugsgebiete Uptloh/Lager Hase, Dinklage/Dinklager Bach, Bakum/Bakumer Bach, Südholz/Fladderkanal sowie Cloppenburg/Soeste. Die Unterschätzung betrug zwischen +42 % und +74 %, die Gesamt-Fehlmenge 50,5 t/a. Bezogen auf die Gesamtfläche des jeweiligen Sub-Einzugsgebiets ergaben sich Fehlmengen zwischen 0,7 und 1,7 kg/(ha·a). Durch Berücksichtigung des erhöhten unterirdischen P-Eintrags über Dränagen (Kap. 6.1) ergibt sich für die genannten fünf Gebiete eine Verringerung der Fehlmenge um 59 % auf 21 t/a. Die relativen Abweichungen der modellierten von den aus Messdaten ermittelten Jahresfrachten gehen auf 2 bis 31 % zurück. In keinem anderen Sub-Einzugsgebiet, das durch Gebietsanteile an langjährig viehstarken Gemeinden betroffen ist, kommt es durch die Annahmen zu höheren absoluten Abweichungen. Dies wird als Bestätigung der getroffenen Annahmen gewertet. Somit bestätigen die Modellergebnisse die Vermutung, dass es auch im Raum Weser-Ems in hoch mit P versorgten Teilgebieten zu erhöhten unterirdischen P-Einträgen in die Oberflächengewässer kommt, was für konkrete Flussgebiete bislang lediglich aus den Niederlanden beschrieben wurde (Breeuwsma u. Reijerink 1992).

Unter Berücksichtigung dieser Aspekte können Abweichungen der modellierten von den aus Messwerten ermittelten P-Frachten von bis zu 30 % als gutes Ergebnis gewertet werden. Dies trifft auf 83 % der 58 Sub-Einzugsgebiete zu. Zusammen mit

den oben genannten statistischen Kenngrößen kann die Qualität der Modellergebnisse daher grundsätzlich als gut angesehen werden. Trotzdem gab die Zahl von 10 Pegeln mit Abweichungen >30 % absolut Anlass zu weiteren Untersuchungen, z.B. ob die Ungenauigkeiten auf systematische Fehler im Modell bzw. Ungenauigkeiten der eingesetzten Datengrundlagen zurückgeführt werden können. Zunächst wurde untersucht, ob in den betroffenen Sub-Einzugsgebieten Abhängigkeiten der Höhe des Fehlers zur Einzugsgebietsgröße bestehen oder ob einzelne Eintragspfade überdurchschnittlich stark am P-Eintrag beteiligt sind. Hierfür ergaben sich keine Anhaltspunkte, ebenso wenig für starke Abweichungen der modellierten von den gemessenen Abflüssen für Gütepegel mit hohen Fracht-Abweichungen. Fehlerquellen von systematischem Charakter können daher nicht festgestellt werden.

Für die am Pegel Windeck-Au/Sieg festgestellte Unterschätzung von 37 % werden die für die Modellierung des P-Eintrags im Sub-Einzugsgebiet verwendeten Datengrundlagen mit geringer räumlicher Auflösung (DGM 250, BÜK 1000) als Hauptursache angesehen (Kap. 4.3.3, 4.3.4).

14 Vorschläge für Maßnahmen zur Reduzierung diffuser P-Einträge in die Oberflächengewässer der Untersuchungsgebiete Ems und Rhein

Gemäß den Zielstellungen des BMBF-Projekts REGFLUD werden in der vorliegenden Arbeit bei der Ableitung von Maßnahmen zur Reduzierung der P-Belastung ausschließlich diffuse Quellen ohne Trennkanalisations-Einträge berücksichtigt. Dies ist u.a. darin begründet, dass der Anteil von Punktquellen sowie Trennkanalisationseinträgen an der Gesamtbelastung in den vergangenen 15 Jahren durch technische Maßnahmen deutlich reduziert worden ist und bei der Umsetzung der Maßnahmen hohe Kosten entstanden sind (Kap. 1.1). Für die weitergehende Reduzierung der P-Belastung wird daher gefordert, vorrangig den Beitrag aus diffusen Quellen zu senken, deren relative Bedeutung gestiegen ist (BMU 2005, Abb. 1).

In diesem Kapitel werden Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen, die zu einer Verbesserung der Wassergüte von Binnen- und Küstengewässern führen können. Die Maßnahmeneffizienz wird dabei aus geowissenschaftlich-hydrologischer Sicht beurteilt.

Wie die MEPhos-Modellergebnisse zeigen, beträgt der mittlere diffuse P-Eintrag (1995-1999, ohne Trennkanalisation) im Untersuchungsgebiet Ems 1366 t/a, im Untersuchungsgebiet Rhein hingegen lediglich 346 t/a (Kap. 12.1). Dabei stammen im Einzugsgebiet der Ems ca. 30 % der diffusen P-Einträge aus gedrähten Hochmooren unter landwirtschaftlicher Grünlandnutzung. Dieses Phosphotop nimmt etwa 3,5 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets ein. Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins werden ca. 50 % der diffusen Einträge durch Erosion von Ackerflächen mit Gewässeranschluss verursacht. Dies betrifft ca. 19 % der Gesamtfläche. 24 % der diffusen Einträge (ohne Trennkanalisation), die erosionsbedingt eintreten, lassen sich sogar auf nur 0,7 % der Gesamtfläche zurückführen (Kap. 12.3). Dabei handelt es sich um Ackerflächen mit Gewässeranschluss und einem Bodenerosionspotenzial nach ABAG von >15 t/(ha·a).

Außerdem werden für Teile des Münsterlandes und den Landkreis Vechta erhöhte P-Einträge über Dränagen berechnet (Kap. 6.3, 12.3). Da die hohen P-Gehalte im Unterboden, die für diese erhöhten Einträge ursächlich sind, sogar durch eine vollständige Unterlassung weiterer Düngung erst langfristig zurückgehen werden (Leinweber et al. 1993), geht von diesen Flächen ein längerfristiges Eutrophierungspotenzial aus.

Somit können im Hinblick auf Reduktionsmaßnahmen drei Handlungsschwerpunkte identifiziert werden: Im Ems-Einzugsgebiet wären Reduktionsmaßnahmen auf Hochmoorflächen sehr effizient, im Teil-Einzugsgebiet des Rheins würde hingegen die P-Belastung der Oberflächengewässer wirksam durch Erosionsschutzmaßnahmen verringert. Außerdem sollte die weitere Anreicherung sorptionsschwacher Böden mit P vermieden werden. Dies gilt v.a. für das Oldenburgische Münsterland, in dem düngungsbedingt hohe P-Gehalte im Boden großräumiger auftreten, sodass es

in Teilregionen zu einem verstärkten unterirdischen P-Austrag kommt (Kap. 6.1, 13.3).

P-Einträge aus gedräntem Hochmoorgrünland lassen sich durch Verzicht auf Gülledüngung sowie auf wasserlösliche Mineraldünger deutlich reduzieren (Kuntze 1996, Schopp-Guth 1999). Außerdem sollte eine Düngung von Hochmoorböden wegen der geringen Sorptionsfähigkeit nur bis zur Höhe des Pflanzenentzugs erfolgen. Aber auch bei angepasster Düngung besteht auf gedränten Hochmoorböden das Problem der Mineralisierung und der oxidativen Torfzehrung fort, sodass es zu Einträgen von gelöstem ortho-P über den Dränabfluss und zu Torfverlusten zwischen 0,5 und 2 cm/a kommt (Blankenburg 1999). Außerdem treten z.T. irreversible Strukturschäden auf, u.a. starke Sackungen, weshalb die Dränung immer wieder vertieft werden muss, was langfristig mit erhöhten Unterhaltungskosten verbunden ist. Eine landwirtschaftliche Nutzung von Hochmoorgrünland wird auch durch den hohen Bodenwassergehalt und das im Hinblick auf Pflanzenwachstum ungünstige Mikroklima erschwert (Eggelsmann 1990b, 1990e). Daher stellt sich grundsätzlich die Frage nach dem Wert von Hochmoorgrünland für eine auf Ertragsmaximierung abzielende moderne landwirtschaftliche Nutzung. Da selbst eine Düngung in Höhe des Pflanzenentzugs aufgrund der beschriebenen Prozesse zur Zerstörung der Hochmoorböden führt, rechnet Blankenburg (1999) langfristig mit einer Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung auf Deutschen Hochmoorkulturen.

Offen bleibt dann jedoch die Art der Folgenutzung, wobei Moorerhalt, Moorregeneration, Torfabbau oder Umwandlung in Sandmischkultur mit nachfolgender Ackernutzung grundsätzlich in Frage kämen. Im Ems-Einzugsgebiet wird bereits seit Jahrzehnten intensive Landwirtschaft, v.a. Ackerbau, betrieben. Eine weitere Ausweitung des Ackerbaus, was mittels Tiefumbruch der Hochmoorflächen möglich wäre, wird daher abgelehnt. Da die Ausdehnung des Ackerbaus mit umfangreichen Meliorationsmaßnahmen und Grünlandumbruch verbunden war (Kap. 3.1, 4.2.3), besteht aus ökologischer Sicht ein verstärkter Bedarf an extensivem Feuchtgrünland (Finck et al. 1997). Vom landwirtschaftlichen Nutzungsdruck besonders betroffen sind seit den 50er Jahren Hochmoorflächen, die zudem von Interesse für die Torfgewinnung waren und sind. Natürliche Hochmoorflächen sind in Niedersachsen daher so gut wie nicht mehr vorhanden, sie machten 1994 weniger als 2 % der gesamten Hochmoorfläche Niedersachsens aus (MU 1997; Schopp-Guth 1999). Dementsprechend hoch ist der Rückgang des hochmoorspezifischen Artenspektrums. Um die weitere Abnahme der Biodiversität zu verlangsamen und den irreversiblen Substanzverlust von Hochmooren zu bremsen, würde sich eine Extensivierung des Hochmoorgrünlands verbunden mit der Einstellung jeglicher Düngung und dem Rückbau von Drainageeinrichtungen empfehlen. Die beschriebenen Maßnahmen würden bereits nach kurzer Zeit zu einem Ertragsrückgang und einer deutlich eingeschränkten Befahrbarkeit der Flächen führen, sodass diese Option mittelfristig einer Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzung gleich käme. Langfristig könnte dann der Substanzverlust durch die Anhebung des Wasserspiegels stark verringert werden. Mit diesen Managementoptionen

könnte sowohl der P-Eintrag vermindert werden als auch die Forderung nach einer Vermehrung extensiven Feuchtgrünlands gemäß den naturschutzfachlichen Landschafts-Leitbildern für das nordwestdeutsche Tiefland erfüllt werden (Finck et al. 1997). Darüber hinaus befände sich diese Option im Einklang mit den Grundsätzen zur Renaturierung von Moorlandschaften (Schopp-Guth 1999). Insofern wäre eine Einstellung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Hochmoorflächen in mehrfacher Hinsicht vorteilhaft, was auch dann noch gilt, wenn es z.B. infolge hoher atmosphärischer Stickstoffdeposition nicht zur Einstellung dauerhaft oligotropher Verhältnisse käme und damit keine Hochmoor-Regeneration erfolgen könnte (Straßer 1997, Kuntze 1996).

Die Durchsetzbarkeit einer generellen Änderung der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung auf Deutschen Hochmoorkulturen in der oben beschriebenen Weise wird jedoch kritisch gesehen, da eine Konkurrenzsituation zu den Nutzungsansprüchen der torf- und humusverarbeitenden Wirtschaft besteht. Hochmoorgrünländer stellen die letzte inländische Rohstoffreserve der niedersächsischen Torfindustrie dar und sind deshalb auch im Niedersächsischen Landesraumordnungsprogramm als entsprechende Vorrangflächen verzeichnet. Jedoch könnte ein Verzicht auf den Torfabbau aus nordwestdeutschen Hochmoorgrünländern bei gleichzeitiger Erhöhung der Einfuhr von Torf aus dem Baltikum als für die Industrie vorteilhaftere Lösung erscheinen, da die hohen deutschen Umweltschutzaufgaben teilweise zu einer Reduzierung des gewinnbaren Lagerstätteninhalts führen. Nachfragen bei der Bundesvereinigung der Deutschen Torf- und Humuswirtschaft haben jedoch ergeben, dass das Interesse der Torfindustrie an einem Abbau auf nordwestdeutschen Hochmoorgrünlandflächen nach wie vor groß ist, wenngleich in jedem Einzelfall die Wirtschaftlichkeit eines Abbaus geprüft werden muss. Im Mittelpunkt des Interesses steht dabei die Schwarztorfengewinnung, da zur Herstellung von Erden und Kultursubstraten sowohl Weiß- wie Schwarztorfe benötigt werden und der Import von Schwarztorf aus dem Baltikum derzeit aus verschiedenen Gründen nur begrenzt möglich ist (schr. Mitt. Herr Falkenberg v. 11.02.2005).

Torfabbau wäre infolge tiefreichender Entwässerungsmaßnahmen ebenfalls mit P-Einträgen verbunden, jedoch in erheblich reduzierter Höhe und zeitlich auf wenige Jahre bis Jahrzehnte befristet (Kap. 6.1).

Im Szenario zur Reduzierung des P-Eintrags aus gedrähten Hochmoorflächen unter Grünlandnutzung wird angenommen, dass nicht alle Hochmoorgrünländer für eine Abtorfung in Betracht kommen. Als mittelfristige Nutzungsänderung zur Reduzierung des diffusen P-Eintrags wird daher ein Drittel der Hochmoorgrünländer zum Torfabbau freigegeben, die anderen zwei Drittel werden, wie oben beschrieben, extensiviert. Die Dauer des Torfabbaus wird mit 20 Jahren angesetzt. Nach beendetem Abbau unter Verbleib einer Resttorfauflage von mindestens 50 cm sowie der wieder aufgetragenen Bunkerde von mindestens 30 cm (Eggelsmann 1990d, Arbeitskreis

Moornutzung-Landespflege 1990) soll ein vollständiger Rückbau der Dränageeinrichtungen mit dem Ziel einer Wiedervernässung erfolgen.

Für die Höhe des diffusen P-Eintrags und seine Folgen für die Gewässerqualität bedeutet dies:

- Bereits mittelfristig würde der P-Eintrag aus extensiviertem Hochmoorgrünland von z.T. $>10 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ auf die Höhe geogener Hintergrundwerte sinken ($< 0,1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$). Der P-Eintrag aus Torfabbauflächen würde etwa $1,2 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ betragen. Dieser Wert entspricht dem Mittelwert der Modellergebnisse für den Zeitraum 1995-1999 bezogen auf das Phosphotop „Hochmoor unter Torfabbau“.
- Dies entspräche einer Reduzierung des diffusen P-Eintrags um 27 % oder 367 t/a auf 999 t/a Eintrag aus diffusen Quellen (ohne Trennkanalisation) innerhalb weniger Jahre.
- Langfristig, d.h. nach 20 Jahren, würde sich der Eintrag aus allen derzeit als Hochmoorgrünland genutzten Flächen auf die Höhe der geogenen Belastung verringern. Dies käme einer Reduzierung um 29 % oder 401 t/a auf 965 t/a Eintrag aus diffusen Quellen gleich, unterstellt man die mittleren Verhältnisse der Jahre 1995-1999.

Diese Maßnahmen betreffen 3,5 % der Fläche des Untersuchungsgebiets bzw. 453 km^2 . Außerdem wird auf Teilflächen fokussiert, deren intensive landwirtschaftliche Nutzung bereits jetzt mit hohen Folgekosten verbunden ist. Das Szenario wirkt sich vornehmlich im Norden des Ems-Einzugsgebiets aus, sodass sich der weitere Vorteil ergibt, dass die Maßnahmen nicht nur zu einer Verbesserung der sub-regionalen Gewässerqualität führen würden, sondern dass zusätzlich auch das Niedersächsische Wattenmeer einen deutlich geringeren P-Eintrag erhielte. Im Teil-Einzugsgebiet des Rheins hätte diese Maßnahme in Ermangelung von Hochmoorflächen keine Auswirkungen.

Als Option zur Reduzierung des diffusen P-Eintrags im Untersuchungsgebiet „Rhein“ werden vorrangig Erosionsschutzmaßnahmen empfohlen, deren Wirkung in einem zweiten Szenario ermittelt wird. Zum Zwecke des Erosionsschutzes kommen grundsätzlich sog. on-site- und off-site-Maßnahmen in Betracht. Am wirksamsten haben sich nach LUA (2000) on-site-Maßnahmen erwiesen, d.h., dass der Bodenabtrag bereits auf der Ackerfläche vermindert wird. Die Bandbreite einsetzbarer Maßnahmen ist groß und umfasst u.a. konservierende Bodenbearbeitung, Direktsaat, Mulchsaat, Streifennutzung, Zwischenfruchtanbau, Änderungen der Fruchtfolge, aber auch Nutzungsänderungen, wie z.B. Umwandlung in Grünland. Die genannten Maßnahmen können einzeln oder kombiniert zur Anwendung gelangen (Frede u. Dabbert 1999). Als effektives und praxistaugliches Instrument zur Erosionsbekämpfung, insbesondere auf geneigten Lößböden, hat sich die Mulchsaat erwiesen (Haider 2000, Müller 2001). Dies wird durch Frede und Dabbert (1999) bestätigt, die durch den Einsatz

von Mulchsaat auf stark erosionsgefährdeten Flächen eine relative Abtragsminderung um 70 % festgestellt haben. Interwies et al. (2004) geben die dadurch erzielte Verringerung des P-Eintrags mit 30 % an.

Ergänzend zu den bereits genannten Möglichkeiten haben sich als off-site-Maßnahme Uferrandstreifen mit Ackernutzung oder Gras- bzw. Gehölzbewuchs entlang von Fließgewässern prinzipiell bewährt. Ihre Wirksamkeit beruht auf der Verringerung der Abflussgeschwindigkeit, die zu verstärkter Infiltration und zur Sedimentation des suspendierten Bodenmaterials führt. Außerdem wird die Kontaktzeit zwischen Abfluss und Boden verlängert, sodass die Möglichkeiten der sorptiven Festlegung erhöht werden. Nach Fabis (1995) steuern die folgenden Faktoren die Höhe der Sedimentretention maßgeblich: Abflussrate, Hangneigung, Tendenz zu konzentriertem Abfluss, Korngrößenverteilung des Sediments und Dichte der Vegetation im Filterstreifen.

Dementsprechend wird die Wirksamkeit von Uferrandstreifen eingeschränkt, wenn in Gerinnen stark konzentrierter Oberflächenabfluss auftritt und die Streifen überspült, z.B. am Ausgang von Talmulden, die seitlich in Fließgewässer einmünden. Gestiegt wird der Effekt von Filterstreifen dagegen durch zunehmende Streifenbreite und Rauigkeit (Tab. 24). Gehölzbewuchs mit vorgeschaltetem Gras- bzw. Krautstreifen führt zur Diversifizierung des Abflusses und damit zu einem für die Retentionsleistung günstigen flächenhaften Überströmen sowie zur verstärkten Sedimentation von Tonpartikeln, an die P vorrangig sorbiert ist. Felduntersuchungen haben gezeigt, dass die relative Zunahme der Filterwirkung bei gleichem Bewuchs zwischen Streifenbreiten von 5 und 10 m am größten ist. Über 10 m werden nur noch geringe Verbesserungen erreicht (Fabis 1995). Mit Uferrandstreifen allein kann eine Verringerung von ca. 35 % des Eintrags von Gesamt-P erreicht werden, wobei die Verringerung des partikulären Eintrags mit 12 % angegeben wird (Fabis 1995).

Tab. 24: Rückhaltevermögen von Filterstreifen in Abhängigkeit ihrer Eigenschaften

Randstreifen-Typ	Retentionsleistung für den Boden- u. Stoffeintrag
Ackerrandstreifen	50 %
Grasfilterstreifen mit 6 m Breite	90 %
Grasfilterstreifen mit 12 m Breite	95 %

Quelle: Haider (2000), Müller (2001)

Im zweiten Szenario, das das Untersuchungsgebiet Rhein betrifft, wird angenommen, dass on-site- und off-site-Maßnahmen für alle Teilflächen mit einer Bodenabtragsgefährdung von über 15 t/(ha-a) ergriffen werden, wobei vorrangig Techniken der konservierenden Bodenbearbeitung mit Mulchsaat eingesetzt werden sollen. Ergänzend wird für die Übertrittsbereiche des suspendierten Bodenstroms in die Oberflächengewässer das Anlegen von Uferrandstreifen mit Gras- und Gehölzbewuchs vorgeschlagen, um eine größtmögliche Abflussbremsung und Sedimentation von

Tonpartikeln zu erreichen. Eine weitere Spezifizierung der erforderlichen Maßnahmen kann jedoch nur unter Berücksichtigung der standörtlichen und betrieblichen Gegebenheiten erfolgen.

Durch das geschilderte Maßnahmenbündel werden zunächst die Abträge aus der Fläche deutlich verringert und darüber hinausgehend ein Eintrag erodierten Bodenmaterials und damit partikulär gebundenen Phosphats in die Fließgewässer vermindert. Dabei wird eine Reduzierung des partikulären P-Eintrags um 45 % unterstellt. Im Ergebnis führt das Szenario zu einer Verringerung des partikulären P-Eintrags von 346 t/a auf 301 t P/a, d.h. um 13 % des diffusen Eintrags (1995-1999, ohne Trennkanalesation). Die genannten Managementmaßnahmen betreffen lediglich 0,7 % der Fläche des Untersuchungsgebiets Rhein, d.h. 85 km². Vorrangig betroffen wären von diesen Maßnahmenoptionen Ackerflächen im zentralen Teil des Ruhr-Einzugsgebiets.

Eine Durchführung dieser Maßnahmen auf Ackerflächen mit einem Erosionspotenzial über 15 t/(ha-a) und Gewässeranschluss im Untersuchungsgebiet Ems beträfe ca. 0,02 % der Gesamtfläche und würde lediglich zu einer Verringerung des diffusen P-Eintrags von weniger als 0,1% führen.

Als alternatives Szenario zur Reduzierung der partikulären P-Einträge im Untersuchungsgebiet Rhein käme für die genannten Phosphotope auf besonders stark geneigten Hängen auch die Umwandlung von Ackerland in Grünland in Betracht. Dies würde sogar zu einer vollständigen Reduzierung des Bodenabtrags führen (Interwies et al. 2004), was einer Verringerung des diffusen P-Eintrags im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins um ca. 22 % gleich käme. Von der Nutzungsänderung wären zwar lediglich 85 km² betroffen, die betrieblichen Auswirkungen dieser Managementoption wären jedoch wesentlich tiefgreifender, weshalb sie nicht favorisiert wird.

Ergänzend zu den geschilderten Erosionsschutzmaßnahmen auf bindigen Ackerböden ist eine Düngung in Relation zum Pflanzenentzug und zu den pflanzenverfügbaren P-Gehalten im Boden grundsätzlich anzustreben (Interwies et al. 2004). Eine kurzfristige Senkung der P-Frachten in den Oberflächengewässern ist hierbei jedoch nicht zu erwarten. Langfristig kann aber eine konsequente Verringerung der Düngungsüberschüsse die Maßnahmen zur Verringerung des Sedimenteintrags unterstützen. Trotz der Reduzierung der P-Überschüsse etwa seit Ende der 80er Jahre (Abb. 3) sind nach ca. 30 Jahren hoher Überschussdüngung immer noch hohe P-Gehalte in den Böden anzutreffen, sodass nach wie vor ein verstärktes Risiko für P-Einträge besteht.

Von besonderer Bedeutung ist die Vermeidung einer weiteren P-Anreicherung für sorptionsschwache, hochversorgte Böden. Davon betroffen sind die Teilregionen des Ems-Einzugsgebiets, in denen langjährig hohe Nutztierdichten verzeichnet werden, v.a. die Landkreise Cloppenburg und Vechta mit >2,5 bzw. >3 DE/ha LF. Untersuchungen von Fruchtenicht et al. (1996) haben gezeigt, dass der Mittelwert aller untersuchten Böden im Kammerbezirk Weser-Ems und nicht nur in den genannten

Landkreisen 1994 bei 31 mg P_2O_5 (DL)/100 g Boden lag. Leinweber et al. (1993) konnten durch eigene Probenahmen nachweisen, dass in Teilen der Landkreise Vechta und Cloppenburg landwirtschaftlich genutzte Böden mit Krumengehalten zwischen 50 und 100 mg P_2O_5 /100 g Boden nicht nur vereinzelt existieren (Kap. 6.1). Bei Krumengehalten von mehr als 50 mg P_2O_5 /100 g sind nach Römer (1998) auf Sandböden und insbesondere Sandmischkulturböden P-Austräge bei hoch anstehendem Grundwasser oder Dränagen möglich, die über einem tolerierbaren Wert von 0,2 mg Gesamt-P/l liegen.

Da diese Werte auch im Oberboden relativ sorptionsschwacher Böden, z.B. tonarmer Sandböden, festgestellt wurden und hohe Krumengehalte unter diesen Bedingungen eine wesentliche Voraussetzung für die verstärkte Verlagerung von P in den Unterboden darstellen, muss auf solchen Flächen mit einem erhöhten P-Austrag über Dränagen bzw. hoch anstehendes Grundwasser gerechnet werden. P-Austräge über unterirdische Pfade können nur über lange Zeiträume und mit hohen Kosten verringert werden und sind deshalb unbedingt zu vermeiden. Die P-Zufuhr erfolgt in der genannten Teil-Region v.a. über den bei der industrialisierten Tierhaltung in hohem Maße anfallenden Wirtschaftsdünger, der über den Pflanzenbedarf hinaus aufgebracht wurde (Früchtenicht et al. 1996, Römer 1998, Nischwitz 1996). Andernfalls sind die hohen Bodengehalte nicht zu erklären. Zwar hat die Düngeverordnung von 1996 grundsätzlich festgelegt, dass eine sog. bedarfsgerechte Düngung unter Einbeziehung der Bodengehalte an pflanzenverfügbarem P vorzunehmen ist. Es sind jedoch auch bei einer P-Versorgung von 50 mg P_2O_5 /100 g und darüber weitere Gaben in Höhe der Abfuhr zulässig, um die Ausnutzung des Güllestickstoffs für den Pflanzenbau zu ermöglichen. Ausdrücklich ausgenommen sind Flächen, bei denen eine weitere P-Zufuhr sog. schädliche Auswirkungen auf Gewässer erwarten lässt, was jedoch schwierig festzustellen ist. Außerdem kann der Nährstoffgehalt in der Gülle deutlich schwanken, was ihre fachgerechte Applikation erschwert (Weiland 2002).

Eine Verringerung der P-Zufuhr über Wirtschaftsdünger auf hoch versorgten Böden in Regionen der Veredlungsindustrie ist daher dringend geboten. Dies kann durch eine Reduzierung des P-Gehalts in der Gülle und/oder durch verringerte Gülleapplikation erfolgen. Die letzte Option würde jedoch eine geringere Tierbestandsdichte voraussetzen. Entsprechende Einschränkungen erscheinen jedoch kurz- und mittelfristig als nicht realistisch. Folgende Gründe werden als Hemmnisse angesehen:

- Trotz des in den letzten Jahren insgesamt zurückgegangenen Fleischkonsums in der Bevölkerung besteht auch nach der BSE-Krise nach wie vor eine große Nachfrage, v.a. nach Geflügelfleisch (Windhorst 2002).
- Eine umfassende Befriedigung dieser Nachfrage ist unter den gegenwärtigen Marktbedingungen im Wesentlichen nur bei entsprechend großen Bestands-einheiten zu gewährleisten.
- Obwohl das Problem überschüssiger Wirtschaftsdünger auch ein Verteilungsproblem ist, kommt eine Verlagerung zumindest von Teilen der Vered-

lungsindustrie, z.B. in Regionen mit intensivem Ackerbau auf bindigen Böden und entsprechend hohem Nährstoffbedarf, nicht in Betracht. Dies hängt mit der Vernetzung der für die Veredlungsindustrie erforderlichen, hoch spezialisierten Infrastrukturen zusammen (Tierzucht, Futtererzeugung, Veterinärmedizin, spezialisierte Schlacht- und Zerlegebetriebe etc.).

- Außerdem sind Betriebe in reinen Ackerbauregionen, die sich aus der Viehwirtschaft zurückgezogen haben, aus sozialen Gründen nicht mehr bereit, erneut eine Tierhaltung aufzubauen (schriftl. Mitt. Herr P. Kreins, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig).
- Die räumliche Konzentration von Wirtschaftsbetrieben der Veredlungsindustrie ist ein bedeutender ökonomischer Faktor sowohl für die Landkreise Vechta und Cloppenburg als auch für das gesamte westliche Niedersachsen (Böckmann 1998).

Eine Reduzierung der Tierbestandsdichte kann daher nur langfristig vorgenommen werden. Als potenzielle Alternative zu dieser Option kann der Export von Wirtschaftsdüngern in andere Ackerbau-Regionen mit erhöhtem Nährstoffbedarf gesehen werden. Dies geschieht bereits seit mehr als 10 Jahren (mündl. Mitt. Dr. Fruchtenicht, Nischwitz 1996). Das Auftreten von Tierseuchen kann jedoch die Verbringung von Wirtschaftsdünger in andere Regionen über längere Zeit verhindern, wie dies in der 90er Jahren mehrfach geschehen ist (Nischwitz 1996). Außerdem wird eine Ausweitung der bereits bestehenden Straßentransporte aufgrund der damit verbundenen Umweltbelastungen als Option verworfen. Aus diesen Gründen bleibt kurz- und mittelfristig nur die Möglichkeit, den P-Gehalt in der Gülle zu verringern. Dies könnte z.B. durch die weitere Reduzierung der Nährstoffzufuhr über das Futter auf das tierphysiologisch unbedingt notwendige Maß geschehen. Das heißt, dass die in den letzten Jahren bereits gestiegene Verwendung von sog. RAM-Futter weiter zu fördern wäre (Bohnenkemper 2004). Damit ließe sich der P-Gehalt in Mist und Gülle weiter senken, ohne dass es bei der Tierproduktion zu Mehrkosten oder Ertragsrückgängen käme. Diese Maßnahmenoption kann jedoch aufgrund ihrer quantitativen Wirksamkeit lediglich unterstützenden Charakter haben, d.h. an der technischen Aufbereitung von Gülle führt kein Weg vorbei, wenn die Tierbestandsdichten aus ökonomischen Gründen nicht reduziert werden können.

Bei der technischen Gülleaufbereitung muss zwischen Verfahren zur Teil- und zur Totalaufbereitung differenziert werden (Weiland 2002). Beide Gruppen unterscheiden sich in der Zahl der mechanischen und chemischen Aufbereitungsprozesse und damit letztendlich im P-Gehalt des Endprodukts (nährstoffarme Gülle oder gereinigtes Abwasser). Als Nebenprodukte fallen Kompostrohstoffe und Düngerkonzentrate an, die derzeit aber nur zum geringen Teil vermarktungsfähig sind, d.h. eine Gegenfinanzierung über die Produkte ist nur in geringem Maße gegeben (Weiland 2002). In den Aufbereitungsprozess kann eine Biogasanlage integriert werden, um aus der organischen Masse Strom und Wärme zu gewinnen. Dies hätte den Vorteil, nach

dem Erneuerbare-Energien-Gesetz pro Kilowattstunde zwischen etwa 10 und 22 Cent zu erwirtschaften (MUNLV 2002b, Weiland 2002). Außerdem wären Entsorgungserlöse zu erzielen, da weitere organische Substrate als Kofermente beschafft werden müssen. Unter Einbeziehung dieser Aspekte kalkuliert Weiland (2002) 6-17,5 € für Teil- und 15-30 € für Totalaufbereitung pro Kubikmeter Gülle. Eine Totalaufbereitung von Gülle scheidet damit als Option aus, weil die Erlöse aus der Tierproduktion aufgezehrt würden. Eine Teilaufbereitung mit Biovergasung erscheint zunächst interessanter, sie ist jedoch gesamtwirtschaftlich nicht effizient, da der vergütete Strom einen Marktwert von lediglich etwa 3-3,5 Cent besitzt. Dies bedeutet, dass Biogas-Strom auf Jahre staatlich hoch subventioniert wird. Technische Weiterentwicklungen, die diese Subventionierung rechtfertigen könnten, sind nicht in einem entsprechenden Maße zu erwarten (schriftl. Mitt. Herr P. Kreins, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig).

Unter diesen Umständen wird als Politikoption eine zentrale technische Teilaufbereitung von Gülle empfohlen, die ohne Biovergasung betrieben wird. Um die anfallenden Kosten decken zu können, sollte die Anlage selbst staatlich subventioniert werden. Das hergestellte Güllekonzentrat mit verringertem Nährstoffgehalt ist besser handhabbar und kann gezielter zur Düngung eingesetzt werden. Da diese Option jedoch auf die Auswirkungen und nicht auf die Ursache des Problems von überschüssigem Wirtschaftsdünger abzielt, bleibt langfristig die Verringerung der Tierbestände unumgänglich.

15 Zusammenfassung

Die vorliegende Dissertation über die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen wurde in der Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE) des Forschungszentrums Jülich verfasst. Die STE hat sich am interdisziplinären Verbundprojekt REGFLUD innerhalb des BMBF-Förderschwerpunkts „Flussgebietsmanagement“ beteiligt, wobei sie u.a. mit der Aufgabe betraut war, die mehrjährige mittlere Höhe des diffusen Eintrags von Gesamt-P für die Einzugsgebiete der Ems (12.940 km²) und von Teilen des Rheins (12.160 km²) modellgestützt zu ermitteln. Die naturräumliche Ausstattung der beiden Untersuchungsgebiete unterscheidet sich deutlich voneinander. Während das Ems-Einzugsgebiet überwiegend im Tiefland liegt und hydromorphe Böden unter intensiver landwirtschaftlicher Nutzung aufweist, zeichnet sich das (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins v.a. durch Mittelgebirgsverhältnisse und eine Dominanz von Wald- und Grünlandnutzung aus. Außerdem umfasst es z.T. Ballungsräume mit hohen Besiedlungs- und Industriedichten (Kap. 3).

Damit bestand das Hauptziel dieser Dissertation in der Entwicklung und Anwendung eines GIS-basierten Phosphatmodells, das folgende Anforderungen erfüllt (Kap. 1.2):

- Angesichts der Größe der beiden Untersuchungsgebiete von jeweils über 12.000 km², wurde ein Modellansatz benötigt, der auf der Makroskala konsistent anwendbar ist.
- Die naturräumliche Heterogenität der beiden Untersuchungsgebiete erforderte die explizite Berücksichtigung der quantitativ relevanten Eintragspfade Dränung, Erosion, Abschwemmung, grundwasserbürtiger Abfluss sowie Trennkanalisation zur umfassenden Abbildung des diffusen Eintragsgeschehens.
- Neben der Differenzierung nach Eintragspfaden sollte die Modellierung flächendifferenziert erfolgen, um räumliche Belastungsschwerpunkte des diffusen P-Eintrags („Hot Spots“) identifizieren und zielgerichtet Reduktionsmaßnahmen vorschlagen zu können. Die Ableitung der am P-Eintrag beteiligten Teilflächen sollte sich auf hoch aufgelöste Datengrundlagen der mittleren Maßstabsebene stützen.
- Außerdem sollten die Modellergebnisse einer Validitätsüberprüfung mit Hilfe von Frachten unterzogen werden, sodass zusätzlich zu den diffusen Quellen auch die punktuellen Phosphatquellen, wie kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleitungen und Mischwasserentlastungen, zu erfassen waren und die P-Retention während des Transports im Oberflächengewässer zu modellieren war.

Darüber hinaus sollten Managementoptionen vorgeschlagen werden, mit denen der P-Eintrag aus diffusen Quellen reduziert werden könnte.

Das in dieser Arbeit entwickelte empirische Phosphatmodell MEPhos berücksichtigt die acht Pfade des diffusen und punktuellen P-Eintrags anhand separater Module.

Zur Lokalisierung von Teilflächen des Flusseinzugsgebiets, die aufgrund ihrer Nutzung und ihrer Eigenschaften zur diffusen P-Belastung von Oberflächengewässern über die Pfade Dränung, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung und Erosion beitragen, wurde ein Phosphotop-Ansatz gewählt. Unter Phosphotopen werden typisierte Teilflächen verstanden, die vergleichbare Eigenschaften aufweisen, und denen maßstabsbezogen Homogenität unterstellt wird. Sie integrieren die zum diffusen P-Eintrag notwendigen Flächeneigenschaften P-Gehalt, P-Freisetzung aus der Fläche, Auftreten eines Transportmediums sowie hydraulische Anbindung an den Vorfluter. Die Beschreibung bzw. Quantifizierung dieser Steuerparameter erfolgte anhand flächendeckender, hoch aufgelöster Datengrundlagen, i.d.R. der mittleren Maßstabsebene, die nach Überführung in ein einheitliches Rasterformat und Klassierung im GIS zu Phosphotopen verschnitten wurden. Aufgrund der Homogenitätsannahme wurde den einzelnen Phosphotopen zur Abbildung des P-Eintrags über Dränung, Abschwemmung und grundwasserbürtiger Abfluss jeweils ein kalibrierter Exportkoeffizient der Einheit mg/l zugewiesen. Durch multiplikative Verknüpfung der Phosphotope mit zugewiesenen Exportkoeffizienten und den mehrjährigen mittleren Höhen der korrespondierenden Abflusskomponenten, die mit dem angekoppelten Wasserhaushaltsmodell GROWA ermittelt wurden, wurde der mittlere P-Eintrag separat über die Pfade Dränung, Abschwemmung und grundwasserbürtiger Abfluss berechnet (Kap. 6-8).

Die Phosphotope zur Abbildung des erosionsbürtigen P-Eintrags wurden hingegen unter Verwendung der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) sowie den aus einem Digitalen Geländemodell ermittelten Fließwegen abgeleitet, um diejenigen Flächen zu erfassen, die als Sedimentliefergebiete anzusehen sind. Der P-Eintrag über Erosion wird dann aus der eingetragenen Sedimentmenge, dem P-Gehalt im Oberboden und einem Anreicherungsfaktor errechnet (Kap. 9.1f.). Insgesamt wurden 25 verschiedene Phosphotope definiert, mit denen das diffuse Eintragsgeschehen über die Pfade Erosion, Abschwemmung, grundwasserbürtiger Abfluss und Dränung abgebildet wird.

Die Berechnung des mittleren P-Eintrags über die Pfade Mischwasserentlastung und Trennkanalisation erfolgte auf räumlicher Grundlage von Sub-Einzugsgebieten, da die erforderlichen Daten zum Anschlussgrad an Misch- bzw. Trennkanalisationssysteme für makroskalige Untersuchungsgebiete nicht mit höherer räumlicher Auflösung zur Verfügung standen (Kap. 10.1 u. 11.2). P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen wurden auf Basis standortbezogener Messreihen der behördlichen Einleiterüberwachung ermittelt (Kap. 11.1).

Die Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags (1995-1999) mit dem Modell MEPhos ergab für die Untersuchungsgebiete Ems und Rhein folgende Ergebnisse: Die Gesamteinträge in den beiden Gebieten bewegen sich mit 1666 t/a (Ems) und 1574 t/a (Rhein) in einer vergleichbaren Größenordnung. Die Relevanz der punktuellen und diffusen Eintragungspfade für den Gesamteintrag variiert zwischen den Untersu-

chungsgebieten jedoch erheblich, worin die stark abweichende naturräumliche Ausstattung der Gebiete, die unterschiedliche Bedeutung landwirtschaftlicher Nutzung sowie die unterschiedlichen Besiedlungsdichten zum Ausdruck kommen. So beträgt das Verhältnis zwischen diffusen zu punktuellen Quellen im Untersuchungsgebiet Ems 87:13, im Rheingebiet hingegen 32:68.

Das Eintragungsgeschehen im Ems-Einzugsgebiet wird durch Dränageeinträge dominiert, die 69 % des gesamten P-Eintrags ausmachen. Dränageeinträge treten zwar im gesamten Emsgebiet auf, von besonders großer Bedeutung sind sie jedoch im nördlichen Teil des Einzugsgebiets, z.B. der Leda-Jümme-Niederung, in der geringe Grundwasserflurabstände weit verbreitet auftreten und in der sich zahlreiche landwirtschaftlich genutzte Hochmoore befinden. Das Phosphotop „Hochmoorböden unter Grünlandnutzung“ stellt den Teilflächen-Typ mit dem höchsten mittleren P-Eintrag über Dränagen dar (teilweise über 10 kg/(ha·a)). Bezogen auf das gesamte Emsgebiet ist dieses Phosphotop für etwa 30 % des diffusen Eintrags aus Dränagen, grundwasserbürtigem Abfluss, Abschwemmung und Erosion bei einem Anteil von 3,5 % an der Gesamtfläche verantwortlich.

Das Eintragungsgeschehen im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins wird dagegen durch Punktquellen geprägt, v.a. durch kommunale Kläranlagen, die 41 % des gesamten Eintrags ausmachen. Unter den diffusen Einträgen dominiert der Erosionspfad (11 %). Räumliche Schwerpunkte des partikulären P-Eintrags sind das zentrale Ruhr-Einzugsgebiet, das Mettmanner Löß-Hügelland östlich von Düsseldorf sowie Gebiete im Einzugsgebiet der unteren Sieg. Insgesamt ist Erosion für 50 % der diffusen Einträge (ohne Trennkanalisation) verantwortlich, was sich räumlich auf ca. 19 % der Untersuchungsgebietsfläche eingrenzen lässt. Phosphotope mit einem Abtragungspotenzial von über 15 t/(ha·a) und Gewässeranschluss sind dabei für knapp 24 % des P-Eintrags verantwortlich. Ihr Flächenanteil beträgt lediglich 0,7 % der Einzugsgebietsfläche.

Um die Validität der modellierten P-Einträge über sämtliche Pfade zu überprüfen, wurden die Ergebnisse für Sub-Einzugsgebiete summiert. Daran schloss sich die Modellierung der P-Retention während des Transports in fließenden und stehenden Gewässern an (Kap. 13.2). Dann wurden die modellierten mittleren Gesamteinträge (1995-1999) an 58 Sub-Einzugsgebieten anhand von aus Gütedaten bestimmten Jahresfrachten auf Validität überprüft. Dabei zeigten 30 Pegel Abweichungen von weniger als 20 %, Abweichungen über 30 % traten lediglich bei 10 von 58 Pegeln auf, sodass insgesamt eine gute Übereinstimmung zwischen modellierten und den aus Gewässergütedaten bestimmten Frachten erzielt werden konnte. Das Bestimmtheitsmaß lag bei 94 %. Systematische Modellfehler als Ursache der Abweichungen konnten nicht festgestellt werden.

Um zukünftig die Genauigkeit von Modellergebnissen zum mehrjährigen mittleren P-Eintrag in die Oberflächengewässer zu erhöhen, wäre eine verbesserte Verfügbarkeit von Datengrundlagen mit höherer Auflösung wünschenswert. Dies betrifft in besonderem Maße siedlungswasserwirtschaftliche Informationen, u.a. zu Kanalnetzen, a-

ber v.a. auch Bodendaten. Hier fehlen flächendeckend detailliertere Angaben, z.B. zu Textur, Gehalten an Gesamt-P, Eisen, Aluminium und Calcium. Ein Zugang zu räumlich wie attributiv höher aufgelösten Bodendaten würde es ermöglichen, im Modell MEPhos konzeptionelle Ansätze durch numerische Methoden zu ersetzen. Dies gilt u.a. für die Angabe des pedogenen Sorptionsvermögens für P, die angesichts der Datenlage derzeit auf Basis von Bodentypen und –arten deskriptiv erfolgen muss (Kap. 6.1). Grundsätzlich stünden hierzu auch numerische Methoden zur Verfügung (Werner u. Pihl 1998, Schoumans 2004), die jedoch wegen ihres Datenbedarfs für makroskalige Untersuchungen keine Anwendung finden können. Beispiele für großräumige Erhebungen detaillierterer Bodendaten wären das Projekt Baltic Soil Survey (Reimann et al. 2003) oder das EUROSoil-System zur EU-weiten Bestimmung von Referenzböden im Hinblick auf Chemikalienprüfungen (Kuhnt & Muntau 1994, Kuhnt 1992).

Auf Grundlage der flächen- und pfaddifferenzierten Modellergebnisse wurden Vorschläge für Managementmaßnahmen entwickelt, die aus geowissenschaftlich-hydrologischer Sicht eine möglichst effiziente Reduzierung des diffusen P-Eintrags in die Oberflächengewässer bewirken können. Dabei wird für das Emsgebiet auf das Phosphotop „Gedränzte Hochmoorböden unter Grünland“ und für das Rheingebiet auf das Phosphotop „Ackerflächen mit sehr hohem Erosionspotenzial und Gewässeranschluss“ abgestellt, die als „Hot Spots“ identifiziert worden sind. Der P-Eintrag aus Hochmoorgrünländern ließe sich bereits mittelfristig bis auf die Höhe der geogenen Hintergrundlast senken, indem die Flächen extensiviert würden und eine Wiedervernässung angestrebt wird. Langfristig würden auch Torfabbau und anschließende Vernässung der Resttorfauflage zum gleichen Ergebnis führen. In welchem Ausmaß die jeweiligen Nutzungsänderungen vorgenommen werden können, richtet sich nach den raumplanerischen Vorstellungen und wirtschaftlichen Interessen im nordwestlichen Niedersachsen.

Als wirksame Maßnahme zur Reduzierung des partikulären P-Eintrags im (Teil-)Einzugsgebiet des Rheins werden für die hoch austragsgefährdeten Erosions-Phosphotope Methoden der konservierenden Bodenbearbeitung in Verbindung mit Uferrandstreifen angesehen, sodass on-site und off-site-Maßnahmen kombiniert werden.

Da das P-Modell MEPhos für zwei naturräumlich sehr heterogene Untersuchungsgebiete entwickelt worden ist, wird von einer grundsätzlichen Übertragbarkeit auf vergleichbare makroskalige Flusseinzugsgebiete ausgegangen. Die Differenzierung zwischen einer Vielzahl diffuser und auch punktueller Quellen ermöglicht die Erfassung des P-Eintrags gleichermaßen in Tieflands- wie auch Berglandseinzugsgebieten. Träten in anderen Untersuchungsgebieten weitere, bislang nicht berücksichtigte, Boden- oder Landnutzungsverhältnisse auf, die in ihrer Kombination von Relevanz für den P-Eintrag über einen bestimmten Pfad sind, kann das Modellkonzept durch Definition weiterer Phosphotope problemlos ergänzt und angepasst werden.

Die Bedeutung des entwickelten Modells MEPhos wird über die Anwendung im Rahmen des BMBF-Projekts REGFLUD hinaus in der Politikberatung von Institutionen gesehen, die für die Umsetzung gesetzlicher Regelungen zum nachhaltigen Gewässerschutz zuständig sind. Hierzu zählen die Europäische Wasserrahmenrichtlinie, in deren laufender Umsetzung detaillierte Flussgebietspläne und Maßnahmenprogramme aufzustellen sind, aber auch internationale Abkommen zum Schutz der Meeresumwelt, in denen die weitergehende Reduzierung des diffusen Nährstoffeintrags verlangt wird, z.B. OSPAR.

16 Literaturverzeichnis

- AG Boden (Hrsg., 1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., Hannover, 392 S.
- Aggerverband (Hrsg., 2003 a): Trinkwasseranalyse 2003, Wasserwerk Auchel.- Gummersbach, 1 S.
- Aggerverband (Hrsg., 2003 b): Trinkwasseranalyse 2003, Wasserwerk Erlenhagen.- Gummersbach, 1 S.
- Alexander, R. B., Elliott, A. H., Shankar, U. u. McBride G. B. (2002): Estimating the sources and transport of nutrients in the Waikato River Basin, New Zealand.- Water Resources Res., Vol. 38, Nr. 12, S. 1268-1291.
- Amt d. Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg., 2001): Nährstoffbilanzierung der Gusen.- Linz/A, 47 S.
- Arbeitsgruppe BK50 (Hrsg., 2001): Allgemeine Informationen zur Bodenkunde 1:50000.- Krefeld, 55 S.
- Arbeitskreis Moornutzung-Landespflege (1990): Entwicklung von Hochmoorflächen nach Torfabbau.- Inform.d. Natursch. Niedersachsen, H. 3, S. 44-55.
- ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.- ATV-DVWK-Regelwerk, Nr. 2/2001, S. 1-114.
- ATV-Arbeitsgruppe (1980): Regenbecken, Regenüberläufe: Behandlung des Regenwasserabflusses beim Trennverfahren, Arbeitsbericht.- KA-Korrespondenz Abwasser, Bd. 27, H. 1, S. 49-53.
- ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg., 2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden.- ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt, Bd. M 504, Hennef, 144 S.
- Auerswald, K. (1987): Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren.- Wasser Boden, 39. Jg., H. 1, S. 34-38.
- Auerswald, K. (1989): Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 59/II, S. 661-664.
- Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria.- In: Universität Karlsruhe, Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik (Hrsg., 1992): Sediment Management - 5th International Symposium on River Sedimentation.- Vol. II, Karlsruhe, S. 1031-1036.
- Auerswald, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben.- Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S.
- Auerswald, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser.- In: Richter, G. (Hrsg., 1998): Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems.- Darmstadt, S. 33-37.
- Auerswald, K. u. Schröder, R. (2001): Simulation von verschlammungsgesteuertem Abfluss heterogen genutzter Einzugsgebiete.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 10, S. 17-20.

- Auerswald, K., Flacke, W. u. Neufang, L. (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dA-BAG.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., Bd. 151, S. 369-373.
- Bach, M., Frede, H.-G., Schweikart, U. u. Huber, A. (1998): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland.- Wettenberg, 49 S.
- Baden, W. u. Eggelsmann, R. (1958): Über die Regelung des Wasserhaushaltes bei Moormeliorationen und die dafür notwendigen Vor- und Folgearbeiten.- Wasser Boden, 10. Jg., H. 2, S. 29-36.
- Bätjer, D. (1968): Der Wasserhaushalt Norddeutschlands - Agrarmeteorologische Untersuchungen des Wachstumsfaktors Wasser.- Aktuelle Fragen d. Landbaues, Schr.-R. Landwirtsch.-Kam. Weser-Ems, H. 4, Berlin u. Hamburg, 132 S.
- Bechtle, W. (1985): Erfahrungen und Ergebnisse aus Tieflockeringen in Baden-Württemberg.- In: DVWK (Hrsg., 1985): Die Gefügemelioration durch Tieflockering - Bisherige Erfahrungen und Ergebnisse.- DVWK-Schriften, H. 70, Hamburg u. Berlin, S. 37-74.
- Behrendt, H. u. Boekhold, A. (1993): Phosphorus saturation in soils and groundwaters.- Land Degrad. Rehabil., Vol. 4, S. 233-243.
- Behrendt, H. u. Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load.- Hydrobiologia, Bd. 410, S. 111-122.
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. u. Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands.- UBA-Texte, Bd. 75/99, Berlin, 289 S.
- Beichert, J., Hahn, H. H. (1996): Langzeitsimulation von Abfluß und Feststofffracht für generalisierte Mischwassernetze.- In: Beichert, J., Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 184-197.
- Berlekamp, L.-R. (1987): Bodenversiegelung als Faktor der Grundwasserneubildung.- Landsch. u. Stadt, Bd. 19, H. 3, S. 129-136.
- Berlekamp, L.-R. u., Pranzas, N. (1986): Methode zur Erfassung der Bodenversiegelung von städtischen Wohngebieten.- Nat. Landsch., 61. Jg., H. 3, S. 92-95.
- Bernhardt, H. (Hrsg., 1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland.- Weinheim, 273 S.
- Beudert, G. (1997): Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet.- Diss., Univ. Karlsruhe, Inst. Siedlungswasserwirtsch., Schr.-R. ISWW, Bd. 80, München u. Wien, 216 S.
- Beven, K. J. u., Kirkby, M. J. (1979): A physically-based, variable contributing area model of basin hydrology.- Hydrol. Sci. Bull., Vol. 24, S. 43-69.
- Beven, K.J., Lamb, R., Quinn, P., Romanowicz, R. u. Freer, J. (1995): Topmodel.- In: Singh, V. P. (Hrsg., 1995): Computer Models of Watershed Hydrology.- Highlands Ranch, S. 627-668.
- Bezirksregierung Weser-Ems (Hrsg., 2002): Leistungsstand niedersächsischer Kläranlagen ≥ 1.000 EW - Stand 31.12.1999.- www.br-w-e.de, 6 S.

- BfG, Bundesanstalt f. Gewässerkunde (Hrsg., 1997): Vergleich von Schätzmethode für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995.- Koblenz.
- BGR u. SGD (2000): Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jb., Reihe G, Sonderh., H. SG 1, S. 1-232.
- BGR, Bundesanstalt f. Geowissenschaften u. Rohstoffe (1993): Geologische Karte der Bundesrepublik Deutschland.- Maßstab 1:1000000, Hannover.
- BGR, Bundesanstalt f. Geowissenschaften u. Rohstoffe (Hrsg., 1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1000000.- Hannover, 43 S.
- Binoy, A. M. u. Mujumdar, P. P. (2003): Fuzzy rule based model for estimating agricultural diffuse pollution.- In: Bruen, M. (Hrsg., 2003): DipCon 2003-Proceed. 7th International Specialised Conference on Diffuse Pollution and Basin Management, 13th-23rd August 2003.- Vol. 1, Dublin, S. 372-376.
- BKG, Bundesamt f. Kartographie u. Geodäsie (Hrsg., 2004): Digitales Geländemodell 1:250000 (DGM250).- Frankfurt (Main), 6 S.
- Blankenburg, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphoraustrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- Göttinger Bodenkundl. Ber., Bd. 78, S. 1-106.
- Blankenburg, J. (1995): Wasserhaushalt von Niedermooren und hydrologisches Management.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 36, S. 102-106.
- Blankenburg, J. (1999): Leitbilder der Hochmoornutzung und die langfristige Nutzung von Hochmoorgrünland.- Telma, Bd. 29, S. 183-190.
- Blankenburg, J. (2001): Moorkundlich-hydrologische Untersuchungen.- Angew. Landschaftsökol., H. 38, S. 39-50.
- Blankenburg, J. u. Scheffer, B. (1985): Phosphatdynamik saurer organischer Böden.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 43/I, S. 43-48.
- BMU, Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit (Hrsg., 2003): Entwicklung regionalspezifischer Kriterien zur Beurteilung des Eutrophierungszustandes der Deutschen Bucht und des Wattenmeeres.- www.bmu.de/meeresumweltschutz/doc/print/4622.php.
- BMU, Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit (Hrsg., 2001): Wasserwirtschaft in Deutschland - Teil 2: Gewässergüte oberirdischer Binnengewässer.- Berlin, 79 S.
- BMU, Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit (Hrsg., 2005): Die Wasserrahmenrichtlinie-Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland.- Berlin, 67 S.
- Böckmann, D. (1998): Die gesamtwirtschaftliche Bedeutung des Agrarsektors im Landkreis Vechta.- Vechtaer Stud. z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss., Bd. 21, Vechta, 248 S.
- Bode, H. u. Klopp, R. (2001): Nutrient removal in the river basin of the Ruhr – a German case study.- Wat. Sci. Techn., Vol. 44, Nr. 1, S. 15-24.

- Boess, J., Müller, U. u. Sbresny, J. (1999): Erläuterungen zur digitalen Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50000 (BÜK 50) von Niedersachsen.- Arb.-H. Boden, H. 1999/1, S. 3-60.
- Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H. P. u. Wendland, F. (2003): Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 37, Jülich, 148 S.
- Bohnenkemper, O. (2004): Der Einsatz von RAM-Futter ist eine Überlegung wert.- DGS Magazin, H. 45, S. 29-34.
- Braun, M. u. Leuenberger, J. (1991): Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 4, H. 10, S. 555-560.
- Braun, M., Hurni, P. u. von Albertini, N. (1993): Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 6, H. 10, S. 615-620.
- Breeuwsma, A. u. Reijerink, J. G. A. (1992): Phosphate-saturated soils: a "new" environmental issue.- In: Termeulen, G. R. B. (Hrsg., 1992): Delayed Effects of chemicals in soils and sediments.- Hoofddorp, NL, S. 79-85.
- Breeuwsma, A., Reijerink, J. G. A. u. Schoumans, O. F. (1990): Fosfaatverzadigde gronden in het Oostelijk, Central en Zuidelijk Zandgebied.- SC-DLO Nr. 68, Wageningen.
- Briechele, D. (1976): Die Dränung von Grundwasserböden.- Schr.-R. Kurator. Wasser Kulturbauwes., H. 24, S. 1-97.
- Brombach, H. u. Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees.- Ber. Internat. Gewässerschutzabkommen Bodensee, Bd. 49.
- Brunner, P. (1971): Belastung der Abwässer der Trennkanalisation.- Ber. d. Abwassertechn. Verein. e.V., Nr. 25, S. 75-96.
- Czeratzki, W. (1976): Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, S. 95-105.
- De Wit, M. (1999): Nutrient Fluxes in the Rhine and Elbe basins.- Diss. Univ. Utrecht, Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen, Nederlandse Geografische Studies, Bd. 259, 163 S.
- Denoth, F., Egli, M. u. Allgöwer, B. (1998): P-Verluste durch Abschwemmung - Ein Bewertungsmodell.- Agrarforsch., Bd. 5, H. 4, S. 165-168.
- Dette, H.-H., Macke, E., de Vries, J. M. u. Schulz, O. (1996): Mischwasserschmutzfrachten in flachen Kanalnetzen.- In: Beichert, J., Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 162-183.
- Deutscher Bundestag (Hrsg., 2004): Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen: Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee.- Bundestagsdrucksache, Nr. 15/2626, Berlin, 268 S.

- Diez, T. u. Weigelt, H. (1991): Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung.- 2. Aufl., München u.a., 123 S.
- Dils, R. M. u. Heathwaite, A. L. (1999): Phosphorus transport from diffuse agricultural sources: shallow subsurface pathways in grassland soils.- Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources - Proceedings of an international symposium held during IUGG 99 at Birmingham, UK, 18-30 July 1999.- IAHS Publ., Nr. 257, S. 57-64.
- DIN 1185-1 (1973): Regelung des Bodenwasser-Haushaltes durch Rohrdränung, rohrlose Dränung und Unterbodenmelioration-Allgemeine Hinweise und Sonderfälle.- Berlin, 17 S.
- DIN 1185-2 (1973): Regelung des Bodenwasser-Haushaltes durch Rohrdränung, rohrlose Dränung und Unterbodenmelioration-Wesentliche Angaben für Planung und Bemessung.- Berlin, 17 S.
- DIN 4047-4 (1998): Landwirtschaftlicher Wasserbau: Teil 4 Begriffe Moore und Moorböden.- Berlin, 12 S.
- DIN 4049-3 (1994): Hydrologie, Begriffe zur quantitativen Hydrologie.- Berlin, 80 S.
- DNK u. DVWK (Hrsg., 1987): Talsperren in der Bundesrepublik Deutschland.- Berlin, 404 S.
- Dörhöfer, G. u. Josopait, V. (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate.- Geol. Jahrb., Reihe C, H. 27, S. 45-65.
- Dörhöfer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen.- Arb.-H. Wasser, Bd. 2001/1, S. 109-167.
- Dunne, T. (Hrsg., 1978): Field studies of hillslope flow processes.- In: Kirkby, M. J. (Hrsg., 1978): Hillslope Hydrology.- Chichester u.a., S. 227-294.
- Duttman, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften - Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte.- H. 10, Hannover, 234 S.
- Duttman, R. u. Herzig, A. (2002): Vorhersage von Boden- und Gewässerbelastungen mit einem GIS-basierten Prognosesystem.- Proceed. 53. Deutscher Geographentag 2001 Leipzig, S. 439-450.
- DVWK (Hrsg., 1982): Ermittlung des nutzbaren Grundwasserdargebots.- DVWK-Schriften, H. 58/1, Hamburg u. Berlin.
- DVWK (Hrsg., 1985): Beiträge zu Oberflächenabfluß und Stoffabtrag bei künstlichen Starkniederschlägen.- DVWK-Schriften, H. 71, Hamburg u. Berlin.
- DVWK (Hrsg., 1993): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern - Teil I: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, biologische Kenngrößen.- DVWK-Merkblätter, H. 227, Hamburg u. Berlin, 53 S.
- DVWK (Hrsg., 1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen.- DVWK-Merkblätter, H. 238, Bonn, 135 S.

- DVWK (Hrsg., 1997): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern.- DVWK-Schriften, H. 115, Bonn, 90 S.
- Dyck, S. u. Peschke, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie.- 3. Aufl., Berlin, 536 S.
- Eggelsmann, R. (1971): Umfang und bodenbedingter Bedarf der Landeskultur-Maßnahmen in der Bundesrepublik Deutschland.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 12, S. 153-162.
- Eggelsmann, R. (1978): Bedeutung der Dränung in der Bundesrepublik Deutschland.- Wasser Boden, 30. Jg., Nr. 4, S. 78-79.
- Eggelsmann, R. (1981): Dränanleitung für Landbau, Ingenieurbau und Landschaftsbau.- 2. Aufl., Hamburg u. Berlin, 284 S.
- Eggelsmann, R. (1990 b): Wasserregelung im Moor.- In: Göttlich, K. (Hrsg., 1990): Moor- und Torfkunde.- Stuttgart, S. 321-348.
- Eggelsmann, R. (1990 d): Ökohydrologie und Moorschutz.- In: Göttlich, K. (Hrsg., 1990): Moor- und Torfkunde.- Stuttgart, S. 357-373.
- Eggelsmann, R. (1990 e): Mikroklima der Moore.- In: Göttlich, K. (Hrsg., 1990): Moor- und Torfkunde.- Stuttgart, S. 374-384.
- Entelmann, I., Benn, O. u. Wichmann, K. (2003): Einfluss von Kleinkläranlagen auf die Nährstoffbilanz ländlich geprägter Flusseinzugsgebiete.- KA-Abwasser, Abfall, Bd. 50, H. 11, S. 1434-1441.
- EPA, Environmental Protection Agency (Hrsg., 2000): Quantification of Phosphorus Loss from Soil to Water - Final Report and Literature Review.- Environmental Research, R&D Report Series, Nr. 6, Wexford, 235 S.
- Erpenbeck, C. (1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise - ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- o.O., 72 S.
- Fabis, J. (1995): Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Landeskultur, Boden u. Landsch., Bd. 2, 151 S.
- Fachbereich Bodenkunde d. Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (Hrsg., 1997): Böden in Niedersachsen, Teil 1: Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodenschutz, Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS.- Hannover, 125 S.
- Fairfield, J. u. Leymarie, P. (1991): Drainage networks from grid digital elevation models.- Water Resources Res., Vol. 27, Nr. 5, S. 709-717.
- Feichtinger, F. u. Schleifer, H. (1962): Maulwurfdränversuch 1951-1960.- Österr. Wasserwirtsch., 14. Jg., H. 6, S. 117-125.
- Fier, A. u. Schäfer, W. (2004): Erstellung von Auswertungskarten zur Abschätzung von Phosphorausträgen aus Ackerflächen durch Wassererosion und aus Moor- und Marschböden mit dem Dränwasser.- Hannover, 59 S.

- Finck, A. (1992): Dünger und Düngung - Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen.- 2. Aufl., Weinheim, 488 S.
- Finck, P., Hauke, U., Schröder, E., Forst, R. u. Woithe, G. (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder - Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Natursch., H. 50/1, Bonn-Bad Godesberg, 265 S.
- Finnern, H. (1975): Die Böden der Marsch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 22, S. 575-580.
- Firk, W. u. Gegenmantel, H.-F. (1986): Nährstoffquellen: Einführung, Übersicht, Größenordnungen.- Wasser-Abwasser-Abfall, Bd. 1, S. 8-25.
- Foerster, P. (1973): Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung (NO₃, NH₄, P und SO₄) im Boden- und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands.- Z. Acker- u. Pflanzenbau, Bd. 137, S. 270-286.
- Foerster, P. (1982): Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, S. 159-174.
- Foerster, P. (1984): Stoffgehalte im Drän- und im Grundwasser und Stoffausträge in einem Sandboden Nordwestdeutschlands bei Mineraldüngung und bei zusätzlicher Gülledüngung.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 17, H. 5, S. 373-405.
- Foerster, P. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, S. 169-184.
- Foerster, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, S. 12-16.
- Foerster, P. u. Neumann, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands.- Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, S. 1-217.
- Foerster, P., Scheffer, B. u. Neuhaus, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest.- Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, S. 497-504.
- Frede, H.-G. u. Dabbert, S. (Hrsg., 1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.- 2. Aufl., Landsberg, 451 S.
- Frere, M. H., Ross, J. D. u. Lane, L. J. (1980): The Nutrient Submodel.- In: Knisel, W. G. (Hrsg., 1980): CREAMS - A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems.- USDA Conservation Research Report, Nr. 26, Tucson, Arizona, S. 65-87.
- Fried, J. S., Brown, D. G., Zweifler, M. O. u. Gold, M. A. (2000): Mapping Contributing Areas for Stormwater Discharge to Streams Using Terrain Analysis.- In: Wilson, J. P. u. Gallant, J. C. (Hrsg., 2000): Terrain Analysis - Principles and Applications.- New York u.a., S. 183-203.
- Fritsch, U. (1998): Zur Bestimmung potentieller Abflußbahnen aus einem digitalen Geländemodell am Beispiel einer Jungmoränenlandschaft.- Dipl.-Arb. Univ. Potsdam, unveröff.

- Früchtenicht, K. (1998): Problematik hochaufgedüngter Böden.- Arb.-H. Boden, H. 1998/1, S. 35-45.
- Früchtenicht, K., Steffens, G., Mählhop, R. u. Feyen, A. (1996): Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser.- Oldenburg, 25 S.
- Gburek, W. J. u. Sharpley, A. N. (1998): Hydrologic Controls on Phosphorus Loss from Upland Agricultural Watersheds.- J. Environ. Qual., Vol. 27, S. 267-277.
- Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Heathwaite, L. u. Folmar, G. J. (2002): Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index.- J. Environ. Qual., Vol. 29, S. 130-144.
- Gelbrecht, J., Zwirnmann, E. u. Driescher, E. (1991): Zur Phosphatbestimmung im Grundwasser.- Acta Hydrochim. Hydrobiol., Bd. 19, H. 2, S. 133-139.
- Gerdes, P. (1999): Bewertung der Wirksamkeit von Phosphoreinträgen in Fließgewässern.- Diss. Univ. Hannover, Fachber. Bauing.- Vermessungswes., 177 S.
- Gerds, W., Jäger, U., Franke, C. u. Tremmel, J. (1988): Potentielle Trinkwassergefährdung durch landwirtschaftliche Pflanzenproduktion am Beispiel eines Lößstandortes.- Wiss. Mitt. Inst. Geogr. Geoökol. AdW DDR, Bd. 28, S. 47-70.
- Gerlinger, K. u. Scherer, U. (1997): Quantifizierung und Modellierung des Feststoff- und Phosphataustrages von landwirtschaftlichen Nutzflächen.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 83, S. 419-422.
- GLA NRW, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 1988): Geologie am Niederrhein.- Krefeld, 142 S.
- GLA NRW, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 1995): Geologie im Münsterland.- Krefeld, 195 S.
- GLA NRW, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2000): Erosions- und Verschlammungsgefährdung der Böden.- CD-ROM, Krefeld.
- Glenn, C. R., Föllmi, K. B., Riggs, S. R., Baturin, G. N., Grimm, K. A., Trappe, J., Abed, A. M. u. Galli-Olivier, C., et al. (1994): Phosphorus and phosphorites: Sedimentology and environments of formation.- Eclogae geol. Helv., Vol. 87, Nr. 3, S. 747-788.
- Glugla, G., Goedecke, M., Wessolek, G. u. Fürtig, G. (1999): Langjährige Abflußbildung und Wasserhaushalt im urbanen Gebiet Berlin.- Wasserwirtsch., Bd. 89, H. 1, S. 34-42.
- Golf, W. (1981): Ermittlung der Wasserressourcen im Mittelgebirge.- wwt, Bd. 31, H. 3, S. 93-95.
- Gömann, H., Kreins, P., Kunkel, R. u. Wendland, F. (2005): Model Based Impact Analysis of Policy Options Aiming at Reducing Diffuse Pollution by Agriculture - a Case Study for the River Ems and a Sub-catchment of the Rhine.- Environ. Modelling Softw., Vol. 20, Nr. 2, S. 261-271.
- Göttlich, K. u. Kuntze, H. (1990): Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft.- In: Göttlich, K. (Hrsg., 1990): Moor- und Torfkunde.- 3. Aufl., Stuttgart, S. 385-410.
- Groenendijk, P. u. Boers, P. (1999): Surface Water Pollution from Diffuse Agricultural Sources at a Regional Scale.- Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads

- from Diffuse Sources - Proceedings of an international symposium held during IUGG 99 at Birmingham, UK, 18-30 July 1999.- IAHS Publ., Nr. 257, S. 235-244.
- Groenendijk, P. u. Kroes, J. G. (1999): Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5.- Winand Staring Centre Report, Nr. 144, Wageningen, NL, 138 S.
- Grunwald, S. (1997): GIS-gestützte Modellierung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes mit dem Modell AGNPSm.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Landeskultur, Boden u. Landsch., Bd. 14, 171 S.
- Haider, J. (2000): Beeinträchtigung der Oberflächengewässerqualität durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen-eine Emissionsbetrachtung.- In: LUA NRW (Hrsg., 2000): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen : Jahresbericht 1999.- Essen, S. 155-161.
- Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin.
- Harenz, H. (1992): Einfluß des langjährigen Düngungsniveaus auf den Phosphorstatus eines Sandbodens.- Vom Wasser, Bd. 78, S. 173-186.
- Hasekamp, H. u. Wieking, G. (1976): Moorkultivierung im Emsland.- Telma, Bd. 6, S. 125-134.
- Hasenpusch, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete.- Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh., H. 158, S. 1-217.
- Heathwaite, A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 205-223.
- Heintz, A. u. Reinhardt, G. A. (1996): Chemie u. Umwelt.- 4. Aufl., Braunschweig u. Wiesbaden, 366 S.
- Hellmann, H. (1986): Zum Problem der Frachtberechnung in Fließgewässern.- Z. Wasser-Abwasser-Forsch., S. 133-139.
- Hennings, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde, Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jahrb., Reihe F, H. 31, S. 1-242.
- Henningsen, D. u. Katzung, G. (1998): Einführung in die Geologie Deutschlands.- 5. Aufl., Stuttgart, 244 S.
- Hodgkin, E. P. u. Hamilton, B. H. (1993): Fertilizers and eutrophication in southwestern Australia: Setting the scene.- Fertilizer Res., Vol. 36, S. 95-103.
- Hoffman, M. u. Meinken, M. (1999): Grund- und Bodenwasserhaushalt in der Unterwesermarsch und ihre Wechselwirkungen.- Bremer Beitr. Geogr. Raumpl., H. 35, S. 87-108.
- Höpner, T. (1996): Die Ems - der kleine Tieflandstrom.- In: Lozán, J. L. u. Kausch, H. (Hrsg., 1996): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren.- Berlin, S. 52-59.
- Horn, B. K. (1981): Hill shading and the reflectance map.- Proc. IEEE, Vol. 69, Nr. 1, S. 14-47.

- Horton, R. E. (1933): The role of infiltration in the hydrologic cycle.- Amer. geophys. Union Trans., Vol. 14, S. 446-460.
- Huber, P. u. Behrendt, H. (1997): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 83, S. 439-442.
- IAP u. FAL, Institut f. Agrarpolitik, Marktforschung u. Wirtschaftssoziologie Univ. Bonn, Institute f. Betriebswirtschaft, Strukturforschung u. Marktforschung d. FAL (Hrsg., 1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96 - Endbericht zum Kooperationsprojekt.- Bonn u. Braunschweig-Völkenrode, 358 S.
- Interwies, E., Kraemer, R. A., Kranz, N., Görlach, B., Dworak, T., Borchardt, D., Richter, S. u. Willecke, J.(2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie - Handbuch.- UBA-Texte, Bd. 02/04, Berlin, 250 S.
- Isringhausen, S., Duttmann, R. u. Mosimann, T. (1999): Überprüfung räumlich differenzierter Prognosen erosionsbedingter Stofftransporte durch Feldbeobachtungen.- Wasser Boden, 51. Jg., H. 12, S. 25-32.
- Johnes, P. J. (1996): Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach.- J. Hydrol., Vol. 183, S. 323-349.
- Jung, L. u. Brechtel, R. (1980): Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland.- DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Berlin, 139 S.
- Kirchner, W. B. u. Dillon, P. J. (1975): An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes.- Water Resources Res., Vol. 11, Nr. 1, S. 182-183.
- Kishi, R. T. (2000): Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten).- Diss. TH Karlsruhe, Inst. f. Siedlungswasserwirtsch., Schr.-R. Inst. f. Siedlungswasserwirtsch., Bd. 99, 99 S.
- Klaghofer, E. (1987): Das Oberflächenabflußverhalten landwirtschaftlich genutzter Böden bei Starkregen.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 28, S. 102-108.
- Klein, H. (1982): Die Beschaffenheit der Niederschlagsabflüsse von Autobahnen.- Wasserwirtsch., Bd. 72, H. 2, S. 37-43.
- Klohn, W. u. Windhorst, H.-W. (2003): Die sektoralen und regionalen Strukturen der Rinder- und Schweinehaltung in Deutschland.- ISPA-Veröffentl., Vechta, 82 S.
- Klopp, R. (1986): Über die Ermittlung von Frachten in Fließgewässern.- Vom Wasser, Bd. 66, S. 149-158.
- Klostermann, J. (1992): Das Quartär der Niederrheinischen Bucht.- Krefeld, 200 S.
- Kölle, W. (2001): Wasseranalysen richtig beurteilt.- Weinheim, 357 S.
- Köster, W. u. Severin, K. (1987): Wieviel Phosphor wurde angereichert?.- Hannoverische Land- u. Forstwirtschaftliche Zeitung, Bd. 140, H. 16, S. 4-6.

- Krause, P. (2001): Das hydrologische Modellsystem J2000: Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten.- Diss. Univ. Freiburg Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 29, 247 S.
- Kretzschmar, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern.- Landwirtsch. Forsch., H. 3, S. 231-238.
- Kuhnt, G. (1992): Leitlinien und Grundzüge eines europäischen Referenzbodensystemes zur Chemikalienprüfung. Kieler Geogr. Schr., Bd. 85, S. 275-293.
- Kuhnt, G. u. Muntau, H. (1994): Concluding Remarks.- In: Kuhnt, G. u. Muntau, H. (Hrsg., 1994): EURO-SOILS - Identification, Collection, Treatment, Characterization.- Joint Research Centre, European Commission: Special Publication No. 1.94.60, Ispra/Italy, S. 149-154.
- Kunkel, R. u. Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.
- Kunkel, R. u. Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins - the River Elbe Case Study.- J. Hydrol., Vol. 259, S. 152-162.
- Kunkel, R., Voigt, H.-J., Wendland, F. u. Hannappel, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 47, Jülich, 204 S.
- Kuntze, H. (1983): Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung.- Telma, Bd. 13, S. 137-152.
- Kuntze, H. (1986): Soil Reclamation, Improvement, Recultivation and Conservation in Germany.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., Bd. 149, S. 500-512.
- Kuntze, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- Telma, Bd. 18, S. 61-72.
- Kuntze, H. (1996): Moornutzung und Moorschutz in Niedersachsen.- In: Preu, C. u. Leinweber, P. (Hrsg., 1996): Landschaftsökologische Raumbewertung - Konzepte, Methoden, Anwendungen.- Vechtaer Stud. z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss., Bd. 16, Vechta, S. 93-108.
- Kuntze, H. u. Scheffer, B. (1991): Zum Phosphataustrag saurer Hochmoorböden.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 65-95.
- Lademann, H. u. Pöthig, R. (1994): Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dräniertes Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz.- Vom Wasser, Bd. 82, S. 323-334.
- Lammel, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen 148 S.
- Lammersen, R. (1997): Die Auswirkung der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern.- Diss. Univ. Hannover, Inst. f. Wasserwirtsch., Schr.-R. Stadtentwäss. u. Gewässersch., H. 15, 262 S.

- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg., 1990): Limnologie und Bedeutung ausgewählter Talsperren in der Bundesrepublik Deutschland.- Wiesbaden, 280 S.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg., 1998): Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken in der Bundesrepublik Deutschland mit mehr als 0,3 hm³ Speicherraum.- 2. Aufl., Berlin, 72 S.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg., 2003): Ermittlung von Stofffrachten in Fließgewässern - Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren.- Berlin, 62 S.
- Leinweber, P., Geyer-Wedell, K. u. Jordan, E. (1993): Phosphorversorgung der Böden im agrarischen Intensivgebiet Süddoldenburg.- Vechta, 62 S.
- Leinweber, P., Turner, B. L. u. Meißner, R. (2002): Phosphorus.- In: Haygarth, P. M. u. Jarvis, S. C. (Hrsg., 2002): Agriculture, hydrology and water quality.- Wallingford u. New York, S. 29-55.
- Lemunyon, J. L. u. Gilbert, R. G. (1993): The concept and need for a phosphorus assessment tool.- J. Prod. Agric., Vol. 6, Nr. 4, S. 483-486.
- Lennartz, B. u. Hartwigsen, H. (2001): Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässern.- Wasserkalender, S. 28-51.
- Lerner, D. N. (1990): Groundwater recharge in urban areas.- Atmos. Environ., Vol. 24B, Nr. 1, S. 29-33.
- LGN, Landesvermessung u. Geobasisinformation Niedersachsen (Hrsg., 2004): ATKIS - Digitale Geländemodelle -DGM.- www.lgn.de.
- Lienemann, J. (2002): Böden.- In: Franke, W., Grave, J., Schüpp, H. u. Steinwachscher, G. (Hrsg., 2002): Der Landkreis Meppen – Geographie, Geschichte, Gegenwart, Eine Kreisbeschreibung.- Meppen, S. 59-69.
- Littlewood, I. G. (1995): Hydrological Regimes, Sampling Strategies, and Assessment of Errors in Mass Load Estimates for United Kingdom Rivers.- Environ. Internat., Vol. 21, Nr. 2, S. 211-220.
- Löpmeier, F.-J. u. Schiff, H. (2001): Agrarmeteorologische Untersuchungen.- Angew. Landschaftsökol., H. 38, S. 19-38.
- LUA, Landesumwelt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002): Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen, Berichtszeitraum 1995-2000.- Essen, 274 S.
- Lutz, W. (1984): Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen.- Diss. TH Karlsruhe, Fak. Bauing. Vermess.wesen, 235 S.
- LVERMA NRW, Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2005): Produkte & Dienstleistungen: Höhenmodelle.- www.lverma.nrw.de.
- Marks, R., Müller, M. J., Leser, H. u. Klink, H.-J. (Hrsg., 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL).- Forsch. Dtsch. Landeskunde, Bd. 229, 2. Aufl., Trier, 222 S.
- Mason, B. u. Moore, C. B. (1985): Grundzüge der Geochemie.- Stuttgart, 340 S.
- McGuckin, S. O., Jordan, C. u. Smith, R. V. (1999): Deriving Phosphorus Export Coefficients for CORINE Land Cover Types.- In: Novotny, V. u. D'Arcy, B. (Hrsg., 1999): Diffuse pollution '98 - Selected Proceedings of the IAWQ 3rd International

- Conference on Diffuse Pollution, held in Edinburgh, UK, 21 August-4 September 1998.- *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 39, Nr. 12, Oxford u.a., S. 47-53.
- Meinardi, C. R., Van den Eertwegh, G. A. P. H. u. Schotten, C. G. J. (1998): Grondwateraanvulling en oppervlakkige afstroming in Nederland-Deel 2: De ontwatering van de kleigronden.- *Stromingen*, Vol. 4, Nr. 4, S. 5-19.
- Meßer, J. (1997): Auswirkungen der Urbanisierung auf die Grundwasser-Neubildung im Ruhrgebiet unter besonderer Berücksichtigung der Castroper Hochfläche und des Stadtgebietes Herne.- *DMT-Ber. Forsch. u. Entw.*, Bd. 58, Essen, 235 S.
- Mol-Dijkstra, J. P., Akkermans, W., Roest, C. W. J. U. u. Jansen, M. J. W. (1999): Metamodellen voor effecten van N- en P-belasting op de grondwater- en oppervlaktewaterkwaliteit.- *DLO Staring centrum, Techn. Doc.*, Nr. 61, Wageningen, 66 S.
- Mollenhauer, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen.- *Z. Kulturtechn. Flurberein.*, Bd. 28, S. 166-175.
- Molot, L. A., u. Dillon, P. J. (1993): Nitrogen mass balances and denitrification rates in central Ontario Lakes.- *Biogeochem.*, Vol. 20, S. 195-212.
- Moore, I. D. u. Wilson, J. P. (1992): Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: Simplified method of estimation.- *J. Soil Water Cons.*, Vol. 49, S. 174-180.
- Moore, I. D., Grayson, R. B. u. Ladson, A. R. (1991): Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications.- *Hydrol. Process.*, Vol. 5, S. 3-30.
- Moore, I. D., O'Loughlin, E. M. u. Burch, G. J. (1988): A contour-based topographic model for hydrological, geomorphological, and biological applications.- *Earth Surf. Process. Landforms*, Vol. 13, S. 305-320.
- Mosimann, T. (1990): Ökotope als elementare Prozesseinheiten der Landschaft-Konzept zur prozessorientierten Klassifikation von Geoökosystemen.- *Geosynthese*, Bd. 1, Hannover, 56 S.
- Mosimann, T. (1998): Bodenerosion im Bodenschutzvollzug.- In: Richter, G. (Hrsg., 1998): *Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*.- Darmstadt, S. 171-184.
- Mosimann, T. (2003): Besserer Erosionsschutz durch ökologischen Leistungsnachweis?.- *Agrarforschung*, Bd. 10, H. 11/12, S. 428-433.
- Mosimann, T., Maillard, A., Musy, A., Neyroud, J., Rüttimann, M. u. Weisskopf, P. (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung.- *Themen-Ber. Nationales Forschungsprogr. „Nutzung des Bodens in der Schweiz“*, Liebefeld Bern, 186 S.
- MU, Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg., 1991): *Gewässergütebericht 1990*.- Hannover, 45 S.
- MU, Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg., 1997): *Umweltmonitoring von Zustand und Nutzung der Hochmoore - Auswertung der Satellitendaten für das Niedersächsische Moorschutzprogramm*.- Hannover.

- MU, Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg., 2001): Beseitigung von kommunalen Abwässern in Niedersachsen – Lagebericht 2001.- Hannover, 18 S.
- MU, Niedersächsisches Umweltministerium, NLÖ, Niedersächsisches Landesamt f. (Hrsg., 1998 a): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) Gütemeßnetz Fließgewässer - Meßstrategie.- R. Gewässerschutz, Hildesheim, 24 S.
- MU, Niedersächsisches Umweltministerium, NLÖ, Niedersächsisches Landesamt f. (Hrsg., 1998 b): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) Gütemeßnetz Fließgewässer - Meßnetzkonzeption.- R. Gewässerschutz, Hildesheim, 24 S.
- Müller, D., Clasen, J. u. Schreiner, H. (2000): In welchen Fließgewässern wird die Freisetzung von Nährstoffen aus Sedimenten zu einem wasserwirtschaftlichen Problem.- Wasserwirtsch., Bd. 90, H. 12, S. 624-629.
- Müller, G. u. Schreiber, G. (1982): Stand der Methodik zur Simulation von Dränabflüssen und Grundwasserneubildungen bei gedränten Deckschichten von Grundwasserleitern.- wwt, H. 6, S. 186-190.
- Müller, G., Schulz, F. u. Taeger, H. (1982): Bedeutung von Dränabflußmessungen im System der Grundwasserbeobachtung innerhalb landwirtschaftlich intensiv genutzter Einzugsgebiete.- wwt, H. 4, S. 125-126.
- Müller, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS).- Arb.-H. Boden, H. 2004/2, S. 1-409.
- Müller, I. (2002): Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen.- In: LUA NRW, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002): Jahresbericht 2001.- Essen, S. 157-159.
- Müller, L., Dannowski, R., Schindler, U., Eulenstein, F. u. Meißner, R. (1996): Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteldeutschlands.- Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenk., Bd. 40, S. 345-362.
- Müller, W. (1985): Standortkundliche Voraussetzungen für die Gefügemelioration durch Tieflockerung im humiden Klima.- In: DVWK (Hrsg., 1985) : Die Gefügemelioration durch Tieflockerung - Bisherige Erfahrungen und Ergebnisse.- DVWK-Schriften, H. 70, Hamburg u. Berlin, S. 1-36.
- Müller, W. u. Voigt, H. (1977): Zur Nutzung und Meliorationsfähigkeit der Marschböden.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 25, S. 751-756.
- Munk, H. (1972): Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung.- Landwirtsch. Forsch., Sonderh., Bd. 27, H. 1, S. 192-199.
- MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002a): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen.- 9. Aufl., Düsseldorf, 340 S.
- MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002b): Biogas in der Landwirtschaft.- Düsseldorf, 36 S.

- MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2003): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen.- 10. Aufl., Düsseldorf, 494 S.
- MUNLV u. LUA, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2000): Gewässergütebericht 2000 - 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen, Sonderbericht.- Düsseldorf, 339 S.
- Muth, W. (1991): Wasserbau - Landwirtschaftlicher Wasserbau, Bodenkultur.- Werner-Ingenieur-Texte, Bd. 35, 2. Aufl., Düsseldorf, 276 S.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. u. Williams, J. R. (2001): Soil and water assessment tool – theoretical documentation – version 2000.- Temple/USA, 458 S.
- Neufang, L., Auerswald, K. u. Flacke, W. (1989): Automatisierte Erosionsprognose- und Gewässerverschmutzungskarten mit Hilfe der dABAG - ein Beitrag zur standortgerechten Bodennutzung.- Bayer. Landwirtsch. Jahrb., Bd. 66, S. 771-789.
- Neuhaus, H. (1991): Stickstoff- und Phosphatmobilität bei Grünlandnutzung auf tonreichen Böden.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 41-63.
- Nick, K.-J. (2001): Ergebnisse und Erkenntnisse aus der Wiedervernässung des Leegmoores.- Angew. Landschaftsökol., H. 38, S. 163-204.
- Nischwitz, G. (1996): Die Veredlungswirtschaft in Süddoldenburg unter dem Einfluß sich wandelnder sozioökonomischer und politischer Rahmenbedingungen.- Vechtaer Stud. z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss., Bd. 17, Vechta, 269 S.
- NLfB, Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung (Hrsg., 2001): Flächenhafte Erfassung kulturbautechnischer Maßnahmen in Niedersachsen und Dokumentation im NIBIS-Abschlußbericht.- Hannover, 16 S.
- NLÖ, Niedersächsisches Landesamt f. Ökologie (Hrsg., 2001): Gewässergütebericht 2000.- R. Oberirdische Gewässer, Bd. 13, Hildesheim, 48 S.
- NLWK, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft u. Küstenschutz, Betriebsstelle Aurich (Hrsg., 2000): Nährstoffeinträge in die Nordsee - Phosphor- und Stickstofffrachten aus Sielen und Schöpfwerken Ostfrieslands in den Jahren 1997-1999.- Aurich, 79 S.
- Novotny, V. u. Olem, H. (1994): Water Quality - Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution.- New York, 1054 S.
- NSC, International North Sea Conference (Hrsg., 2002): Progress Report, 5th International Conference on the Protection of the North Sea, 20-21 March 2002, Bergen, Norway.- Bergen, 210 S.
- O'Callaghan, J. F. u. Mark, D. M. (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data.- Comp. Vision, Graph. Image Process., Vol. 28, S. 323-344.
- OSPAR Commission (Hrsg. 1998): Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID).- Reference 1998-05, o.O., 16 S.

- Ostertag, S. u. Eck-Düpont, M. (1989): Herkunft, Wege und Verbleib von Stickstoff in Oberflächengewässern.- Berlin.
- Peschke, G., Etzenberg, C., Müller, G., Töpfer, J. u. Zimmermann, S. (1998): Das wissensbasierte System FLAB - ein Instrument zur rechnergestützten Bestimmung von Landschaftseinheiten mit gleicher Abflußbildung.- Zittau, 122 S.
- Pihl, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.- Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms- Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.
- Pionke, H. B., Gburek, W. J., Sharpley, A. N. u. Zollweg, J. A. (1997): Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 225-242.
- Pohl, W. L. (2005): Mineralische und Energie-Rohstoffe - Eine Einführung zur Entstehung und nachhaltigen Nutzung von Lagerstätten.- 5. Aufl., Stuttgart, 527 S.
- Pommer, G., Schröpel, R. u. Jordan, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.
- Pranzas, N. (1995): Beeinflussung des urbanen Wasserhaushalts durch Bodenversiegelung.- KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 42. Jg., H. 2, S. 242-247.
- Prasuhn, V. u. Grünig, K. (2001): Evaluation der Ökomassnahmen - Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion.- Schr.-R. FAL, Bd. 37, Zürich-Reckenholz, 151 S.
- Prasuhn, V., Spiess, E. u. Braun, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, Bd. 45, o.O., 113 S.
- Preu, C. (1995): Die "Glaziale Serie" - Faktoren und Prozesse der Reliefentwicklung im Raum der Dammer Berge (Südoldenburg).- In: Klohn, W. (Hrsg., 1995) : Geographische Exkursionen in Nordwestdeutschland.- Vechtaer Stud. z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss., Bd. 13, Vechta, S. 33-54.
- Preuß, H.-U. u. Voss, W. (1979): Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, S. 959-964.
- Reimann, C., Siewers, U., Tarvainen, T., Bityukova, L., Eriksson, J., Gilucis, A. et al. (2003): Agricultural soils in northern europe: a geochemical atlas.- Geol. Jb., Reihe D, Sonderh., H. SD 5, S. 1-279.
- Renger, M. u. Strebel, O. (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften.- Wasser Boden, 32. Jg., H. 8, S. 362-366.
- Renger, M. u. Wessolek, G. (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung.- In: Inst. f. Wasserwes. Univ. Bundeswehr München (Hrsg., 1990): Folgen anthropogener Einflüsse auf den Wasserhaushalt und die Wasserbewirtschaftung, 5. Wissenschaftl. Tagung „Hydrologie und Wasserwirtschaft“, 2.-4. April 1990 in Neubiberg b. München.- Bd. 38 b, Neubiberg, S. 295-305.

- Richardson, C. F. (1985): Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands.- *Science*, Vol. 228, S. 1424-1427.
- Rijtema, P. E. (1968): On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as a basis for water supply plants.- *Techn. Bull. Inst. Land and Water Management Research*, Nr. 58, Wageningen.
- Robinson, M. (1990): Impact of improved land drainage on river flows.- *IH Report*, Nr. 113, Wallingford, 226 S.
- Rode, M. (1995): Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung.- *Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Landeskultur, Boden u. Landsch.*, Bd. 1, 167 S.
- Roeschmann, G. (1960): Die Grundwasserböden des Emstaales zwischen Rheine und Papenburg und ihre Beziehungen zur Geschichte des Emslaufes.- *Geol. Jahrb.*, Bd. 77, S. 741-820.
- Römer, W. (1998): Sind oberhalb von 50 mg P₂O₅/100 g Boden schädliche Auswirkungen auf Gewässer zu erwarten?.- *Wasser Boden*, 50. Jg., H. 12, S. 58-62.
- Roth, C. H., Bohl, H. u. Schwartengraber, R. (1989): Zur Dynamik der Oberflächenverschlammung in Abhängigkeit von Niederschlag und Standortbedingungen.- *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, Bd. 59/II, S. 775-778.
- Rothe, P. (2005): *Die Geologie Deutschlands*.- Darmstadt, 240 S.
- Ruhr-Stickstoff Aktiengesellschaft (Hrsg., 1988): *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*.- 11. Aufl., Bochum, 587 S.
- Ruhrverband (Hrsg., 1998): *Ruhrwassergüte 1997*.- Essen.
- Sanders, S. u. Mosimann, T. (2005): Erosionsschutz durch Intervallbegrünung in Fahrgassen – Ergebnisse aus Versuchen im Winterweizen.- *Wasser Abfall*, 7. Jg., H. 10, S. 34-38.
- Sauerborn, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa.- *Diss. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Inst. f. Bodenkunde, Bonner Bodenkundl. Abh.*, Bd. 13, 189 S.
- Scheffer, B. (1999): Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden.- *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, Bd. 90, S. 85-94.
- Scheffer, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland.- *Arb.-H. Boden*, H. 2002/3, S. 76-94.
- Scheffer, B. u. Bartels, R. (1980): Phosphatdynamik der Sandmischkultur Königsmoor.- In: Kuntze, H. u. Vetter, H. (Hrsg., 1980): *Bewirtschaftung und Düngung von Sandmischkulturen*.- *Ber. d. Bodentechn. Inst. Bremen u. d. LUFA d. LWK Weser-Ems, Oldenburg, Oldenburg*, S. 56-61.
- Scheffer, B. u. Blankenburg, J. (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer.- *Wasserwirtsch.*, Bd. 94, H. 3, S. 30-34.
- Scheffer, B. u. Foerster, P. (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung.- In: *VDLUFA (Hrsg., 1991): Umweltaspekte der Tierproduktion*.- *VDLUFA-Schr.-R.*, Bd. 33, Darmstadt, S. 158-163.

- Scheffer, B. u. Kuntze, H. (1991): Nährstoffaustrag aus einem grundwassernahen Sandboden bei Mineral- und Gülleüngung.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 3-39.
- Scheffer, B., Kuntze, H. u. Bartels, R. (1982): Zum Phosphataustrag aus mit Gülle gedüngtem Hochmoorboden.- Landwirtsch. Forsch., Sonderh., H. 38, S. 288-296.
- Scheffer, F. u. Schachtschabel, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- 14. Aufl., Stuttgart, 494 S.
- Schmid, C. u. Prasuhn, V. (2000): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich.- Schr.-R. FAL, Bd. 35, Zürich-Reckenholz, 114 S.
- Schopp-Guth, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Natursch., H. 57, Bonn-Bad Godesberg, 219 S.
- Schoss, H.-D. (1977): Die Bestimmung des Versiegelungsfaktors nach Meßtischblatt-Signaturen.- Wasser Boden, H. 5, S. 138-140.
- Schoumans, O. F. (2004): Inventarisatie van de fosfaatverzuiging van landbouwgronden in Nederland.- Alterra rapport, Nr. 730.4, Wageningen, 50 S.
- Schoumans, O. F., Breeuwsma, A., El-Bachrioui-Louwerse, A. u. Zwijnen, R. (1991): De relatie tussen de bodemvruchtbaarheidsparameters Pw en P-Al-getal en fosfaatverzuiging bij zandgronden.- SC-DLO Rapport, Nr. 112, Wageningen.
- Schoumans, O. F., Renaud, L., Oosterom, H. P., u. Groenendijk, P. (2004): Lot van het fosfaatoverschot.- Alterra rapport, Nr. 730.5, Wageningen, 46 S.
- Schoumans, O., Mol-Dijkstra, J. u. Roest, C. (2002): Agricultural and environmental methodologies to describe nonpoint source phosphorus pollution.- Agricultural Effects on Ground and Surface Waters: Research at the Edge of Science and Society.- Proceedings of a Symposium held at Wageningen, October 2000.- IAHS Publ., Nr. 273, S. 207-211.
- Schouwenaars, J. (1994): Wasserhaushalt der Hochmoore.- In: NNA, Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg., 1994): Entwicklung der Moore.- NNA Ber., H. 2, Schneverdingen, S. 33-38.
- Schreiber, W. u. Krauss-Kalweit, I. (1999): Frachten von Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern - Einfluß der Probenahmestrategie auf die Ermittlung.- Wasserwirtsch., Bd. 89, H. 10, S. 520-529.
- Schröder, R. (2000): Modellierung von Verschlammung und Infiltration in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten.- Bonner Geogr. Abh., Bd. 101, 175 S.
- Schubert, Ch. (1997): Nährstoffbelastung in Marschgewässern - Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF).- UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.
- Schwertmann, U., Vogl, W. u. Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen.- 2. Aufl., Stuttgart, 64 S.
- Seedorf, H. H. u. Meyer, H.-H. (1992): Landeskunde Niedersachsen - Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes.- Bd. 1, Neumünster, 517 S.

- Sewilam, H. (2004): Fuzzy indicators for interdisciplinary performance assessment of water resources management.- In: DFG-Senatskommission f. Wasserforschung (Hrsg., 2004): Proceed. Workshop on integrated water research and water management, 28.-29.6.2004.- o.O., S. 42-43.
- Sieker, F. (1986): Versickerung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten - Wasserwirtschaftliche Auswirkungen.- Wasser Boden, S. 222-224.
- Sievers, H. (1992): Probenahme rechtzeitig in Auftrag geben!- Landwirtsch.-Bl. Weser-Ems, Nr. 38, S. 6-8.
- Smith, R. A., Schwarz, G. E. u. Alexander, R. B. (1997): Regional Interpretation of Water-Quality Monitoring Data.- Water Resources Res., Vol. 33, Nr. 12, S. 2781-2798.
- Sommer, M. u. Murschel B. (1999): Erosion und Nährstoffabtrag.- In: Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G. u. Sommer, M. (Hrsg., 1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung.- Berlin u.a., S. 68-79.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg., 1996): Datenerhebungsanleitung CORINE Land Cover (CLC), Stand 1.9.1996.- Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg., 1997): Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland.- Wiesbaden.
- Steegen, A. u. Govers, G. (2001): Correction factors for estimating suspended sediment export from loess catchments.- Earth Surf. Process. Landforms, Bd. 26, S. 441-449.
- Steffen, D. (1986): Stoff-Frachten der Ems am Tidewehr Herbrum.- Mitt. Niedersächs. Landesamt f. Wasserwirtsch., H. 3, S. 48-63.
- Steinmann, F. (1997): Nährstoffausträge aus Böden - Ergebnisse des Trendmeßnetzes in Schleswig-Holstein.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 84, S. 219-222.
- Strasser, H. (1997): Naturschutzleitbilder für das Gebiet des Landkreises Wesermarsch.- Schr.-R. d. Dtsch. Rates f. Landespl., H. 67, S. 59-63.
- Succow, M. u. Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde.- 2. Aufl., Stuttgart, 622 S.
- Symader, W. (1988): Zur Problematik der Frachtermittlung.- Vom Wasser, Bd. 71, S. 145-161.
- Tarboton, D. G. (1997): A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models.- Water Resources Res., Vol. 33, Nr. 2, S. 309-319.
- Tetzlaff, B., Dörhöfer, G., Kunkel, R. u. Wendland, F. (2003): GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen.- Wasser Boden, Bd. 55. Jg., H. 7+8, S. 53-57.
- Tetzlaff, B., Kunkel, R., Taugs, R. u. Wendland, F. (2004): Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 46, Jülich, 87 S.
- Tucker, M. (1985): Einführung in die Sedimentpetrologie.- Stuttgart, 265 S.

- Tufford, D. L., McKellar, H. N. u. Hussey, J. R. (1998): In-stream nonpoint source nutrient prediction with land-use proximity and seasonality.- J. Environ. Qual., Vol. 27, S. 100-111.
- Tunney, H. (2002): Phosphorus needs of grassland soils and loss to water.- In: Steenvoorden, J., Claessen, F. u. Willems, J. (Hrsg., 2002) : Agricultural Effects on Ground and Surface Waters: Research at the Edge of Science and Society.- Proceedings of a Symposium held at Wageningen, October 2000.- IAHS Publ., Nr. 273, Wallingford, S. 63-69.
- UBA, Umweltbundesamt (Hrsg., 2000): Daten zur Umwelt 2000.- Berlin, S. 207-212.
- UBA, Umweltbundesamt (Hrsg., 2003): Phosphorus recycling-an important instrument for the protection of the environment and of resources: Pressemit. v. 13.3.2003.- Berlin.
- Udluft, P., Merkel, B. u. Nemeth, G. (1983): Einfluß urbaner Besiedlung auf Quantität und Qualität der Grundwasserneubildung im Bereich quartärer Karbonatschotter.- Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 134, S. 621-639.
- Uhden, O. (1964): Taschenbuch landwirtschaftlicher Wasserbau.- Stuttgart, 655 S.
- US Soil Conservation Service (Hrsg., 1972): National engineering handbook.- 2. Aufl., Washington, DC.
- Utermann, J., Gorny, A., Hauenstein, M., Malessa, V., Müller, U. u. Scheffer, B. (2000): Labormethoden-Dokumentation.- Geol. Jahrb., Reihe G, H. 8, S. 3-215.
- van Beusekom, J., Brockmann, U., Elbrächter, M., Pätsch, J. u. Wiltshire, K. (2003): Die Bedeutung und die Gefahr von Algenblüten in Wattenmer und Nordsee.- In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K. u. Sündermann, J. (Hrsg., 2003): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer.- Hamburg, S. 182-192.
- Van Diepen, C. A., Vissers, H. J. S. M., Schoumans, O. F., Boogaard, H. L., Brouwer, F., de Vries, F. u. Wolf, J. (2002): Verkenning van bodemgeschiktheid ter identificatie van kansrijke gebieden voor de landbouwsector in Noord-Brabant.- Alterra rapport, Nr. 526, Wageningen, 120 S.
- Vetter, H. u. Steffens, G. (1981): Nährstoffverlagerung und Nährstoffeintrag in das oberflächennahe Grundwasser nach Gülledüngung.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 22, S. 159-172.
- Volk, M. u. Steinhardt, U. (2001): Landscape balance.- In: Krönert, R., Steinhardt, U. u. Volk, M. (Hrsg., 2001): Landscape balance and landscape assessment.- Berlin, Heidelberg u. New York, S. 163-202.
- Volk, M., Steinhardt, U., Gränitz, S. u. Petry, D. (2001): Probleme und Möglichkeiten der mesoskaligen Abschätzung des Bodenabtrages mit einer Variante der A-BAG.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 12, S. 24-30.
- Walling, D. E. u. Webb, B. W. (1985): Estimating the Discharge of Contaminants to Coastal Waters: Some Cautionary Comments.- Marine Pollut. Bull., Vol. 16, Nr. 12, S. 488-492.
- Weiland, P. (2002): Möglichkeiten der Nährstoffabtrennung aus Flüssigmist - Technik und Wirtschaftlichkeit.- KTBL-Schr., Bd. 404, S. 339-348.

- Weissroth, M. (2000): Ökosystemanalyse zur Befruchtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat aus landwirtschaftlich genutzten Flächen anhand langjähriger Freilandmessungen.- Diss. TU München FAM-Ber., Bd. 42, 193 S.
- Wendland, F. u. Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 13, Jülich, 166 S.
- Werner, W. u. Pihl, U. (1998): Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphatsorptionskapazität und relativer Phosphatsättigung der Böden in den veredlungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterien des potentiellen P-Austrags in Drain- und Grundwasser.- Forsch.-Ber. Agrikulturchem. Inst. Univ. Bonn, Nr. 64, Bonn, 187 S.
- Werner, W., Olfs, H. W., Auerswald, K. u. Isermann, K. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen".- In: Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin, S. 665-764.
- Wessolek, G. u. Facklam, M. (1997): Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., Bd. 160, S. 41-46.
- Wichtmann, W. (1994): Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer.- Diss. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol., Schr. Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol. Univ. Kiel, H. 21, 201 S.
- Wilke, B. u. Schaub, D. (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 79, S. 435-438.
- Windhorst, H.-W. (1995): Die sektorialen und regionalen Strukturen der Schweine- und Geflügelhaltung in den Niederlanden um die Mitte der neunziger Jahre.- IS-PA-Veröffentl., Vechta, 77 S.
- Windhorst, H.-W. (1996): Die sektorialen und regionalen Strukturen der Schweine- und Geflügelhaltung in Niedersachsen um die Mitte der neunziger Jahre.- ISPA-Veröffentl., Vechta, 95 S.
- Windhorst, H.-W. (2002): Strukturen und Probleme der deutschen Geflügelwirtschaft - Ein Statusbericht.- ISPA-Veröffentl., Vechta, 74 S.
- Xanthopoulos, C. (1992): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation.- In: Hahn, H, H, u, Xanthopoulos, C. (Hrsg., 1992): Schadstoffe im Regenabfluß II.- Schr.-R. Inst. Siedlungswasserwirtsch., Univ. Karlsruhe, Bd. 64, S. 147-166.
- Xanthopoulos, C. u. Hahn, H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluß.- Abschluss-Ber. BMFT Verbundprojekt, Inst. Siedlungswasserwirtsch., Univ. Karlsruhe.
- Zech, W. u. Hintermaier-Erhard, G. (2002): Böden der Welt.- Heidelberg u. Berlin, 120 S.
- Zevenbergen, L. W. u. Thorne, C. R. (1987): Quantitative analysis of land surface topography.- Earth Surf. Process. Landforms, Vol. 12, S. 47-56.

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

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

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

22. **Electroanalysis**
Abstracts of the 8th International Conference held from 11 to 15 June 2000 at the University of Bonn, Germany
edited by H. Emons, P. Ostapczuk (2000), ca. 300 pages
ISBN: 3-89336-261-4

23. **Die Entwicklung des Wärmemarktes für den Gebäudesektor bis 2050**
von M. Kleemann, R. Heckler, G. Kolb, M. Hille (2000), II, 94 Seiten
ISBN: 3-89336-262-2

24. **Grundlegende Entwicklungstendenzen im weltweiten Stoffstrom des Primäraluminiums**
von H.-G. Schwarz (2000), XIV, 127 Seiten
ISBN: 3-89336-264-9

25. **Klimawirkungsforschung auf dem Prüfstand**
Beiträge zur Formulierung eines Förderprogramms des BMBF
Tagungsband des Workshop „Klimaforschung“, Jülich, vom 02. bis 03.12.1999
von J.-Fr. Hake, W. Fischer (2000), 150 Seiten
ISBN: 3-89336-270-3

26. **Energiezukunft 2030**
Schlüsseltechnologien und Techniklinien
Beiträge zum IKARUS-Workshop 2000 am 2./3. Mai 2000
herausgegeben von U. Wagner, G. Stein (2000), 201 Seiten
ISBN: 3-89336-271-1

27. **Der globale Wasserkreislauf und seine Beeinflussung durch den Menschen**
Möglichkeiten zur Fernerkundungs-Detektion und -Verifikation
von D. Klaus und G. Stein (2000), 183 Seiten
ISBN: 3-89336-274-6

28. **Satelliten und nukleare Kontrolle**
Änderungsdetektion und objektorientierte, wissenschaftliche Klassifikation von
Multispektralaufnahmen zur Unterstützung der nuklearen Verifikation
von I. Niemeyer (2001), XIV, 206 Seiten
ISBN: 3-89336-281-9

29. **Das hydrologische Modellsystem J2000**
Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten
von P. Krause (2001), XIV, 247 Seiten
ISBN: 3-89336-283-5

30. **Aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung**
von G. Fleischer, J.-Fr. Hake (2002), IV, 64 Blatt
ISBN: 3-89336-293-2

31. **Nachhaltiges Management metallischer Stoffströme**
Indikatoren und deren Anwendung
Workshop, 27.-28.06.2001 im Congresszentrum Rolduc, Kerkrade (NL)
herausgegeben von W. Kuckshinrichs, K.-L. Hüttner (2001), 216 Seiten
ISBN: 3-89336-296-7

32. **Ansätze zur Kopplung von Energie- und Wirtschaftsmodellen zur Bewertung zukünftiger Strategien**
IKARUS-Workshop am 28. Februar 2002, BMWi, Bonn. Proceedings
herausgegeben von S. Briem, U. Fahl (2003), IV, 184 Seiten
ISBN: 3-89336-321-1

33. **TRACE. Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology**
Volume 1: Proceedings of the Dendrosymposium 2002,
April 11th – 13th 2002, Bonn/Jülich, Germany
edited by G. Schleser, M. Winiger, A. Bräuning et al., (2003), 135 pages, many
partly coloured illustrations
ISBN: 3-89336-323-8

34. **Klimaschutz und Beschäftigung durch das KfW-Programm zur CO₂-Minderung und das KfW-CO₂-Gebäudesanierungsprogramm**
von M. Kleemann, R. Heckler, A. Kraft u. a., (2003), 53 Seiten
ISBN: 3-89336-326-2

35. **Klimaschutz und Klimapolitik: Herausforderungen und Chancen**
Beiträge aus der Forschung
herausgegeben von J.-Fr. Hake, K. L. Hüttner (2003), III, 231 Seiten
ISBN: 3-89336-327-0

36. **Umweltschutz und Arbeitsplätze, angestoßen durch die Tätigkeiten des Schornsteinfegerhandwerks**
Auswertung von Schornsteinfeger-Daten
von M. Kleemann, R. Heckler, B. Krüger (2003), VII, 66 Seiten
ISBN: 3-89336-328-9

37. **Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen**
von H. Bogen, R. Kunkel, T. Schöbel, H. P. Schrey, F. Wendland (2003), 148
Seiten
ISBN: 3-89336-329-7

38. **Dendro-Isotope und Jahrringbreiten als Klimaproxis der letzten 1200 Jahre im Karakorumgebirge/Pakistan**
von K. S. Treydte (2003), XII, 167 Seiten
ISBN: 3-89336-330-0

39. **Das IKARUS-Projekt: Energietechnische Perspektiven für Deutschland**
herausgegeben von P. Markewitz, G. Stein (2003), IV, 274 Seiten
ISBN: 3-89336-333-5

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

50. **Politiksznarien für den Umweltschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Langfristszenarien und Handlungsempfehlungen ab 2012 (Politiksznarien III)
herausgegeben von P. Markewitz u. H.-J. Ziesing (2004), XVIII, 502 Seiten
ISBN: 3-89336-370-X

51. **Die Sauerstoffisotopenverhältnisse des biogenen Opals lakustriner Sedimente als mögliches Paläothermometer**
von R. Moschen (2004), XV, 130 Seiten
ISBN: 3-89336-371-8

52. **MOSYRUR: Water balance analysis in the Rur basin**
von Heye Bogena, Michael Herbst, Jürgen-Friedrich Hake, Ralf Kunkel, Carsten Montzka, Thomas Pütz, Harry Vereecken, Frank Wendland (2005), 155 Seiten
ISBN: 3-89336-385-8

53. **TRACE. Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology**
Volume 3: Proceedings of the Dendrosymposium 2004, April 22nd – 24th 2004, Birmensdorf, Switzerland
edited by Holger Gärtner, Jan Esper, Gerhard H. Schleser (2005), 176 pages
ISBN: 3-89336-386-6

54. **Risikobewertung Mobilfunk: Ergebnisse eines wissenschaftlichen Dialogs**
herausgegeben von P. M. Wiedemann, H. Schütz, A. Spangenberg (2005), ca. 380 Seiten
ISBN: 3-89336-399-8

55. **Comparison of Different Soil Water Extraction Systems for the Prognoses of Solute Transport at the Field Scale using Numerical Simulations, Field and Lysimeter Experiments**
by L. Weihermüller (2005), ca. 170 pages
ISBN: 3-89336-402-1

56. **Effect of internal leaf structures on gas exchange of leaves**
by R. Pieruschka (2005), 120 pages
ISBN: 3-89336-403-X

57. **Temporal and Spatial Patterns of Growth and Photosynthesis in Leaves of Dicotyledonous Plants Under Long-Term CO₂- and O₃-Exposure**
by M. M. Christ (2005), 125 pages
ISBN: 3-89336-406-4

58. **Öffentliche Kommunikation über Klimawandel und Sturmflutrisiken Bedeutungskonstruktion durch Experten, Journalisten und Bürger**
von H. P. Peters, H. Heinrichs (2005), 231 Seiten, CD
ISBN: 3-89336-415-3

59. **Umsatz verschiedener Ernterückstände in einem Bodensäulenversuchssystem – Einfluss auf die organische Bodensubstanz und den Transport zweier Xenobiotika**
von N. Drewes (2005), 221 Seiten
ISBN: 3-89336-417-X
60. **Evaluierung der CO₂-Minderungsmaßnahmen im Gebäudebereich**
von M. Kleemann, P. Hansen (2005), 84 Seiten
ISBN: 3-89336-419-6
61. **TRACE. Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology**
Volume 4: Proceedings of the Dendrosymposium 2005,
April 21st – 23rd 2005, Fribourg, Switzerland
edited by Ingo Heinrich, Holger Gärtner, Michel Monbaron, Gerhard Schleser
(2006), 313 pages
ISBN: 3-89336-425-0
62. **Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems**
Ist-Zustands- und Maßnahmenanalysen
von R. Kunkel, F. Wendland (2006), 130 Seiten
ISBN: 3-89336-437-4
63. **Abhängigkeit des Wurzelwachstums vom Lichtregime des Sprosses und deren Modifikation durch Nährstoffe sowie im Gravitropismus**
von Kerstin A. Nagel (2006), 119 Seiten
ISBN: 3-89336-443-9
64. **Chancen und Risiken zukünftiger netzgebundener Versorgung**
Ein multi-kriterielles Verfahren zur Bewertung von Zukunftsszenarien
von C. R. Karger, W. Hennings, T. Jäger (2006), 296 Seiten
ISBN: 3-89336-445-5
65. **Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen**
von B. Tetzlaff (2006), 287 Seiten
ISBN: 3-89336-447-1

Durch die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie besteht auch in Deutschland ein verstärkter Bedarf an wissenschaftlichen Methoden, mit deren Hilfe eine Verbesserung des Gewässerzustands erreicht werden kann. Dies war u.a. ein Grund für das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) den Förderschwerpunkt „Flussgebietsmanagement“ einzurichten. Er bildete den Rahmen für das interdisziplinäre Forschungsprojekt „REGFLUD“, das von 2001–2005 durchgeführt wurde und an dem das Forschungszentrum Jülich beteiligt war. Das Ziel des Projekts bestand in der Entwicklung von Methoden zur Quantifizierung von Nährstoffeinträgen (N, P) in Grundwasser und Oberflächengewässer sowie von Maßnahmen, die zu einer Reduzierung der Stoffbelastung führen. Untersuchungsgebiete waren die makroskaligen Flusseinzugsgebiete der Ems und von Teilen des Rheins (Ruhr, Wupper, Sieg und Erft).

In diesem Band wird die Entwicklung und Anwendung des Phosphatmodells MEPhos beschrieben, mit dem mehrjährige mittlere Einträge von Gesamt-P aus diffusen und punktuellen Quellen berechnet werden können. Dabei werden die Pfade Erosion, Abschwemmung, Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Trennkanalisation, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter sowie Mischwasserentlastung berücksichtigt. Diffuse Einträge werden auf Basis von Phosphotopen flächendifferenziert berechnet, sodass räumliche Belastungsschwerpunkte auch unterhalb der Flussgebietsebene identifiziert werden können. Nach Summierung der pfadbezogenen Einzeleinträge und Modellierung der Retention in stehenden und fließenden Gewässern ist eine Validierung der Modellergebnisse mit gemessenen Gewässergütedaten möglich. Anschließend werden aufbauend auf validen Modellergebnissen der Zeitreihe 1995–1999 Szenarien vorgestellt, mit welchen Bewirtschaftungs- bzw. Landnutzungsänderungen Reduktionen der P-Belastung erzielt werden können.

Forschungszentrum Jülich
in der Helmholtz-Gemeinschaft



Band/Volume 65
ISBN 3-89336-447-1

Umwelt
Environment