

Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen

**Abschlussbericht zum Kooperationsvertrag
zwischen**

**Hessischem Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG)
und**

**Forschungszentrum Jülich GmbH, Institut für Chemie und Dynamik
der Geosphäre, ICG – 4 Agrosphäre (FZJ-ICG 4)**

Laufzeit: 07/2007 – 06/2008

Verfasser:

**Dr. Björn Tetzlaff und Dr. Frank Wendland
FZJ-ICG 4**

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	11
1.1	Hintergrund des Kooperationsvorhabens	11
1.2	Zielsetzung des Kooperationsvorhabens	12
2	Der P-Eintrag in naturräumlich heterogenen Flusseinzugsgebieten aus diffusen und punktuellen Quellen	15
3	Das Modell MEPhos	21
4	Modellierung des Wasserhaushalts	27
4.1	Modellbeschreibung GROWA	27
4.2	Erstellung und Aufbereitung der Eingangsdaten	31
4.2.1	Klima	33
4.2.2	Landnutzung	36
4.2.3	Boden	38
4.2.4	Potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche	40
4.2.5	Digitales Geländemodell	43
4.2.6	Hydrogeologische Gesteinseinheiten	46
4.3	Modellergebnisse und Validitätsüberprüfung	47
5	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen	59
5.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen	59
5.2	Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Dränagen	62
5.3	Ergebnisse	64
6	P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss	67
6.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss	67
6.2	Ergebnisse	70
7	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	71
7.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung	71
7.2	Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Abschwemmung	74
7.3	Ergebnisse	78
8	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	81
8.1	Ansatz zur Modellierung des partikulären P-Eintrags	81
8.2	Aufbereitung der Eingangsdaten und Ermittlung der zum partikulären P-Eintrag beitragenden Flächen	84
8.3	Ergebnisse	95

9	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Trennkanalisationen	99
9.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Trennkanalisation	99
9.2	Ergebnisse	100
10	P-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung.....	103
10.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Mischwasserentlastungen.....	103
10.2	Ergebnisse	105
11	P-Einträge in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern	107
11.1	Methodik zur Erfassung von P-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen	107
11.2	Ergebnisse	107
12	Modellergebnisse zum mittleren P-Gesamteintrag aus punktuellen und diffusen Quellen.....	111
12.1	Validierung der Modellergebnisse mit Messwerten der Gewässergüteüberwachung in Hessen.....	111
12.2	Darstellung und Diskussion der Modellergebnisse zum mittleren Gesamteintrag	118
13	Zusammenfassung und Ansatzpunkte für künftige Verbesserungen.....	125
14	Literaturverzeichnis	129

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	P-Einträge in die Oberflächengewässer Deutschlands nach Herkunft.....	11
Abb. 2:	Jährliche P-Überschüsse in Deutschland 1950-2002.....	15
Abb. 3:	Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den Elementen des terrestrischen Wasserhaushalts.....	16
Abb. 4:	Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den an die Abflusskomponenten gekoppelten diffusen Eintragspfaden.....	17
Abb. 5:	Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos.....	24
Abb. 6:	Schematische Darstellung des Wasserhaushaltsmodells GROWA bei der Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten.....	30
Abb. 7:	Prozentuale Verteilung der Landnutzungsklassen nach Karte 5	37
Abb. 8:	Luftbildausschnitt mit dränierten Ackerflächen (Tetzlaff et al. 2008a).....	41
Abb. 9:	Fehler im DRM 20: verrauschte Unterhänge (links).....	45
Abb. 10:	Fehler im DRM20: Trennlinien einer Kachelung (rechts).....	45
Abb. 11:	Schematische Darstellung des Verfahrensgangs zur Validitätsüberprüfung der berechneten Abflusshöhen	54
Abb. 12:	Vergleich der berechneten (Modell GROWA) mit gemessenen mittleren Gesamtabflusshöhen (1971-2000)	56
Abb. 13:	Vergleich der berechneten (Modell GROWA) mit gemessenen mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1971-2000)	57
Abb. 14:	Beispiel für reliefbedingte Tiefenlinien in Hessen (weiß: modellierte Tiefenlinien, blau: Hauptvorfluternetz HLUG).....	77
Abb. 15:	Sensitivität des Bodenabtrags auf Veränderung der Faktoren relativ zum bayerischen Standardfall (9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70 (AUERSWALD 1987)).....	82
Abb. 16:	Vergleich von LS-Faktoren ohne (links) und mit (rechts) Berücksichtigung des Wegenetzes (Farbverlauf von grün nach rot)	88
Abb. 17:	LS-Faktor in Abhängigkeit der Hangneigung und bei einer Hanglänge von 100 m (Neigung 0-90°), berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen	89
Abb. 18:	LS-Faktor in Abhängigkeit der Hangneigung und bei einer Hanglänge von 100 m (Neigung 0-10°), berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen	90
Abb. 19:	Hangneigungsverteilung der erosionsgefährdeten Anbaufläche in Hessen.....	91
Abb. 20:	LS-Faktor bei einer definierten Hangneigung von 5° in Abhängigkeit der erosiven Hanglänge, berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen	91
Abb. 21:	Anzahl kommunaler Kläranlagen nach Größenklassen des mittleren P-Eintrags (2005) in t/a	109

Abb. 22:	Validitätsüberprüfung der modellierten mittleren Einträge von Gesamt-P in Hessen	115
Abb. 23:	Validitätsüberprüfung der modellierten mittleren Einträge von ortho-P in Hessen	115
Abb. 24:	Mehrjährige mittlere P-Einträge in Hessen absolut, differenziert nach Pfaden	119
Abb. 25:	Mehrjährige mittlere P-Einträge in Hessen relativ, differenziert nach Pfaden	119

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Haupt-Parameter, die wesentlichen Einfluss auf die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus diffusen Quellen in makroskaligen Flusseinzugsgebieten ausüben	22
Tab. 2:	Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger und Wessolek	28
Tab. 3:	Für die Modellierung des Wasserhaushalts und des P-Eintrags in Hessen verwendete Datengrundlagen	32
Tab. 4:	Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränkter Flächen an den Parameterkombinationen (Tetzlaff et al. 2008a)	42
Tab. 5:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten aus Tetzlaff (2006)	62
Tab. 6:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (aus Tetzlaff 2006)	73
Tab. 7:	Häufigkeit der Erosionsgefährdungsklassen und Anteil des gesamten Bodenabtrags pro Erosionsgefährdungsklasse	94
Tab. 8:	Literaturwerte zum Bodenabtrag	94
Tab. 9:	Literaturwerte zum Sedimenteintrags-Verhältnis	95
Tab. 10:	Anteil des P-Eintrags über Erosion und Anteil der Liefergebiete an gesamter Sedimentlieferfläche	97
Tab. 11:	Literatur-Referenzwerte für Einträge von Gesamt-P über Straßenablauf von verschiedenen Flächentypen	100
Tab. 12:	Literatur-Referenzwerte zur Höhe der Konzentration von Gesamt-P in entlastetem Mischwasser	105
Tab. 13:	Literaturangaben zur P-Belastung durch Mischwasserentlastung	105
Tab. 14:	Zur Validierung verwendete Gütedaten der Messstellen	112

Verzeichnis der Karten

Karte 1:	Mittlere Jahresniederschläge (1971-2000).....	33
Karte 2:	Mittlere Sommerniederschläge (1971-2000).....	34
Karte 3:	Mittlere Winterniederschläge (1971-2000).....	35
Karte 4:	Mittlere potenzielle Verdunstung (1971-2000).....	36
Karte 5:	Landnutzungsklassen	37
Karte 6:	Grundwasserflurabstand.....	38
Karte 7:	Stauanäseeinfluss	39
Karte 8:	Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	40
Karte 9:	Potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche	43
Karte 10:	Relief	44
Karte 11:	Hangneigung.....	45
Karte 12:	Exposition.....	46
Karte 13:	Hydrogeologische Einheiten im Festgestein.....	47
Karte 14:	Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem Modell GROWA.....	48
Karte 15:	Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem HLUG- Modell	49
Karte 16:	Mittleres Verhältnis von Grundwasserneubildung zum Gesamtabfluss (1971-2000), berechnet mit dem GROWA-Modell	50
Karte 17:	Mittleres Verhältnis von Grundwasserneubildung zum Gesamtabfluss (1971-2000), berechnet mit dem HLUG-Modell	50
Karte 18:	Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem GROWA- Modell	51
Karte 19:	Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem HLUG-Modell	52
Karte 20:	Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000), berechnet mit dem GROWA-Modell	53
Karte 21:	Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000), berechnet mit dem HLUG-Modell	53
Karte 22:	Abflusspegel und zugehörige Flusseinzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten Abflusshöhen	55
Karte 23:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen.....	63
Karte 24:	Mittlere P-Einträge über Dränagen	64
Karte 25:	Mittlere Konzentrationen von PO ₄ gesamt im Grundwasser.....	68
Karte 26:	Mittlere Konzentrationen von Gesamt-P im Grundwasser	69
Karte 27:	Mittlere P-Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss.....	70
Karte 28:	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Abschwemmung	78

Karte 29:	Mittlere P-Einträge über Abschwemmung.....	79
Karte 30:	Potenziell erosionsgefährdete Anbaufläche.....	85
Karte 31:	Verteilung des C-Faktors.....	86
Karte 32:	Verteilung des K-Faktors.....	87
Karte 33:	Verteilung des R-Faktors.....	88
Karte 34:	Verteilung des LS-Faktors.....	92
Karte 35:	Erosionsgefährdung.....	93
Karte 36:	Mittlere P-Einträge über Erosion.....	96
Karte 37:	Mittlere P-Einträge über Trennkanalisation.....	101
Karte 38:	Mittlere P-Einträge über Mischwasserentlastung.....	106
Karte 39:	Mittlere P-Einträge über kommunale Kläranlagen (2005).....	108
Karte 40:	Mittlere P-Einträge über industrielle Direkteinleitungen (2005).....	109
Karte 41:	Güte-Messstellen und zugehörige Flusseinzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen.....	114
Karte 42:	Mittlere GesamtP-Einträge differenziert nach Eintragspfaden für Gruppen von Oberflächenwasserkörpern sowie Summe der flächenhaften GesamtP-Belastung für Oberflächenwasserkörper.....	120
Karte 43:	Verteilung der Oberflächenwasserkörper-Gruppen.....	121
Karte 44:	Mittlere P-Belastung der Oberflächenwasserkörper einschließlich der Belastung durch Oberlieger.....	121
Karte 45:	Quelle des maximalen P-Eintrags pro Oberflächenwasserkörper.....	122
Karte 46:	Summe des mittleren geogenen P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss und Bedeutung für den Gesamteintrag.....	123

1 Einleitung

1.1 Hintergrund des Kooperationsvorhabens

In die Fließgewässer Deutschlands werden derzeit jährlich ca. 33.000 t des Pflanzennährstoffs Phosphor (P) eingetragen (BMU 2006, 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.

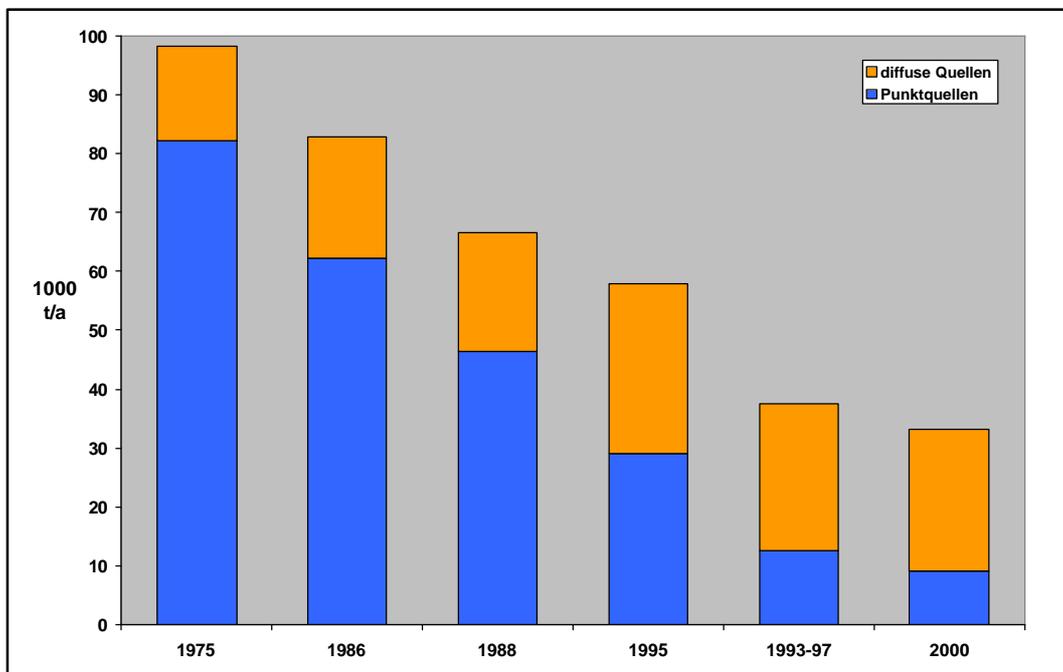


Abb. 1: P-Einträge in die Oberflächengewässer Deutschlands nach Herkunft

Quellen: Bernhardt (1978), Firk u. Gegenmantel (1986), Ostertag u. Eck-Düpont (1989), UBA (2000), BMU (2001 u. 2006)
(Die Angaben 1975-1988 beziehen sich auf die Bundesrepublik vor der Wiedervereinigung.)

Abbildung 1 zeigt, dass sich die P-Gesamteinträge in die Fließgewässer Deutschlands während der letzten 30 Jahre von ca. 100.000 t/a auf etwa 33.000 t/a verringert haben. Berücksichtigt man, dass sich die Angaben für den Zeitraum 1975 bis 1988 lediglich auf die westlichen Bundesländer, die Zahlen für 2000 sich hingegen auf das wiedervereinigte Deutschland beziehen, muss der Rückgang des Gesamteintrags von P mehr als 77 % 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.

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 stark gestiegenen P-Gehalte im Boden und die Zunahme der Bodenerosion hauptverantwortlich (Kap. 2, Abb. 2, Scheffer u. Schachtschabel 1998).

Vor dem Hintergrund der nachhaltigen Nutzung von Wasserressourcen zielt die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000) darauf ab, für alle Gewässertypen den „guten Zustand“, u.a. in Bezug auf die Wasserqualität, zu erreichen (Art. 1 u. 4). Außerdem sollen bis 2009 detaillierte Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme für Flusseinzugsgebiete erstellt werden (Art. 13). Dies erfordert u.a. die Weiterentwicklung und Anwendung von 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.

Wie die Bestandsaufnahme nach EG-WRRL gezeigt hat, stellen hohe Nährstoffeinträge und ihre Folgen auch in vielen hessischen Oberflächengewässern nach wie vor eine signifikante Belastung dar. Die Analyse der Belastungssituation eutrophierungsgefährdeter Binnengewässer hat ergeben, dass auch in Hessen eine Reduzierung der Nährstoffeinträge vorrangig bei den Phosphoreinträgen ansetzen muss. Die Durchführung der Pilotprojekte „Emsbach“, „Modau“ und „Lahn“ hat u.a. gezeigt, dass die Bedeutung diffuser und punktueller Quellen von GesamtP-Einträgen je nach Flussgebiet stark variieren kann.

1.2 Zielsetzung des Kooperationsvorhabens

Für die Umsetzung der EG-WRRL in Hessen sind Untersuchungen zur P-Belastung der Oberflächengewässer durchzuführen, um auf der räumlichen Basis von Flussgebieten bzw. Oberflächenwasserkörpern Aussagen zur Eintragshöhe von GesamtP und seiner Quellen machen zu können. In den nach Artikel 13 EG-WRRL bis 2009 aufzustellenden Bewirtschaftungsplänen sind die signifikanten Belastungen aus diffusen und punktuellen Quellen darzustellen, deren Plausibilität mit einer modellgestützten Bilanzierung untermauert werden kann. Bei den ebenfalls zu erarbeitenden Maßnahmenprogrammen spielt Kosteneffizienz eine wichtige Rolle, was u.a. auch dadurch gewährleistet wird, dass bei einer modellgestützten Analyse der Belastungssituation zunächst räumliche Schwerpunkte des P-Eintrags identifiziert werden. Diese können einerseits gezielter untersucht werden und andererseits können diese Gebiete vorrangig für die Anwendung von Maß-

nahmen in Betracht gezogen werden. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, bei minimiertem Mitteleinsatz größtmögliche Minderungseffekte zu erzielen. Um effektive Maßnahmen ableiten zu können, ist die Kenntnis aller relevanten diffusen und punktuellen Quellen in einem Einzugsgebiet erforderlich. Dies gilt umso mehr, als bei strenger Anwendung des „Verursacherprinzips“ bei der Anwendung von Maßnahmen die genaue Kenntnis sowohl der Herkunftsflächen als auch der Eintragspfade wesentliche Voraussetzung ist.

Das Ziel des Kooperationsvorhabens besteht daher in der modellgestützten Analyse von signifikanten Phosphoreinträgen in hessischen Oberflächengewässern. Dabei sind folgende Eintragspfade zu berücksichtigen: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Erosion, Abschwemmung, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Trennkanalisation und Mischwasserentlastung. Zur Quantifizierung der P-Einträge soll das im Forschungszentrum Jülich entwickelte GIS-gestützte Modell MEPhos eingesetzt werden. Es wurde für die großräumige Quantifizierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen in großen Untersuchungsgebieten entwickelt und bislang auf Flussgebiete in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Thüringen erfolgreich angewendet (Tetzlaff 2006, Tetzlaff et al. 2008, Guse et al. 2007). Die Modellierung zielt auf die Abbildung mittlerer mehrjähriger Eintragsverhältnisse ab, wobei ausschließlich Daten verwendet werden sollen, die dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie derzeit zugänglich sind. Besondere Bedeutung kommt den im Rahmen des Monitoring erhobenen Daten des Zeitraums 2005-2006 zu. Die Validität der Modellergebnisse soll mit Gewässergütedaten überprüft werden.

2 Der P-Eintrag in naturräumlich heterogenen Flusseinzugsgebieten aus diffusen und punktuellen Quellen

Im Mittel Deutschlands werden die P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen auf ca. 33.000 t geschätzt, wobei die diffusen Quellen etwa 50 % ausmachen (BMU 2006, Bezugsjahr 2000, Kap. 1.1). Diese mittleren Verhältnisse können in einzelnen Flussgebieten in Abhängigkeit der naturräumlichen Bedingungen, der Bevölkerungsdichte, der Industriestruktur und anderer Faktoren erheblich variieren, wie auch die Pilotprojekte in Hessen gezeigt haben (Kap. 1.2). Zu den diffusen Quellen werden hier landwirtschaftliche P-Einträge über die Eintragspfade Dränagen, Abschwemmung sowie Erosion und geogene Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss gezählt. Das Auftreten der Einträge ist ebenso wie ihre Höhe stark von den Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Drainageabfluss und Grundwasserneubildung abhängig (Abb. 3 u. Abb. 4). Die Abflusskomponenten zählen neben Niederschlag und Verdunstung zu den Haupt-Elementen des terrestrischen Wasserhaushalts, der in Abb. 3 dargestellt ist.

Im Berg- und Hügelland stellt Bodenerosion i.d.R. den bedeutendsten Eintragspfad für P dar. In diesem Zusammenhang sind Kenntnisse über den P-Gehalt im Oberboden von großer Bedeutung. Durch P-Düngung in der Landwirtschaft beeinflusst der Mensch in erheblichem Maße die Düngebilanz-Überschüsse, von denen die Phosphatgehalte im Boden 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. 2).

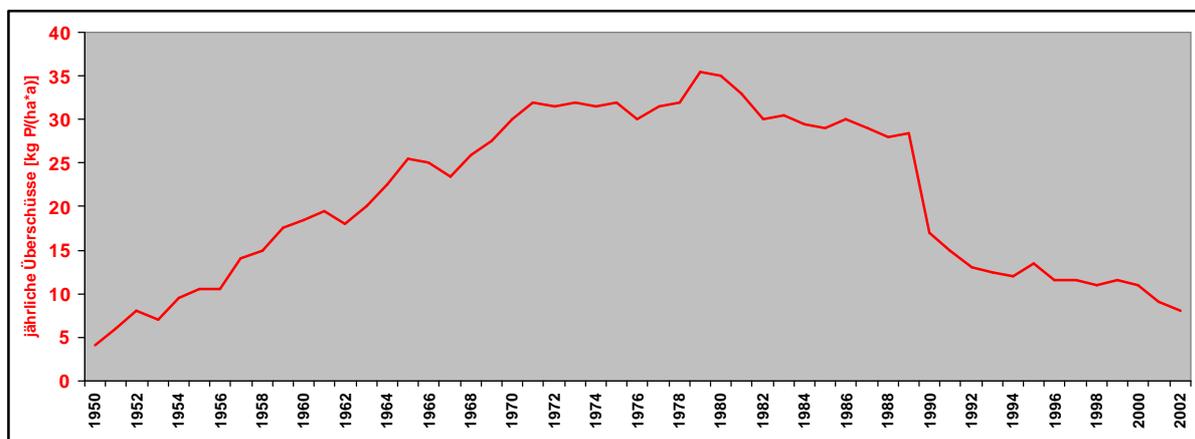


Abb. 2: Jährliche P-Überschüsse in Deutschland 1950-2002

Quellen: Frede (2003)

Zwischen 1960 und 1989 wurden in Deutschland jährlich zwischen ca. 20 und 36 kg Phosphor/ha über den Ernteentzug hinaus mit Mineral- und Wirtschaftsdüngern aufgebracht. Seit 1990 sind die Überschüsse in ganz Deutschland stark rückläufig, betragen 2002 jedoch immer noch ca. 8 kg/ha (Abb. 2). Damit sind in den landwirtschaftlich ge-

nutzten Böden nach wie vor hohe Phosphatmengen gespeichert, die ein Potenzial für Nährstoffeinträge in Gewässer darstellen.

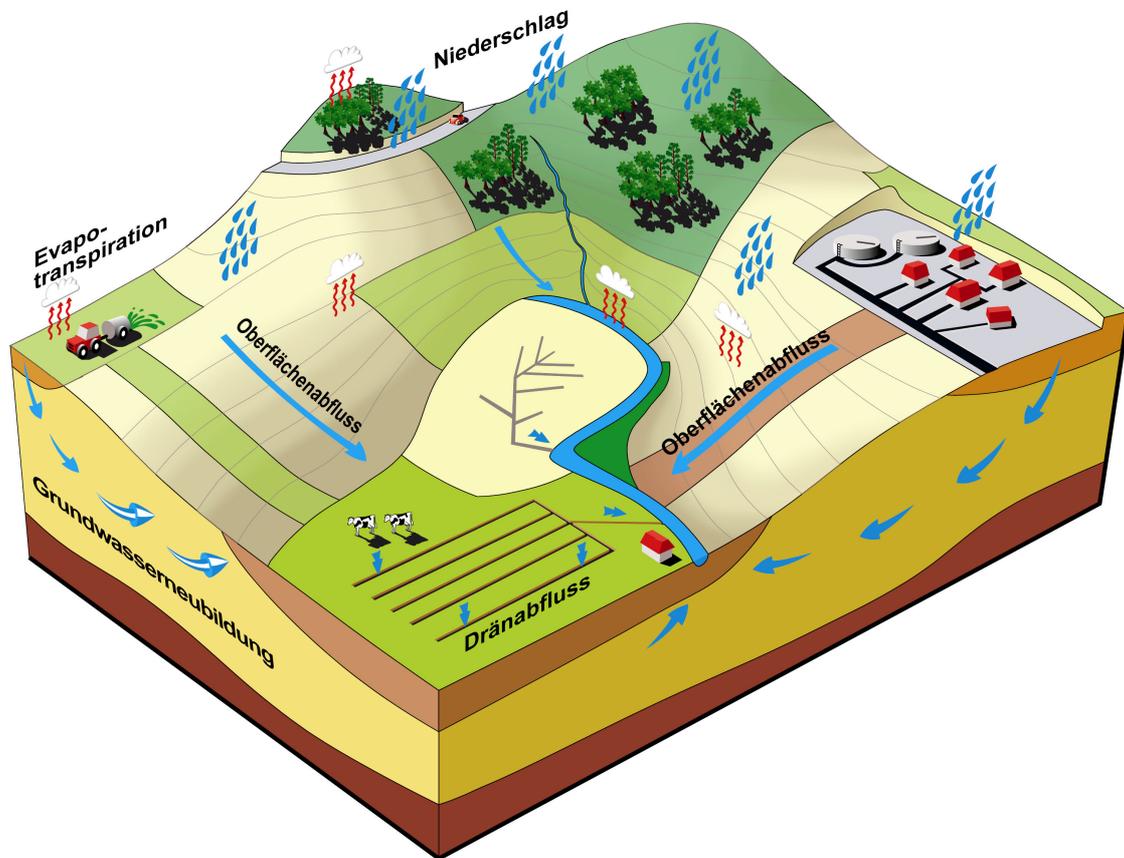


Abb. 3: Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den Elementen des terrestrischen Wasserhaushalts

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 Bodenkrume gebunden werden und eine Verlagerung in größere Bodentiefen mit dem Sickerwasser nur sehr eingeschränkt erfolgt. Als Folge entstehen in Bezug auf den P-Gehalt des Bodens sog. „kopflastige Bodenprofile“. Diffuser P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus landwirtschaftlich genutzten Flächen kann jedoch auch im Flachland verstärkt auftreten. So sind z.B. in der Leda-Jümme-Niederung Niedersachsens festgestellte Eutrophierungserscheinungen auf erhöhte P-Austräge aus landwirtschaftlichen Flächen zurückgeführt worden (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 Güllendüngung 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).

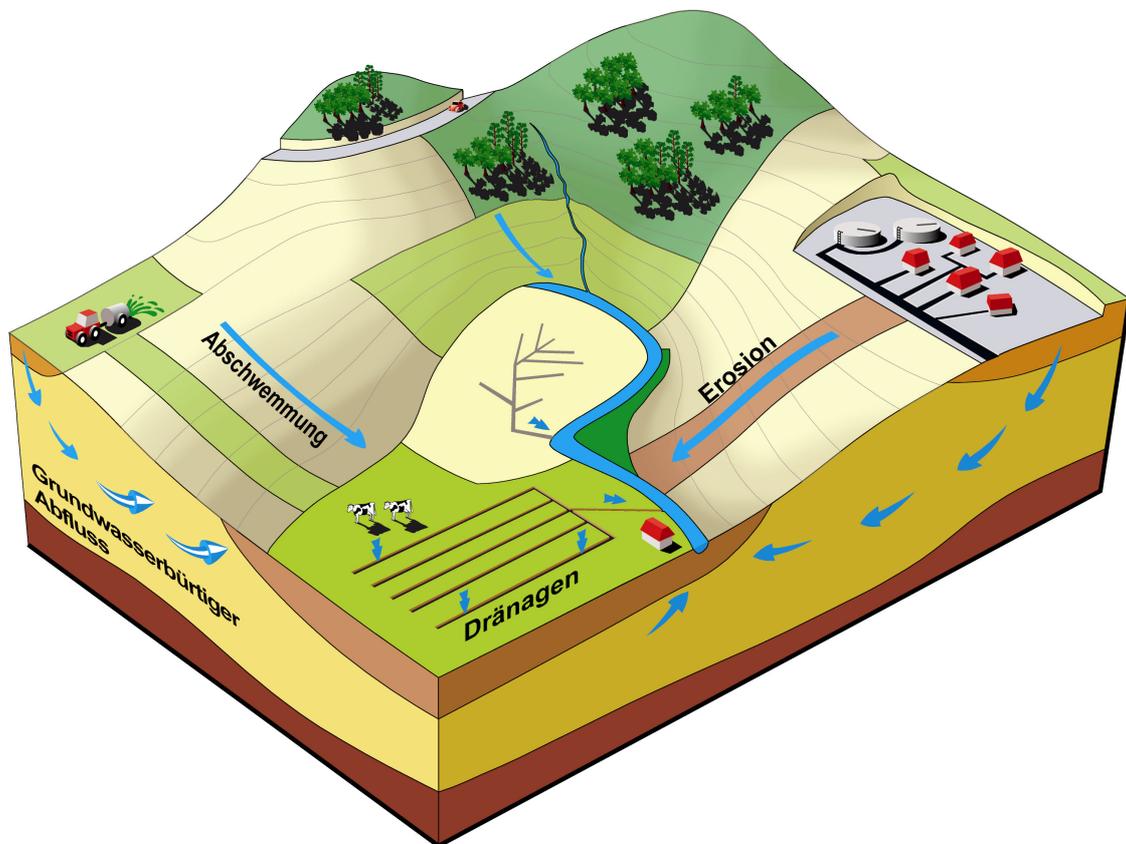


Abb. 4: Beispiel eines Fluss-Einzugsgebiets mit heterogener Landnutzung und den an die Abflusskomponenten gekoppelten diffusen Eintragspfaden

Die Verknüpfung der einzelnen Abflusskomponenten mit den verschiedenen Eintragspfaden zeigt ein Vergleich zwischen Abb. 3 und Abb. 4. Der Oberflächenabfluss führt gelöste Phosphate von der Bodenoberfläche ab, was als Abschwemmung bezeichnet wird (Leinweber et al. 2002). 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 Phos-

phats führen (Abb. 3 u. Abb. 4). 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, Duttmann 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, 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. 6).

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 Fließgewässernetz angeschlossen sind. Mit zunehmender Reliefenergie erhöht sich dieser Anteil deutlich, eine vollständige Anbindung der Einzugsgebietsfläche an das Fließgewässernetz kann jedoch in makroskali-

gen 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, das 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). Dies gilt insbesondere für Einzugsgebiete im Flachland.

3 Das Modell MEPhos

Im Rahmen des BMBF-Projekts „REGFLUD“ (Förderschwerpunkt Flusseinzugsgebietsmanagement) wurde das Modell MEPhos im Forschungszentrum Jülich zwischen 2001 und 2005 entwickelt (Tetzlaff 2006, Tetzlaff u. Wendland 2007). Im Projekt wurde MEPhos erfolgreich auf die Flussgebiete der Ems (12.940 km²) und von Teilen des Rheins (12.500) erfolgreich angewendet. Guse et al. (2007) wendeten das Modell auf das Einzugsgebiet der Weißen Elster (ca. 5300 km²) an.

MEPhos steht für ‚Modell zur Ermittlung des Phosphateintrags aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer‘. Bei MEPhos handelt es sich um einen konzeptionellen flächendifferenzierten Emissionsansatz zur Ermittlung mehrjähriger mittlerer Einträge von Gesamt-P über die Eintragspfade Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion, Trennkanalisation, Mischwasserentlastung, kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter. Das Modell ist so konzipiert, dass es auf heterogene makroskalige Untersuchungsgebiete mit bereits vorhandenen Datengrundlagen anwendbar ist. Gesonderte Erfassungen sind nicht erforderlich. Zielmaßstab des Modellansatzes ist die mittlere Maßstabebene. Das Modell ist kalibrierbar und validierbar. Die flächendifferenzierten Modellergebnisse erlauben die Ausweisung räumlicher Belastungsschwerpunkte („Hot Spots“), für die zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden können.

Da die verschiedenen diffusen Eintragspfade eng mit Abflusskomponenten verknüpft sind (Kap. 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 Untersu-

chungen 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 große Untersuchungsgebiete.

Tab. 1: 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	Trennkanalesation
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 Staunäseeinfluss	Anteil versiegelter Flächen
P-Gehalt des Bodens	P-Gehalt des Bodens	Anbindung der Fläche an das Gewässernetz	Landnutzung	Anteil der Trennkanalesation 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)

Das Ergebnis der Literaturlauswertung unter Verwendung der genannten Kriterien ist in Tab. 1 zusammengefasst. Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Parameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst erstellt worden sind oder durch Bundes- und Landesbehörden bereitgestellt werden. 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, Abb. 5). 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 bereitgestellt werden (Abb. 5). Eine Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen und ihre Herkunft liefert Tab. 3 in Kapitel 4.2.

Da die in Tab. 1 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 Hydrotope 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. 5). Aus einem Phosphotop kann der Eintrag nur über einen spezifischen Pfad erfolgen, die Phosphotope unterschiedlicher 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.

Die Vorteile des Phosphotop-Konzepts bestehen in der Basierung auf objektiven, nachvollziehbaren Kriterien für die Auswahl der verwendeten Parameter und der beliebigen Erweiterungsfähigkeit. 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. 5).

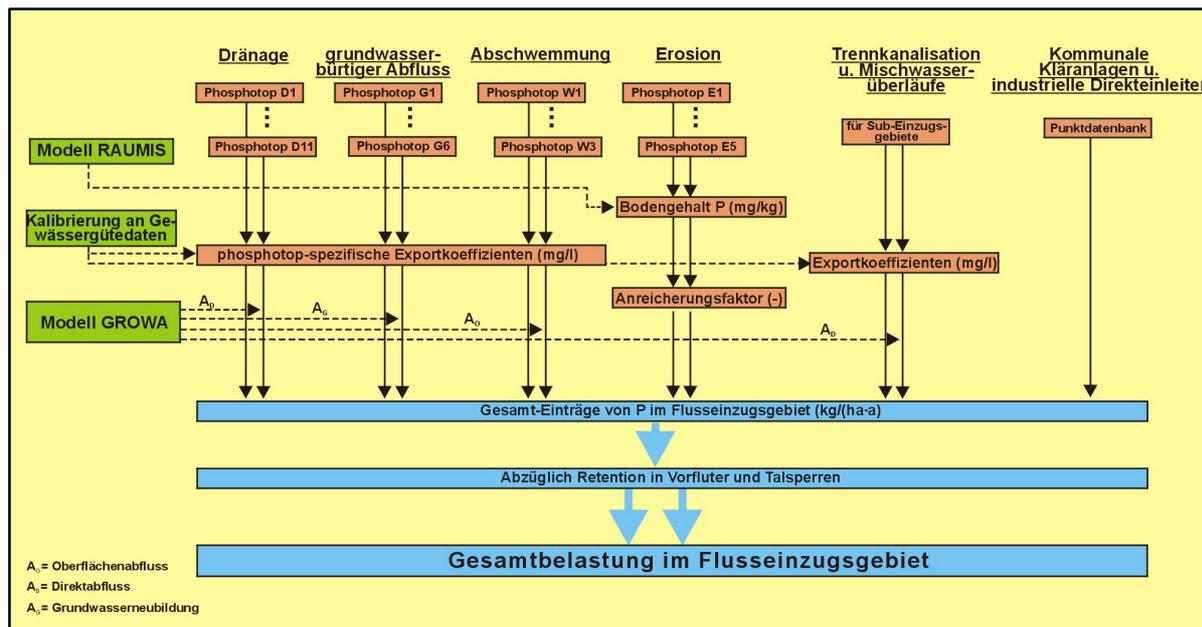


Abb. 5: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

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. 5, 6 u. 7). 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. 8.1 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. 5). 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 schwerpunktmäßig Arbeiten aus Deutschland 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. 5).

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. 5, Kap. 8.1 f.). Außerdem wird die hydraulische Anbindung an das Fließgewässernetz berücksichtigt.

Die Einträge über Trennkanalisation und Mischwasserentlastung können aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert berechnet werden. Daher werden sie auf der Ebene von Oberflächenwasserkörpern aggregiert quantifiziert. 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 auf Gütepegel bezogene 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. 5, Gl. 1, Gl. 2). Danach erfolgt ein Vergleich mit mittleren Frachtwerten, die aus gemessenen Gewässergütedaten ermittelt wurden.

$$F_{EZG} = F_{DQ} + F_{PQ} - R$$

Gl. 1

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

Gl. 2

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

Nach der Modellierung der Abflusskomponenten, die als Transportmedien des diffusen P-Eintrags fungieren, können die P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen quantifiziert werden. Hierbei wird in den folgenden Kapiteln 5-11 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 Kapitel 12 an.

4 Modellierung des Wasserhaushalts

Zur flächendifferenzierten Ermittlung der Abflusskomponenten Oberflächen- und Dränabfluss sowie Grundwasserneubildung, die als Transportmedien des diffusen P-Eintrags über die Pfade Abschwemmung, Dränagen und grundwasserbürtigen Abfluss fungieren (Kap. 5, 6 und 7), ist der Einsatz eines Wasserhaushaltsmodells erforderlich. Hierzu war vorgesehen, das für Hessen entwickelte und erfolgreich angewendete Wasserhaushaltsmodell des HLUG (Hergesell 2003) zu verwenden. Dieses Modell wurde jedoch für die Landnutzung nach DLM25 des ATKIS parametrisiert und berechnet die langjährigen mittleren Jahressummen von Gesamtabfluss, Direktabfluss und Grundwasserneubildung mit einer räumlichen Auflösung von 100·100 m². Diese Ergebnisse der Zeitreihe 1971-2000 stellen die offiziellen Ergebnisse zum Wasserhaushalt in Hessen dar. Wie in Kapitel 4.2 ausgeführt wird, soll die Modellierung des P-Eintrags in Hessen mit einer Auflösung von 20·20 m² erfolgen. Hierbei sollen grundlegend andere Landnutzungsdaten eingesetzt werden, die sich i.W. auf InVeKoS-Daten stützen. Dies hätte neben der Entwicklung von Modellroutinen zur Berücksichtigung von Dränabfluss eine vollständige Neuparametrisierung und Kalibrierung des HLUG-Modells erfordert, wovon aus Zeit- und Kapazitätsgründen abgesehen wurde. Stattdessen wurde das im Forschungszentrum Jülich entwickelte, großräumig einsetzbare Wasserhaushaltsmodell GROWA verwendet (Kunkel u. Wendland 1998 u. 2002). Mit GROWA wurden bislang Wasserhaushaltsuntersuchungen und Modellierungen der Abflusskomponenten im Auftrag der zuständigen Umweltfachbehörden für die Bundesländer Niedersachsen (Dörhöfer et al. 2001, Tetzlaff et al. 2003), Nordrhein-Westfalen (Bogena et al. 2003, Kunkel et al. 2006), Hamburg (Tetzlaff et al. 2004) und Saarland (Herrmann u. Wendland 2007) durchgeführt. Zudem 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). Anschließend wird die Aufbereitung der einzelnen Datengrundlagen dargestellt, die als Eingangsdaten verwendet werden (Kap. 4.2). Das Kapitel schließt mit einer Darstellung der Modellergebnisse und ihrer Validierung an Pegeldata (4.3).

4.1 Modellbeschreibung 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 ermittelt. 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 boden-

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

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

Gl. 3

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. 2)

Tab. 2: 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. 3). Diese wurde aus den Messwerten der Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) nach dem Wendling-Verfahren berechnet und vom DWD für Hessen regionalisiert (Karte 4). Die Wendling-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. 4), wobei Landnutzung, Bestandshöhe und nutzbare Feldkapazität als Parameter in die Berechnung des Koeffizienten f_E eingehen.

$$ET_{\max} = f_E \cdot f_H \cdot ET_{\text{pot}} \quad [\text{mm/a}]$$

Gl. 4

Weiteren Einfluss auf die Höhe der maximalen Verdunstung üben Hangneigung und Exposition aus, was besonders in Mittelgebirgsregionen von großer Bedeutung ist (Karte 11 und). Um dies im Modell zu berücksichtigen, wird nach Golf (1981) ein weiterer Faktor f_H , verwendet, der sich nach Gl. 5 errechnet.

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

Gl. 5

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. 6).

$$ET_{\text{real, versiegelt}} = ET_{\text{real}} - f_V \cdot G \quad [\text{mm/a}]$$

Gl. 6

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

ET_{real} = nach Gl. 3 berechnete reale Verdunstung [mm/a]

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

G = Versiegelungsgrad [%]

Die Festlegung der Versiegelungsgrade für die urbanen Landnutzungsklassen nach DLM 25 wird in Anlehnung an eigene Projekterfahrungen (Tetzlaff et al. 2003, Tetzlaff et al. 2004) vorgenommen und ist mit dem HLU abgestimmt. Auf Basis der Versiegelungsgrade für urban geprägte DLM-Landnutzungsklassen und des Faktors f_V lässt sich die reale Verdunstung versiegelter Flächen nach Gl. 6 berechnen.

Mit Hilfe der Renger-Wessolek-Gleichung (Gl. 3) und der beschriebenen Erweiterungen (Gl. 4 - Gl. 6) werden im Modell GROWA zunächst die mehrjährige mittlere reale Verdunstung und dann über die Differenz zum Niederschlag der Gesamtabfluss berechnet. 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 Ge-

santabflusses 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. 6).

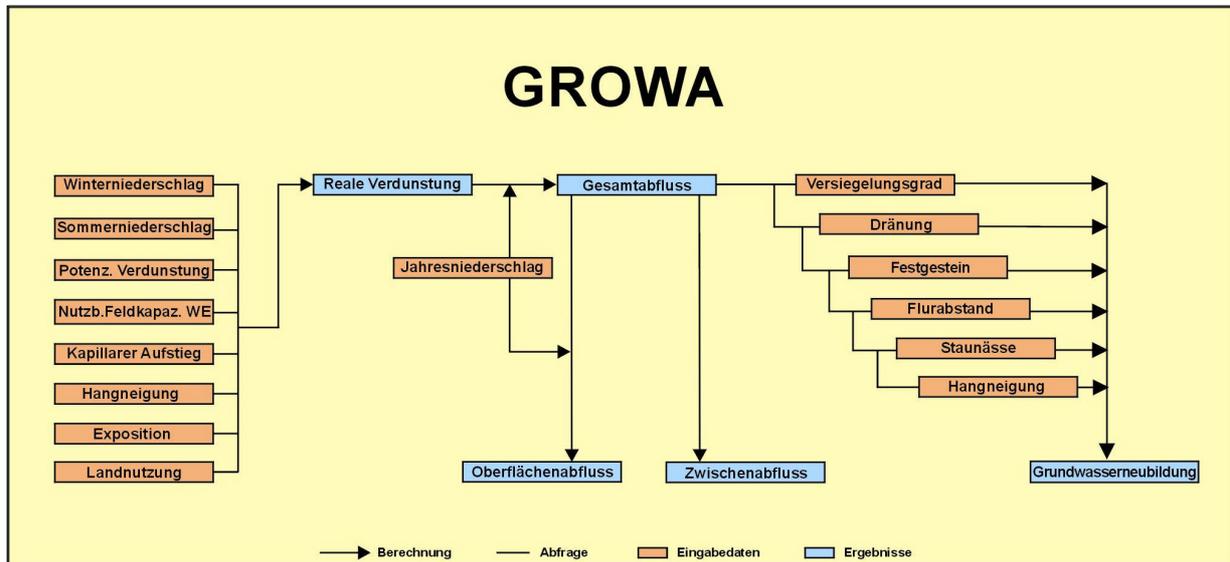


Abb. 6: Schematische Darstellung des Wasserhaushaltsmodells GROWA bei der Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten

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. 7). 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.

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

Gl. 7

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. 6). 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. 6). 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. Nach der Abfrage auf versiegelte Flächen wird im Modell geprüft, ob eine künstliche Entwässerung vorliegt (Abb. 6). Hierzu werden dem Wasserhaushaltsmodell künstlich entwässerte Flächen als eigenständiger Eingabedatensatz zur Verfügung gestellt.

Die Quantifizierung der Basisabflussanteile für die Flächeneigenschaften Versiegelung, Dränagen, Festgesteinstyp, Flurabstand, Staunässe und Hangneigung erfolgte über alle auf Abflusspegel bezogenen oberirdischen Einzugsgebiete gleichzeitig durch Kalibrierung an gemessenen Abflussdaten der Zeitreihe 1971-2000.

4.2 Erstellung und Aufbereitung der Eingangsdaten

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 dritten Meridianstreifen des Gauß-Krüger-Koordinatensystems georeferenziert ist. Als Vorgabe für die räumliche Auflösung von $20 \cdot 20 \text{ m}^2$ und den Koordinatenursprung dient das digitale Geländemodell DRM20. Dies wurde in Absprache mit dem Auftraggeber vereinbart, um die Qualitätsverluste bei der Umwandlung hoch aufgelöster Datengrundlagen zu minimieren, insbesondere bei der Verwendung von Landnutzungsinformationen des InVeKoS und des DRM20 als sensitiven Modellinput für die Erosionsmodellierung.

Die als Punktdaten vorliegenden Informationen zu Abfluss- und Gütepegeln, Kläranlagen und Industrieabwässern wurden in Datenbanken gespeichert und verarbeitet.

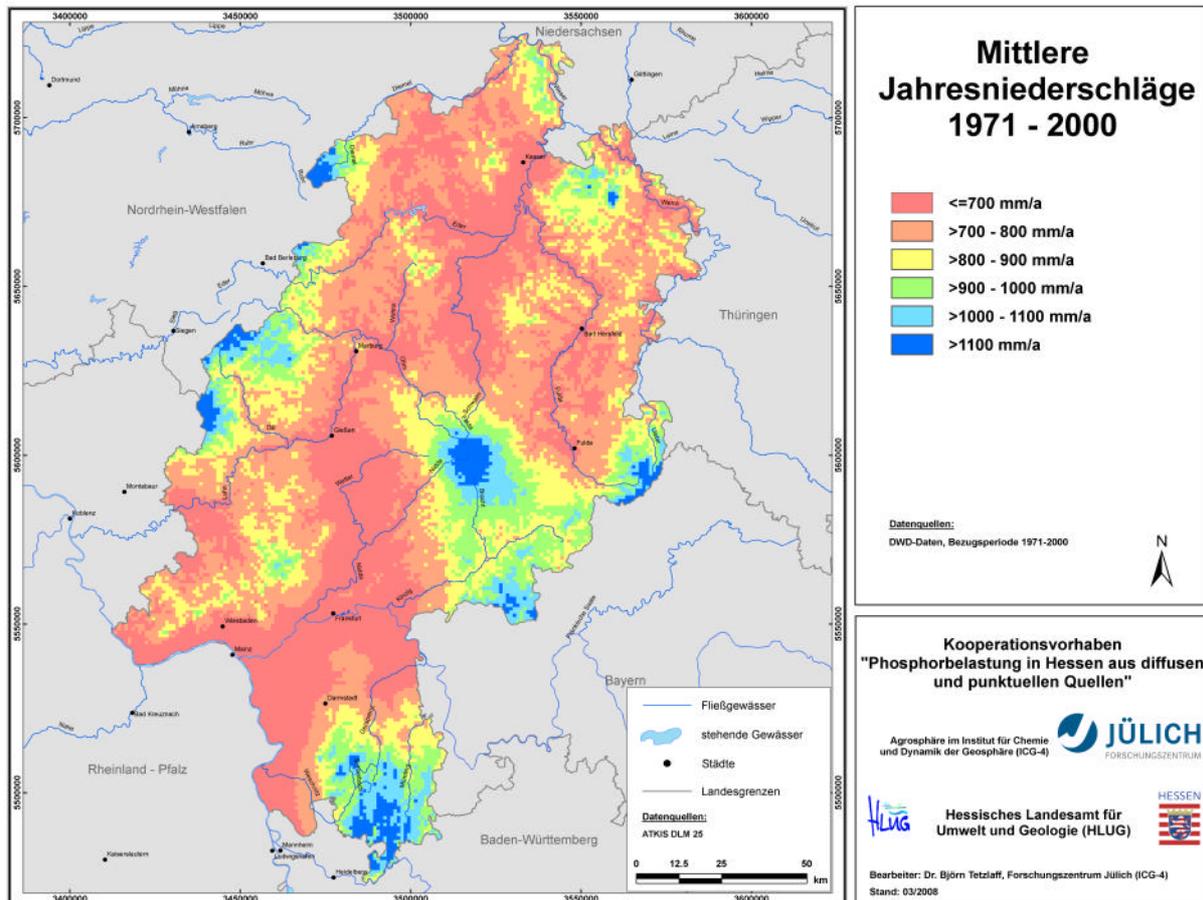
Tab. 3: Für die Modellierung des Wasserhaushalts und des P-Eintrags in Hessen verwendete Datengrundlagen

Datengrundlage	Quelle
Landnutzung	InVeKoS 2004-2006, ALK F021, Weinbau-Kataster, ATKIS DLM 25
Bodendaten (Parameter Bodentyp, Bodenart, Flurabstand, Staunässe, pflanzenverfügbare Bodenwassermenge, Tongehalte)	Hessische Bodenkarte BFD 50 1:50.000 (HLUG)
K-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung	BFD 50, kf001, k_alk 42, ALB-Folie 22
R-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung	HLUG-Daten basierend auf DWD-Daten
C-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung	HLUG-Daten basierend auf Kulturarten aus InVeKoS 2004-2006, ALK F021, Weinbau-Kataster
LS-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung	Algorithmus nach Moore u. Wilson (1992) auf Basis DRM20 und unter Berücksichtigung der Verkehrswege aus DLM 25
Digitales Geländemodell	DRM 20 (HLUG)
Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter (Standort, mittlere Jahresfracht P-ges)	Daten aus HAA und WALIS
Niederschläge 1971-2000	HLUG-Daten bzw. DWD
Potenzielle Verdunstung 1971-2000	HLUG-Daten bzw. DWD
Hydraulische Durchlässigkeit des Festgesteins	Hydrogeologische Übersichtskarte HÜK 200
Gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche	Verfahren nach Tetzlaff et al. (2008a)
Naturschutzgebiete	ATKIS DLM 25
Gemarkungen	HLUG-Daten
Oberflächenwasserkörper	HLUG-Daten
Gewässernetz	ATKIS DLM 25, HLUG-Daten
Abflussdaten in täglicher Auflösung	HLUG-Daten
Gewässergüte (Gesamt-P, ortho-P)	HLUG-Daten
Grundwassergüte (Gesamt-P, ortho-P)	HLUG-Daten

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 Direktabflusses sowie der Grundwasserneubildung (1971-2000), die anschließend in Kapitel 4.3 dargestellt werden.

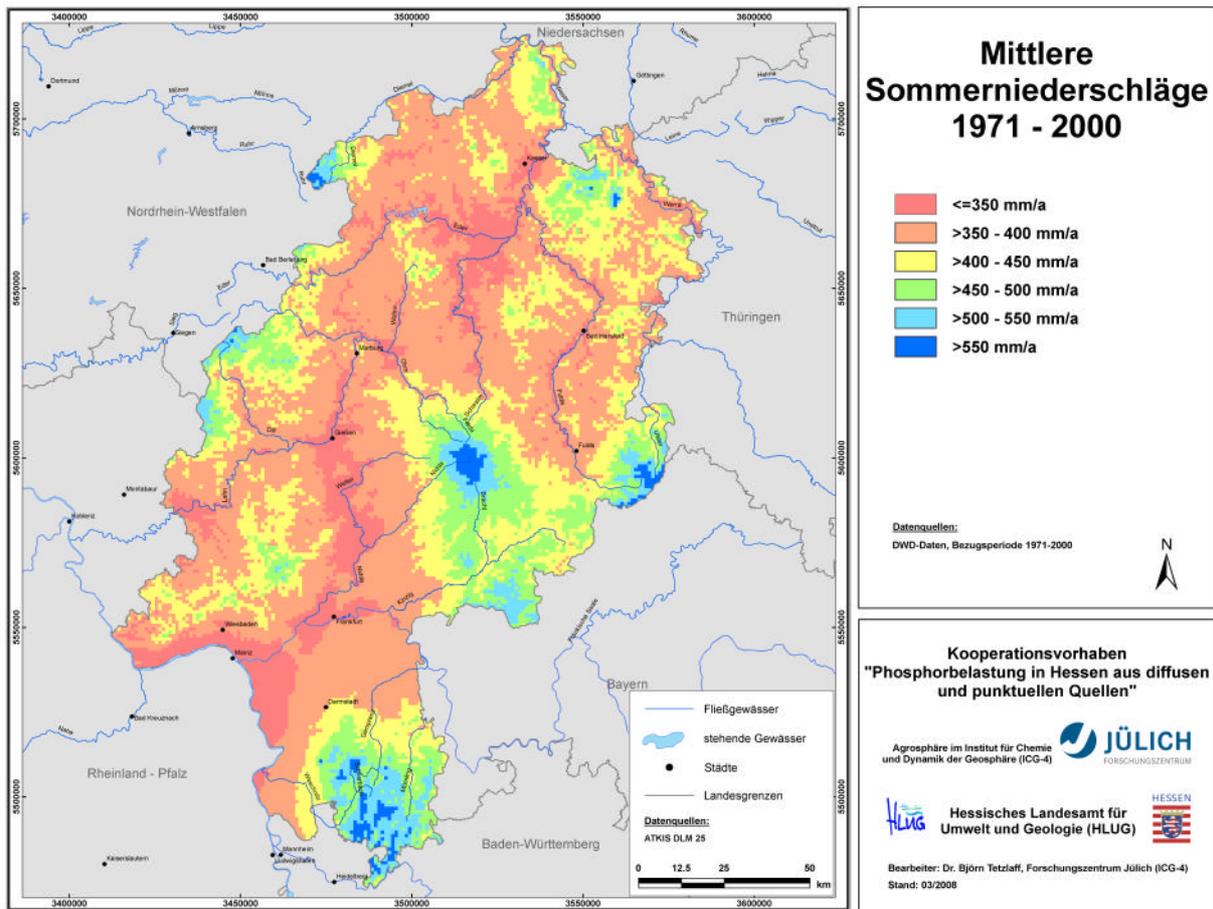
4.2.1 Klima

Sämtliche für die Modellierung benötigten Klimadaten (langjährige Mittelwerte der Niederschlagshöhe hydrologischer Halbjahre sowie potenzielle Evapotranspiration nach Wendling) wurden für die Zeitreihe 1971-2000 durch das HLOG in regionalisierter Form bereitgestellt.



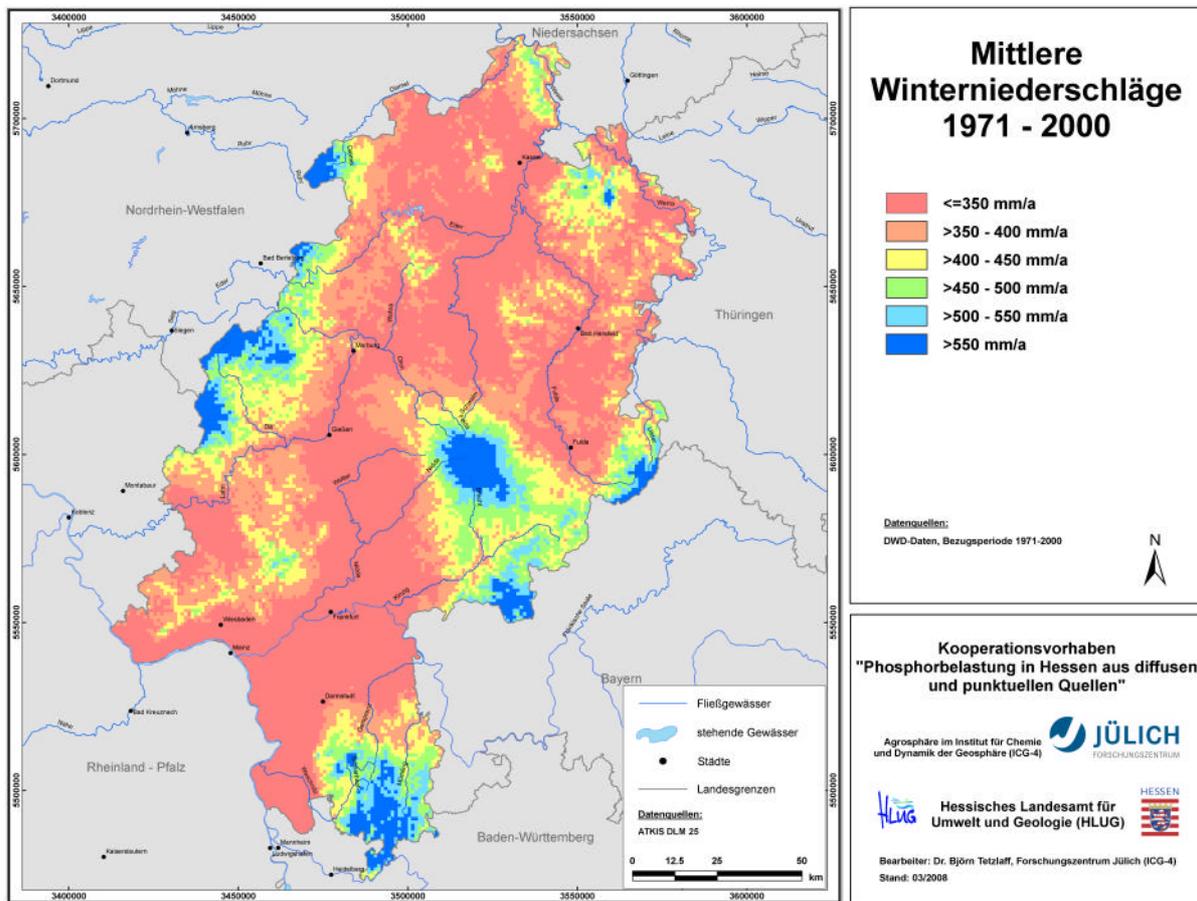
Karte 1: Mittlere Jahresniederschläge (1971-2000)

Die Karte der Jahresniederschläge zeigt eine vergleichsweise geringe räumliche Differenzierung der Niederschlagshöhen. Vom Hessischen Ried über die Wetterau bis zum Kasseler Graben fallen nach Karte 1 relativ einheitlich 700-800 mm/a und weniger als 700 mm/a. Der Mittelwert Hessens liegt bei 862 mm/a. Überdurchschnittliche Niederschläge fallen lediglich in den Mittelgebirgen, v.a. Vogelsberg und Odenwald. Zur Umgebung grenzen sich diese Gebiete durch breite Säume abnehmender Niederschläge ab.



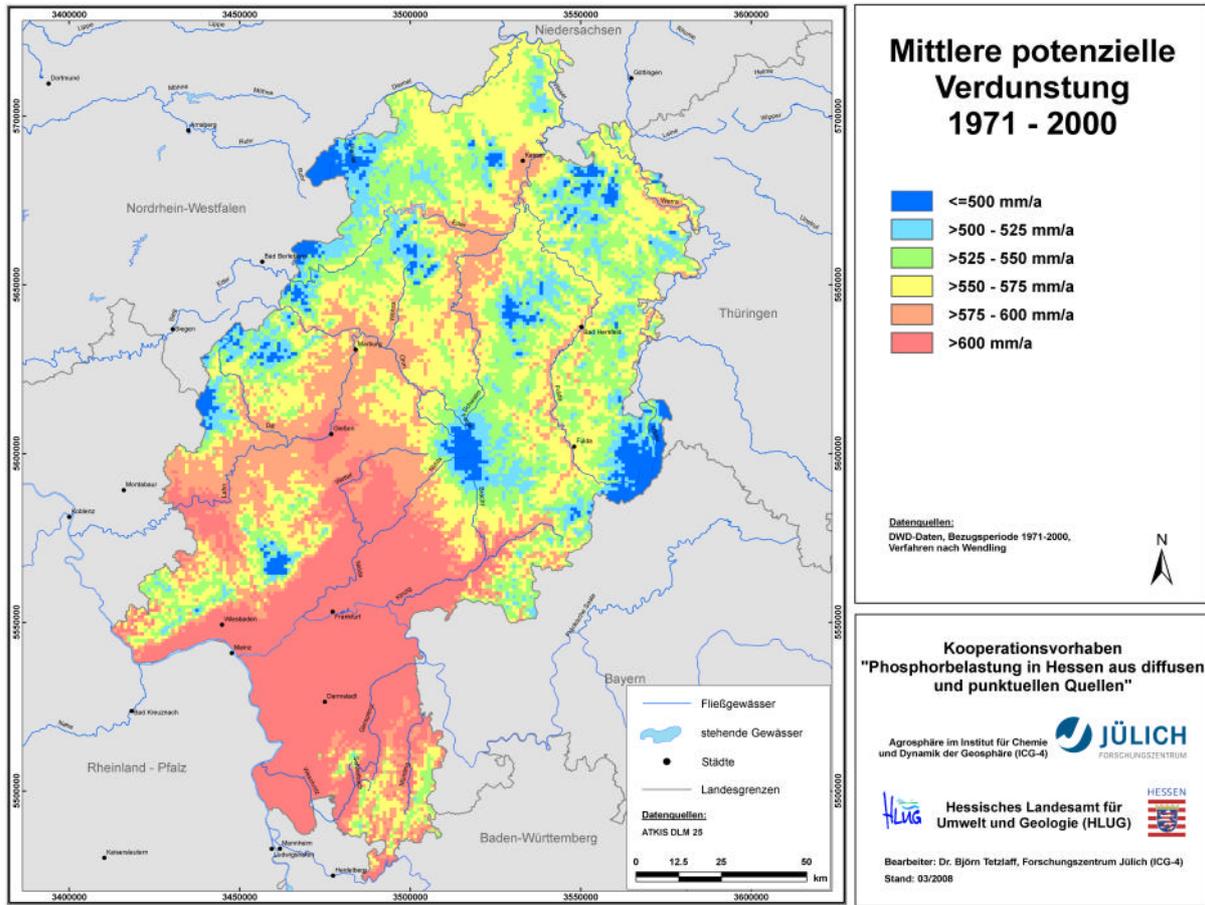
Karte 2: Mittlere Sommerniederschläge (1971-2000)

Das Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlägen bilden die beiden folgenden Karten (Karte 2 und Karte 3) ab. 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. Weitgespannte Zonen mit geringem Anteil an Winterniederschlägen sind daher überall dort zu finden, wo die topographische Höhe weniger als ca. 300 m beträgt. Die Mittelgebirge heben sich deutlich 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.



Karte 3: Mittlere Winterniederschläge (1971-2000)

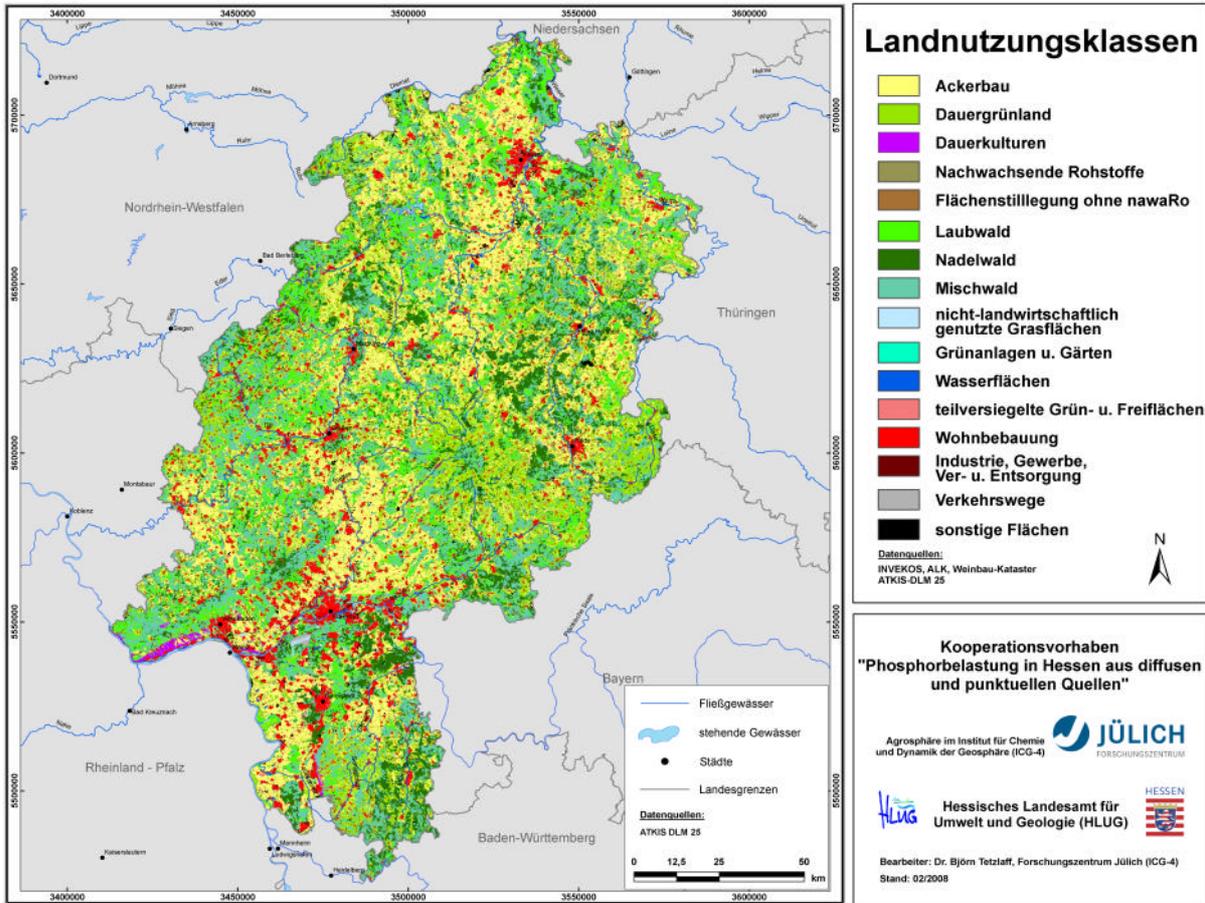
Karte 4 zeigt die nach dem Wendling-Verfahren berechnete Höhe der potenziellen Verdunstung. Sie definiert sich nach DIN 4049-3 (1994) als diejenige Wassermenge, die bei unbegrenztem Wasserangebot aus dem Boden und der Vegetationsschicht verdunstet, d.h. das Strahlungsangebot bzw. die Temperatur ist der 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 4). 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 den Mittelgebirgen erreicht sie daher ihr Minimum mit <math>< 525 \text{ mm/a}</math>. Umgekehrt werden die höchsten Verdunstungswerte für die klimatisch begünstigten Räume Hessisches Ried und Wetterau berechnet. Insgesamt schwankt die Höhe der potenziellen Verdunstung nach Wendling zwischen ca. 416 und 648 mm/a bei einem Mittelwert von ca. 568 mm/a.



Karte 4: Mittlere potenzielle Verdunstung (1971-2000)

4.2.2 Landnutzung

Wie Tab. 3 zeigt, setzt sich der Landnutzungsdatensatz aus vier Quellen zusammen. Um für die Modellierung des diffusen P-Eintrags aus landwirtschaftlichen Quellen auf möglichst aktuellen und gleichzeitig räumlich hoch aufgelösten Daten aufsetzen zu können, wurde als Basis der InVeKoS-Datensatz mit Stand 2005 und 2006 gewählt. Da in diesem nicht die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche enthalten ist, wurden zusätzlich Daten aus der Automatisierten Liegenschaftskarte ALK und dem Hessischen Weinbaukataster hinzugefügt. Um eine landesweit flächendeckende Landnutzungskarte zu erhalten, wurden diese Daten anschließend um Waldgebiete und versiegelte Flächen sowie nicht-landwirtschaftliche Sondernutzungen ergänzt. Das Ergebnis dieses Verschneidungsprozesses zeigt Karte 5. Sie weist für Hessen 16 verschiedene Landnutzungsclassen aus, wobei Ackerbau, Dauergrünland, Dauerkulturen (v.a. Weinbau), Laub-, Nadel- und Mischwald sowie versiegelte Flächen zusammen bereits 94 % der Landesfläche ausmachen (Abb. 7). Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF) macht ca. 45 % der hessischen Landesfläche bzw. 9418 km² aus.



Karte 5: Landnutzungsklassen

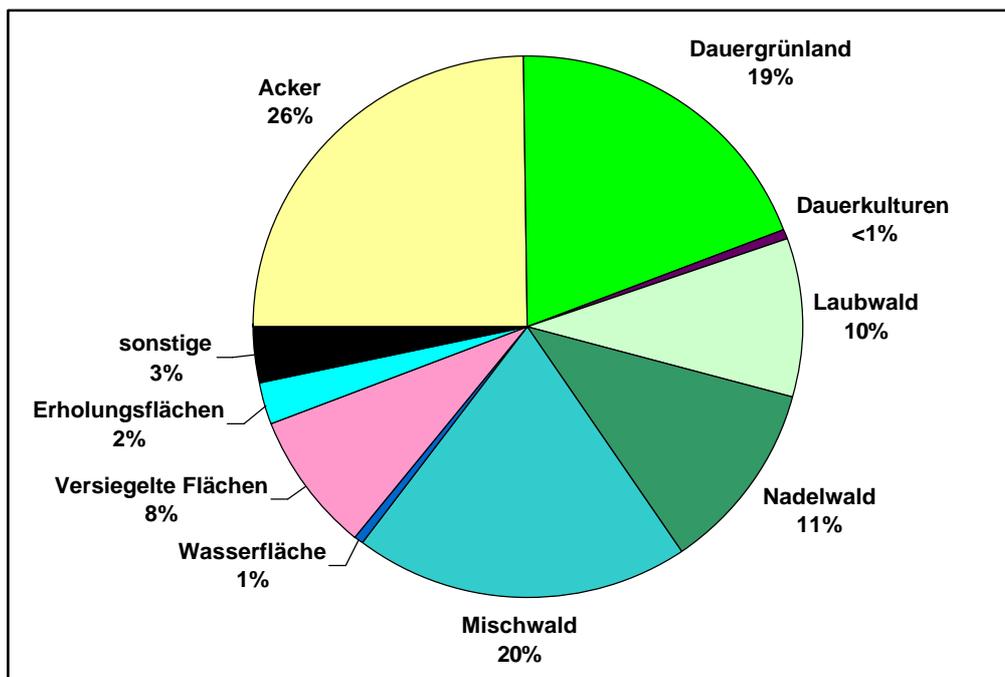
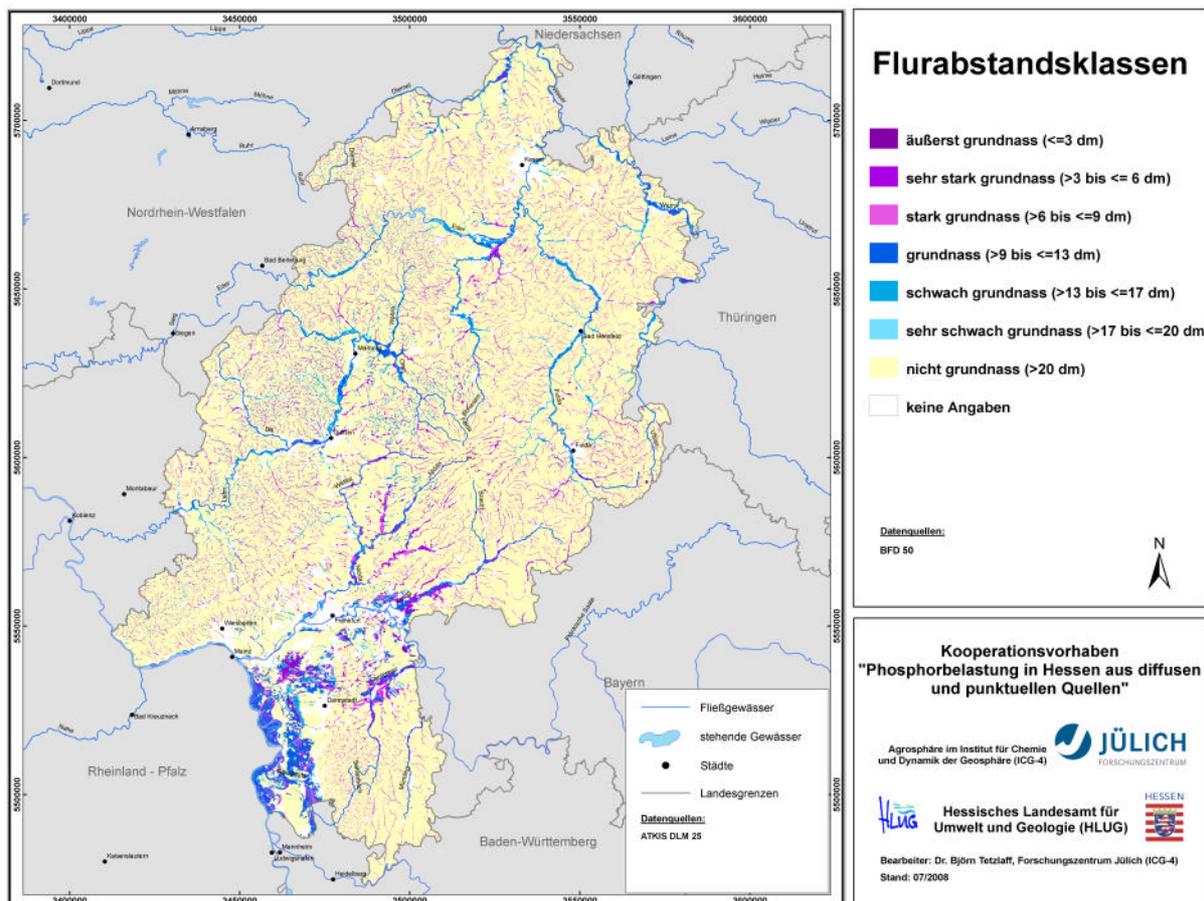


Abb. 7: Prozentuale Verteilung der Landnutzungsklassen nach Karte 5

4.2.3 Boden

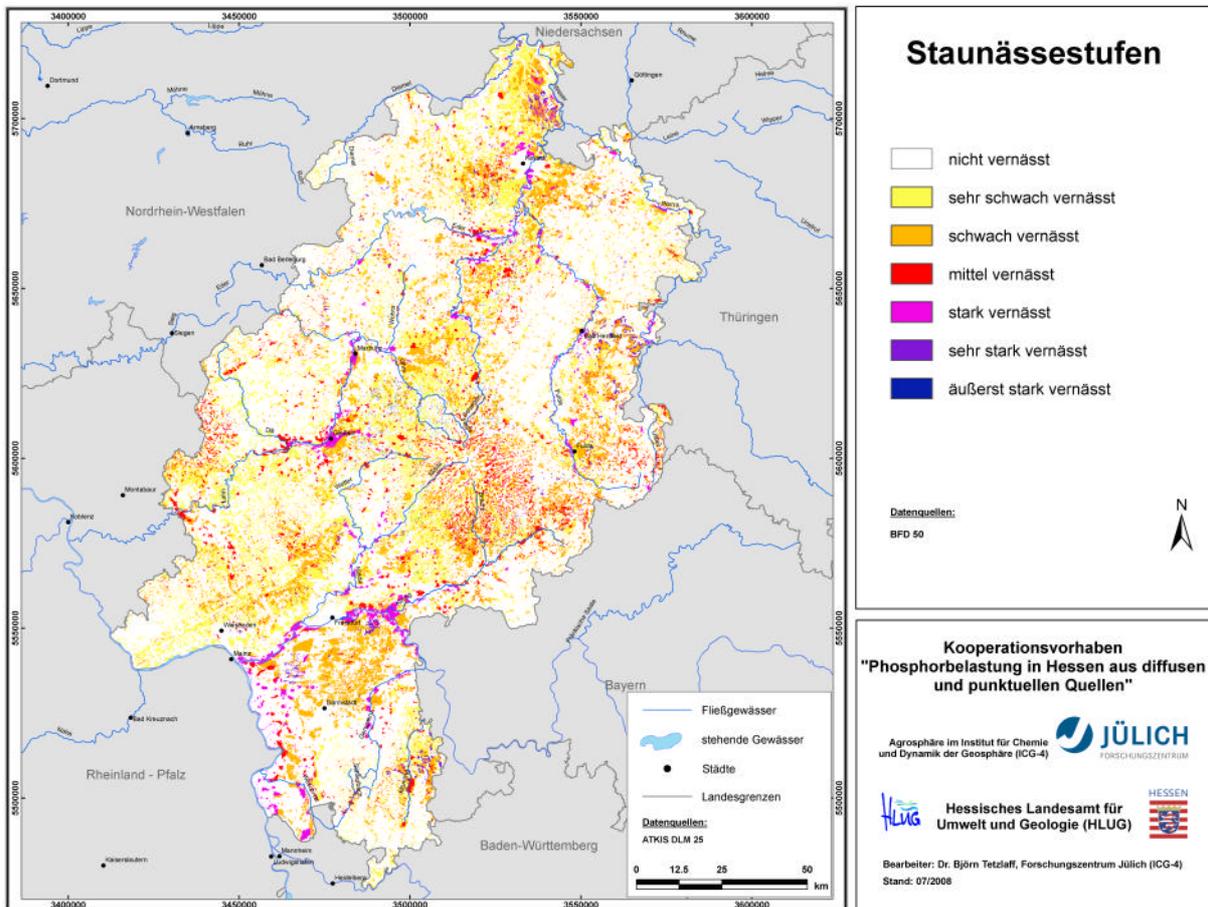
Die für die Wasserhaushaltsmodellierung und die Ableitung der Karte potenziell gedränkter Landwirtschaftsflächen (Karte 9) verwendeten Bodenparameter Bodentyp, Flurabstand, Staunässegrad und pflanzenverfügbare Bodenwassermenge wurden durch die Hessische Bodenfunktionskarte im Maßstab 1:50.000 (BFD 50) des HLUg bereit gestellt. Nachfolgend werden die drei Eingabegrößen Flurabstand, Staunässegrad und pflanzenverfügbare Bodenwassermenge in Kartenform dargestellt und diskutiert.

Aus Karte 6 gehen die der BFD 50 entnommenen Flurabstände hervor, deren Klassierung gemäß dem Erfassungstandard Boden des HLUg 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 und das Ried beschränkt. Überwiegend sind in Hessen Grundwasserflurabstände über 20 dm zu finden. Mittlere Werte zwischen 6 und 17 treten in ganz Hessen auf, außerhalb des Hessischen Rieds ist ihr Auftreten jedoch auf die Fluss- und Bachauen beschränkt.



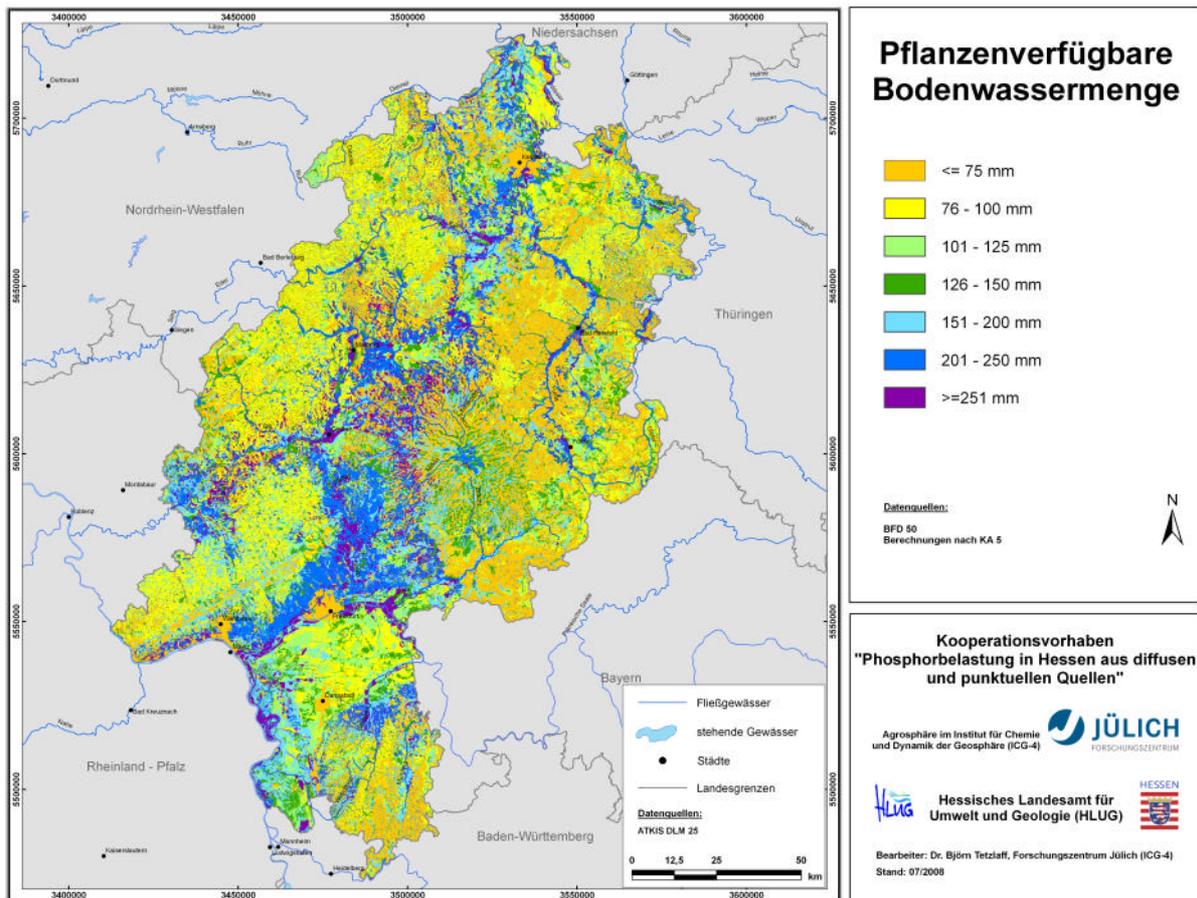
Karte 6: Grundwasserflurabstand

Die Karte der Staunässestufen (Karte 7) weist aus, dass der überwiegende Teil Hessens nicht oder nur sehr schwach vernässt ist. Größere Gebiete mittlerer bis starker Staunässe sind an das Auftreten pseudovergleyter Böden bzw. von Pseudogleyen geknüpft.



Karte 7: Staunässeinfluss

Karte 8 zeigt die Höhe der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge. Der Mittelwert liegt bei ca. 130 mm, insgesamt bewegt sich die Bodenwassermenge zwischen weniger als 75 mm und ca. 370 mm. Da sich dieser Parameter aus der Summe der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums und der kapillaren Aufstiegshöhe zusammensetzt, weisen Standorte mit hoher pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge schluffig-lehmige Substrate und hohe Mächtigkeiten auf. Entsprechend sind sie in den hessischen Lösslandschaften sowie in den Flussauen zu finden. Umgekehrt sind niedrige Werte auf geringmächtigen und eher sandigen Standorten anzutreffen, die sich oft auf Gesteinen mit hoher Verwitterungsresistenz befinden, z.B. Odenwald-Kristallin, Vogelsberg, Härtlingszug im Taunus).



Karte 8: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge

Während Daten zur nutzbaren Feldkapazität und zum durchwurzelbaren Bodenraum der BFD50 entnommen werden konnten, musste die kapillare Aufstiegshöhe nach KA5 (Ad-hoc AG 2005) aus kapillarer Aufstiegsrate und –dauer berechnet werden.

4.2.4 Potenziell gedränzte landwirtschaftliche Nutzfläche

Eine Karte der potenziell gedränzten landwirtschaftlichen Nutzfläche wird benötigt, um einerseits Dränabfluss mit GROWA modellieren zu können, der sich als künstlicher Interflow reduzierend auf die Höhe der Grundwasserneubildung auswirkt. Andererseits definiert diese Karte die Gebietskulisse für die Modellierung des diffusen P-Eintrags über Dränagen.

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 hier betrachteten künstlich entwässerten Flächen in Hessen zählen ausschließlich solche unter landwirtschaftlicher Nutzung. Flächendeckende Informationen über in Hessen durchgeführte

Meliorationsmaßnahmen sind nicht verfügbar, so dass eine entsprechende Karte der potenziell gedrähten landwirtschaftlichen Nutzfläche selbst abgeleitet werden musste. Hierzu wurde ein im FZJ bereits entwickelter Ansatz verwendet, bei dem gedrähte Flächen zunächst aus Luftbildern ermittelt und digitalisiert wurden (Tetzlaff et al. 2008a). Abb. 8 zeigt einen Ausschnitt aus einem Luftbild nahe Hohenhameln (Niedersachsen), auf dem Ackerflächen mit einem für systematische Rohrdränungen typischen Fischgrätenmuster zu sehen sind. Die digitalisierten Flächenumrisse werden anschließend genutzt, um im GIS aus einer Reihe von Landnutzungs- und Bodenparametern diejenigen Standorteigenschaften zu ermitteln, anhand derer auf eine Dränung geschlossen werden kann. Bei der Entwicklung des Ansatzes wurden zunächst 231 Luftbilder aus den unterschiedlichen Naturräumen Hohe Geest, Niedere Geest, Flussauen sowie Berg- und Hügelland ausgewertet und dränierete Flächen, wie in Abb. 8 gezeigt, digitalisiert (Tetzlaff et al. 2008a).



Abb. 8: Luftbildausschnitt mit dränierten Ackerflächen (Tetzlaff et al. 2008a)

Tab. 4 zeigt einige Beispiele für Kombinationen aus Bodeneigenschaften und Landnutzungstypen, wie sie auch in Hessen auftreten. Die Tabelle zeigt große Unterschiede der Dränhäufigkeiten zwischen den Bodentypen. Als gut durchlässige Sandböden in meist flacher Lage und einem mittleren Grundwasserhochstand sind Podsole mit 9 bzw. 17 % am seltensten von allen Beispielen gedräht. Deutlich häufiger sind Auenböden und Pseudogleye gedräht, wobei die ungefähr doppelt so große Häufigkeit bei Ackerflächen im Vergleich zum Grünland durch die intensivere Nutzungsform begründet ist.

Tab. 4: Ausgewählte Parameterkombinationen und Anteil gedränter Flächen an den Parameterkombinationen (Tetzlaff et al. 2008a)

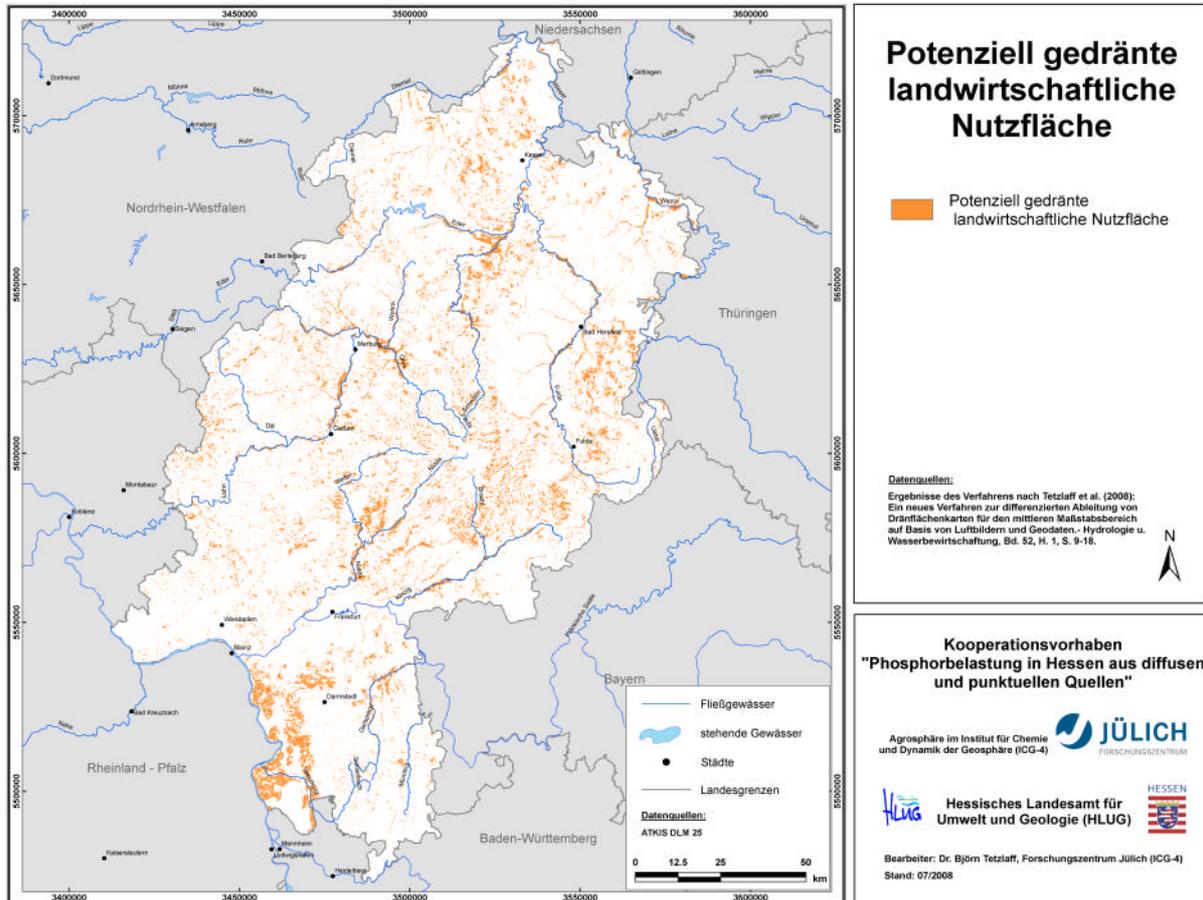
Bodentyp	Vernässungs-grad nach KA4	Mittlerer Grundwasser-hochstand (dm)	Land-nutzung	Fläche der Parameterkom-bination (ha)	Anteil gedränter Flächen an Parame-terkombination (%)
Podsole	n.v.	>20	Ackerland	5.078	9
Podsole	n.v.	>20	Grünland	842	17
Auenböden	n.v.	10	Ackerland	5081	64
Auenböden	n.v.	10	Grünland	24176	34
Pseudogleye	1	n.v.	Ackerland	6.829	58
Pseudogleye	1	n.v.	Grünland	698	27
Niedermoore	n.v.	1	Ackerland	457	51
Niedermoore	n.v.	1	Grünland	548	71
Niedermoore	n.v.	3	Ackerland	1.511	55
Niedermoore	n.v.	3	Grünland	2.335	64

Entsprechend ihrem starken Grundwassereinfluss sind Niedermoore unter landwirtschaftlicher Nutzung und mittleren Grundwasserhochständen von 1 bzw. 3 dm am häufigsten gedränt. Im Gegensatz zu den aufgeführten hydromorphen Bodentypen zeigt sich bei Niedermooren eine häufigere Dränung von Grünland im Vergleich mit Ackerflächen. Es wird vermutet, dass dies wirtschaftliche Ursachen hat, da die oxidative Torfzehrung bei Ackernutzung mit 2 cm / Jahr größer ist und langfristig zum Verlust der Bewirtschaftungsgrundlage führt (Kuntze 1986). Um ausschließen zu können, dass geschützte Moorflächen als potenziell gedränte Flächen ausgewiesen werden, wird eine Verschneidung mit Naturschutzgebieten durchgeführt.

Karte 9 zeigt die Verteilung der potenziell gedränten Flächen in Hessen. Die räumlichen Verbreitungsmuster sind stark durch das Auftreten von Niederungen geprägt, was v.a. im Hessischen Ried und an den Mittelläufen von Eder und Fulda auffällt. Dispers verteilte kleinräumige Dränflächen überwiegen im Kartenbild. Nach Karte 9 sind insgesamt 1981 km² künstlich entwässert, dies entspricht ca. 21 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Damit liegt der Anteil in Hessen deutlich niedriger als in anderen Teilen Deutschlands. 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. Eigene Untersuchungen haben für das Einzugsgebiet der Ems 56 %, für Niedersachsen 49 % und für Nordrhein-Westfalen 39 % ergeben (Tetzlaff et al. 2008a).

Das angewendete Verfahren zur Abschätzung der räumlichen Lage potenziell gedränter Flächen wurde für makroskalige Untersuchungsgebiete konzipiert und stützt sich auf Datengrundlagen der mittleren Maßstabsebene. Damit werden räumlich differenzierte Aussagen für diesen Maßstabsbereich möglich, eine Ableitung von Informationen zur Situation einzelner Schläge kann jedoch nicht vorgenommen werden. Wie in Tetzlaff et al. (2008a) dargelegt, wurden die für Nordwestdeutschland abgeleitete Dränflächenkarte

mit Hilfe von 20 großmaßstäbigen und georeferenzierten Plänen realisierter Dränungen aus dem Emsland auf Validität überprüft. Hierbei ergab sich eine Übereinstimmung von 78 % zwischen der aus mittelmaßstäbigen Datengrundlagen erzeugten Dränflächenkarte und den kleinräumigen Plänen.



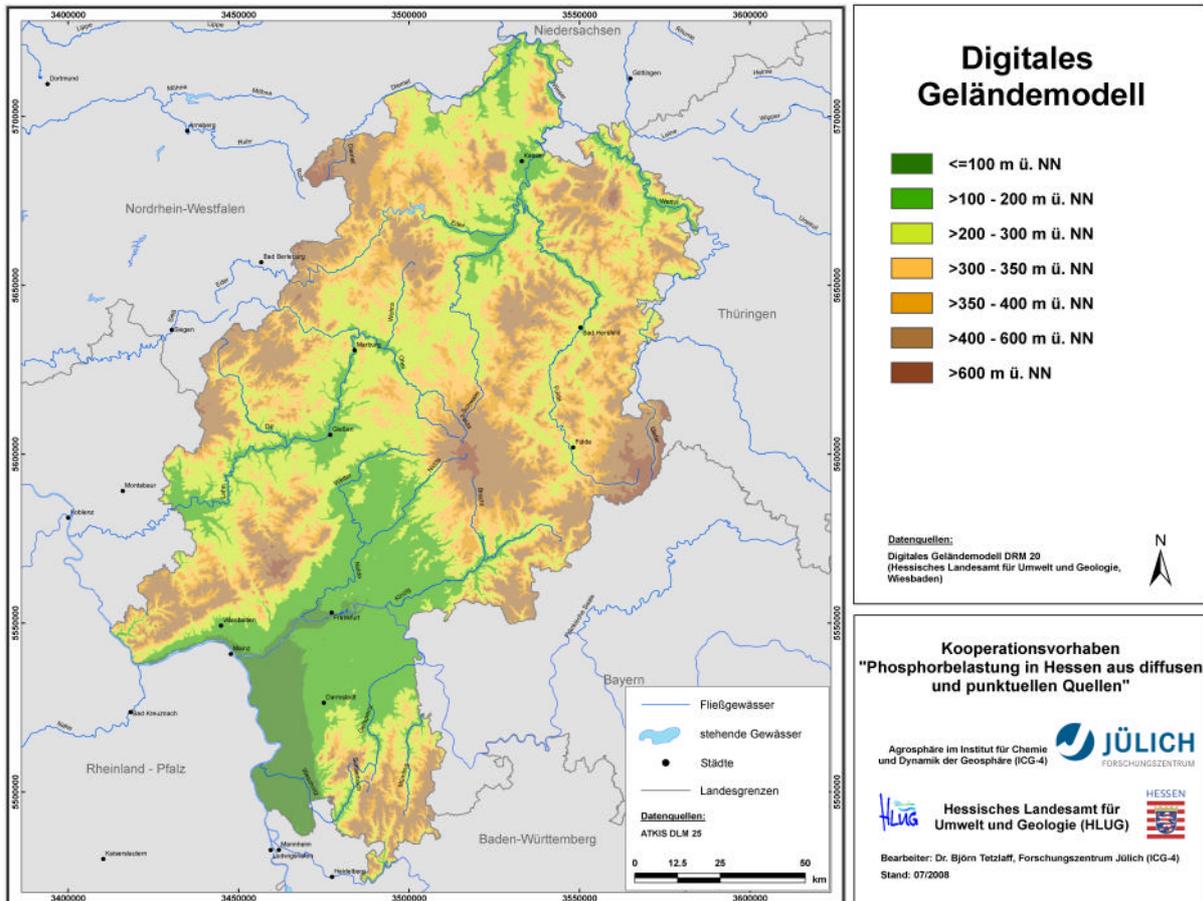
Karte 9: Potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche

Für Hessen war eine vergleichbare Validierung in Ermangelung geeigneter Datengrundlagen nicht möglich. Für die Dränflächen in hessischen Niederungsgebieten kann von einer ähnlichen Genauigkeit ausgegangen werden. Im Berg- und Hügelland wird die Genauigkeit eher niedriger liegen, wie Expertenbefragungen ergeben haben. Gründe hierfür sind u.a. in großräumig durchgeführten Landeskulturmaßnahmen der 1950er und 1960er Jahre, u.a. im Taunus sowie am Vogelsberg (schr. Mitt. Dr. Vorderbrügge, HLU). Diese, aus individuellen Gründen, gedränten Flächen werden von dem auf Dränbedürftigkeit abzielenden GIS-Verfahren unzureichend abgebildet.

4.2.5 Digitales Geländemodell

Wie in Tab. 3 ausgewiesen, stützen sich die Modellierungen des Wasserhaushalts sowie des P-Eintrags über Erosion auf das digitale Reliefmodell DRM 20, das für ganz Hessen einheitlich mit einer Maschenweite von 20 m vorliegt (Karte 10). Hieraus wurden

die Reliefparameter Hangneigung und Exposition abgeleitet, die in die Wasserhaushaltsmodellierung eingehen und sowohl die Höhe der realen Verdunstung als auch die der Zusickerung zum Grundwasser beeinflussen (S. 27, Karte 11,). Darüber hinaus geht die Hangneigung als sensitiver Faktor in die Berechnung des Bodenerosionspotenzials nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) ein (Kap. 8.1).



Karte 10: Relief

Das DRM20 stellt mit seiner hohen räumlichen Auflösung grundsätzlich eine gute Datengrundlage für die beschriebenen Zwecke dar. Allerdings weist das DRM20 zahlreiche Fehler auf, die sehr unregelmäßig über die Landesfläche verteilt sind und u.a. auf die heterogene Datenbasis bei der Erzeugung des DRM zurückzuführen sind (Scilands 2006, Abb. 9, Abb. 10). Zu diesen Problemen zählen Kantenverläufe einer Kachelung, d.h. unrealistisch großer Höhenversatz als Lineament, Kachelmuster, waschbrettartige Geländestrukturen, verrauschte Talböden sowie schwankende Informationsdichten.

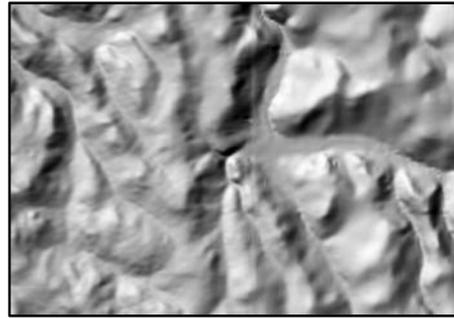
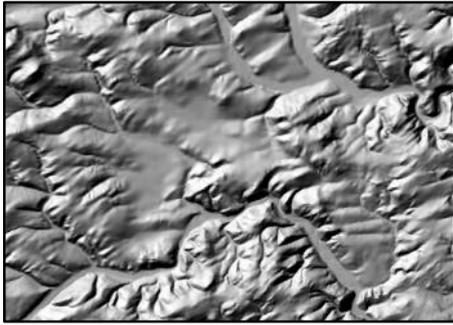
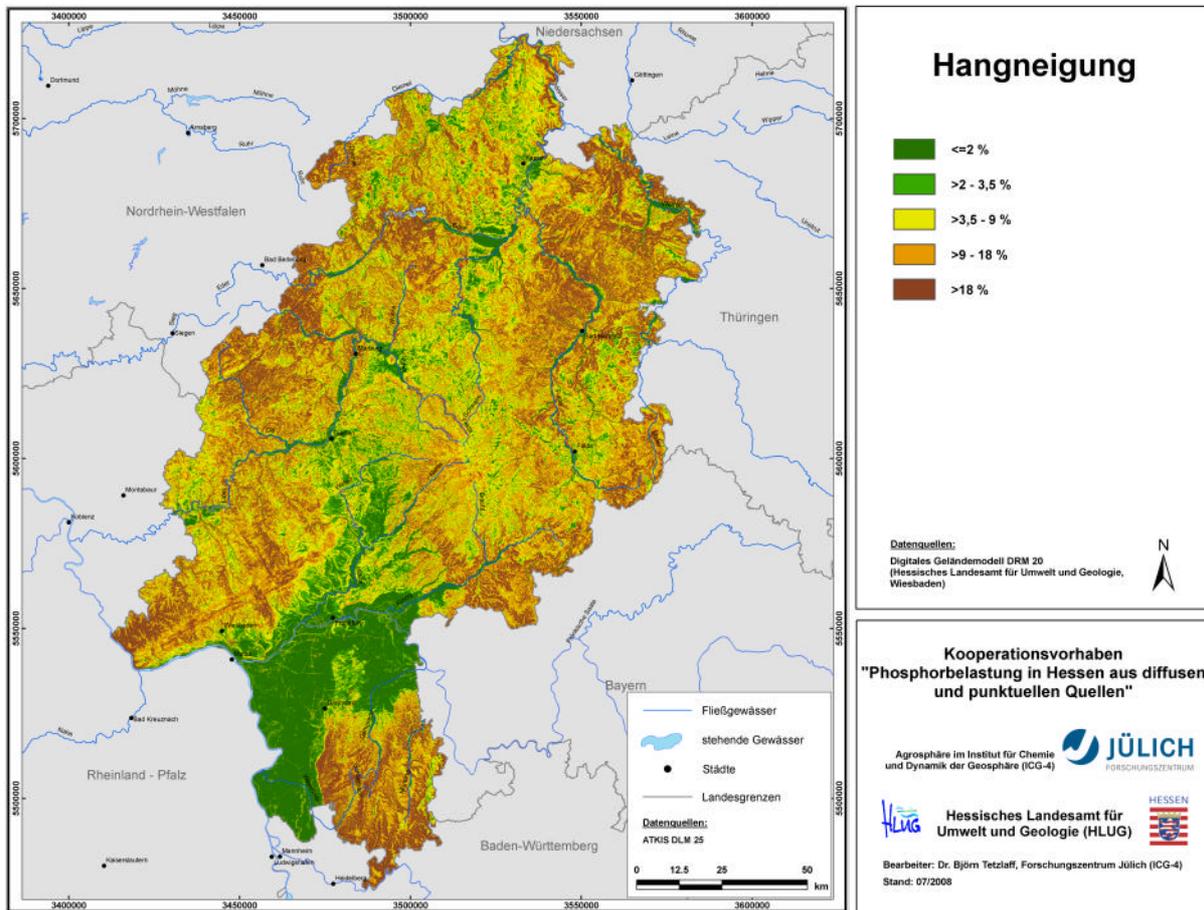


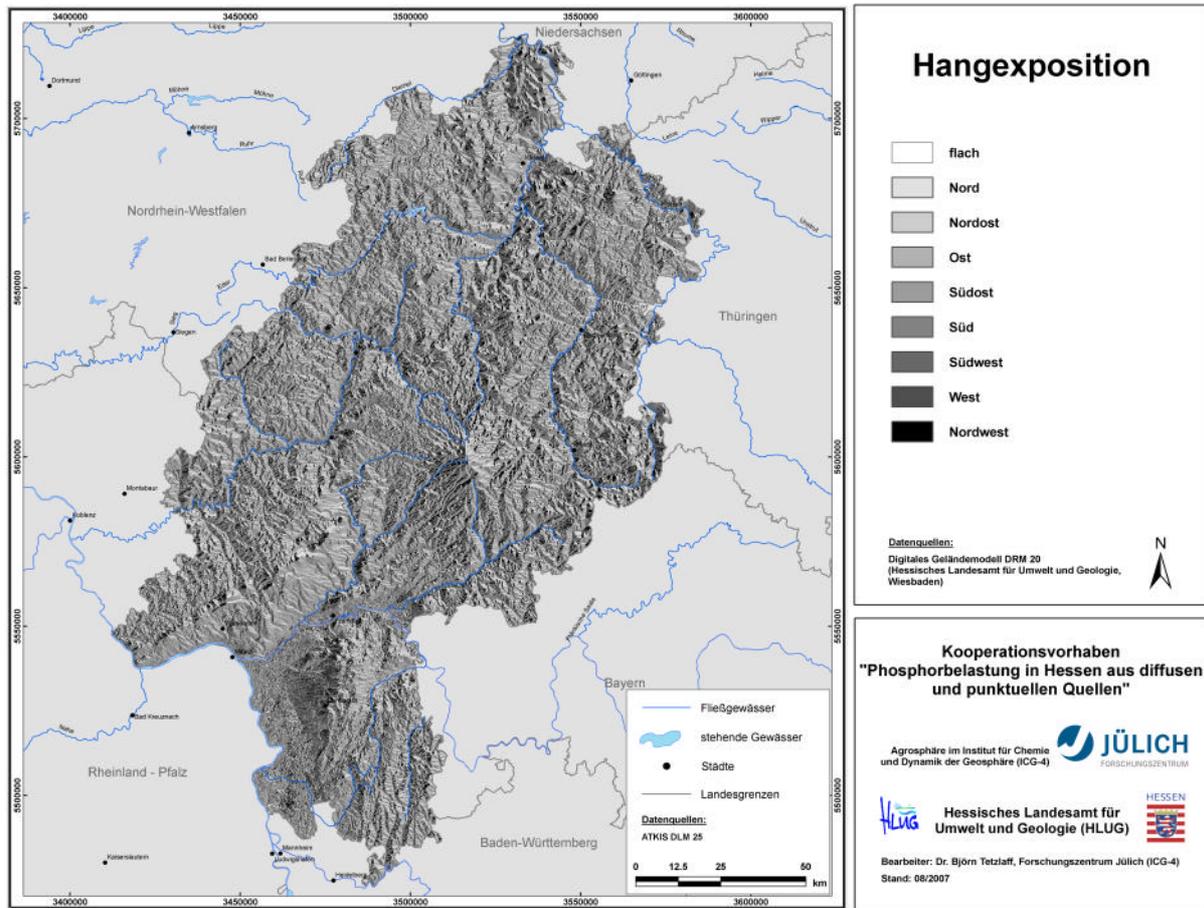
Abb. 9: Fehler im DRM 20: vorauschte Unterhänge (links)

Abb. 10: Fehler im DRM20: Trennlinien einer Kachelung (rechts)



Karte 11: Hangneigung

Die Fehler im DRM20 werden oft erst nach Ableitung von Reliefparametern sichtbar und wirken sich nachteilig auf deren Genauigkeit aus, z.B. Hangneigung, Fließrichtungen etc. Versuche, die Auswirkungen der Fehler im DRM zu verringern sind mit stark erhöhtem Arbeitsaufwand verbunden. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass die hier verwendete Version des DRM20 bereits umfangreiche Korrekturen enthält und weitere Verbesserungen technisch und ökonomisch aufwändig sind.



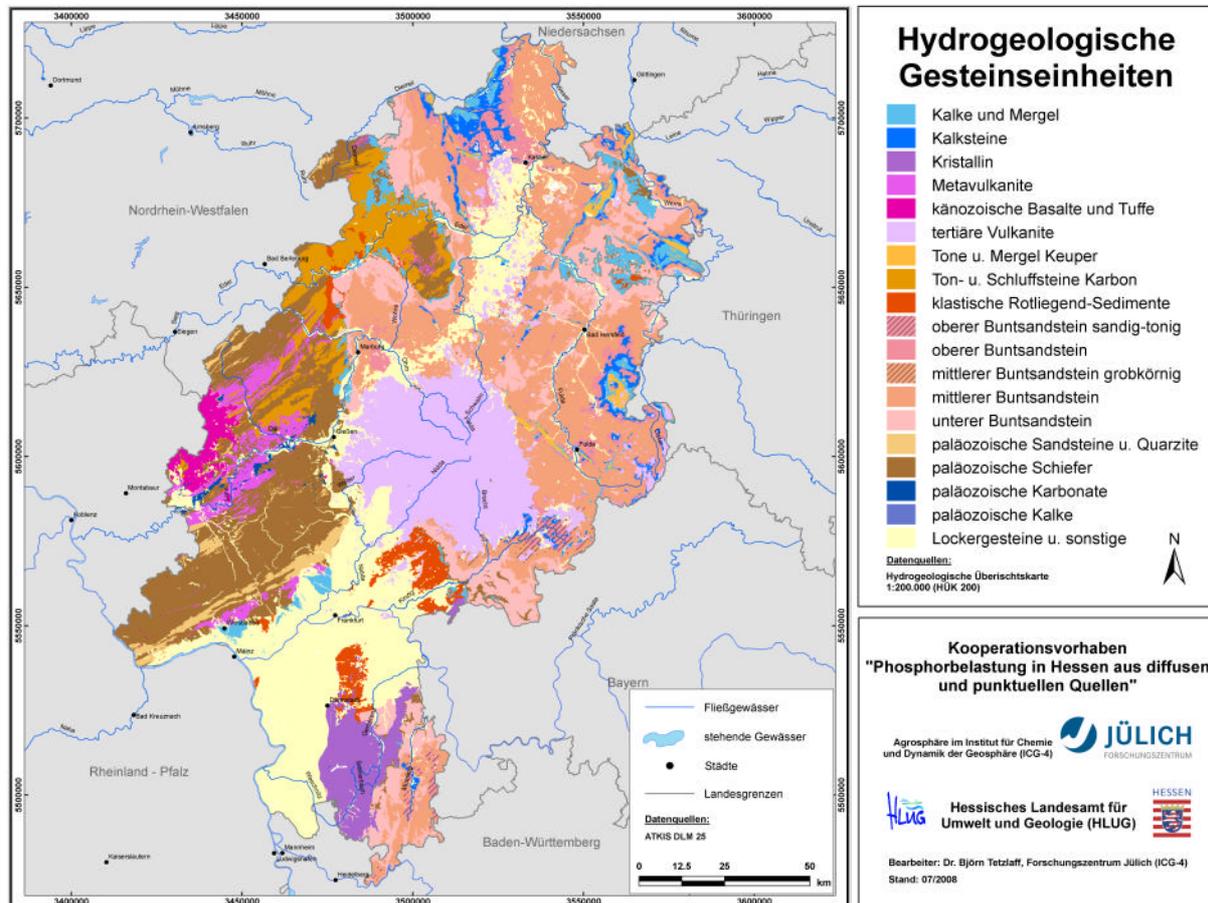
Karte 12: Exposition

Aus dem DRM20 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 (Duttman u. Herzig 2002). Daher werden Hangneigung und Exposition für Hessen mit dem Algorithmus von Horn (1981) berechnet (Karte 11 und).

4.2.6 Hydrogeologische Gesteinseinheiten

Zur Abtrennung der Grundwasserneubildung vom Gesamtabfluss muss für unversiegelte und nicht gedränte Flächen die Wasserleitfähigkeit des Festgesteins-Untergrundes bekannt sein (Abb. 6, Kap. 4.1). 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 Modellierung des Wasserhaushalts mit GROWA werden üblicherweise hydrogeologische Kartenwerke herangezogen, denen klassifizierte Angaben zum kF-Wert entnommen werden können. Dieser Vorgehensweise wird auch im vorliegenden Projekt gefolgt. Hierbei zeigt sich, dass ein großer Teil Hessens durch Mischklassen, d.h. kF-Wert-Klassen mit einem brei-

ten Wertebereich, beschrieben wird. In diesen Klassen sind Gesteinseinheiten mit recht unterschiedlichen Durchlässigkeiten zusammengefasst, ohne dass diese sich genauer lokalisieren lassen. Dadurch bedingt kommt es verstärkt zu Unsicherheiten in der Modellierung der Grundwasserneubildung.



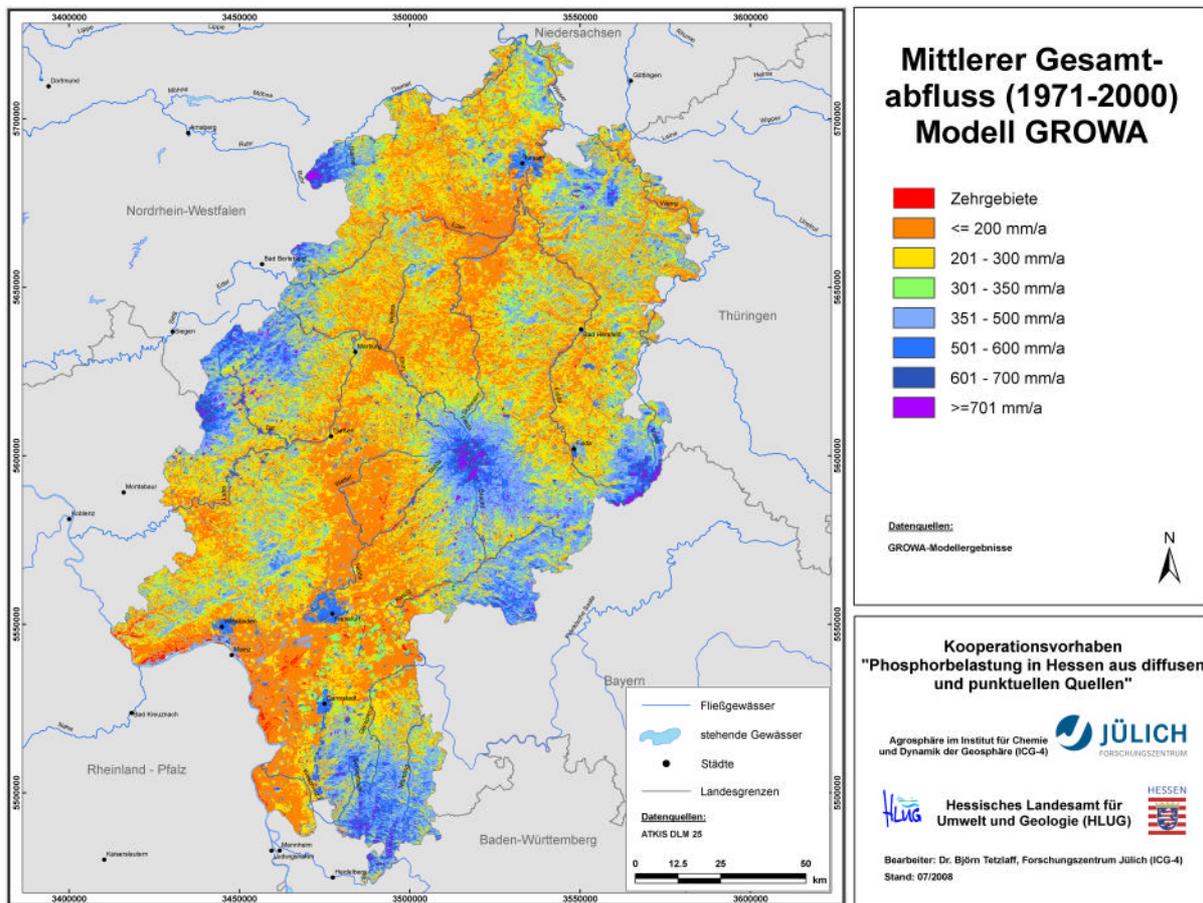
Karte 13: Hydrogeologische Einheiten im Festgestein

Zur Lösung des Problems werden im vorliegenden Projekt keine bfi-Anteile auf Basis von kF-Wert-Klassen sondern auf Basis von hydrogeologischen Gesteinseinheiten kalibriert, die aufgrund von Attributen der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:200.000 (HÜK 200) definiert werden. Insgesamt werden für den Festgesteinsbereich Hessens 18 verschiedene Gesteinseinheiten ausgewiesen. Karte 13 zeigt die Verteilung der hydrogeologischen Gesteinseinheiten in Hessen. Danach machen die tertiären Vulkanite, Einheiten des mittleren und unteren Buntsandsteins, Kristallin sowie devonische und karbonische Tonsteine und Schiefer über 60 % der Landesfläche aus.

4.3 Modellergebnisse und Validitätsüberprüfung

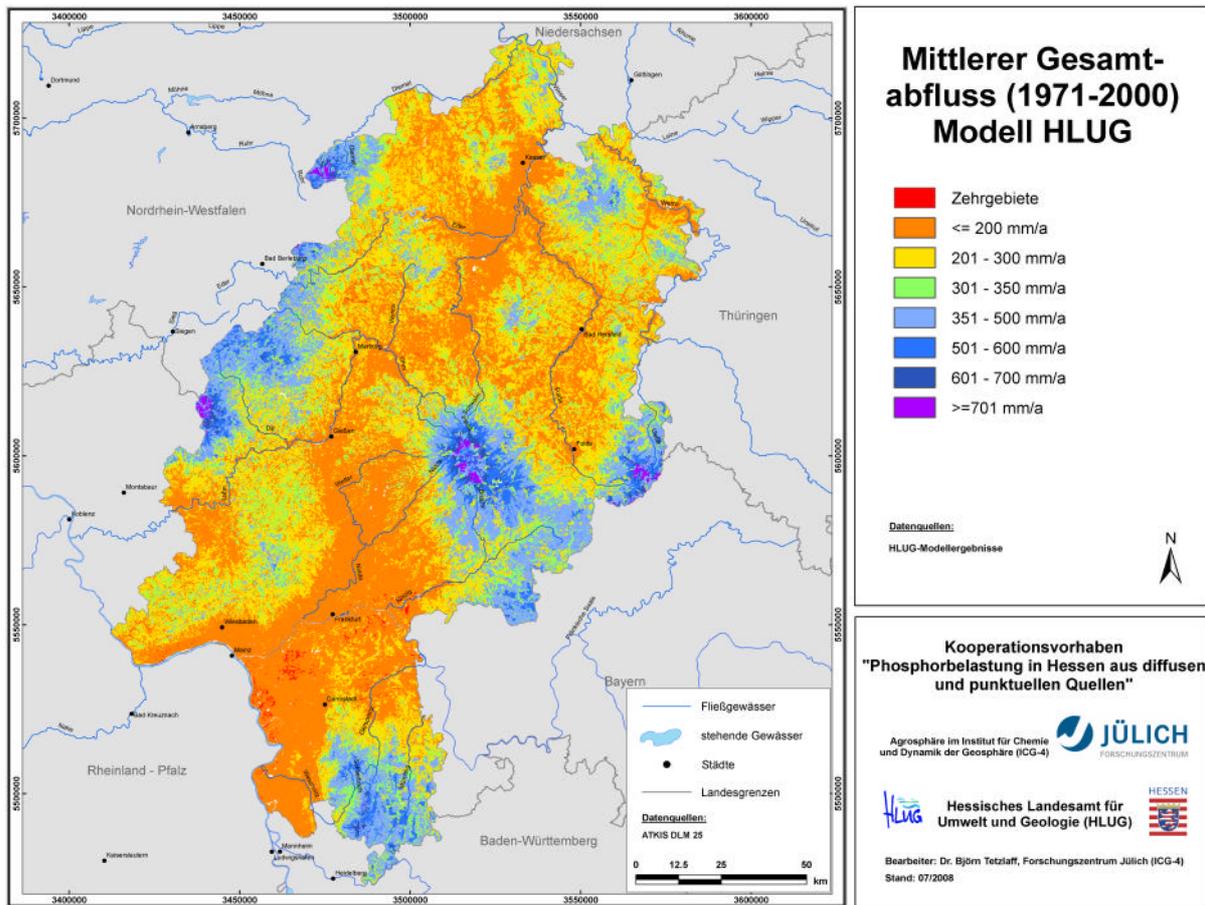
Mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA werden die mittleren Höhen der realen Verdunstung, des Gesamt- und Direktabflusses sowie der Grundwasserneubildung für die beiden Untersuchungsgebiete berechnet. Bezugsperiode ist der Zeitraum 1971-2000.

Die Ergebnisse zum Gesamtabfluss und seiner Komponenten werden im Folgenden dargestellt und diskutiert.



Karte 14: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem Modell GROWA

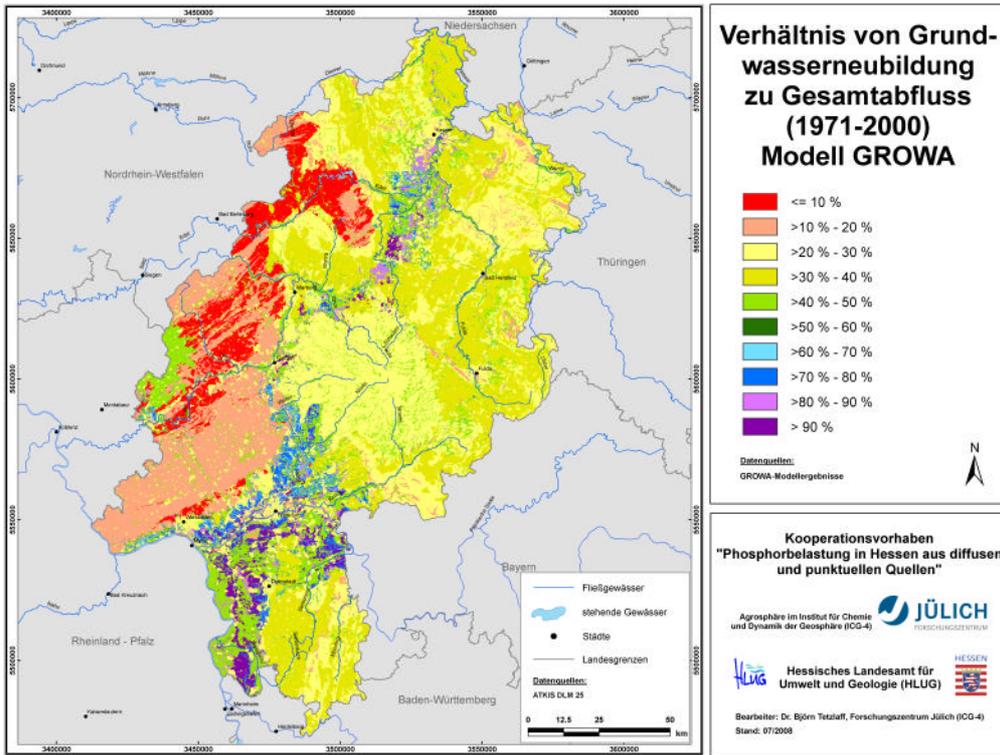
Die Höhe des mittleren Gesamtabflusses (1971-2000) resultiert aus der Differenz zwischen Jahresniederschlag und mittlerer realer Verdunstung (Karte 14). Die für Hessen berechneten langjährigen mittleren Gesamtabflusshöhen besitzen eine große Schwankungsbreite zwischen weniger als 200 und mehr als 700 mm/a bei einem Mittelwert von ca. 280 mm/a. Niedrige Gesamtabflüsse von weniger als 200 mm/a sind grundsätzlich in den Senkenbereichen anzutreffen, in denen aufgrund klimatischer Gunst erhöhte reale Verdunstung auftritt. Überdurchschnittliche Gesamtabflüsse von mehr als 350 mm/a sind aufgrund der erhöhten Niederschläge in den reliefierteren Lagen zu finden sowie in urbanen Gebieten. Hier sind jedoch die aufgrund der Versiegelung gegenüber dem Umland geringeren Verdunstungsraten ursächlich.



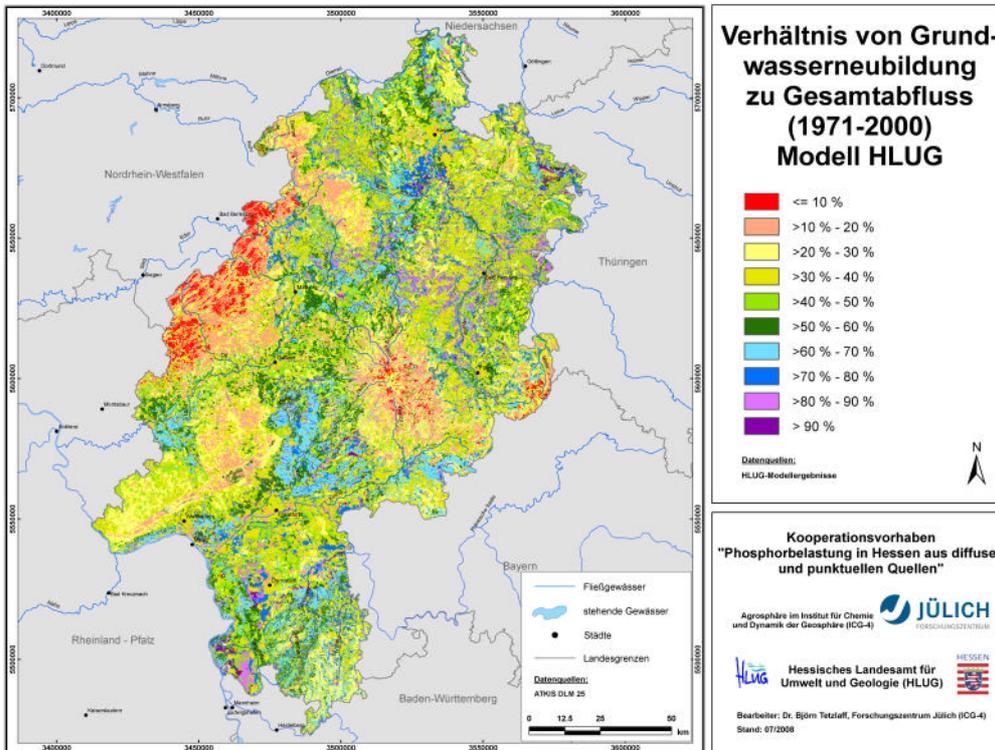
Karte 15: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem HLU-Modell

Zum Vergleich mit den nach GROWA modellierten mittleren Gesamtabflusshöhen (Karte 14) werden in Karte 15 die vom HLU selbst berechneten Gesamtabflusshöhen der Periode 1971-2000 gezeigt (Hergesell 2003). Trotz unterschiedlicher Modellansätze und einer teilweise veränderten Landnutzung zeigt Karte 15 eine grundsätzlich ähnliche Verteilung der mittleren Gesamtabflusshöhen. Dabei zeigt sich die leichte Tendenz, dass das HLU-Modell höhere reale Verdunstungsraten als GROWA berechnet.

Sowohl das Modell GROWA als auch das HLU-Modell bedienen sich eines Abflusseparationsverfahrens auf Basis von bfi-Werten zur Berechnung der Grundwasserneubildungs- bzw. Direktabflusshöhe. Die Festlegung der bfi-Werte erfolgt jedoch unterschiedlich. Während beim GROWA eine Standorteigenschaft als maßgeblich ausschlaggebend für den Anteil des Gesamtabflusses, der zum Grundwasser zusickert, angesehen wird (Abb. 6), bestimmt sich der bfi-Wert im HLU-Modell aus einer Reihe von Standorteigenschaften, die gleichzeitig, wenn auch mit unterschiedlichem Gewicht, eingehen. Insofern verwundert es nicht, dass sich die bfi-Werte nach GROWA (Karte 16) bzw. nach HLU-Modell (Karte 17) deutlich unterscheiden.



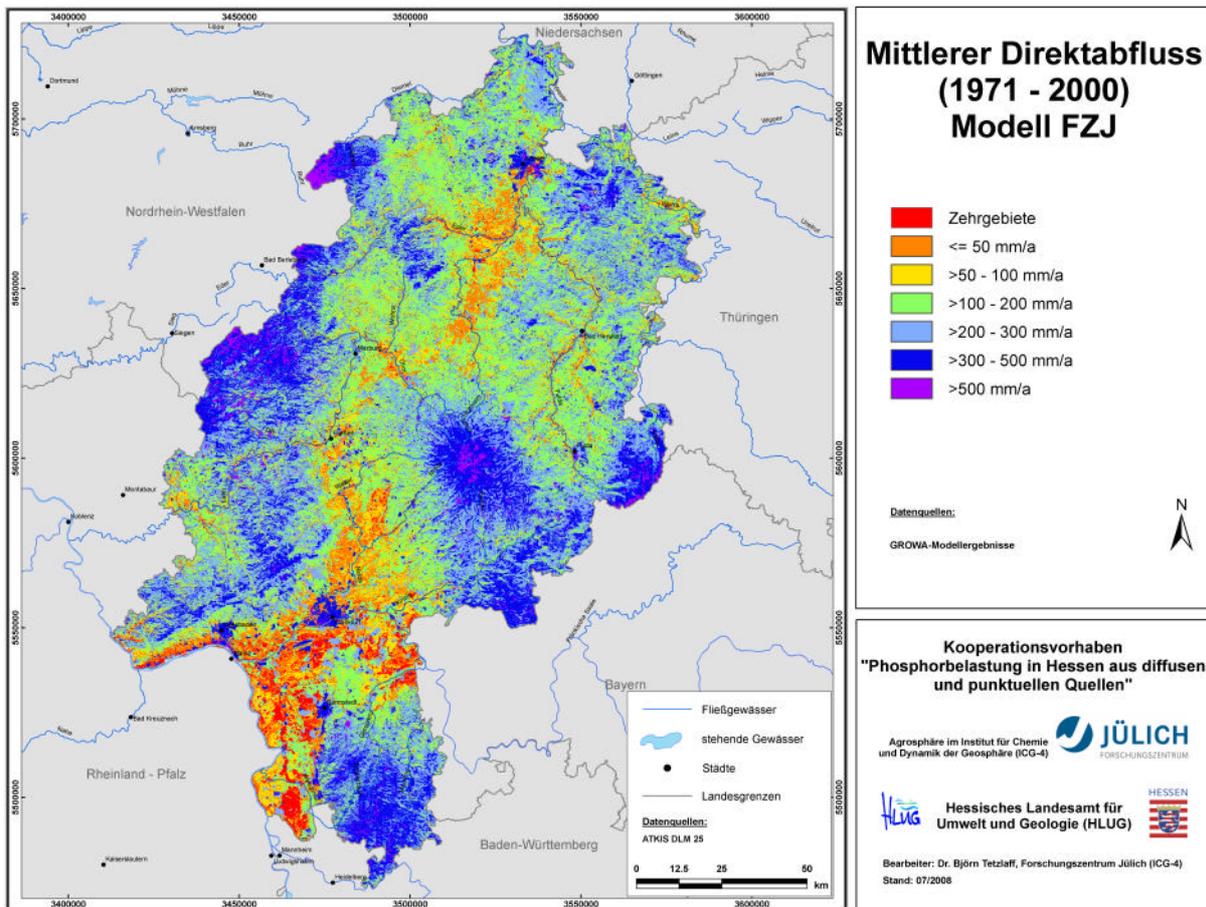
Karte 16: Mittleres Verhältnis von Grundwasserneubildung zum Gesamtabfluss (1971-2000), berechnet mit dem GROWA-Modell



Karte 17: Mittleres Verhältnis von Grundwasserneubildung zum Gesamtabfluss (1971-2000), berechnet mit dem HLUG-Modell

Angesichts der Dominanz an Festgesteinen folgt die Verteilung der bfi-Werte nach GROWA i.W. der hydrogeologischen Karte (Karte 13, Karte 16).

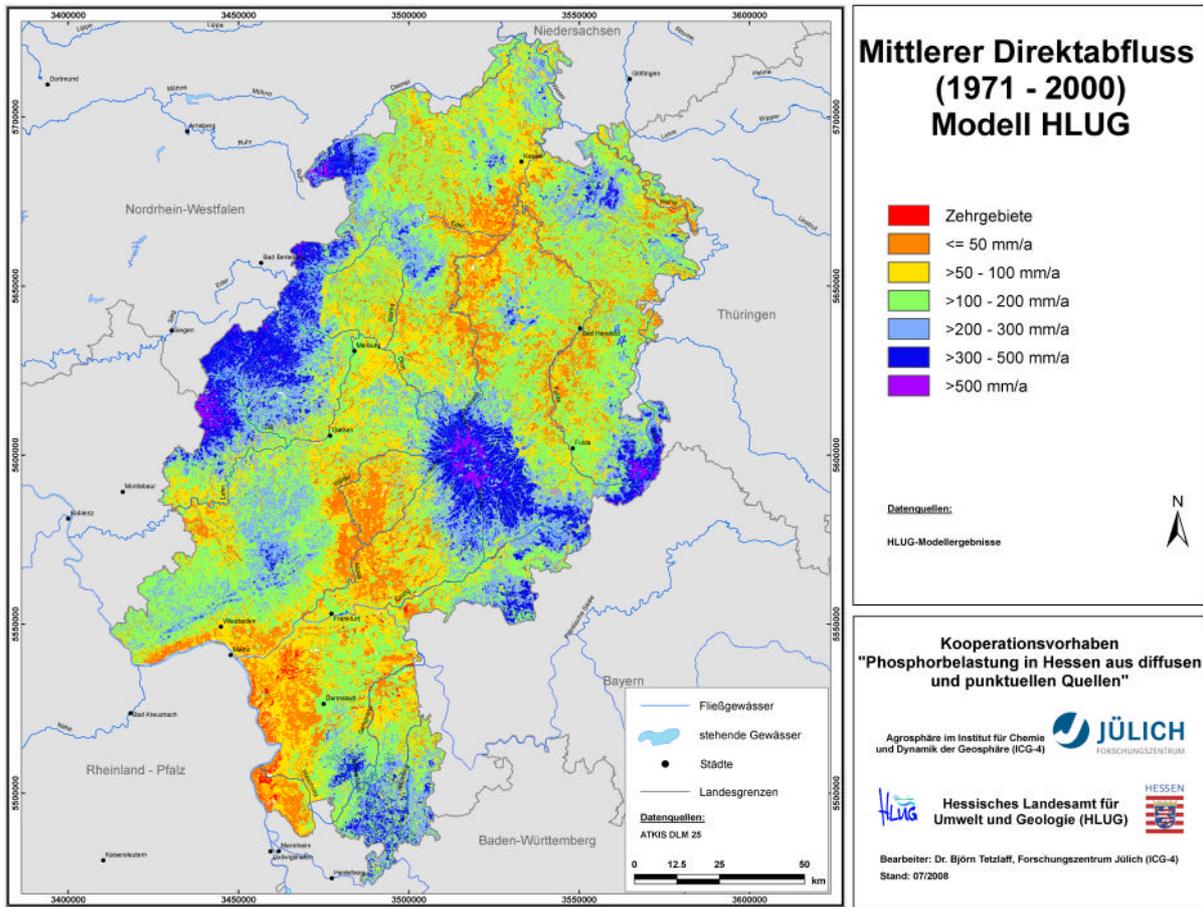
Die Karten der mittleren Direktabflusshöhe (1971-2000) zeigen inhaltlich den Anteil des Gesamtabflusses, der nicht dem Grundwasser zusickert (Karte 18 u. Karte 19). Da auf gedränten Flächen die Höhe des Oberflächenabflusses vernachlässigbar gering ist, entspricht die Direktabflusshöhe auf diesen Flächen weitestgehend dem Dränabfluss oder künstlichen Zwischenabfluss (Karte 18, Karte 9).



Karte 18: Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem GROWA-Modell

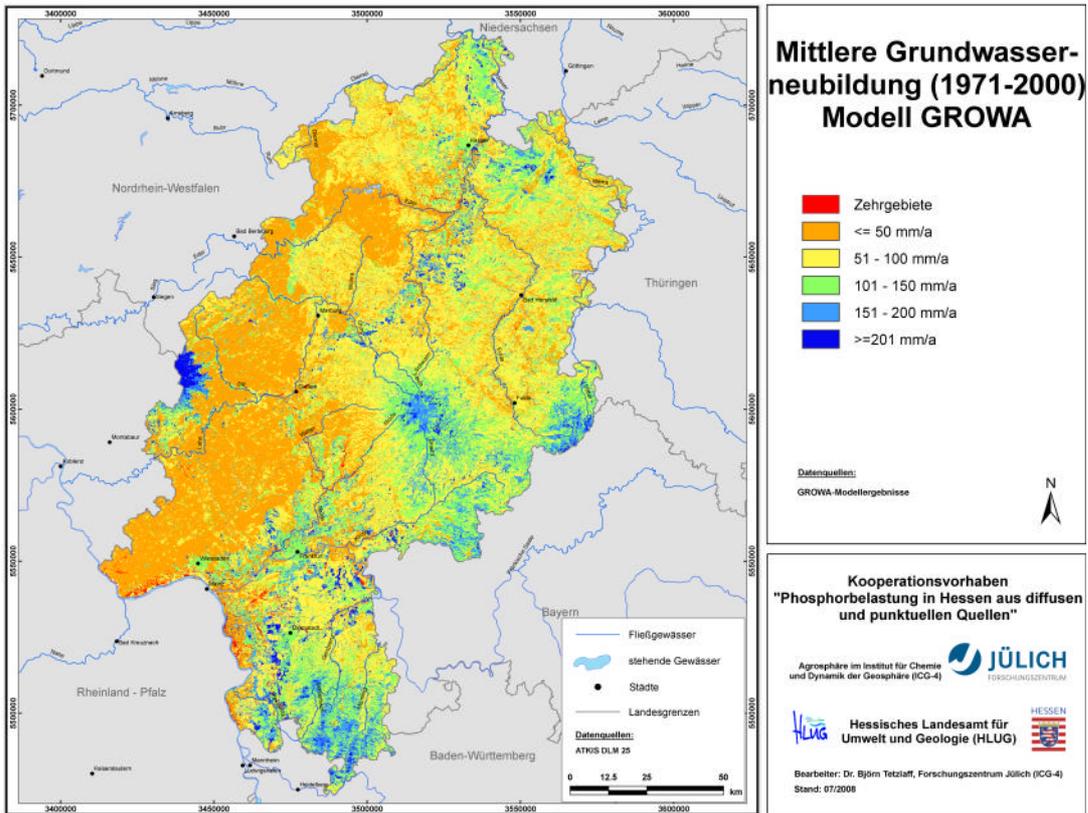
Nach GROWA beträgt der mittlere Direktabfluss in Hessen ca. 190 mm/a mit Schwankungen zwischen weniger als 50 mm/a in Senkenbereichen und mehr als 500 mm/a in den höchsten Relieflagen. Auf nicht künstlich entwässerten Flächen treten erhöhte Direktabflüsse v.a. im Bergland auf. Hier werden sie durch hohe 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 flache Gebiete mit großem, nicht künstlich verändertem Flurabstand und geringem Staunässe-Einfluss. Da die bfi-Werte mit Ausnahme des Taunus und des Westerwalds relativ einheitlich zwischen 0,2 und 0,4 liegen, folgt die Verteilung des Direktabflusses i.W. der des

Gesamtabflusses (Karte 18 und Karte 14). Ähnliches gilt auch für die mittlere Direktabflusshöhe nach HLU-Modell (Karte 19 und Karte 15).

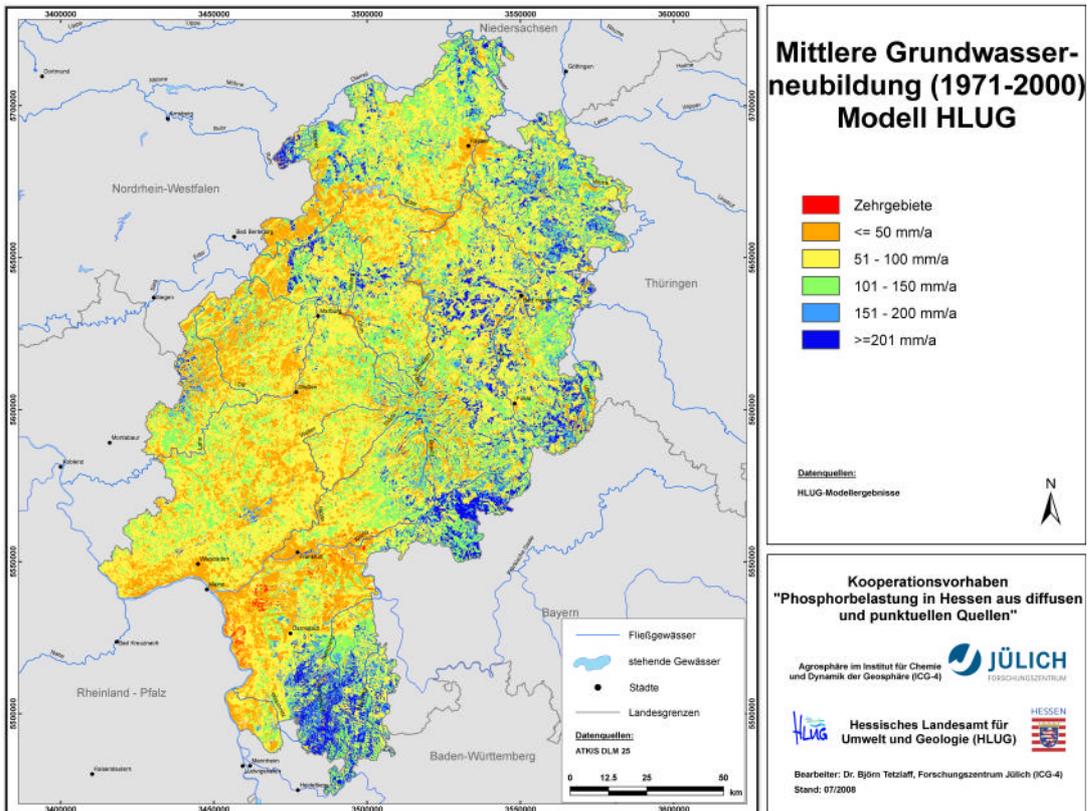


Karte 19: Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000), berechnet mit dem HLU-Modell

Als Folge der Separation des Gesamtabflusses (Kap. 4.1) stellen die Karten der mittleren Grundwasserneubildungshöhe (Karte 20 u. Karte 21) gewissermaßen das Spiegelbild der Karten des Direktabflusses dar (Karte 18 u. Karte 19). Dementsprechend finden sich mit <50 mm/a unterdurchschnittliche Grundwasserneubildungsraten in Taunus und Westerwald aufgrund der gering durchlässigen Gesteine sowie im Hessischen Ried als Folge der großräumigen Dränagen. Der Mittelwert liegt bei ca. 85 mm/a. Die mit dem HLU-Modell berechneten langjährigen mittleren Grundwasserneubildungshöhen (Karte 21) sind mit 100 mm/a durchschnittlich 18 % höher als die mit GROWA berechneten. Die Ursache liegt u.a. in der unterschiedlichen Ermittlung der bfi-Werte sowie in der unterschiedlichen Kalibrierungsweise (mündl. Mitt. Hr. Hergesell). Dies wirkt sich u.a. in Form höherer Neubildungsraten im Nordosten Hessens (verbreitet unterer und mittlerer Buntsandstein), im Kristallin des Odenwalds sowie im Taunus aus.



Karte 20: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000), berechnet mit dem GROWA-Modell



Karte 21: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000), berechnet mit dem HLUG-Modell

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.

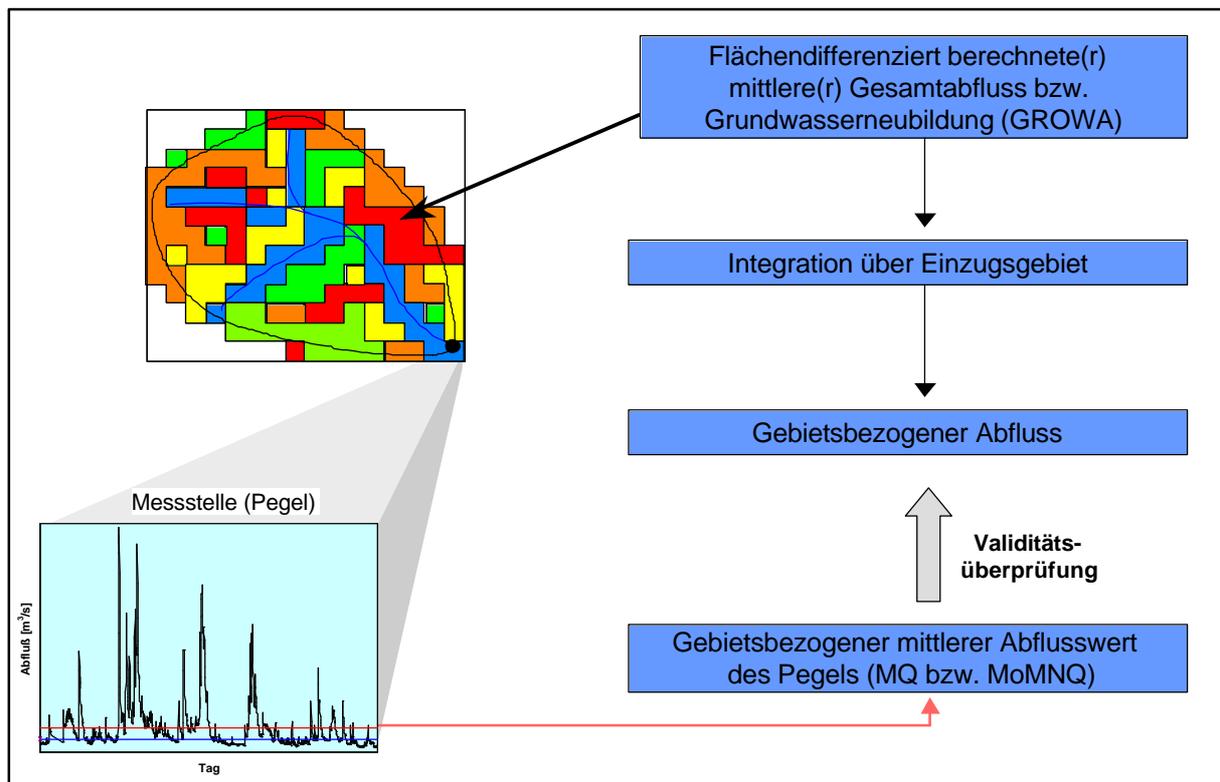
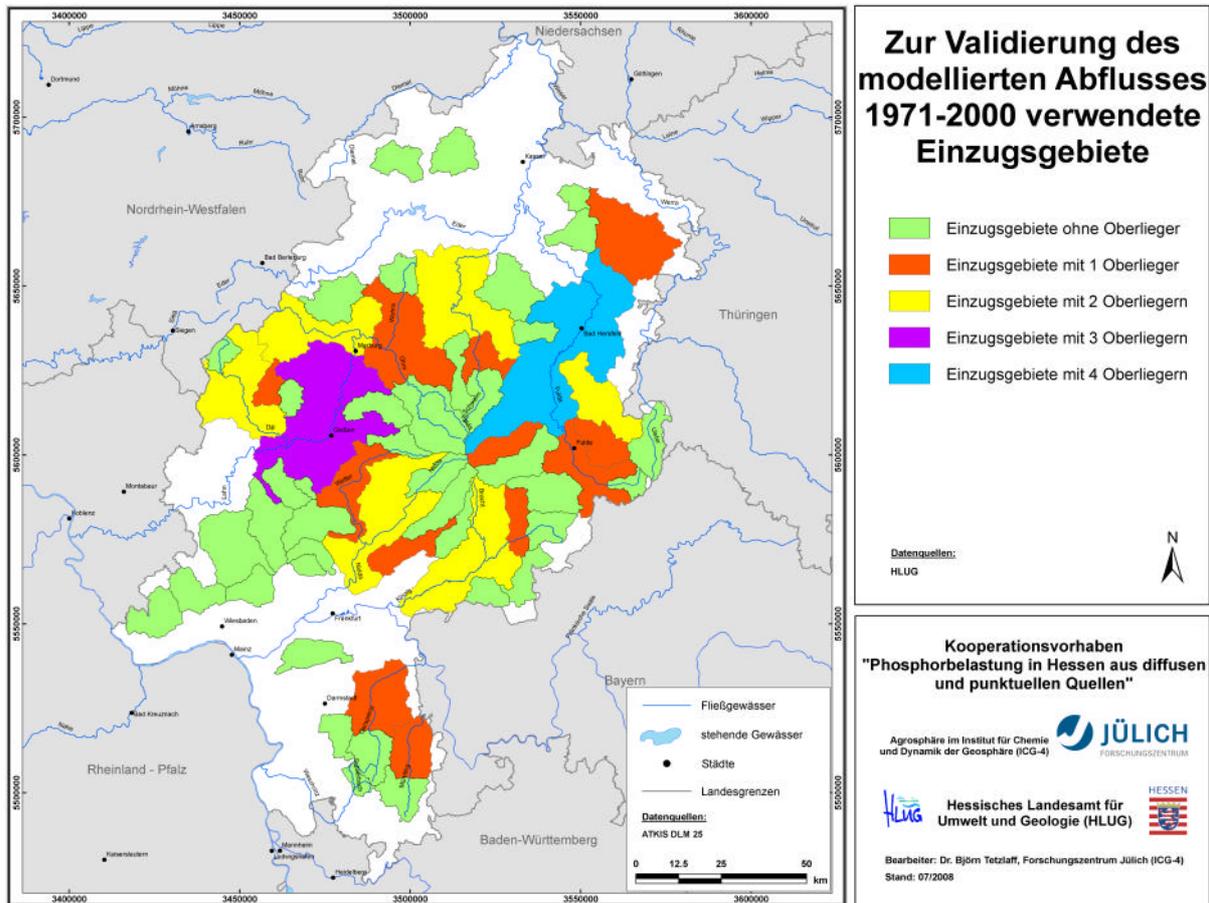


Abb. 11: Schematische Darstellung des Verfahrensgangs zur Validitätsüberprüfung der berechneten Abflusshöhen

Quelle: Kunkel u. Wendland (1998), verändert



Karte 22: Abflusspegel und zugehörige Flusseinzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten Abflusshöhen

Pegelbezogene Einzugsgebiete, bei denen bekannt ist, dass sie die aufgeführten Bedingungen nicht erfüllen, können daher für eine Validitätsüberprüfung nicht herangezogen werden. Für 61 Pegel in Hessen lagen Abflusswerte der Zeitreihe 1971-2000 vor. Karte 22 zeigt die Lage der pegelbezogenen Einzugsgebiete. Die Grenzen der oberirdischen Einzugsgebiete wurden aus den Oberflächenwasserkörpern zusammengesetzt. (Tab. 3). Für die Weser, das Hessische Ried und die Eder wurden keine Pegeldata zur Validierung eingesetzt. Die Weser besitzt große Einzugsgebietsteile außerhalb Hessens. Im Ried treten aufgrund der Dränagen sowie der Eindeichung von Hauptvorflutern starke Störungen des natürlichen Abflussregimes auf, die keinen Vergleich mit Modellergebnissen ermöglichen. In der Eder wird der natürliche Abfluss durch Talsperrenbewirtschaftung durchgängig verändert.

Abb. 12 zeigt den Vergleich der mit GROWA berechneten und der gemessenen Gesamtabflusshöhen (MQ). Von den 61 Pegeln zeigen 27 eine Abweichung von höchstens 10 %. Bei weiteren 21 Pegeln liegen die Abweichungen unter 25 % absolut. Lediglich 13 der 61 Pegel weisen größere Abweichungen auf, wobei eine Tendenz zur Überschätzung festzustellen ist (Abb. 12). Den Ursachen hierfür kann jedoch im vorliegenden Projekt nicht weiter nachgegangen werden. Es stehen auch keine weiteren Informationen zu

den betroffenen Pegeln zur Verfügung, um festzustellen, ob und welche anthropogenen Eingriffe in den natürlichen Wasserhaushalt ursächlich sein können.

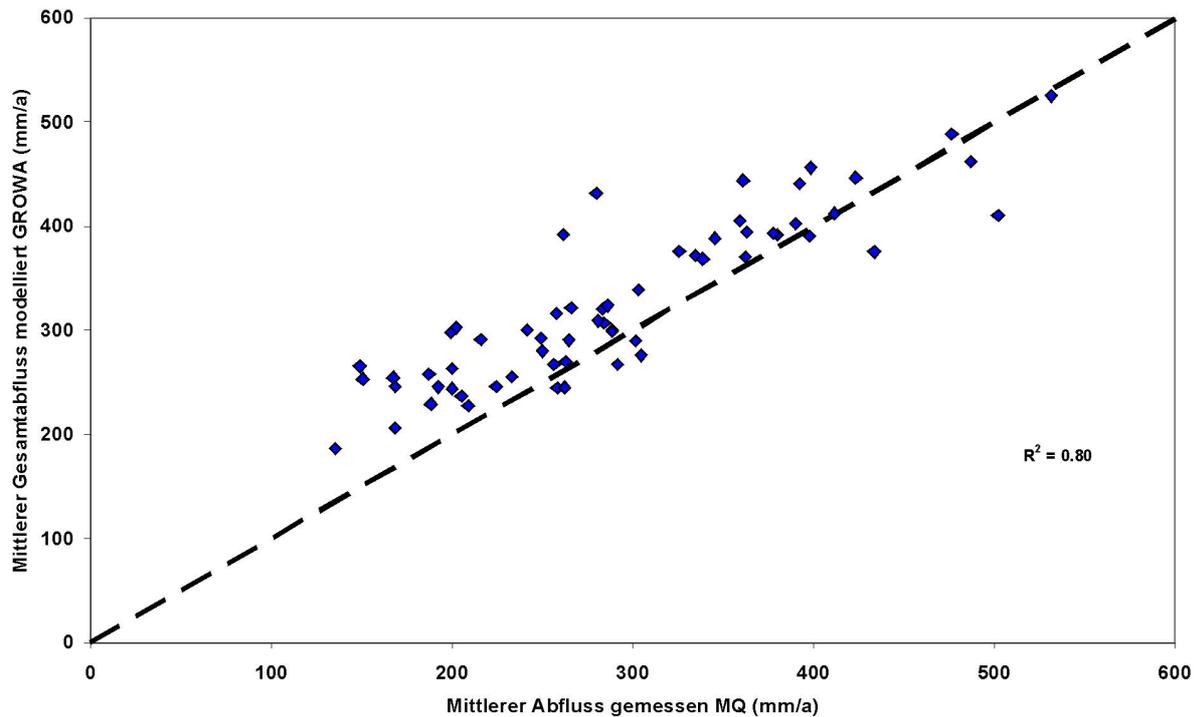


Abb. 12: Vergleich der berechneten (Modell GROWA) mit gemessenen mittleren Gesamtabflusshöhen (1971-2000)

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 24 von 61 Pegeln eine Abweichung von weniger als 10 %. Im mittleren Bereich zwischen 11 und 25 % Abweichung liegen 19 Pegel und 18 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.

Insgesamt kann die Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Abflüssen als befriedigend eingeschätzt werden.

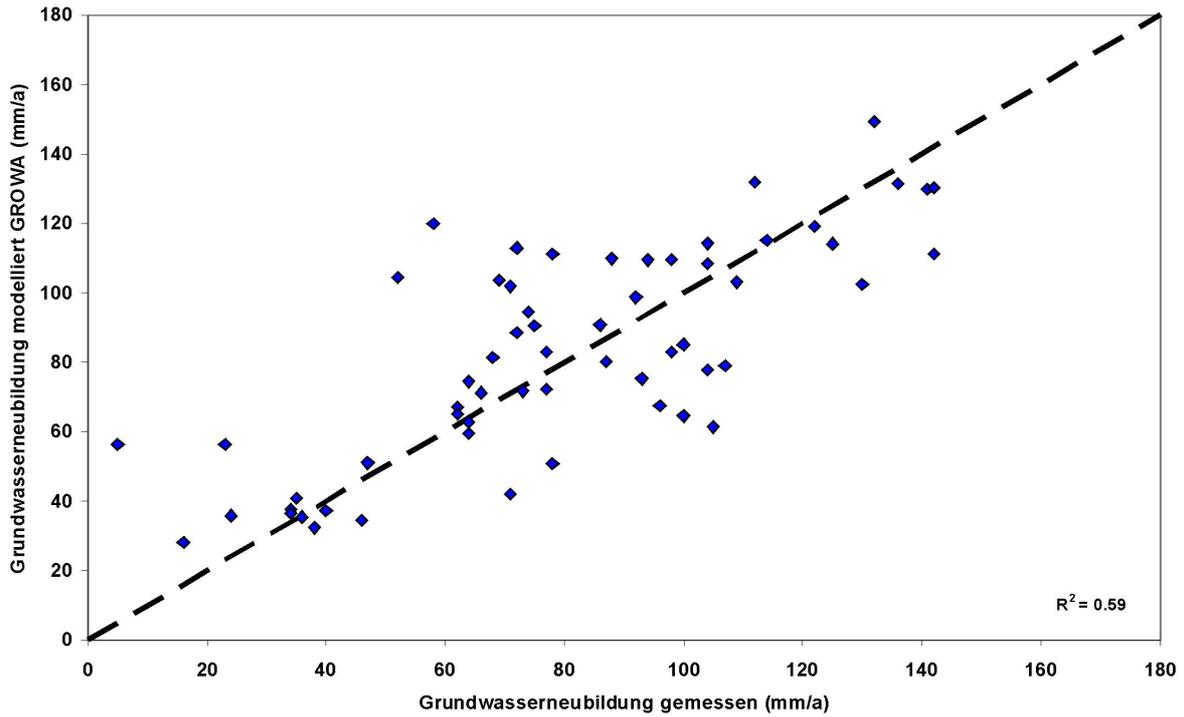


Abb. 13: Vergleich der berechneten (Modell GROWA) mit gemessenen mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1971-2000)

In den folgenden Kapiteln werden der Berechnungsgang bei der Modellierung von P-Einträgen über die einzelnen Eintragspfade sowie die jeweiligen Modellergebnisse dargestellt und diskutiert.

5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

5.1 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 9) räumlich differenziert berechnet (Kap. 4.3). 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 Hessen 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 ganz Hessen im Maßstab 1:50.000 vor (Tab. 3). Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert:

- Niedermoorböden
- tonarme Sandböden
- bindige terrestrische Mineralböden

Der P-Gehalt des Unterbodens ist i.d.R. relativ niedrig, da überschüssiges Düngerphosphat in der Krume bindiger Mineralböden durch Sorption oder Fällung festgelegt wird und sich hier entsprechend anreichert. Abgesehen von Hochmoorböden sind Ausnahmen jedoch in Sandmischkulturen und tonarmen Sandböden beobachtet 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 Komplexbildung der Eisen- und Alu-

miniumkationen als potenzielle Sorptionspartner durch die in der Gülle vorhandene organische Substanz, spielt dabei eine große Rolle.

Aufgrund der in Hessen auftretenden Standortbedingungen werden für die Bearbeitung der vorliegenden Fragestellung lediglich vier von elf Phosphotopen definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird (Tab. 5). Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung. Die einzelnen Phosphotope werden nachfolgend beschrieben und diskutiert.

Phosphotope „Gedränzte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränzte 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 Krümen 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).

Aussagen zum pH-Wert im Grundwasser der hessischen Niedermoore sind auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich. Daher muss eine genauere räumliche Differenzierung der in Hessen auftretenden Niedermoor-Typen unterbleiben. Als typisch werden schwach saure Niedermoore mit relativ hohen Gehalten an Eisen und Aluminium angesehen, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann. Diese Niedermoor Typen können als relativ sorptionsstark gelten. Eine weitere Differenzierung der gedränzten 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. 5). 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. 5, Scheffer 2002).

Phosphotop „Gedränkte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

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 Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg 1983). Dessen 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. 5). 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.

Phosphotop „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 Düngungshöhe 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. 5).

Tab. 5 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 in früheren Projekten gewonnenen Exportkoeffizienten (Tetzlaff 2006). Die in der Tabelle genannten Referenzwerte für die den Phosphotopen vergleichbare Untersuchungsflächen wurden der Literatur entnommen und dienten 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 Untersuchungsgebiets entsprechen, d.h. Flachland, Mittelgebirgsregionen der „alten“ Bundesländer. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind.

Tab. 5: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten aus Tetzlaff (2006)

Phosphotop	Referenzwert [mg P-Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/(ha-a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (kalibriert)
Gedränte Niedermoorböden unter Acker-nutzung	0,2-1,7	1,3	0,8
Gedränte Niedermoorböden unter Grün-landnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4	0,7
Gedränte tonarme Sandböden unter land-wirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,25
Gedränte 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, Hasenpusch 1995, Lammel 1990, Kuntze 1983, 1988, Lennartz u. Hartwigsen 2001, Fier u. Schäfer 2004, Gerds et al. 1988, Richardson 1985, Scheffer u. Bartels 1980, Foerster 1973, Wichtmann 1994, Schubert 1997, Scheffer u. Kuntze 1991

Die in Tab. 5 genannten 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. 5). Für die anderen Phosphotope konnte die Vorgabe, dass die Referenzwerte der Literatur den Wertebereich für die Kalibrierung definieren, eingehalten werden.

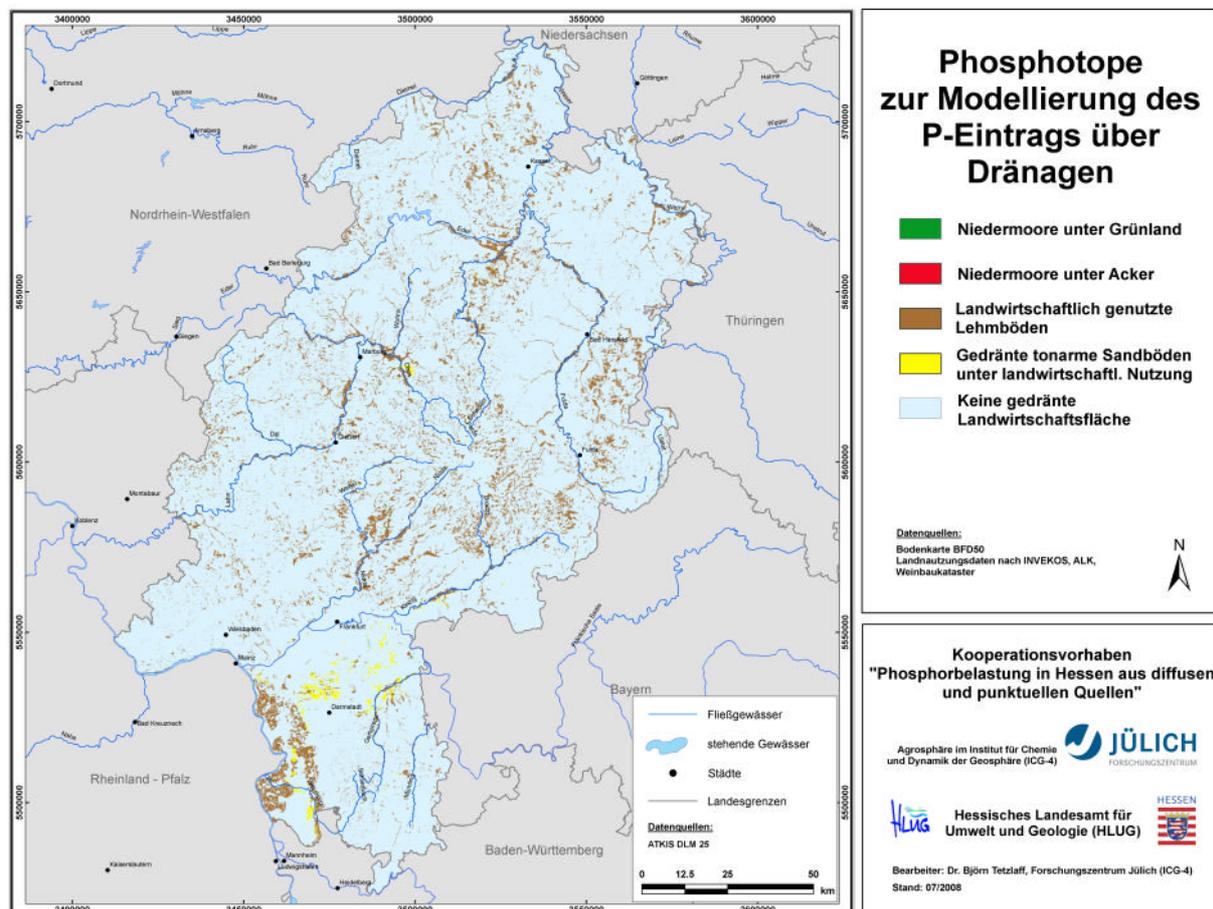
5.2 Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Dränagen

In Kapitel 5.1 wurden die vier Phosphotope zur räumlich differenzierten Modellierung des P-Eintrags über Dränagen bereits dargestellt. Sie integrieren die Parameter „pedogene Sorptionskapazität des Bodens“ und „Landnutzung“, von denen eine maßgebliche Beeinflussung der mittleren Eintragshöhe ausgeht (Tab. 1).

Wie ebenfalls in Kapitel 5.1 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 4.2.2 ff. beschrieben und diskutiert worden sind.

Die Ableitung der in Tab. 5 aufgeführten Phosphotope erfolgt durch sukzessive Verschneidung der Datensätze zu den Bodenverhältnissen, den künstlich entwässerten Flächen und der Landnutzung gemäß den Angaben in Kapitel 5.1. Im Ergebnis wird die künstlich entwässerte Gesamtfläche Hessens in Phosphotope, d.h. typisierte Teilflächen mit definierten Parameter-Kombinationen, disaggregiert. Karte 23 zeigt die Verteilung der

Phosphotope zur Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen. Danach dominieren in Hessen gedränte Lehmböden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Gedränte Niedermoore treten lediglich zwischen Wetter und Nidda sowie im Ried auf. Gedränte tonarme Sandböden sind i.W. auf das Dieburger Becken und seine Umgebung beschränkt.



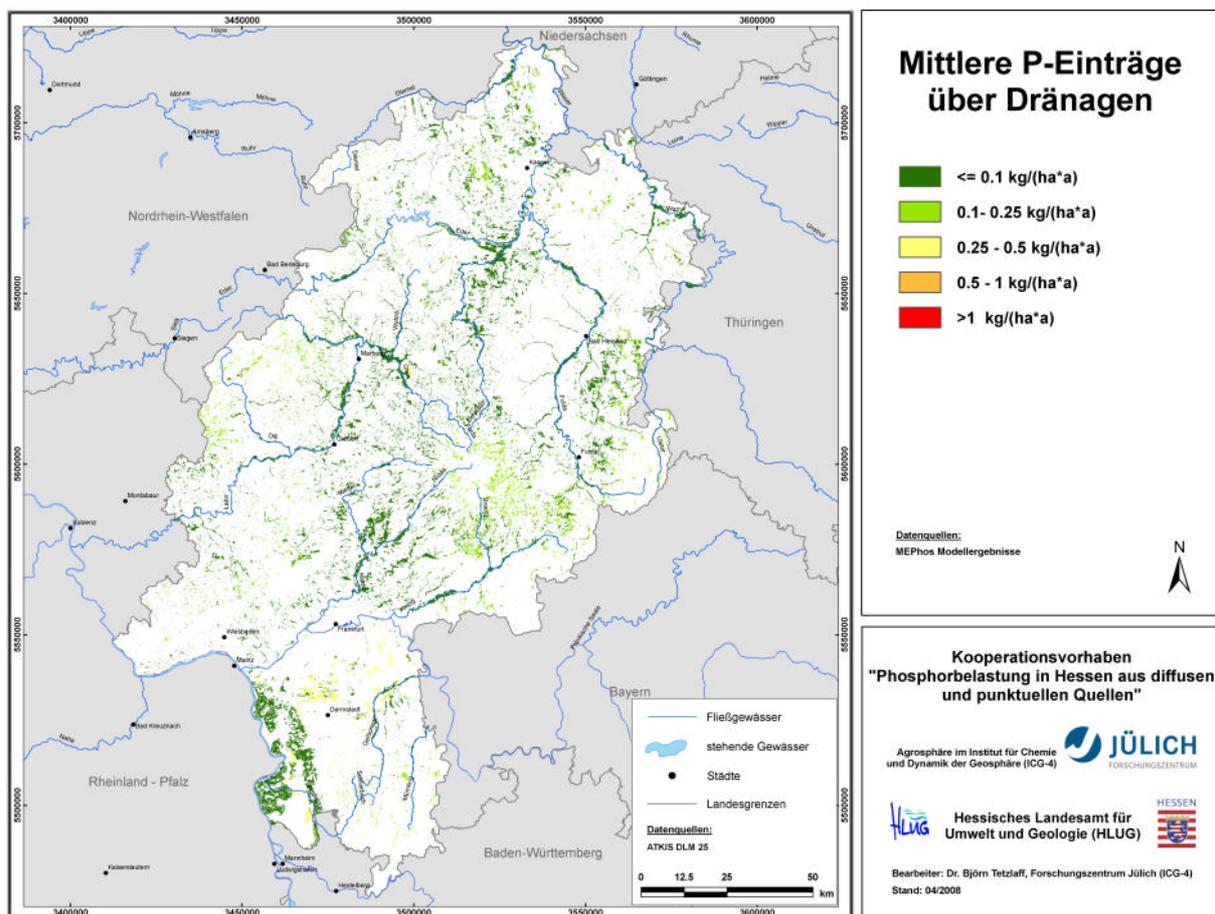
Karte 23: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen

Zur Quantifizierung des P-Eintrags in die Oberflächengewässer über Dränagen werden den Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentration von Gesamt-P zugewiesen, die in Tetzlaff (2006) durch Kalibrierung ermittelt und durch Literaturwerte überprüft wurden (Tab. 5). Die Kalibrierung der Exportkoeffizienten mit Hilfe von mehrjährigen mittleren Jahresfrachten konnte 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 Projektgebiet vergleichbar sind (Flachland, Mittelgebirge der „alten“ Bundesländer). Damit soll gewährleistet sein, dass der Kalibrierung ähnliche Klima-, Boden- und Bearbeitungsverhältnisse zu Grunde liegen. Wie Tab. 5 zeigt, liegen die kalibrierten P-Konzentrationen innerhalb der in der Literatur genannten Schwankungsbreiten.

Die Modellierung des P-Eintrags über Dränagen in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ 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 9) aus dem Gesamtabfluss berechnet. Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Dränagen in Hessen zeigt Karte 24.

5.3 Ergebnisse

Insgesamt belaufen sich die P-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Fläche Hessens über Dränagen auf ca. $17,4 \text{ t/a}$, das Flächenmittel beträgt $0,09 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$.



Karte 24: Mittlere P-Einträge über Dränagen

Die Karte des mittleren P-Eintrags über Dränagen in Hessen (Karte 24) zeigt landesweit geringe Werte von meist unter $0,25 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Die Differenzierung zwischen den beiden ersten Klassen wird v.a. durch unterschiedliche Dränabflusshöhen verursacht (Karte 18). Eine Ausnahme bildet lediglich ein Streifen vom Hessischen Ried zum Dieburger Be-

cken, in dem tonarme sandige Böden auftreten, denen wegen ihrer im Vergleich zu Lehmböden geringeren P-Sorptionskapazität höhere P-Exportkoeffizienten zugewiesen werden (Tab. 5).

Aussagen zur Genauigkeit der modellierten mittleren Dränageeinträge in Hessen erfordern eine Validitätsüberprüfung mit Gesamtfrachten. 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 12.1 an.

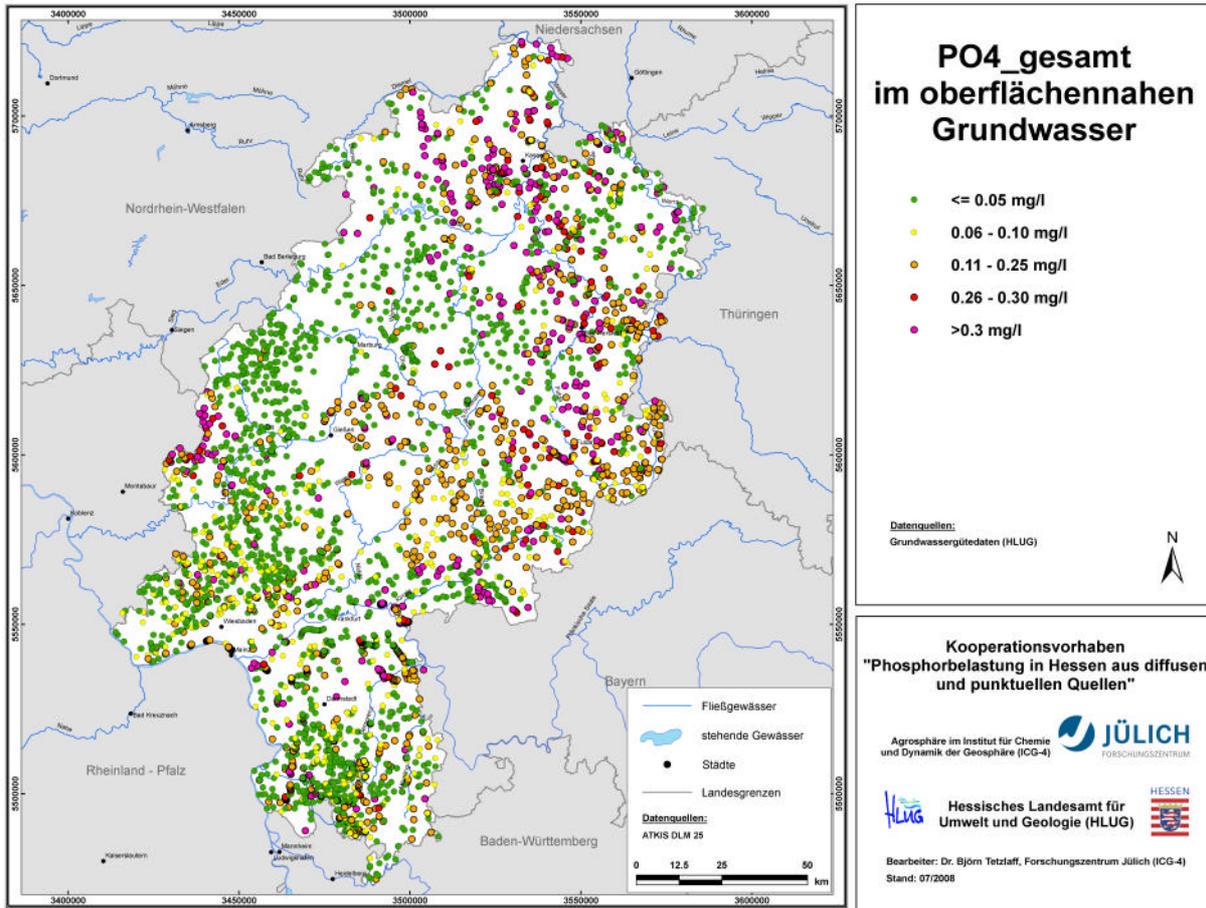
6 P-Einträge in die Oberflächengewässer über grundwasserbürtigen Abfluss

6.1 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.

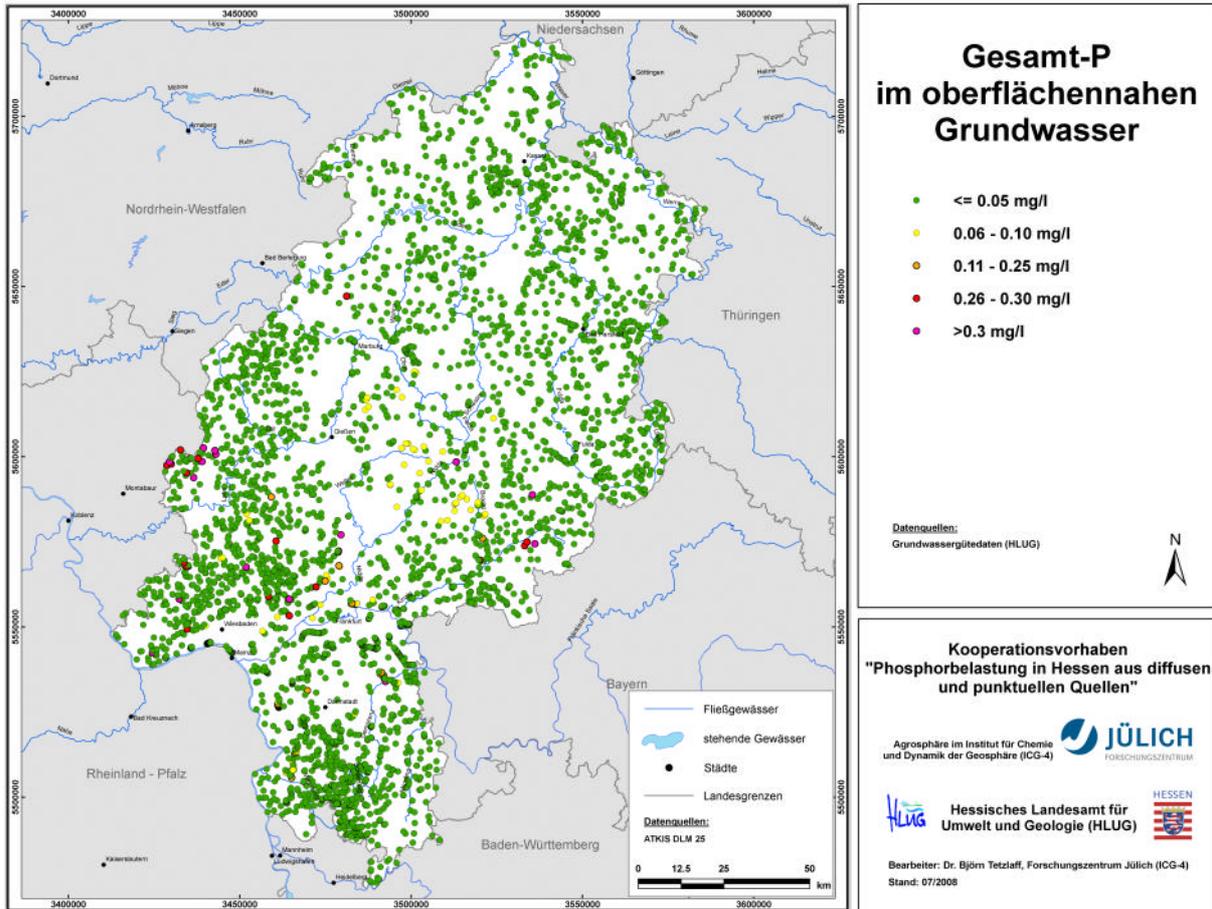
Grundsätzlich treten P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss ubiquitär auf, da sie v.a. aus der geogenen Hintergrundbelastung stammen. Die mittleren bis hohen Sorptionskapazitäten für P in Mineralböden verhindern i.d.R., dass sich die düngungsabhängigen P-Gehalte auf die Konzentrationen im grundwasserbürtigen Abfluss auswirken. Analog zum P-Eintrag über Dränagen 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 flächendifferenziert 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 in den Niedermoorböden Hessens als grundsätzlich hoch angesehen werden kann (Kap. 5). Es ist daher zu vermuten, dass sich die geogenen P-Gehalte der unterschiedlichen Gesteinstypen in Hessen stärker auf die P-Konzentration im Grundwasser auswirken als die Böden.

Abweichend von der in Tetzlaff (2006) beschriebenen Vorgehensweise zur Ableitung von Phosphotopen bei der Modellierung grundwasserbürtiger P-Einträge in die Oberflächengewässer werden für diese Studie umfangreiche Grundwassergütedaten des HLUg zu den Parametern ortho-P, Gesamt-P und O₂ ausgewertet. Die Lage der Messstellen sowie die mittleren Konzentrationen der Parameter ortho-P und Gesamt-P sind aus Karte 25 bzw. Karte 26 ersichtlich. Auffallend ist in beiden Karten die große Schwankungsbreite der Konzentrationen (ortho-P: 0,005 – 121 mg/l) sowie die räumliche Verteilung, die sich an der Geologie zu orientieren scheint.



Karte 25: Mittlere Konzentrationen von PO₄gesamt im Grundwasser

Daher werden zunächst die ungewöhnlich hohen Konzentrationen im Grundwasser einer genaueren Betrachtung unterzogen und anschließend wird versucht, für Gesteinseinheiten typische Konzentrationen zu ermitteln, die als Exportkoeffizienten in MEPhos eingesetzt werden könnten. Die räumliche Analyse der Messstellen mit ungewöhnlich hohen Konzentrationen, z.B. >0,3 mg ortho-P/l, ergibt, dass sich der Großteil dieser Brunnen in geringer Entfernung zu Vorflutern befindet, d.h. zwischen 10 und 50 m. In diesen Fällen ist eine Infiltration von Oberflächenwasser mit höherer P-Konzentration in das Grundwasser wahrscheinlich, sodass die Messwerte der betroffenen Brunnen nicht als geogene Hintergrundwerte gedeutet werden können. Eine Verwendung dieser Messwerte für Zwecke der Kalibrierung und Modellierung ist somit ausgeschlossen. Diese Auffassung wird von Experten des HLUG geteilt (mündl. Mitt. Dr. Berthold).



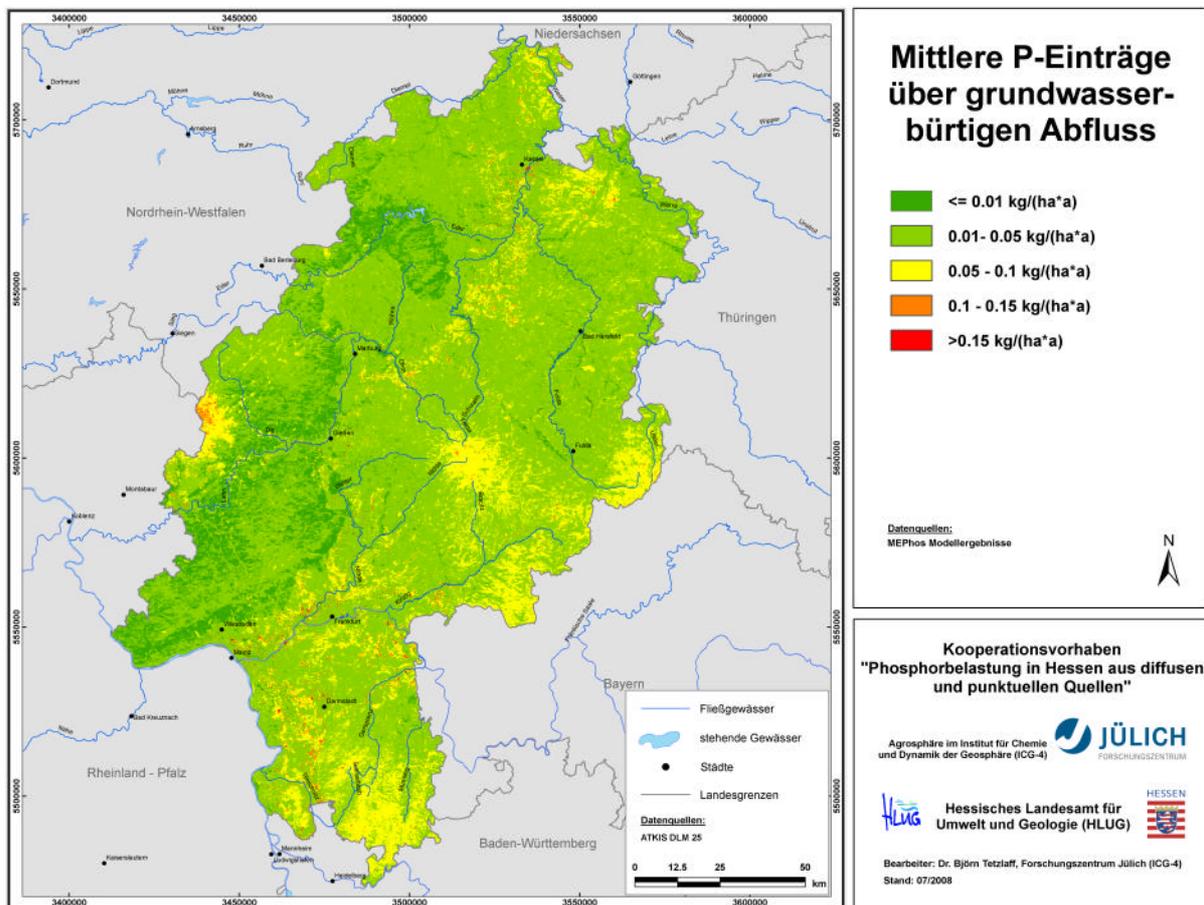
Karte 26: Mittlere Konzentrationen von Gesamt-P im Grundwasser

Mittels des Gewässernetzes und eines Buffer-Verfahrens wird im GIS sichergestellt, dass lediglich Messwerte derjenigen Brunnen in die statistische Auswertung eingehen, die mindestens 100 m vom Vorfluter entfernt sind. Eine sinnvolle Ausweisung von „gesteins-typischen“ P-Konzentrationen ist anschließend jedoch nicht mehr möglich, da die Stichprobenumfänge deutlich niedriger sind und sich z.T. auch keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den Gesteinstypen ermitteln lassen. Daher wurde in Absprache mit dem Auftraggeber von einer weiteren räumlichen Differenzierung von P-Konzentrationen im Grundwasser Hessens abgesehen und stattdessen ein vereinfachter Ansatz gewählt. Dieser sieht die Verwendung der mit dem Modell GROWA berechneten langjährigen mittleren Grundwasserneubildung (Karte 20) und eine einheitliche Konzentration von GesamtP im grundwasserbürtigen Abfluss von 0,04 mg/l vor. Dieser Wert stützt sich auf die Grundwasseranalysen in Hessen, kalibrierte Konzentrationen in Tetzlaff (2006), Aggerverband (2003a), Aggerverband (2003b), Kölle (2001) sowie Kunkel et al. (2004).

6.2 Ergebnisse

Karte 27 zeigt die langjährigen mittleren P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss in Hessen, die mit dem in Kapitel 6.1 beschriebenen vereinfachten Ansatz quantifiziert wurden. Der P-Eintrag über den grundwasserbürtigen Abfluss ist grundsätzlich niedrig und übersteigt 0,05 kg/(ha·a) meist nicht. Insgesamt belaufen sich die mittleren P-Einträge über den Grundwasserpfad auf ca. 68 t/a bzw. auf 0,03 kg/(ha·a).

Grundsätzlich sind die ubiquitär auftretenden niedrigen Einträge über das Grundwasser eine Folge der geringen Wasserlöslichkeit des Phosphatanions bei gleichzeitig hohen Sorptionskapazitäten in Boden und Aquifer. Außerdem tragen die aufgrund künstlicher Entwässerung oder gering durchlässiger Festgesteine verringerten Grundwasserneubildungsraten ihrerseits zu geringen Frachtausträgen bei.



Karte 27: Mittlere P-Einträge über grundwasserbürtigen Abfluss

Eine Validitätsüberprüfung der Modellergebnisse kann nicht für einzelne Eintragspfade sondern lediglich für den gesamten P-Eintrag aus diffusen und punktuellen Quellen erfolgen. Nach den folgenden Darstellungen der P-Einträge über die Pfade Abschwemmung, Erosion, Trennkanalisation, Kläranlagen und Mischwasserentlastung schließt sich in Kapitel 12.1 eine solche Validitätsüberprüfung an.

7 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

7.1 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 einen Ansatz zur Ableitung abflussbeitragender Flächen verwendet (Tetzlaff 2006). Mit dieser Erweiterung ist es möglich, die abschwemmungsrelevanten Entstehungsorte von Oberflächenabfluss zu identifizieren, d.h. Teilflächen zu ermitteln, auf denen Infiltrations- oder Sättigungsüberschussbedingungen auftreten (Tab. 6). Die langjährige mittlere Oberflächenabflusshöhe wird für diese Teilflächen nach Gleichung 9 berechnet (Kap. 7.2).

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 dieser reliefbedingten oberirdischen Fließwege erfolgt im Modell MEPhos auf Basis hoch aufgelöster Digitaler Geländemodelle und des Algorithmus' Deterministic Infinity (D8, Tarboton 1997). D8 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 D8 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.

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. 7.2). Darüber hinaus wird hier lediglich Abschwemmung von landwirtschaftlich genutzten Flächen betrachtet, 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 ausschließlich auf verschlammungsgefährdeten Ackerflächen eintreten kann (Kap. 7.2).

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 in Kombination auftreten, können die Teilflächen als Liefergebiete und damit als Phosphotope angesehen werden. Inwieweit eine weitere Differenzierung nach einzelnen landwirtschaftlichen Nutzungstypen 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 Exkremate 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 Staunässeinfluss, Landnutzung, Hangneigung und Anbindung der Fläche ans Gewässernetz (Tab. 1). Aufgrund der Angaben in der Literatur werden für die Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung die in Tab. 6 genannten zwei Phosphotope definiert. Ihre GIS-gestützte Ableitung wird in Kapitel 7.2 dargelegt. Zusätzlich werden in Tab. 6 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 gebildet hat (Tetzlaff 2006).

Tab. 6: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (aus Tetzlaff 2006)

Phosphotope	Referenzwert [mg P-Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/(ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (kalibriert)
Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1

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

Tab. 6 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 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.

7.2 Ableitung von Phosphotopen zur Modellierung des Eintrags über Abschwemmung

Zur Ableitung der in Kapitel 7.1 vorgestellten zwei Phosphotope zur Modellierung des Eintrags über Abschwemmung werden die folgenden Datensätze benötigt: Zum Oberflächenabfluss beitragende Flächen, mittlere Oberflächenabflusshöhe (1971-2000), Bodentypen, Landnutzung und Höhendaten. Die an der Oberflächenabflussbildung beteiligten Teilflächen werden mit der nachfolgend beschriebenen Erweiterung des Wasserhaushaltsmodells GROWA ermittelt, und die mittlere Oberflächenabflusshöhe (1971-2000) wird nach Gleichung 9 für diese Flächen berechnet. Die anhand ihres Abflussbildungsmechanismus' differenzierbaren Flächen mit verschlammungsinduzierter oder sättigungsinduzierter Oberflächenabflussbildung lassen sich mit Hilfe der Landnutzungsdaten weiter differenzieren. Als Ergebnis dieser Verschneidungen wird die landwirtschaftliche Nutzfläche des Einzugsgebiets in die Teilflächen disaggregiert, auf denen auch bei mittleren Systemzuständen Oberflächenabfluss entsteht. 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). 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 Verschlämmung 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 Boden-

bedeckungsgrad der angebauten Kulturart beeinflusst. Ganzjährig vorhandene Bodenbedeckung und größere Rauigkeit sind daher der Grund, warum Verschlämmung auf vergleichbaren Böden unter Grünland eine zu vernachlässigende Rolle spielt (Auerswald u. Schröder 2001).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Verschlämmungsneigung 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 Untersuchungsgebiete nicht flächendeckend in ausreichender Auflösung quantifizierbar sind, müssen für die Modellierung methodische Ansätze gewählt werden, die die genannten Faktoren durch Heranziehung anderer Daten integrativ erfassen. Die Einschätzung der Verschlämmungsneigung von Ackerböden erfolgt nach Verknüpfungsregel 6.6.4 in Müller (2004).

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 Bodenkarte BFD50 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 (0-3 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).

$$T_i = \ln\left(\frac{A_s}{T \cdot \tan\beta}\right)$$

Gl. 8

T_i = Topographischer Index [-]

T = hydraulische Transmissivität [m^2/h]

A = Größe des lokalen Einzugsgebiets [m^2]

β = Hangneigung [°]

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 Duttman (1999) gezeigt.

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 Staunässestufen 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.

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

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

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. 7.1).

Um die hydraulische Anbindung der abflussbeitragenden Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung sicherzustellen, müssen aus dem Digitalen Geländemodell DRM20 (Kap. 4.2.5) Fließwege mittels GIS abgeleitet werden. Hierzu ist zunächst die hydrologische Korrektur des Geländemodells erforderlich, um die Fließgewässer mit den regionalen Höhenminima zur Deckung zu bringen. Dann können mit dem Algorithmus D8 reliefbedingte Tiefenlinien abgeleitet werden (Kap. 7.1). Ein Beispiel für modellierte reliefbedingte Tiefenlinien zeigt Abb. 14.

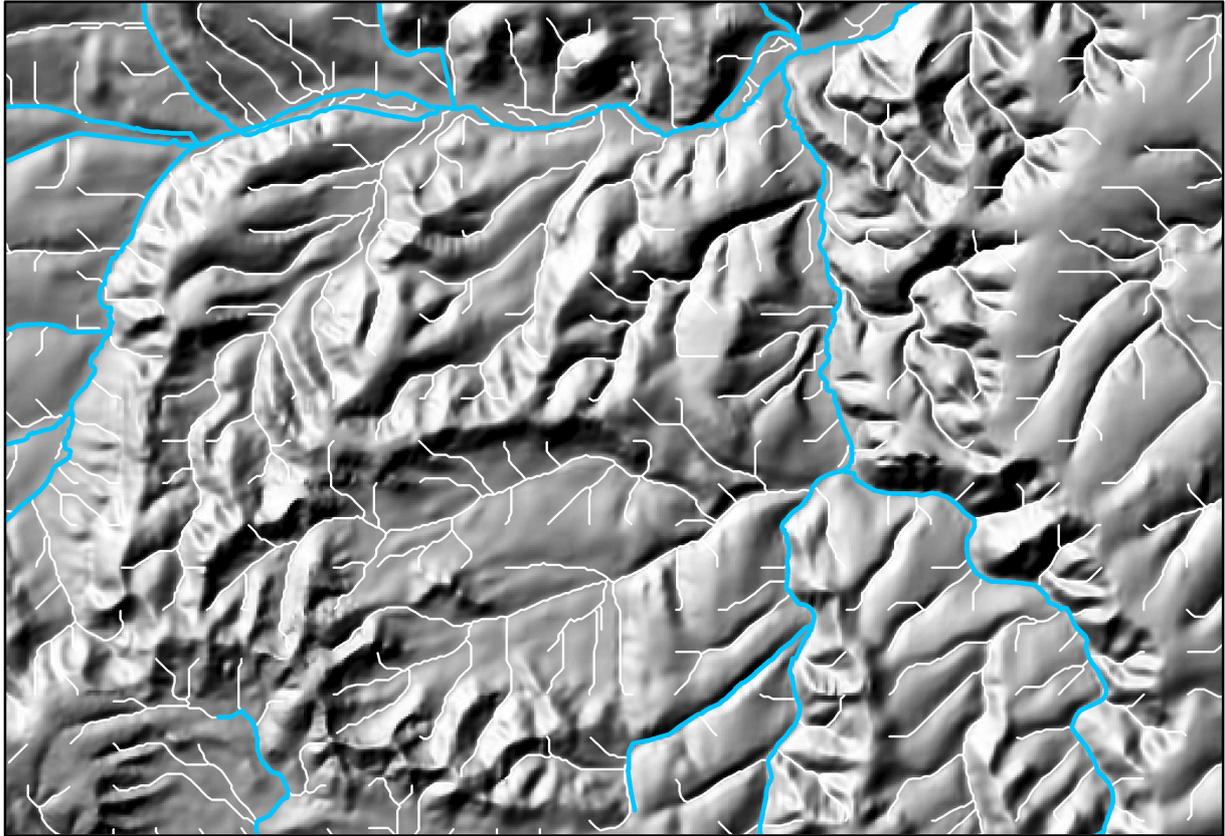
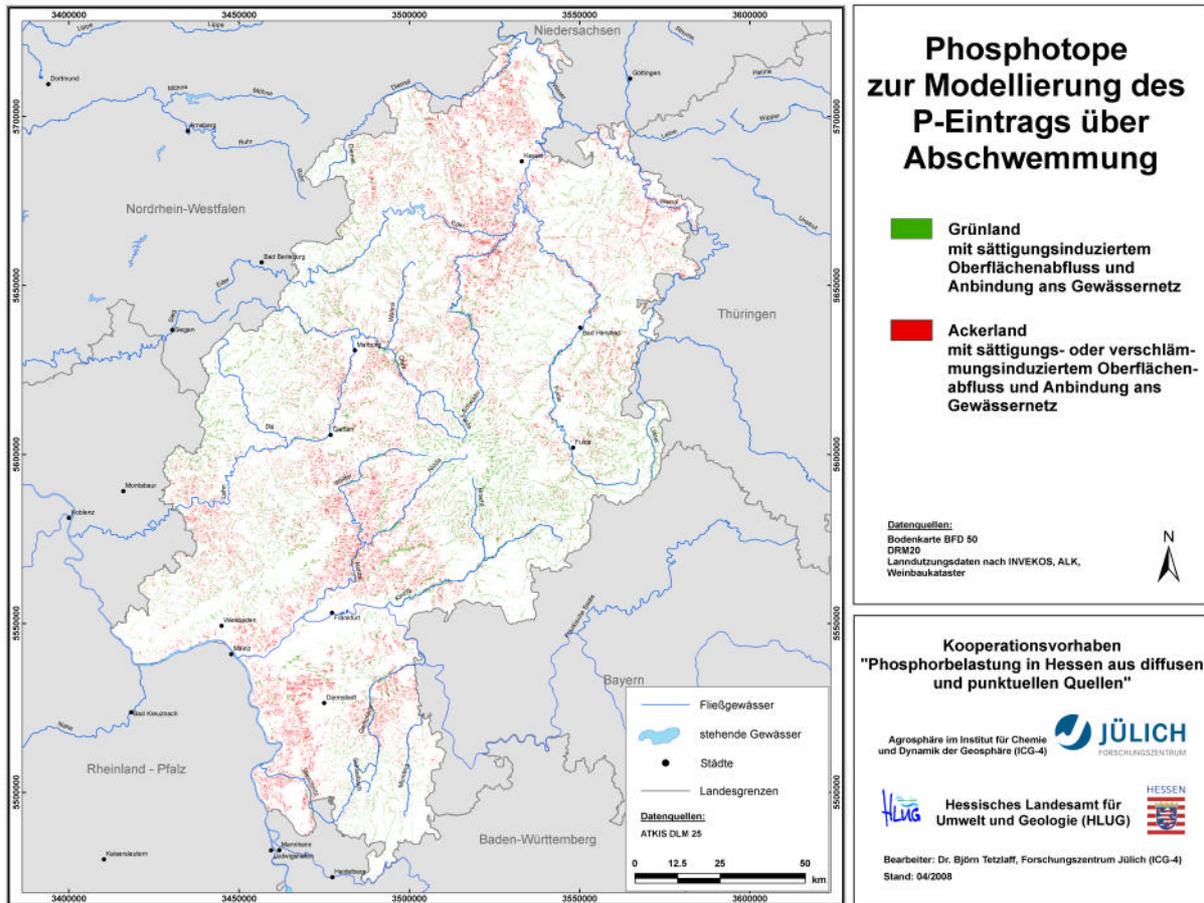


Abb. 14: Beispiel für reliefbedingte Tiefenlinien in Hessen (weiß: modellierte Tiefenlinien, blau: Hauptvorfluternetz HLU)

Zwecks Ableitung der Flächen mit Fließgewässeranschluss werden sowohl das abgeleitete Fließwegenetz als auch das Gewässernetz des HLU 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 angegeben. 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 nachfolgende Karte 28 zeigt die Verteilung der zwei Phosphotope in Hessen. Teilflächen des Ackerlands mit Neigung zur Bildung von Oberflächenabfluss sind v.a. im Ried, der Wetterau und in der Hessischen Senke zu finden, während Grünland-Phosphotope sich eher in den Regionen mit höherer Reliefenergie finden lassen.

Für Hessen werden zwei Phosphotope zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung ausgewiesen, sie besitzen jedoch unterschiedliche räumliche Bedeutung (Karte 28).

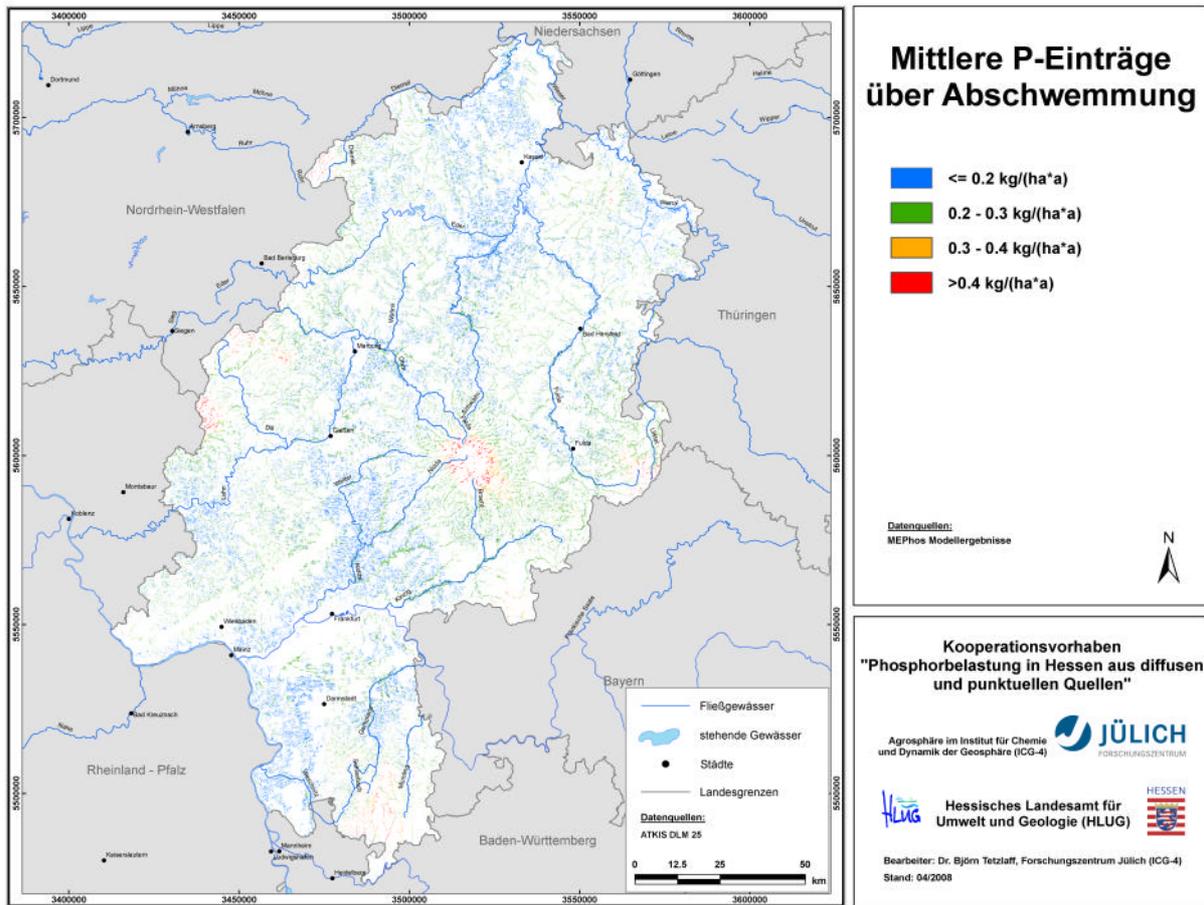


Karte 28: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Abschwemmung

Zur Modellierung des P-Eintrags werden den Phosphotopen spezifische Exportkoeffizienten in Form mittlerer Konzentration von Gesamt-P zugewiesen. Diese Werte wurden in Tetzlaff (2006) durch Kalibrierung ermittelt (Tab. 6). Die Modellierung des P-Eintrags in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ erfolgt durch multiplikative Verknüpfung der den Phosphotopen zugewiesenen Exportkoeffizienten in der Einheit mg/l und der nach Gleichung 9 berechneten mehrjährigen mittleren Oberflächenabflusshöhe (1971-2000) in mm auf Rasterbasis. Das Ergebnis der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung zeigt Karte 29, die in Kapitel 7.3 diskutiert wird.

7.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Modellierung des mittleren P-Eintrags über Abschwemmung (1971-2000) sind Karte 29 zu entnehmen. Danach bewegen sich die Einträge über den Oberflächenabfluss im Allgemeinen zwischen weniger als 0,2 und über 0,4 kg Gesamt-P/($\text{ha}\cdot\text{a}$). Der Mittelwert liegt bei ca. 0,2 kg Gesamt-P/($\text{ha}\cdot\text{a}$), die Summe des Eintrags über Abschwemmung beträgt ca. 32 t/a.



Karte 29: Mittlere P-Einträge über Abschwemmung

Entsprechend der Landnutzungsverteilung und den unterschiedlichen Exportkoeffizienten liegen die P-Einträge in den Niederungen bei unter $0,2 \text{ kg Gesamt-P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, in den höheren Relieflagen dagegen bei ca. $0,3 \text{ kg Gesamt-P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Die höchsten Werte von etwa $0,4 \text{ kg Gesamt-P}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ befinden sich im Odenwald und auf dem Vogelsberg. Dies ist die Folge der hohen Jahresniederschläge und damit der hohen Gesamt- und Oberflächenabflüsse (Karte 1, Gl. 9).

8 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

8.1 Ansatz zur Modellierung des partikulären P-Eintrags

Wassererosion kann auf Ackerflächen zu partikulären Phosphatausträgen führen, 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 Gl. 9 berechnet.

$$E = (R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P) \cdot SDR \cdot PG \cdot ER \text{ [kg/(ha}\cdot\text{a)]}$$

Gl. 9

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

R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor [N/(h·a)]

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor [t·h/(ha·N)]

LS = kombinierter Hanglängen- und Hangneigungsfaktor [-]

C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor [-]

P = Erosionsschutzfaktor [-]

SDR = Sediment-Eintragsverhältnis [%/100]

PG = Phosphatgehalt im Oberboden [mg/kg]

ER = Anreicherungsfaktor [-]

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 Bodenabtragsgleichung (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).

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 Gefällerrichtung (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. 9), 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. Für den Erosionsschutzfaktor P, der die Wirkung von Schutzmaßnahmen auf die Abtragshöhe beschreibt, stehen für makroskalige Untersuchungsgebiete i.d.R. keine flächendeckenden Angaben zur Verfügung, sodass er den Wert 1 erhält. 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 (Abb. 15). Dies sollte bei der Auswahl der Modell-Eingangsdaten berücksichtigt werden.

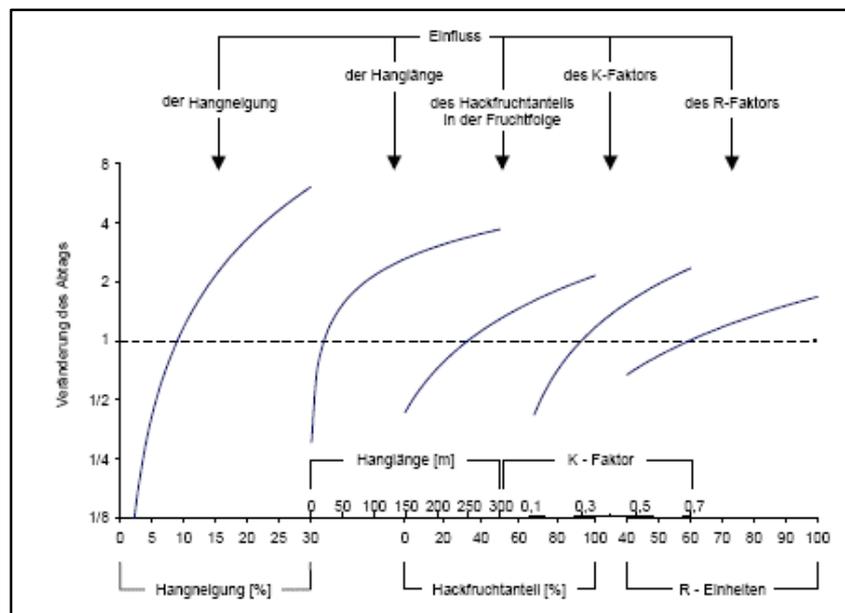


Abb. 15: Sensitivität des Bodenabtrags auf Veränderung der Faktoren relativ zum bayerischen Standardfall (9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70 (AUERSWALD 1987))

Angesichts der Betrachtung makroskaliger Untersuchungsgebiete sowie der damit verbundenen eingeschränkten Datenverfügbarkeit ist in der vorliegenden Arbeit ausschließ-

lich 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 von Sanders und Mosimann (2005) ergeben haben, kann Erosion in Fahrgassen durch Intervallbegrünung wirksam verringert werden. 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. Geländebeobachtungen haben gezeigt, dass reliefbedingte Tiefenlinien als Hauptaustragsbahnen des oberflächigen Wasser- und Sedimenttransports fungieren (Duttman 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, d.h., im Modell MEPhos wird das Sedimenteintragsverhältnis durch den Anteil des Bodenabtrags definiert, der von Ackerflächen innerhalb der Pufferstreifen stammt, die um Fließgewässer und reliefbedingte Tiefenlinien gebildet werden (Kap. 7.2).

Die Höhe der partikulären P-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Krümmenhalte werden mit MEPhos üblicherweise über die langjährige Summe von P-Bilanzüberschüssen errechnet, die anhand des Tongehalts im Oberboden disaggregiert werden. Dieser Vorgehensweise wurde zunächst auch im vorliegenden Projekt gefolgt, wobei die Daten der P-Bilanzüberschüsse für 1950-1978 von Behrendt et al. (1999) für die „alte“ Bundesrepublik, für 1979-1999 von der FAL Braunschweig für hessische Landkreise und für 1999-2001 von Heyn (2007) für Hessen stammen. Dabei zeigte sich jedoch, dass die errechneten P-Gehalte zwischen ca. 450 und 600 mg/kg Boden bei einem Mittelwert von ca. 550 mg liegen. Gespräche mit den Bodenexperten des HLUG haben gezeigt, dass diese Werte deutlich zu niedrig sind. Es konnten vom HLUG ersatzweise Ergebnisse zu mehr als 160 Bodenanalysen in Hessen bereitgestellt werden, bei denen auch Gesamt-P bestimmt worden ist (schr. Mitt. Dr. Vorderbrügge, HLUG). Der Median dieser Probenanalysen liegt bei 812 mg Gesamt-P / kg Boden. In Absprache mit dem Auftraggeber wird landesweit einheitlich dieser Oberbodengehalt angesetzt.

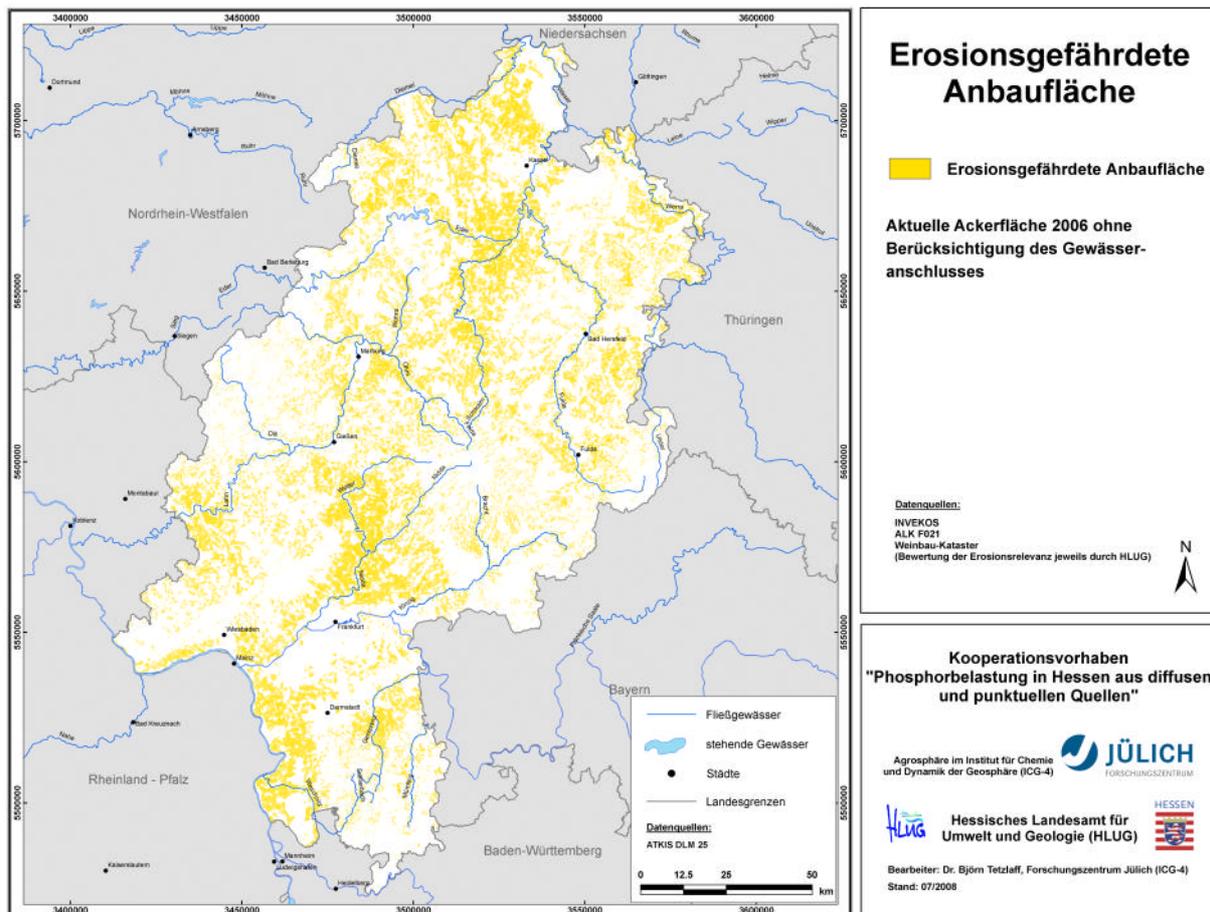
Die Wassererosion arbeitet selektiv, d.h. es werden aus dem Oberboden v.a. die abschwemmbareren Teilchen mit geringen Korngrößen wie Ton-, Schluff- und Humuspartikel ausgetragen. Gerade an diese ist P allerdings in starkem Umfang sorbiert, sodass der Phosphatgehalt im Bodenabtrag verglichen mit dem des Oberbodens angereichert ist. Um dies bei der Berechnung des P-Eintrags zu berücksichtigen, muss ein Anreicherungsfaktor (enrichment ratio, ER) bestimmt werden. Hierzu wird im Modell üblicherweise ein Verfahren angewendet, in das Gewässergütedaten einer Vielzahl von Messstellen eingehen, wobei auch der Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ vorliegen muss. Da dies im vorliegenden Projekt nicht durchführbar war, wurde eine Herangehensweise gewählt, die in Lössgebieten den einheitlichen Anreicherungsfaktor von 1, in allen übrigen Gebieten von 1,86 vorsieht. In Lössgebieten ist die Selektion feiner Korngrößen während des Transports in diesen relativ homogenen und feinkörnigen Böden gering. Dies haben Untersuchungen von Sommer und Murschel (1999) im Kraichgau gezeigt. Der Wert 1,86 wurde nach langjährigen Geländeuntersuchungen von Wilke und Schaub (1996) als der Wert ermittelt, mit dem 94% aller beobachteten Ereignisse erfasst werden konnten. 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.

Wie die einzelnen Faktoren von Gl. 9 für Hessen ermittelt wurden, ist Gegenstand des nachfolgenden Unterkapitels 8.2.

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

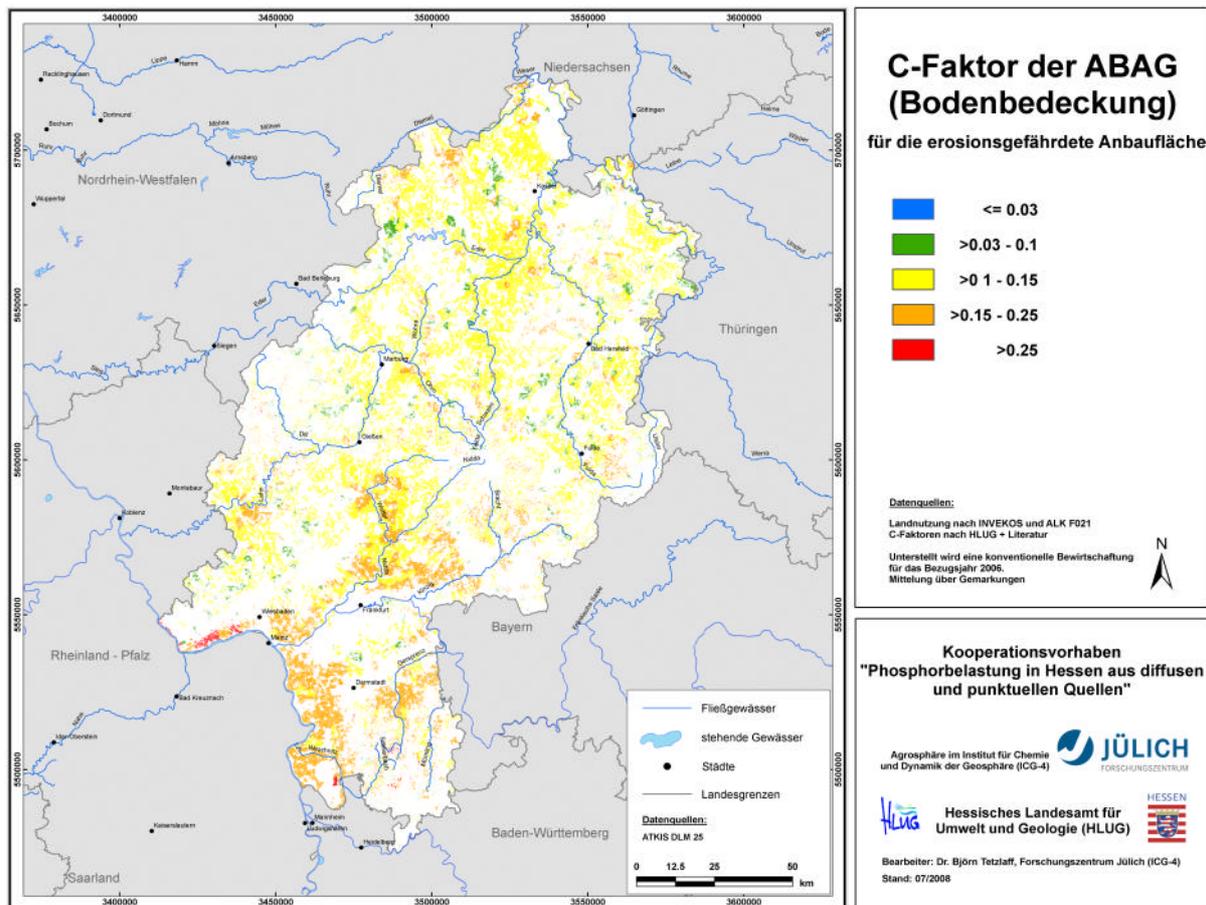
Die Berechnung der mittleren Erosionsgefährdung nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung erfordert die Bereitstellung der Faktoren R, K, LS und C in Form flächendeckender Datensätze und ihre multiplikative Verknüpfung im GIS (Gl. 12). Zuvor ist zu klären, welcher Anteil der LNF als grundsätzlich erosionsgefährdet anzusehen ist. Wie in Kapitel 4.2.2 bereits dargelegt wurde, setzt sich die LNF aus den Datenquellen InVeKoS der Jahre 2005 und 2006, ALK F021 sowie dem Weinbau-Kataster zusammen. Die Erosionsgefährdung der einzelnen in den Datenquellen genannten Kulturarten und Bodenbedeckungen wurde in Absprache mit dem Auftraggeber festgelegt. Aus den als potenziell erosionsgefährdet angesehenen Kulturarten und Bodenbedeckungen ergibt sich die potenziell erosionsgefährdete Anbaufläche, die als Gebietskulisse für die Modellierung dient (Karte 30). Diese Gebietskulisse hat auf Basis der originalen Vektordaten eine Gesamtfläche von 4741 km². Nach der Rasterung fiel auf, dass zahlreiche Wege und Parzellengrenzen in Form getrepter Nodata-Zellenbereiche wiedergegeben wurden. Diese Lücken hätten bei der Vervollständigung der LNF um Wald und urbane Flächen aus dem DLM25 zu Ungenauigkeiten geführt. Daher wurden die aus einer Zelle bestehenden Lücken mittels eines Filterverfahrens (Block Statistics – Majority) gefüllt, was zu einer Zunahme der Gesamtfläche auf 5263 km², d.h. um 11 %, führte. Um diese Überschätzung der potenziell erosionsgefährdeten Anbaufläche zu korrigieren, wurde sie anschließend

um das VerkehrswegeNetz des DLM25 (Autobahnen, Bahndämme, Bundes- und Landstraßen sowie das landwirtschaftliche Wegenetz) korrigiert. Dies führt zu einer Verringerung auf 4101 km², d.h. um 13 % gegenüber der Gesamtfläche auf Vektorbasis, da zahlreiche Wege eine geringere Breite als 20 m (Rasterweite) aufweisen. Dennoch wird diese Fläche als Gebietskulisse verwendet, weil sie durch die Korrektur die Voraussetzung für eine differenzierte Berechnung des LS-Faktors unter Berücksichtigung linearer Fließhindernisse schafft. Insgesamt macht die als potenziell erosionsgefährdete Anbaufläche ca. 19 % der hessischen Landesfläche aus.



Karte 30: Potenziell erosionsgefährdete Anbaufläche

Aus den Datengrundlagen für die potenziell erosionsgefährdete Anbaufläche wurde auch der C-Faktor ermittelt. Üblicherweise dienen mehrjährige Fruchtfolge-Informationen als Basis für die Berechnung des Bodenbedeckungsfaktors, die für Hessen jedoch nicht zur Verfügung standen. Die InVeKoS-Daten der Jahre 2004-2006 decken nicht die gesamte LNF ab, zudem werden die Daten für 2004 nicht als valide angesehen (mündl. Mitt. Dr. Friedrich, HLUG). Teilweise wird in den Datenquellen auch lediglich „Ackernutzung“ angegeben. Daher wurde versucht, auf Basis der Kulturartenangaben für 2005 und 2006 einen für Einzeljahre gültigen C-Faktor abzuleiten. Werte hierfür entstammen der einschlägigen Fachliteratur und wurden durch Fachkollegen bestätigt (schr. Mitt. Dr. Vorderbrügge, HLUG).

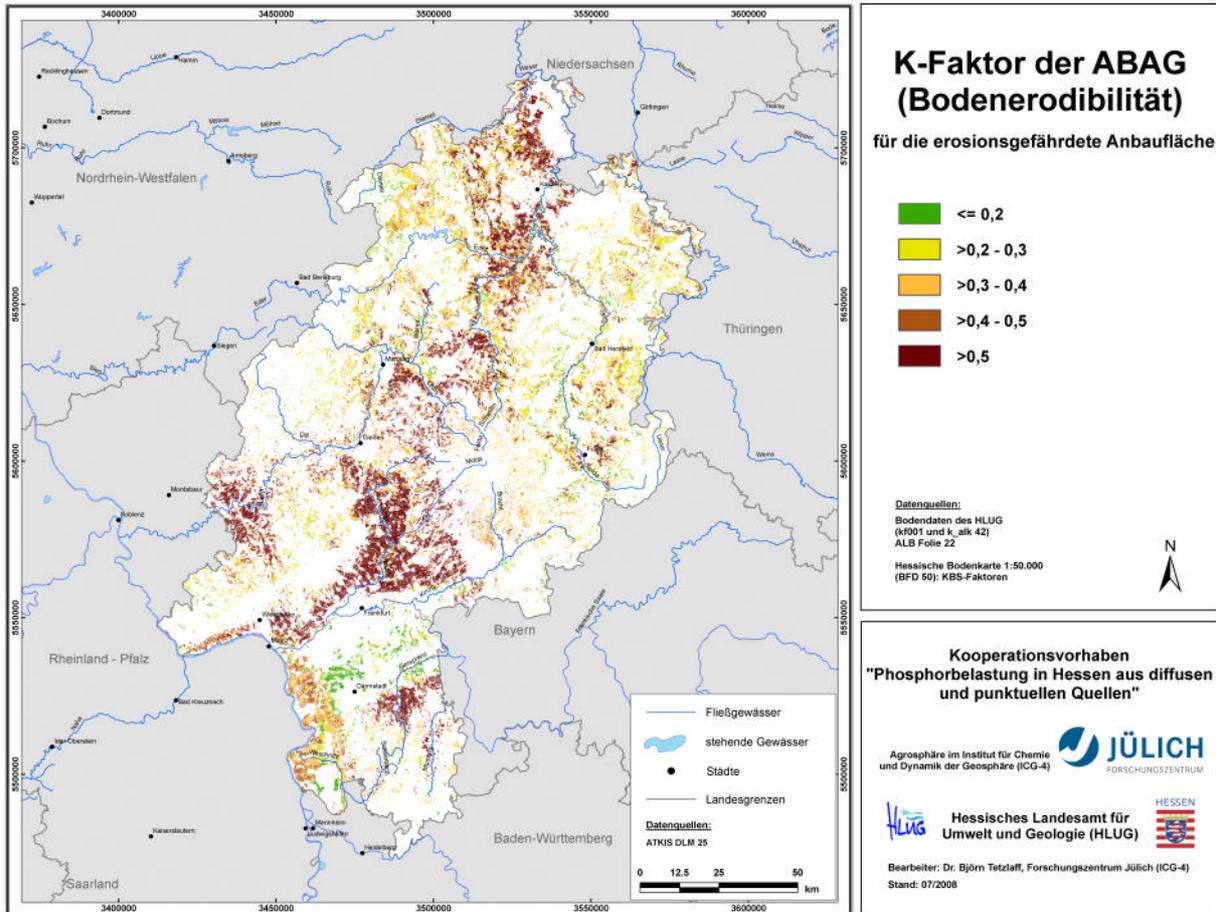


Karte 31: Verteilung des C-Faktors

Da die Verwendung eines C-Faktors für Einzeljahre die Modellierung des langjährigen mittleren Bodenabtrags überschätzen würde, werden in Absprache mit dem Auftraggeber Mittelwerte der C-Faktoren über die Gemarkungen gebildet. Hierbei wird unterstellt, dass die in einer Gemarkung angebauten Kulturen einem spezifischen Muster folgen, sodass ein mittlerer Zustand über die Ackerflächen in den Gemarkungen eines Einzeljahres verglichen werden kann mit der Bodenbedeckung einer einzelnen Ackerfläche, deren Fruchtfolge über mehrere Jahre betrachtet wird.

Bei den in Karte 31 dargestellten C-Faktoren handelt es sich um Mittelwerte auf Gemarkungsebene, wobei konventionelle Bewirtschaftung unterstellt wird. Die C-Faktoren liegen zwischen 0,03 und 0,35 mit einem Mittelwert von 0,13.

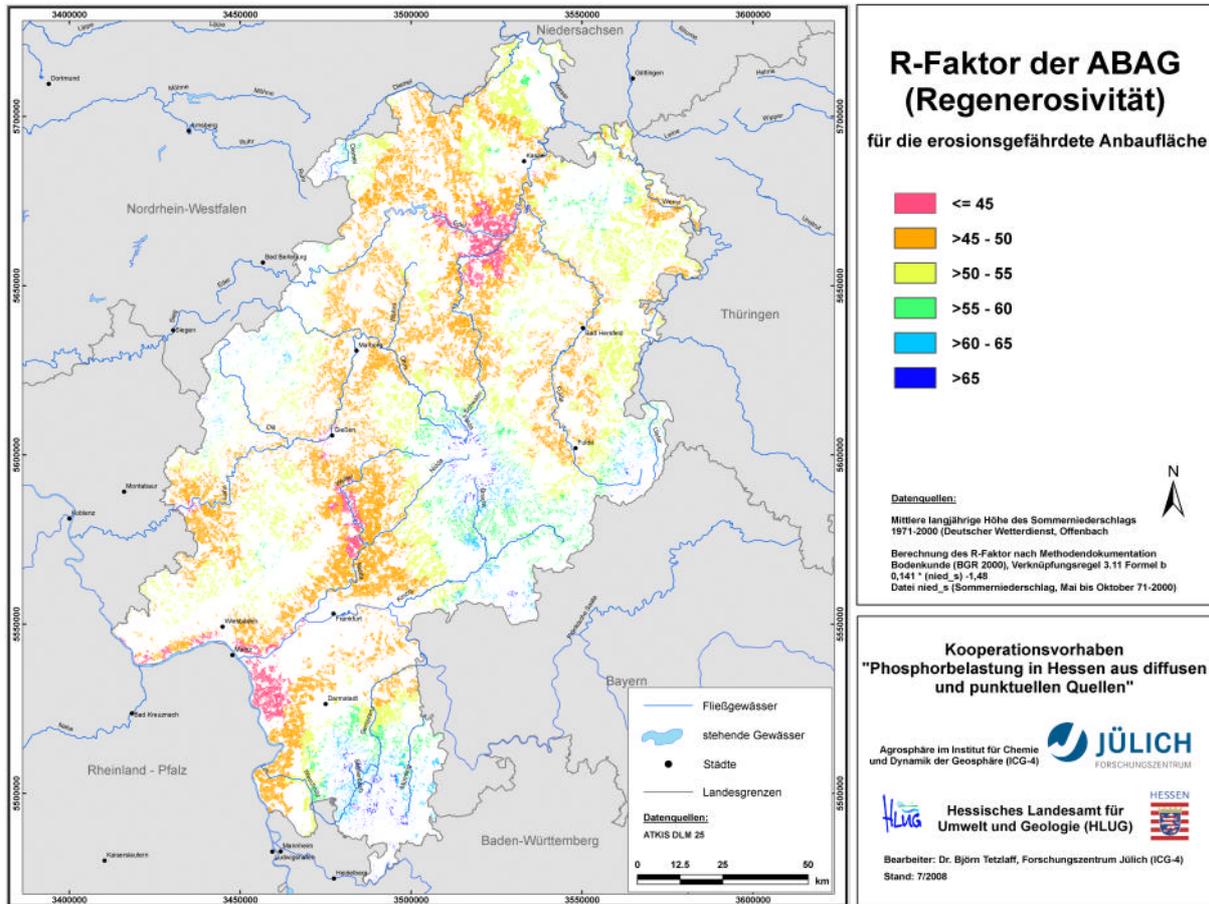
Die verwendeten Daten zur Bodenerodibilität (K-Faktor) werden der Bodendatenbank des HLUG entnommen. Die Daten stehen basierend auf Bodenschätzungs-Informationen räumlich hoch aufgelöst zur Verfügung. Ergänzend müssen für wenige Prozent der potenziell erosionsgefährdeten Fläche Daten zum K_{BS} -Faktor der BFD50 verwendet werden. Die Verteilung der K-Faktoren in Hessen zeigt Karte 32. Die Werte schwanken zwischen 0,01 und 0,63 bei einem Mittelwert von 0,4. Gut nachgebildet werden die Lössgebiete Hessens mit Werten von über 0,5.



Karte 32: Verteilung des K-Faktors

Für den R-Faktor (Karte 33) werden zunächst mehrere Varianten gerechnet, u.a. mit Formeln, die für Hessen entwickelt wurden. Diese Vergleiche zeigen, dass die Unterschiede in den Ergebnissen verschiedener Berechnungsformeln vernachlässigbar gering sind. Für das Projekt wurde in Absprache mit dem Auftraggeber die Formel $0,141 \cdot \text{Sommerniederschlagshöhe} - 1,48$ aus Müller (2004) verwendet. Die Rasterdaten des Sommerniederschlags der Zeitreihe 1971-2000 stammen vom DWD. Anschließend wurden die R-Faktoren über die Gemarkungen gemittelt, um die Auswirkungen einzelner Rasterzellen mit hohen Niederschlagshöhen, die auf Ungenauigkeiten der Regionalisierung zurück gehen, auf das Ergebnis zu verringern.

Trotz der Fokussierung auf Niederschläge des Sommerhalbjahrs ist der Hauptkritikpunkt an der Verteilung des R-Faktors in Hessen nach wie vor die Beschränkung hoher Werte auf Regionen mit hohen Niederschlagssummen. Diese Regionen sind in der Regel in waldbedeckten Toplagen der Mittelgebirge zu finden (Karte 33). Das Auftreten von Starkniederschlägen im Flachland als Folge z.B. von Sommergewittern bleibt bei dieser Methodik ohne Berücksichtigung. Insgesamt bewegen sich die R-Faktoren in Hessen nach der beschriebenen Methode zwischen 41 und 75 bei einem Mittelwert von 50.



Karte 33: Verteilung des R-Faktors

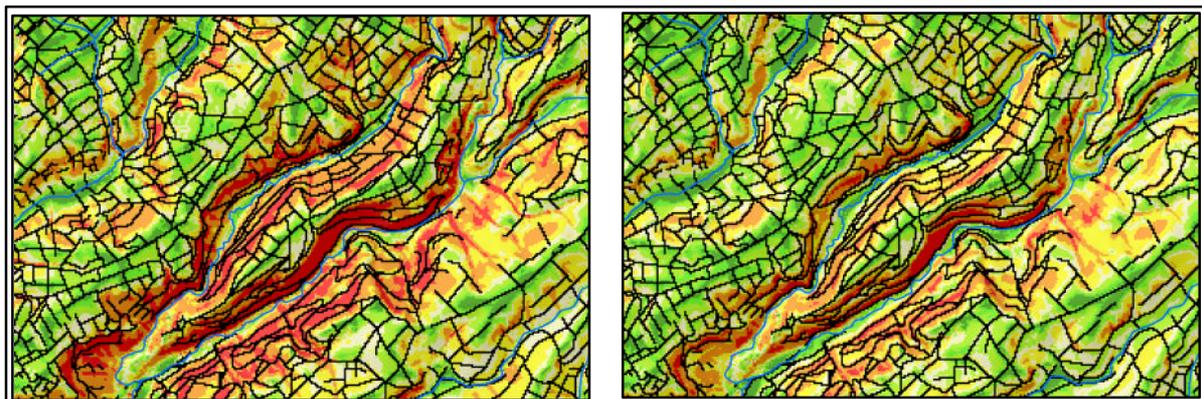


Abb. 16: Vergleich von LS-Faktoren ohne (links) und mit (rechts) Berücksichtigung des Wegenetzes (Farbverlauf von grün nach rot)

Wie in Tetzlaff (2006) dargelegt, werden die L- und S-Faktoren im Modell MEPhos kombiniert als LS-Faktor nach dem Algorithmus von Moore und Wilson (1992) abgeleitet. Grundlage der Ermittlung war das hoch aufgelöste DRM20. Bei der Ableitung wurde das Verkehrsnetz des DLM 25 als lineares Fließhindernis berücksichtigt, d.h., die Verkehrsstrassen führen zu einer lokalen Verflachung des Reliefs und damit zu einer Verrin-

gerung der Hangneigung sowie der erosiven Hanglänge. In Gefällerrichtung unterhalb des Verkehrswegs wird dann mit der Berechnung der erosiven Hanglänge neu begonnen. Abb. 16 zeigt die Auswirkungen der Berücksichtigung des Verkehrswegenetzes auf die Höhe des LS-Faktors.

Grundsätzlich steht zur Ermittlung von LS-Faktoren eine Vielzahl von Algorithmen zur Verfügung, z.B. McCool et al. (1987), Hickey (2000), Moore u. Wilson (1992). Um festzustellen, wie sensitiv sich die Verwendung alternativer Algorithmen als der von Moore und Wilson (1992) im Modell MEPhos auf den berechneten Bodenabtrag auswirken würde, wurde ein Vergleich zwischen mehreren Algorithmen vorgenommen (Abb. 17 u. Abb. 18). Erosive Hanglängen liegen meist zwischen 90 und 120 m. Daher wurde der LS-Faktor nach fünf unterschiedlichen Algorithmen bei einer festgelegten Hanglänge von 100 m verglichen. Die Verfahren von McCool et al. (1987), Moore und Wilson (1992) sowie Hickey (2000) liefern den LS-Faktor, während nach Schwertmann et al. (1990) der S-Faktor berechnet und mit einem Standard-Hanglängen-Faktor von 2,0 multipliziert wurde. Dieser Standard-Faktor wird von BGR und SGD (2000) für große Untersuchungsgebiete empfohlen.

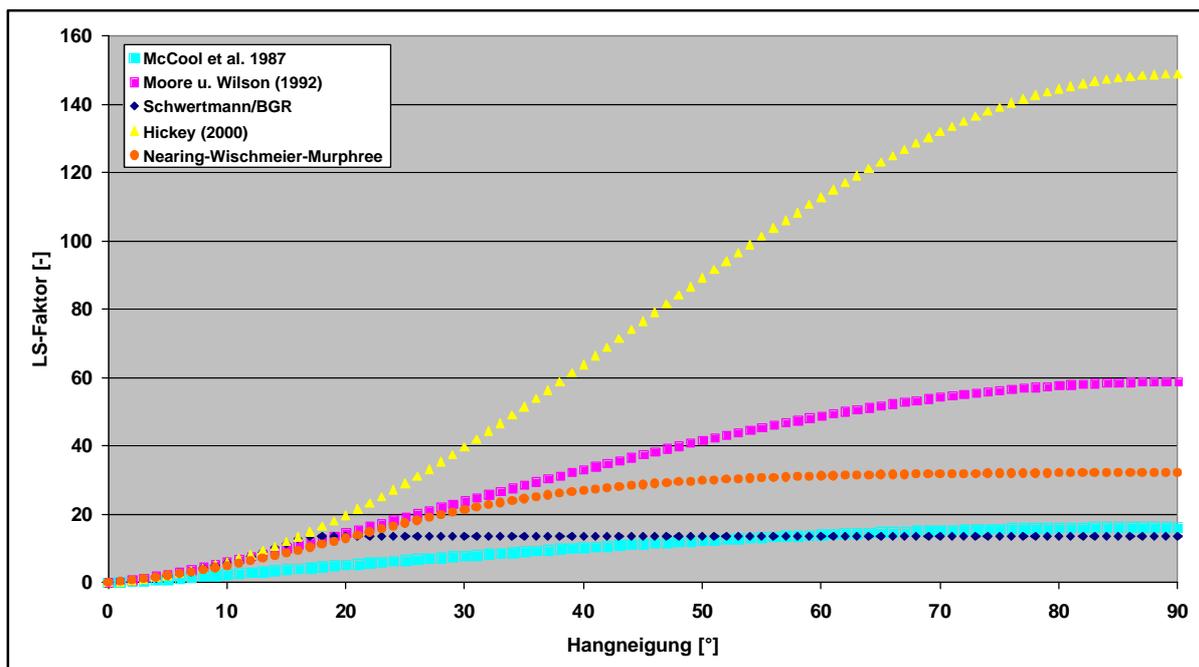


Abb. 17: LS-Faktor in Abhängigkeit der Hangneigung und bei einer Hanglänge von 100 m (Neigung 0-90°), berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen

Bei der Variante „Nearing-Wischmeier-Murphree“ wurde der S-Faktor nach Nearing (1997), der L-Faktor nach Wischmeier und Smith (1965) jedoch mit einem Hanglängen-Exponenten m nach Murphree und Mutchler (1965) ermittelt. Wie Abb. 17 zeigt, weichen die unterschiedlich berechneten LS-Faktoren bis ca. 10° Hangneigung zunächst lediglich

geringfügig voneinander ab, um ab ca. 15° sehr ausgeprägte Unterschiede zu zeigen und einem individuellen Grenzwert zuzustreben.

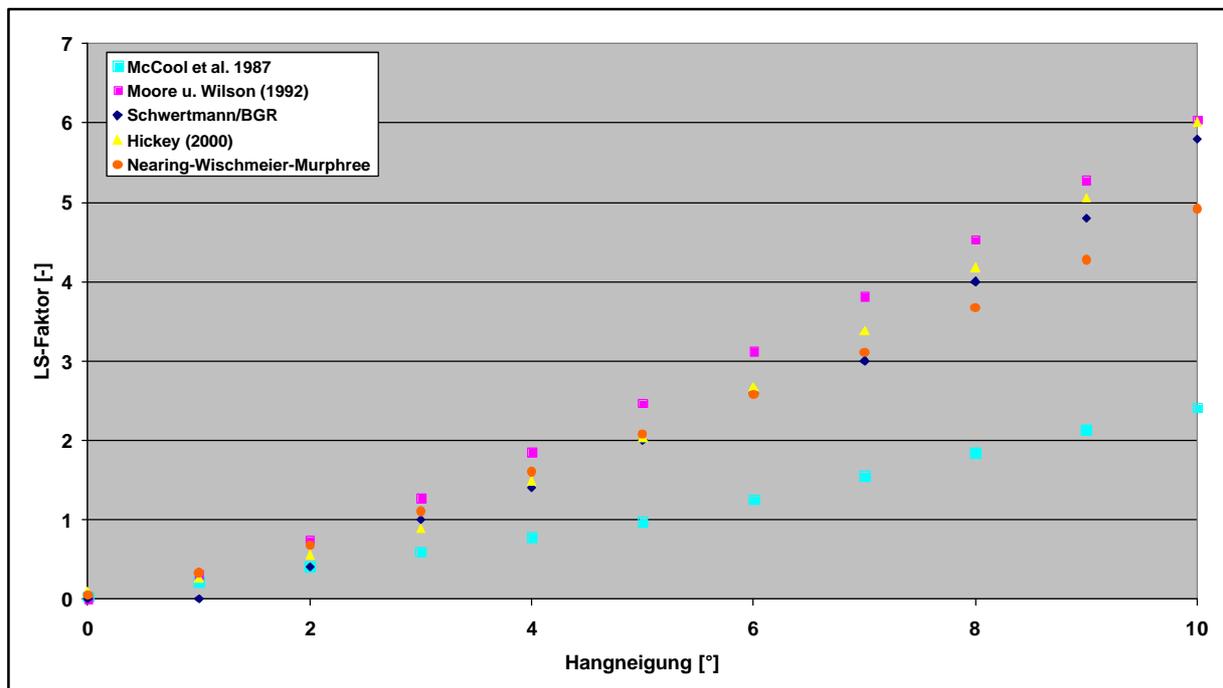


Abb. 18: LS-Faktor in Abhängigkeit der Hangneigung und bei einer Hanglänge von 100 m (Neigung 0-10°), berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen

Aus Abb. 18, die eine Ausschnittvergrößerung von Abb. 17 darstellt, geht hervor, dass der nach McCool et al. (1987) berechnete LS-Faktor bereits unterhalb von 10° Neigung stärker von den anderen Ergebnissen abweicht. Bezogen auf Hickey (2000) variieren die Ergebnisse nach Moore und Wilson (1992) sowie die Varianten nach Nearing und Schwertmann/BGR um lediglich ca. 10 %. Die durch eine Berechnung entstehenden Unsicherheiten liegen damit im Fehlerbereich des DGM. Die ab ca. 10° Neigung auftretenden größeren Unterschiede sind für Hessen ohne Belang, da die Neigungen der potenziell erosionsrelevanten Fläche 10° kaum überschreiten (Abb. 19). Nach Abb. 19 weisen 98,9 % aller potenziell erosionsgefährdeten Flächen eine Neigung von maximal 10° auf. Etwa 83 % sind maximal 5° geneigt.

Eine weitere Frage, die sich im Zusammenhang mit der Eignung von Algorithmen zur Berechnung des LS-Faktors stellt, ist, wie sensitiv die erosive Hanglänge in die Berechnung eingeht. Auch hierzu wurde ein Vergleich der fünf bereits beschriebenen Algorithmen bei einer definierten Hangneigung von 5° durchgeführt, das Ergebnis zeigt Abb. 20.

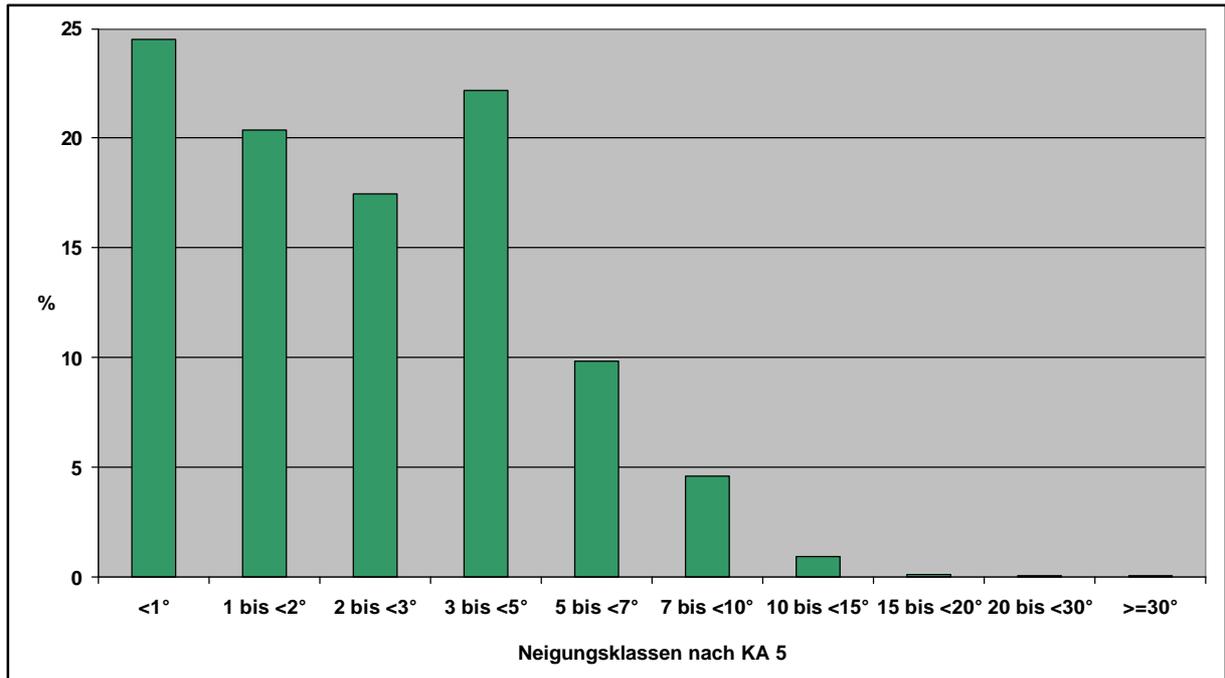


Abb. 19: Hangneigungsverteilung der erosionsgefährdeten Anbaufläche in Hessen

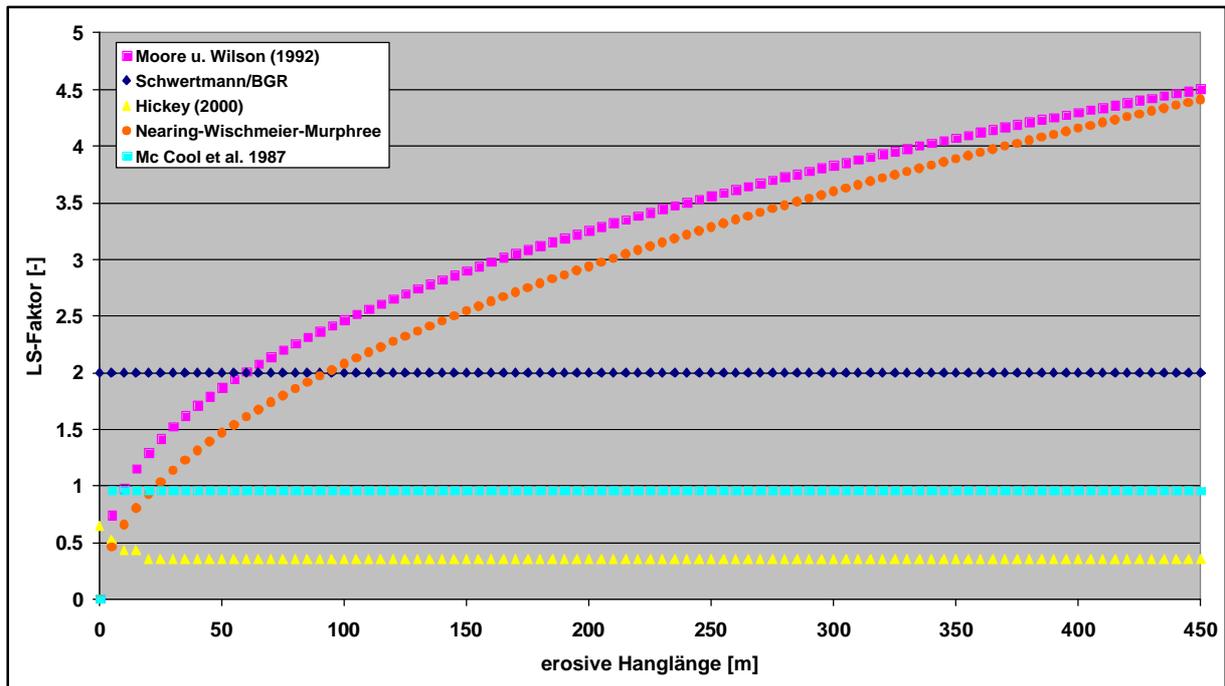
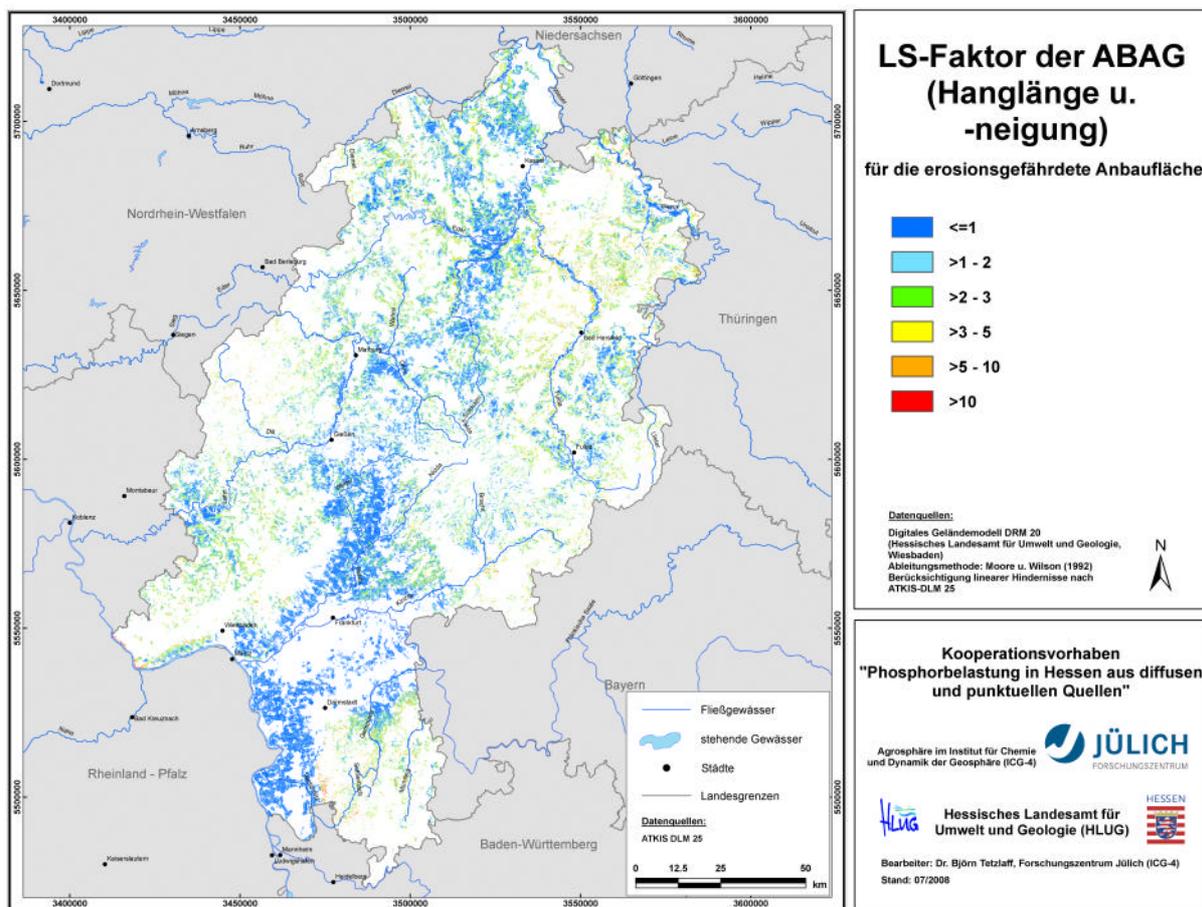


Abb. 20: LS-Faktor bei einer definierten Hangneigung von 5° in Abhängigkeit der erosiven Hanglänge, berechnet nach fünf verschiedenen Algorithmen

Abb. 20 zeigt, dass die Hanglänge lediglich bei zwei der fünf getesteten Algorithmen über die gesamte Breite der in Hessen auftretenden Hanglängen das Ergebnis beein-

flusst. Dabei handelt es sich um den in MEPHos benutzten Ansatz von Moore und Wilson (1992) sowie um den auf Nearing (1997) basierenden Ansatz.

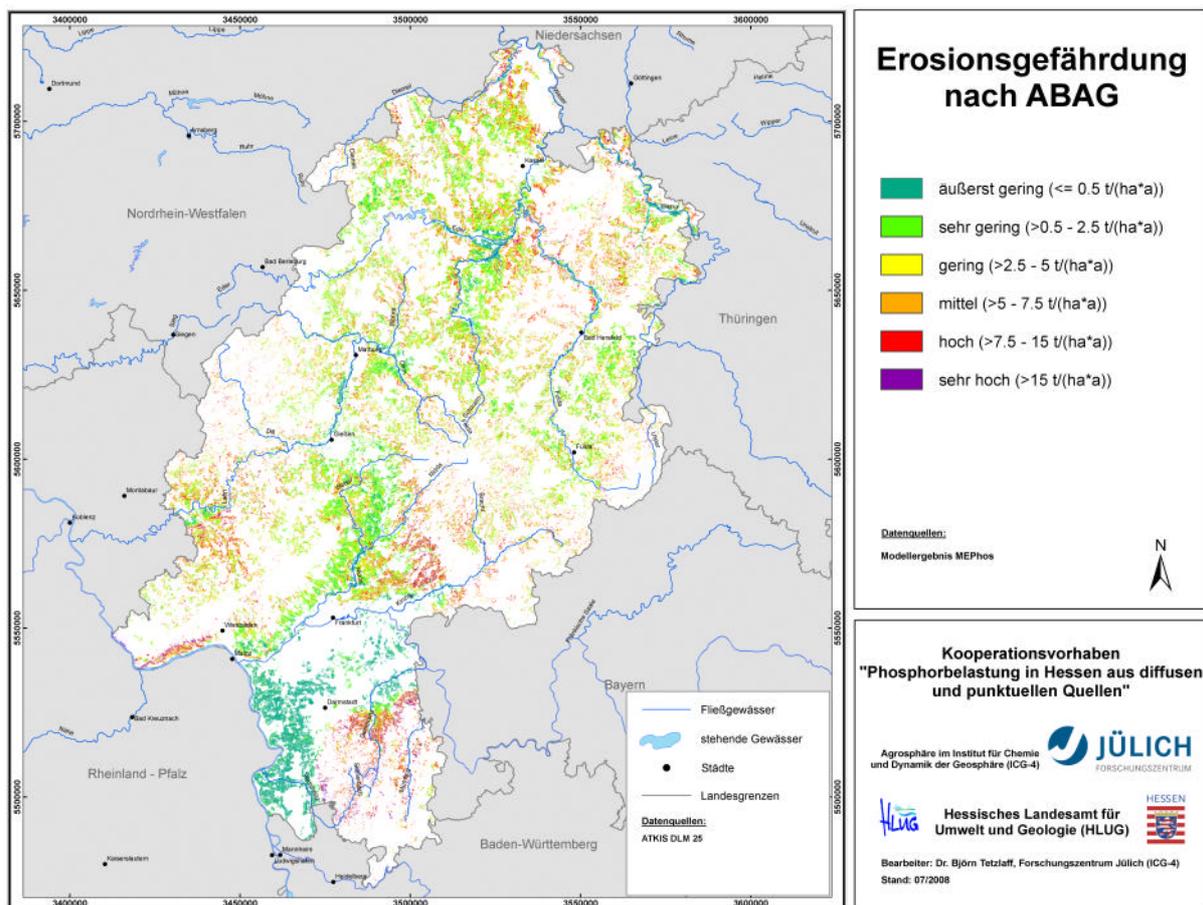
Insgesamt kann aus den Vergleichen geschlussfolgert werden, dass der in MEPHos verwendete Algorithmus nach Moore und Wilson (1992) eine gute Grundlage für die Berechnung des LS-Faktors in Hessen darstellt. Einerseits sind die Unterschiede zu alternativen Verfahren im Hinblick auf die Hangneigung vernachlässigbar gering. Andererseits wird die Hanglänge, die nach Auerswald (1987) der zweitsensitivste Faktor der A-BAG ist (Abb. 15), in der Berechnung angemessen berücksichtigt.



Karte 34: Verteilung des LS-Faktors

Karte 34 zeigt die unter Berücksichtigung des Verkehrswegenetzes mit MEPHos berechneten LS-Faktoren in Hessen, deren Mittelwert bei ca. 1,7 liegt. Die geringen Hangneigungen im Ried, in der Wetterau sowie in der hessischen Senke kommen deutlich durch sehr niedrige LS-Faktoren von <1 zum Ausdruck. Sehr hohe LS-Faktoren von über 5 treten lediglich vereinzelt auf. Die starke Terrassierung und der Wegebau im steilen Weinanbaugebiet des Rheingaus verhindert die Berechnung großräumig hoher LS-Faktoren.

Auf Grundlage der Faktoren R, K, C und LS wird die Erosionsgefährdung nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung ermittelt. Das Ergebnis ist in Karte 35 zu sehen. Der modellierte Bodenabtrag schwankt zwischen weniger als 0,5 und mehr als 15 t/(ha·a). Der Mittelwert liegt bei etwa 4,3 t/(ha·a). Die Erosionsschwerpunkte lassen sich an der Löss-Verbreitung festmachen: Rheingau, Umrandung des Odenwalds, Teilen der Wetterau sowie das Limburger Becken. Hier können die langjährigen mittleren Bodenabträge auch regional 7,5-15 t/(ha·a) betragen. Insgesamt machen die Bereiche >7,5 t/(ha·a) ca. 16 % der erosionsgefährdeten Anbaufläche aus (Tab. 7). Für den Großteil Teil Hessens weisen die Modellergebnisse äußerst geringe und sehr geringe Abtragsgefährdungen aus (zusammen ca. 47 %), siehe Tab. 7 und Karte 35.



Karte 35: Erosionsgefährdung

Da sich Bodenabtrag ohne großen experimentellen Aufwand nicht messen lässt, liegen im HLUg keine Messwerte vor, um den modellierten Bodenabtrag validieren zu können. Daher werden Vergleichswerte aus der Literatur herangezogen, um die Modellergebnisse einschätzen zu können (Tab. 8).

Tab. 7: Häufigkeit der Erosionsgefährdungsklassen und Anteil des gesamten Bodenabtrags pro Erosionsgefährdungsklasse

Erosionsgefährdung [t/(ha·a)]	Anteil an erosionsgefährdeter Anbaufläche [absolut km ²]	Anteil an erosionsgefährdeter Anbaufläche [%]	Summe des potenziellen Bodenabtrags [1000 t/a]	Anteil des potenziellen Bodenabtrags [%]
≤ 0,5	641	16	11	<1
>0,5 - 2,5	1258	31	185	11
>2,5 - 5	1023	25	370	21
>5 - 7,5	525	13	321	19
>7,5 - 15	503	12	513	30
>15	150	4	332	19
-	~4101	~100	1732	~100

Tab. 8: Literaturwerte zum Bodenabtrag

Bodenabtrag [t/(ha·a)]	Landschaft	Quelle
5,6	Einzugsgebiet des Kraichbachs (160 km ²)	Butz (2005)
7,5	Teilgebiet des südniedersächsischen Berg- und Hügellands (ca. 20 km ²) - Geländemessung	Duttmann (1999)
10,5	Teilgebiet des südniedersächsischen Berg- und Hügellands (ca. 20 km ²) - ABAG-Berechnung	Duttmann (1999)
3,3	Bodensee-Einzugsgebiet	Prasuhn et al. (1996)
2,4	Bayern - unter Berücksichtigung von konservierender Bodenbearbeitung und mehrjährigen Fruchtfolgen	Stumpf u. Auerswald (2006)
3,8	Deutschland	Behrendt et al. (1999)

Die zum Vergleich mit den Modellergebnissen der ABAG für Hessen herangezogenen Literaturwerte (Tab. 8) bestätigen die Größenordnung der MEPhos-Ergebnisse in Höhe von 4,3 t/(ha·a). Höhere Abträge werden für stärker reliefierte oder lössbedeckte Regionen angegeben. Niedrigere Werte werden bei Berücksichtigung konservierender Anbauverfahren ermittelt.

Um beurteilen zu können, welcher Anteil des flächenhaften Bodenabtrags auch tatsächlich in die Fließgewässer übertritt, muss das Sedimenteintragsverhältnis bestimmt werden. Wie in Kapitel 8.1 ausgeführt, wird hierzu ein Ansatz unter Berechnung von Fließwegen gewählt, die im GIS aus dem hoch aufgelösten DGM abgeleitet werden (Kap. 7.1). 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 für die 450 Oberflächenwasserkörper Sedimenteinträge, die zwischen 0,5 und 78 % des gesamten Bodenerosionspotenzials eines Einzugsgebiets ausmachen. Der Mittelwert des Sedimenteintrags liegt bei 18 %. 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.

Tab. 9: Literaturwerte zum Sedimenteintrags-Verhältnis

Sedimenteintragsverhältnis [%]	Landschaft	Quelle
8	„alte“ Bundesländer	Werner et al. (1991)
30	Bodensee-Einzugsgebiet	Prasuhn et al. (1996)
20	Kanton Bern	Prasuhn u. Braun (1994)
10-20	Berner Mittelland	Mosimann et al. (1991)
12	Kraichbach-Einzugsgebiet	Butz (2005)
28	Teilgebiet des südniedersächsischen Berg- und Hügellands	Duttmann (1999)
3-29	Einzugsgebiete von Ems und Teilen des Rheins	Tetzlaff (2006)

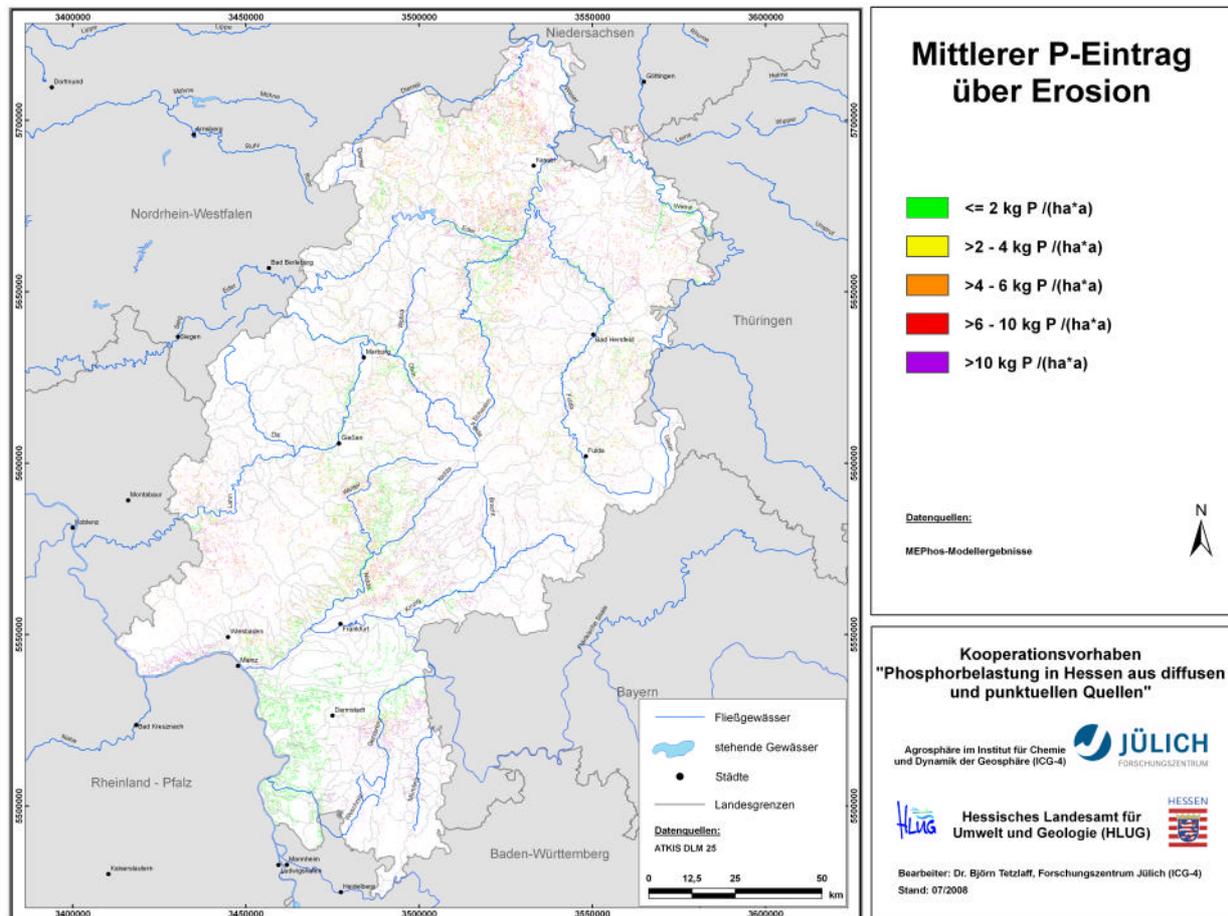
Aus Tab. 9 kann geschlussfolgert werden, dass die mit dem Modell MEPhos auf Basis gepufferter Fließwege abgeleiteten Sedimenteintragsverhältnisse in ihrer Größenordnung sehr gut mit Literaturangaben übereinstimmen, die für größere, naturräumlich unterschiedlich ausgestattete Untersuchungsgebiete recherchiert werden konnten.

Wie aus Gl. 9 hervorgeht, sind zur Berechnung des mittleren P-Eintrags über Erosion neben der Sedimenteintragshöhe auch Daten zum GesamtP-Gehalt im Oberboden und zum Anreicherungsverhältnis erforderlich. Da keine ausreichenden Daten zur Berechnung dieser Informationen zur Verfügung standen bzw. die ermittelten Oberbodengehalte als zu niedrig eingeschätzt wurden, mussten für beide Eingangsdaten Pauschalansätze gewählt werden (Kap. 8.1). Das Ergebnis der Berechnung zum P-Eintrag über Erosion wird im nächsten Kapitel dargestellt und diskutiert.

8.3 Ergebnisse

Nach Karte 36 erreichen erosionsbürtige P-Einträge (1971-2000) in Hessen eine mittlere Höhe zwischen <2 und >10 kg/(ha-a) bei einem Mittelwert von 5 kg/(ha-a). Der Gesamteintrag von P über Erosion beträgt 477 t/a.

Die zum partikulären P-Eintrag beitragenden Flächen sind grundsätzlich gekennzeichnet durch eine geringe räumliche Ausdehnung bei teilweise stark variierender Eintragungshöhe. 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 36, Kap. 8.2).



Karte 36: Mittlere P-Einträge über Erosion

Das Auftreten partikulärer P-Einträge zeichnet im Untersuchungsgebiet diejenigen Teilregionen nach, in denen erhöhte Reliefenergie bzw. Löss auftreten. So treten überdurchschnittliche P-Einträge großräumiger im Limburger Becken, im Rheingau, in Teilen der Wetterau sowie in der hessischen Senke auf. In den Niederungsbereichen, u.a. Hessisches Ried, liegen die P-Einträge deutlich unter 2 kg/(ha·a).

Tab. 10 zeigt die Anteile der Sedimentlieferflächen nach Klassen des Sedimenteintrags und die von diesen Klassen emittierten partikulären P-Einträge. Um ca. 100 t Gesamt-P/a in Hessen zu reduzieren, könnten Maßnahmen z.B. auf diejenigen Sedimentlieferflächen fokussiert werden, von denen mehr als 15 t/(ha·a) Bodenabtrag ausgehen. Diese Flächen machen nach Tab. 10 lediglich 4 % aller Sedimentlieferflächen aus. Die von ihnen emittierten P-Einträge liegen jedoch bei 21 % des gesamten partikulären Eintrags.

Tab. 10: Anteil des P-Eintrags über Erosion und Anteil der Liefergebiete an gesamtter Sedimentlieferfläche

Potenzieller Sediment-eintrag [t/(ha·a)]	Anteil an Sedi-mentlieferfläche [absolut km ²]	Anteil an Sedi-mentlieferfläche [%]	Summe des P-Eintrags [t/a]	Anteil des P-Eintrags [%]
<= 0,5	150	19	4	1
>0,5 - 2,5	233	30	50	10
>2,5 - 5	179	23	98	21
>5 - 7,5	93	12	85	18
>7,5 - 15	90	12	139	29
>15	29	4	101	21
-	~774	~100	~477	~100

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass sich die zum partikulären P-Eintrag beitragenden Flächen aus Rasterpixeln mit 20 m Zellengröße zusammensetzen, die als räumliche Bezugsgrößen der Modellierung dienen. Für die konkrete Umsetzung von Maßnahmen zur Verringerung des Sediment- und partikulären P-Eintrags in die Oberflächengewässer ist neben Detailuntersuchungen und Geländebegehungen die Betrachtung von an die Gewässer angebundenen Schlägen erforderlich. Die Ableitung dieser veränderten Gebietskulisse war jedoch nicht Bestandteil des vorliegenden Projekts.

9 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Trennkanalisationen

9.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Trennkanalisation

P-Einträge über Trennkanalisationen entstammen 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. 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. Oberflächenwasserkörper von den zuständigen Behörden veröffentlicht. Aus diesem Grund ist eine Verortung der an eine Trennkanalisation angeschlossenen Versiegelungsflächen auf der hier bearbeiteten Maßstabsebene für ganz Hessen nicht möglich. Die Berechnung des P-Eintrags über Trennkanalisation muss daher integrativ auf der räumlichen Basis von Oberflächenwasserkörpern erfolgen.

Abweichend von der in Tetzlaff (2006) beschriebenen Vorgehensweise wird für die real versiegelte Fläche eines Oberflächenwasserkörpers die langjährige mittlere Oberflächenabflusshöhe aus der mittleren Jahresniederschlagshöhe 1971-2000 ermittelt. Dabei kommen ein Abflussbeiwert von 0,6 und die urbanen Landnutzungsklassen des ATKIS-DLM25 (Karte 5) zum Einsatz (BUTZ 2005, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2005). Die Abflusshöhe wird dann um den relativen Anteil verringert, den die Mischkanalisation einnimmt. Hierzu liegt für Hessen mit 78,7 % lediglich ein Pauschalwert vor (schr. Mitt. Hr. Ziegelmayr). Der resultierende Oberflächenabflussanteil, dem eine Entwässerung über Trennkanäle unterstellt wird (21,3 %), wird mit einer einheitlichen Gesamt-P-Konzentration multipliziert (Gl. 10).

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

Gl. 10

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

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

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

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

Tab. 11 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. 11 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. Als Mittelwert über verschiedene Flächentypen (Mischgebiete) wird 1,0 mg/l verwendet.

Tab. 11: Literatur-Referenzwerte für Einträge von Gesamt-P über Straßenablauf von verschiedenen Flächentypen

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

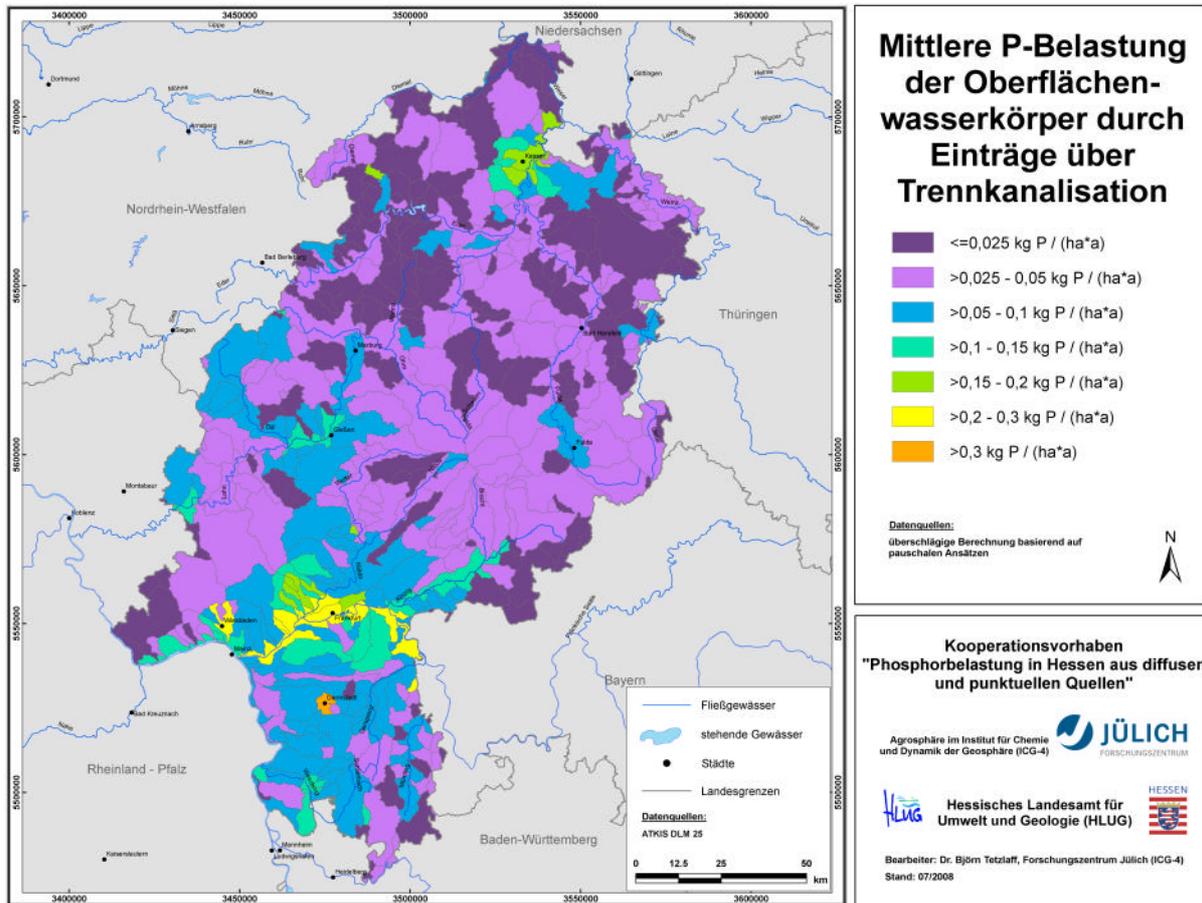
Quellen: Beudert (1997), Xanthopoulos (1992), Brombach u. Michelbach (1998), Xanthopoulos u. Hahn (1993), Brunner (1971), Lammersen (1997), Klein (1982), Sieker (1986), ATV-Arbeitsgruppe (1980), Ruhrverband (1998), Kasting et al. (2001), MUNLV (2003), Tetzlaff (2006)

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 bzw. Oberflächenwasserkörper 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).

9.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse des mehrjährigen, mittleren P-Eintrags über Trennkanalisationssysteme sind in Karte 37 zu sehen. Die von real versiegelten Flächen stammenden Einträge wer-

den dabei als Mittelwerte pro Flächeneinheit [kg/(ha·a)] für Oberflächenwasserkörper dargestellt.



Karte 37: Mittlere P-Einträge über Trennkanalisation

Insgesamt werden für die 450 Oberflächenwasserkörper Hessens mittlere P-Einträge zwischen weniger als 0,025 und über 0,3 kg/(ha·a) ermittelt (Karte 37). Der Mittelwert liegt bei ca. 0,05 kg/(ha·a), die Summe des Eintrags beträgt etwa 98 t/a.

Als Folge des robusten Berechnungsansatzes unter Verwendung pauschaler Eingangsdaten für ganz Hessen stellt sich der P-Eintrag über Trennkanalisation als Funktion des Flächenanteils der real versiegelten Areale und der mittleren Niederschlagshöhe eines Oberflächenwasserkörpers dar. Dementsprechend finden sich weit überdurchschnittliche P-Einträge im Bereich der Großstädte Frankfurt, Darmstadt, Wiesbaden und Kassel.

10 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung

10.1 Ansatz zur Modellierung des 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 Regenabflusspende 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 Gl. 11 berechnet (MUNLV 2003).

$$SF_{e,MS} = VQ_{r,MS} \cdot e_0 \cdot C_{P,MS}$$

Gl. 11

$SF_{e,MS}$ = 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 für real versiegelte Flächen abgeschätzte mittlere Oberflächenabflusshöhe ein (Kap. 9.1). Der Anteil versiegelter Flächen, die über ein Mischwasserkanalnetz entwässert werden, lässt sich der Literatur in Form von Summenwerten für Flussgebiete oder administrative Einheiten entnehmen. Die zulässige Entlastungsrate e_0 eines Mischeinzugsgebiets errechnet sich nach ATV-A 128 (1992) aus den beiden Parametern Regenabflussspende zur Kläranlage (qr) und kumuliertes spezifisches Speichervolumen (V_S) gemäß den Gl. 12 bis Gl. 14.

$$e_0 = H_1 / (V_S + H_2) - 6$$

Gl. 12

$$H_1 = (4000 + 25 \cdot qr) / (0,551 + qr)$$

Gl. 13

$$H_2 = (36,8 + 13,5 \cdot qr) / (0,5 + qr)$$

Gl. 14

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. 15).

$$V_S = V_{MS} / A_{red,MS}$$

Gl. 15

V_{MS} = kumuliertes Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet

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

Da für Hessen derzeit keine regional differenzierten Daten zum Speichervolumen der Regenentlastungs-Bauwerke verfügbar sind, muss sich die überschlägige Berechnung des mittleren P-Eintrags über Mischwasserentlastungen auf einen Pauschalwert der Entlastungsrate von 35 % stützen. Insgesamt soll die Entlastungsrate in Hessen zwischen ca. 25 und 75 % variieren (schr. Mitt. Hr. Ziegelmayr).

Tab. 12: Literatur-Referenzwerte zur Höhe der Konzentration von Gesamt-P in entlastetem Mischwasser

Quelle	Konzentration [mg/l]
Brombach u. Fuchs (2003)	1
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. 12 zu sehen ist. Da für Hessen keine Konzentrationshöhe durch Kalibrierung bestimmt werden kann, wird mit einer pauschalen Konzentration von 1,5 mg Gesamt-P/l gerechnet.

10.2 Ergebnisse

Karte 38 zeigt die MEPhos-Modellergebnisse des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Mischwasserentlastung auf Basis pauschaler Annahmen. Der berechnete Eintrag schwankt zwischen weniger als 0,025 und mehr als 0,3 kg/(ha-a). Der Mittelwert liegt bei 0,12 kg/(ha-a), die Summe beläuft sich auf ca. 253 t/a.

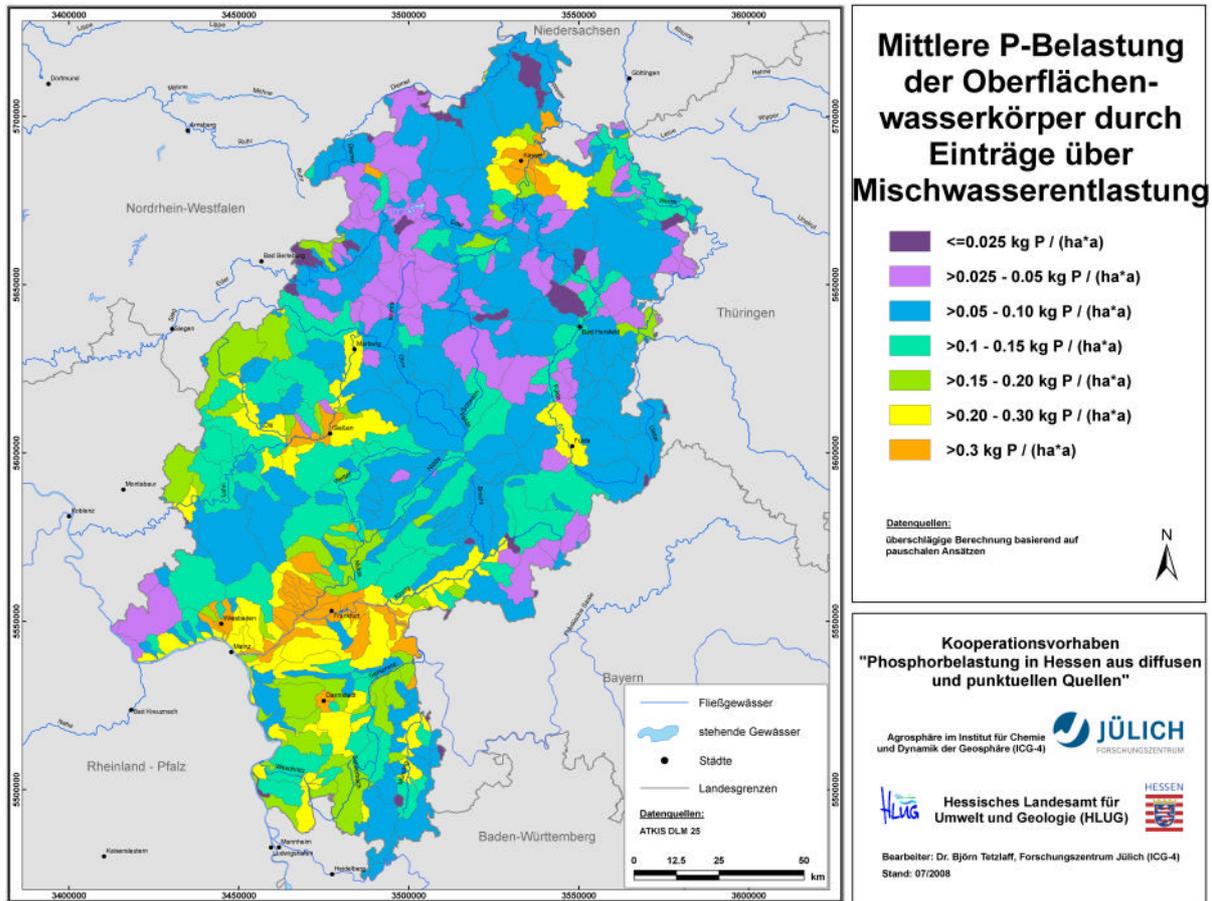
Tab. 13: Literaturangaben zur P-Belastung durch Mischwasserentlastung

Flussgebiet NRW	Gesamtfläche (km ²)	P-Belastung kg/(ha-a)
Wupper	828	0,21
Ruhr	4490	0,41
Rheingraben	3318	0,45
Lippe	4891	0,14
Emscher	860	0,44
Sieg	2189	<0,01
Issel	2183	0,08
Rur	2088	0,10
Niers	1338	0,07
Schwalm	257	0,08
Weser	4960	0,10
Kraichbach	160	0,04

Quellen: MUNLV NRW (2006), Butz (2005)

Als Folge des robusten Berechnungsansatzes unter Verwendung pauschaler Eingangsdaten für ganz Hessen stellt sich der mehrjährige mittlere P-Eintrag über Mischwasserentlastung als Funktion des Flächenanteils der real versiegelten Areale und der mittleren Niederschlagshöhe eines Oberflächenwasserkörpers dar. Dementsprechend finden sich

weit überdurchschnittliche P-Einträge im Bereich der Großstädte Frankfurt, Darmstadt, Wiesbaden und Kassel (Karte 38). Da die Modellergebnisse für einzelne Eintragspfade nicht validiert werden können, werden Literaturangaben zu vergleichbaren Gebieten herangezogen (Tab. 13).



Karte 38: Mittlere P-Einträge über Mischwasserentlastung

Die unterschiedlichen Urbanisierungsgrade der Oberflächenwasserkörper und die Auswirkungen auf die unterschiedlichen P-Einträge, wie sie in Karte 38 zum Ausdruck kommen, lassen sich durch Tab. 13 belegen. Die mit $> 0,3 \text{ kg/(ha}\cdot\text{a)}$ hohen Einträge in den Ballungsräumen liegen in derselben Größenordnung wie die für die dicht besiedelten Flussgebiete Ruhr, Wupper, Rhein und Emscher. Schwach besiedelte und bewaldete Gebiete, z.B. in Nordost-Hessen oder im Taunus, zeichnen sich durch P-Einträge um $0,05$ bzw. zwischen $0,05$ und $0,1 \text{ kg/(ha}\cdot\text{a)}$ aus. Dies korrespondiert mit den Angaben für die Einzugsgebiete von Sieg, Schwalm oder Kraichbach (Tab. 13). Insofern kann trotz eines vereinfachten Berechnungsansatzes und der Verwendung pauschaler Daten die Richtigkeit der Größenordnung der berechneten Einträge bejaht werden. Trotzdem sollte die regionale Genauigkeit kritisch gesehen werden.

11 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern

11.1 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-Höchstmengenverordnung 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.

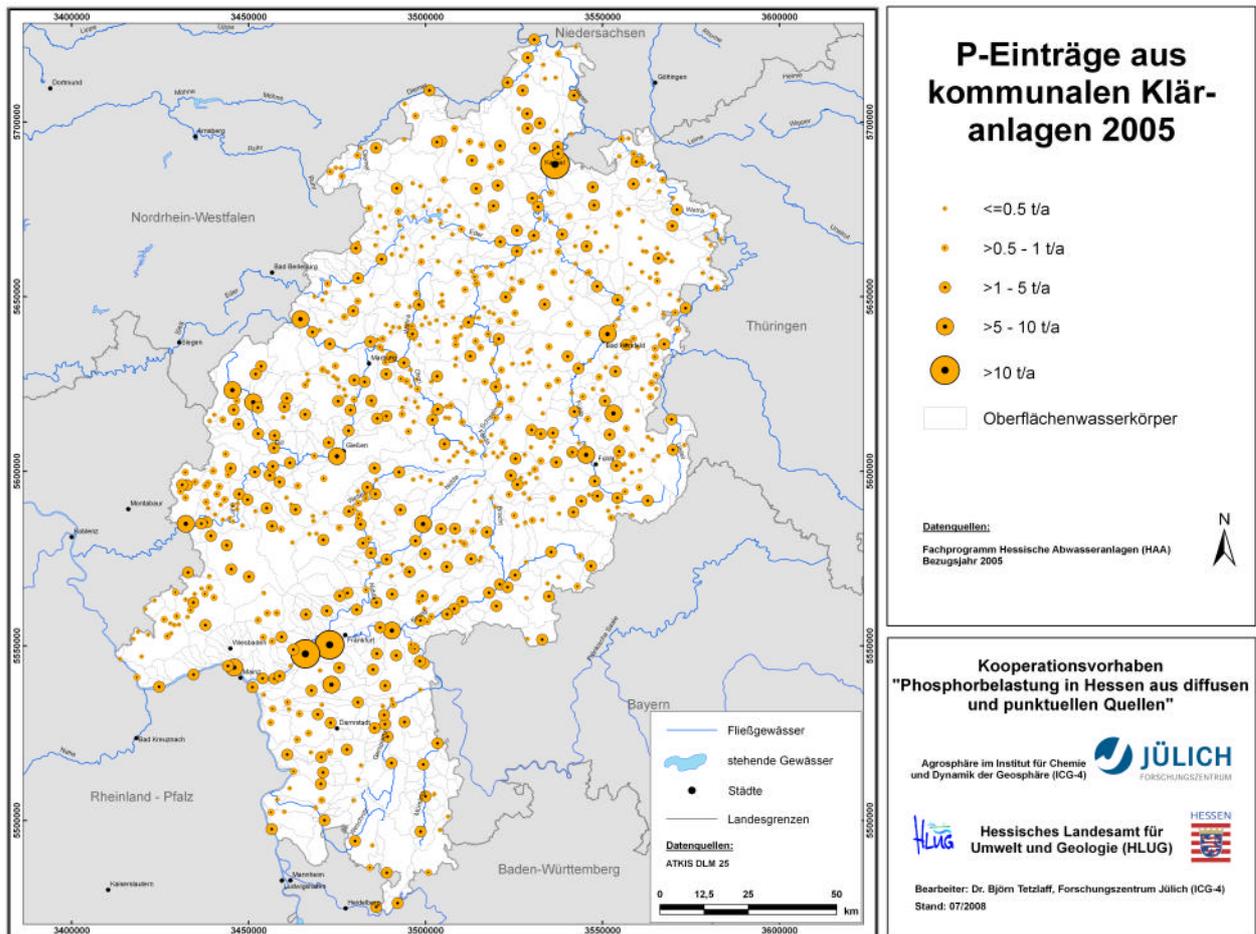
Im Rahmen der behördlichen Einleiterüberwachung unterliegen Kläranlagen einer regelmäßigen Kontrolle, bei der u.a. die P-Konzentrationen im Ablauf sowie die eingeleiteten Wassermengen gemessen werden, da diese Daten die Grundlage für die Erhebung der Abwasserabgabe bilden. Die Überwachungshäufigkeit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

Abweichend von der in Tetzlaff (2006) beschriebenen Vorgehensweise zur Berechnung von P-Einträgen aus Kläranlagen und Industrie wurden die P-Frachten aus beiden Quellen für Hessen bereits vom Auftraggeber für das Bezugsjahr 2005 ermittelt und bereitgestellt (schr. Mitt. Hr. Pfaff, Regierungspräsidium Gießen). Die Daten zu P-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen entstammen dem Fachprogramm Hessische Abwasseranlagen (HAA). Ebenfalls für das Bezugsjahr 2005 wurden die Jahresfrachten industrieller Direkteinleitungen erhoben (schr. Mitt. Hr. Fertig, Regierungspräsidium Kassel). Diese Daten basieren auf dem Wasserwirtschaftlichen Anlagen- und Informationssystem (WALIS). Einflüsse von diskontinuierlichen Produktionsabläufen auf die Höhe der Jahresfracht wurden berücksichtigt.

11.2 Ergebnisse

Die Karte der mittleren P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen (2005) zeigt die Verteilung der Einleitstellen und die anlagenspezifische Höhe des P-Eintrags (Karte 39). Insgesamt werden 724 Einleitstellen mit Jahresfrachten zwischen <0,01 und ca. 70 t abge-

bildet. Der mittlere Eintrag pro Anlage beträgt 1,13 t/a, die Summe beläuft sich auf ca. 817 t/a.



Karte 39: Mittlere P-Einträge über kommunale Kläranlagen (2005)

Karte 39 zeigt eine bis auf Teile des Taunus und Odenwalds relativ gleichmäßige Kläranlagendichte in Hessen. Der P-Eintrag pro Anlage liegt überwiegend bei <=0,5 t/a (Karte 39, Abb. 21). Mit >5 t/a weit überdurchschnittliche P-Einträge aus Kläranlagen beschränken sich auf die Mittelzentren bzw. die Großstädte Frankfurt und Kassel.

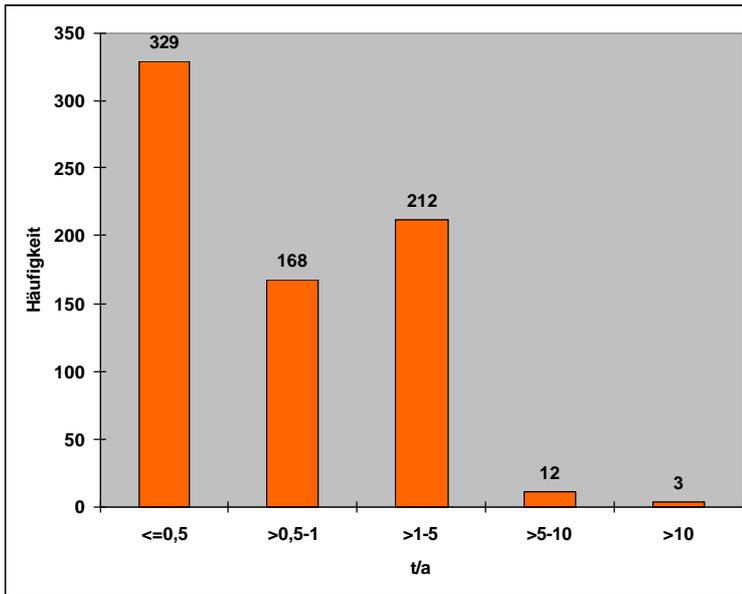
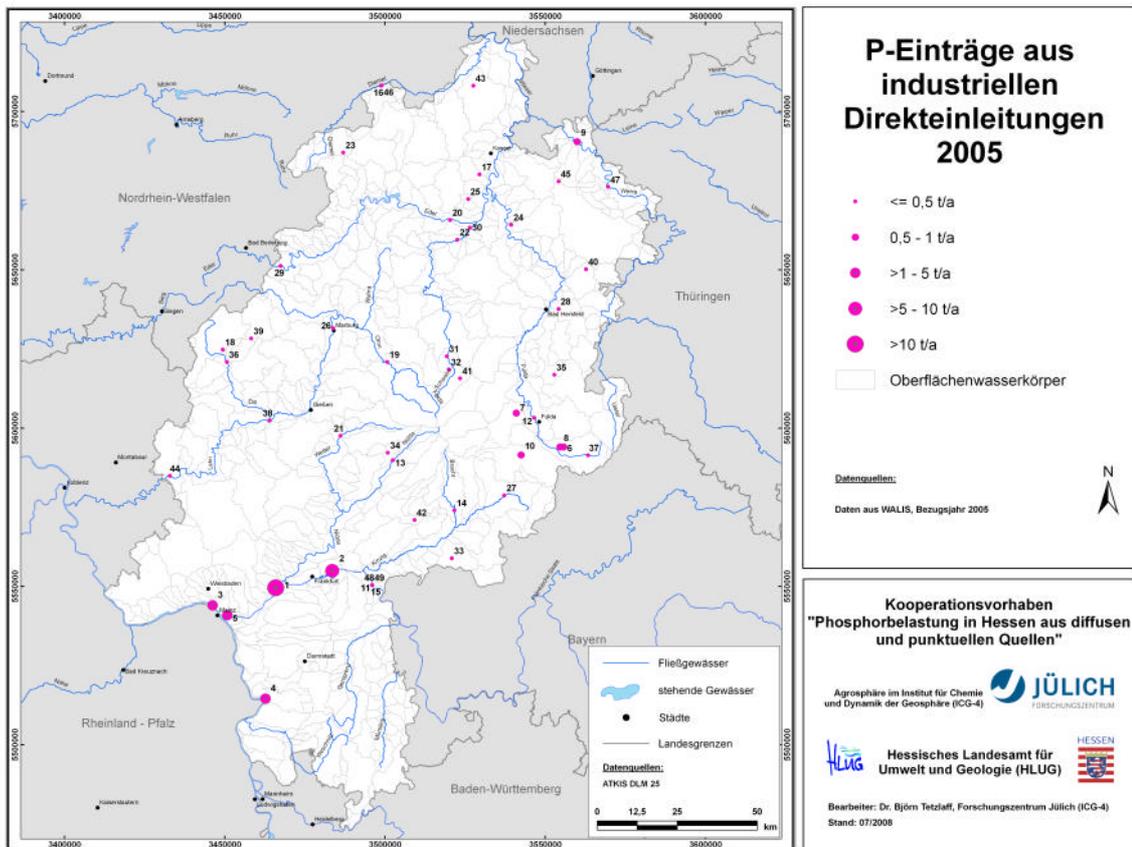


Abb. 21: Anzahl kommunaler Kläranlagen nach Größenklassen des mittleren P-Eintrags (2005) in t/a



Karte 40: Mittlere P-Einträge über industrielle Direkteinleitungen (2005)

Industrielle P-Einleitungen sind Karte 40 zu entnehmen, die die räumliche Verteilung der Anlagen und die mittlere Höhe des Eintrags zeigt. Die anlagen-spezifischen P-Einträge variieren zwischen $<0,01$ und 16 t/a , im Mittel liegen sie bei etwa $0,67 \text{ t/a}$ pro Anlage. Insgesamt emittieren 49 Direkteinleiter 32 t/a (2005), d.h. dieser Eintragspfad ist in Hessen von untergeordneter Bedeutung. Industriezweige, in denen P-haltige Abwässer in größerer Menge anfallen, sind v.a. Chemie, Papier und Nahrungsmittel.

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-Gesamtergebnisse wird dann in Kapitel 12.1 geprüft.

12 Modellergebnisse zum mittleren P-Gesamteintrag aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorangegangenen Kapiteln 5-11 wurden nicht nur die der Modellierung zu Grunde liegenden Methoden, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren P-Eintrag über die einzelnen Eintragspfade separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in Kapitel 12 zur Gesamtbelastung summiert, wobei auch die relative Bedeutung der acht verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag und für unterschiedliche Betrachtungsräume dargestellt werden soll.

12.1 Validierung der Modellergebnisse mit Messwerten der Gewässergüteüberwachung in Hessen

Bevor die Modellergebnisse sowohl in der Gesamtschau für Hessen als auch für die 450 Oberflächenwasserkörper dargestellt werden, soll die Validität der Modellergebnisse überprüft werden. Hierzu wurden vom HLUG Gewässergütedaten mit den Parametern Gesamt-P und ortho-P sowie Abflüsse in täglicher Auflösung bereit gestellt. Die nachfolgende Tabelle führt die Messstellen auf, für die Daten vorliegen (Tab. 14). Die Daten werden gemäß den Vorgaben des Auftraggebers (schr. Mitt. Dr. Seel, HLUG) aufbereitet und selektiert. Die Lage der 18 verwendeten Messstellen und die auf die Gütepegel bezogenen Einzugsgebiete sind Karte 41 zu entnehmen. Anschließend erfolgte die Schätzung mittlerer Jahresfrachten für die in Tab. 14 angegebenen mehrjährigen Zeiträume nach dem OSPAR-Verfahren (Gl. 16).

Zur Validierung ist eine möglichst genaue Ermittlung der Frachten erforderlich. Die bei der Frachtermittlung auftretenden Probleme sind in der Fachliteratur hinreichend diskutiert. 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. Die Repräsentanz der geschätzten Fracht als Mittelwert über einen mehrjährigen Zeitraum hängt entscheidend vom Stichprobenumfang ab, d.h. der Länge des Zeitraums sowie der Zahl der Probenahmen pro Jahr. Darüber hinaus sollte die Validierung an möglichst vielen Gütepegeln mit naturräumlich heterogenen Einzugsgebieten durchgeführt werden. Für die Projektdurchführung standen für lediglich 18 Messstellen, die sich auf Mittel- und Südhessen konzentrieren, quantitativ ausreichende Messergebnisse zur Verfügung, die ihrerseits vom Auftraggeber als valide angesehen werden.

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

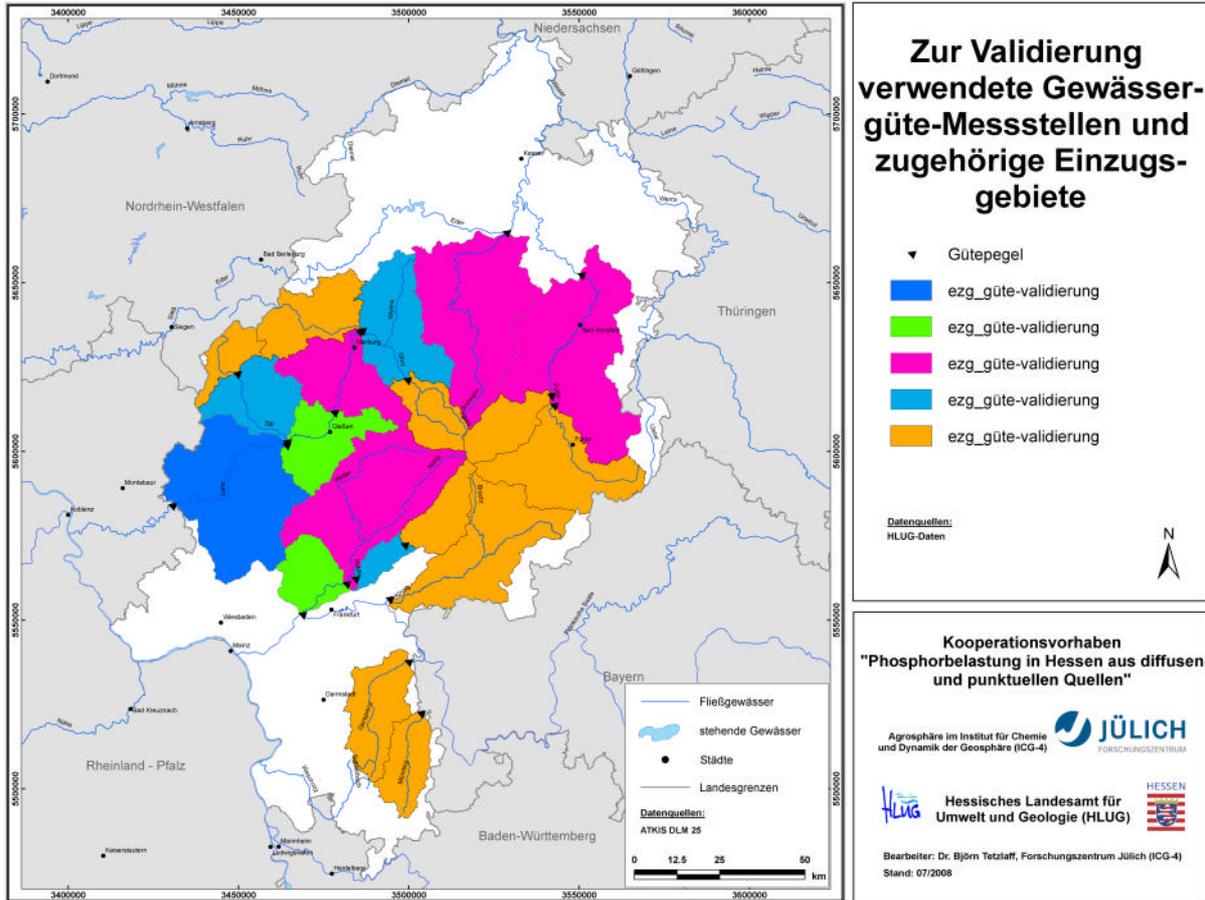
Gl. 16

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 [m^3/s]

Tab. 14: Zur Validierung verwendete Gütedaten der Messstellen

Name der Messstelle	Hydrologischer Pegel	orthoP					GesamtP				
		Beginn Probenahme	Ende Probenahme	Anzahl	Mittel Konz. [mg/l]	Mittel Fracht [t/a]	Beginn Probenahme	Ende Probenahme	Mittel Konz. [mg/l]	Anzahl	Mittel Fracht [t/a]
Gersprenz, Babenhshn. - Harreshshn., Landesgrenze	Harreshshn. - Harreshshn.	10.01.2002	08.11.2007	89	0,25	21	27.02.2006	08.11.2007	0,41	30	35
Muemling, Breuberg-Hainstadt, Pegel	Hainstadt	15.01.2002	11.12.2007	76	0,12	11	27.02.2006	11.12.2007	0,23	25	24
Kinzig, Hanau, Messstation	Hanau	17.12.2001	17.12.2007	231	0,13	37	20.02.2006	17.12.2007	0,30	57	89
Nidda, Bad Vilbel, Pegel	Bad Vilbel	16.01.2002	11.12.2007	67	0,25	64	06.03.2006	11.12.2007	0,37	14	109
Nidder, Bad Vilbel - Gronau	Wind-ecken	16.01.2002	11.12.2007	76	0,21	21	06.03.2006	11.12.2007	0,36	23	44
Nidder, Altenstadt-Lindheim	Wind-ecken	27.01.2005	05.12.2006	25	0,16	12	28.03.2006	05.12.2006	0,39	10	31
Lahn, Limburg - Staffel	Leun	01.10.2003	04.12.2007	115	0,17	193	23.02.2006	04.12.2007	0,28	53	372
Lahn, Wetzlar	Marburg	19.01.2005	12.12.2006	25	0,16	111	02.03.2006	12.12.2006	0,31	12	227
Lahn, Lollar	Marburg	31.01.2005	21.12.2006	25	0,16	84	24.02.2006	21.12.2006	0,30	12	164
Lahn, Coelbe - Bernsdorf, oberhalb Ohm-Muendung	Bieden-kopf	22.01.2002	20.12.2007	78	0,1	17	01.03.2006	20.12.2007	0,17	25	43
Ohm, Homberg/Ohm	Ober-Ofleiden	25.01.2005	18.12.2007	38	0,13	10	22.02.2006	18.12.2007	0,36	25	40
Dill, Wetzlar, Mdg.	Aßlar	15.01.2002	14.11.2007	75	0,15	27	02.03.2006	14.11.2007	0,22	24	59
Dill, Dillenburg	Dillenburg ₁	18.01.2005	21.11.2007	37	0,1	7	28.03.2006	21.11.2007	0,19	23	18
Fulda,	Rotenburg	04.01.2007	13.12.2007	28	0,14	94	04.01.2007	13.12.2007	0,25	28	171

Name der Messstelle	Hydrologischer Pegel	Beginn Probenahme	Ende Probenahme	Anzahl	Mittel Konz. [mg/l]	Mittel Fracht [t/a]	Beginn Probenahme	Ende Probenahme	Mittel Konz. [mg/l]	Anzahl	Mittel Fracht [t/a]	Gesamt P		
												Mittel Konz. [mg/l]	Mittel Fracht [t/a]	
o r t h o P														
Rotenburg														
Fulda, Schlitz - Pfordt	Kämmerzell	17.02.2005	17.12.2007	35	0,18	40	05.04.2006	17.12.2007	0,26	23	64			
Schlitz, Schlitz - Hutzdorf	Bad Salzschlirf	18.01.2005	17.12.2007	20	0,18	24	23.01.2007	17.12.2007	0,28	13	34			
Schwalm, Felsberg - Lohre (Felsberg-Altenburg)	Uttershausen	04.01.2007	13.12.2007	33	0,15	43	04.01.2007	13.12.2007	0,32	33	99			
Nidda, Frankfurt - Nied, Messstation	Bad Vilbel	01.01.2005	12.12.2007	42	0,26	148	04.04.2006	12.12.2007	0,48	24	309			



Karte 41: Güte-Messstellen und zugehörige Flusseinzugsgebiete zur Validitätsüberprüfung der modellierten P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen

Die in Gl. 16 dargestellte Methode der Frachtermittlung wird auch von OSPAR Commission (1998) empfohlen. Untersuchungen von Littlewood (1995) zeigen, dass bei einem Vergleich fünf verschiedener Methoden zur Frachtschätzung ausschließlich diese Methode verlässliche Frachtberechnungen ergibt.

Zur Validierung von Modellergebnissen für große Flussgebiete ist üblicherweise auch die Berechnung der Retention erforderlich, d.h. derjenigen Frachtanteile, die bei Betrachtung mehrjähriger mittlerer Verhältnisse das aquatische System dauerhaft durch Fixierung oder Entnahme verlassen. Dies betrifft v.a. die Sedimentation von Schwebstoff und partikulärem P in Stillwasserbereichen (Abb. 5, Tetzlaff et al. 2008b). Da diese Bedingungen in den hier betrachteten Mittelgebirgsflüssen kaum gegeben sind und auch keine Talsperren durchflossen werden, wird keine Retention modelliert. Das Ergebnis der Validierung der Modellergebnisse anhand der Frachten von Gesamt-P und ortho-P wird in Abb. 22 und Abb. 23 gezeigt.

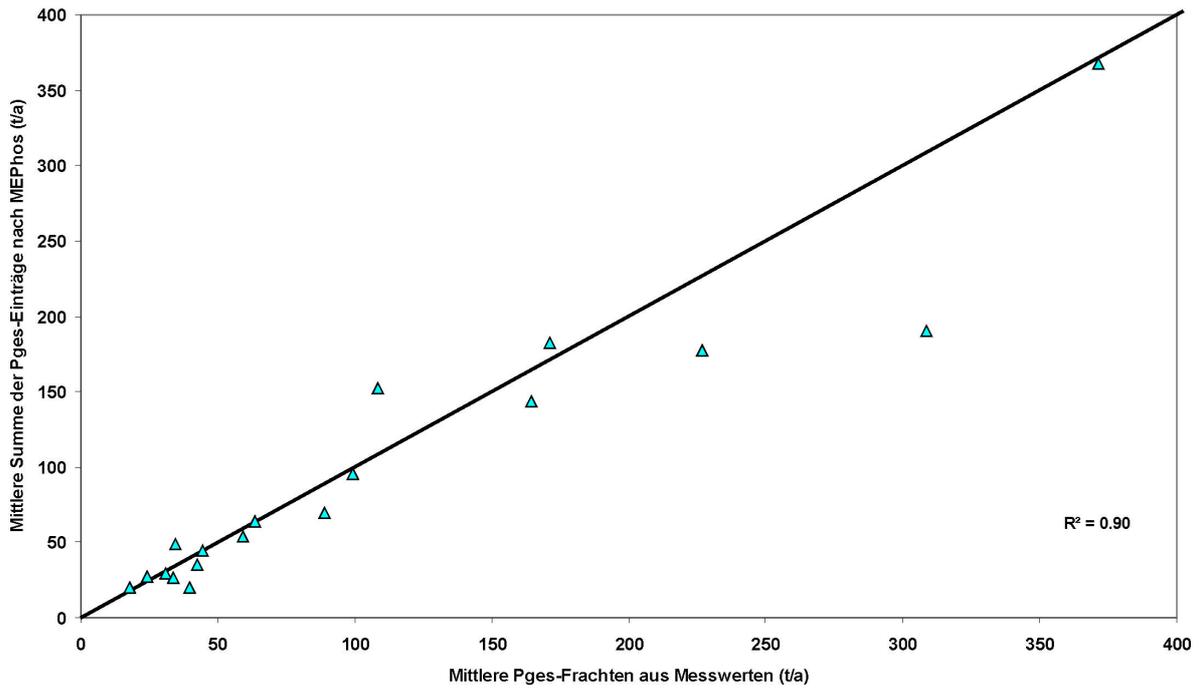


Abb. 22: Validitätsüberprüfung der modellierten mittleren Einträge von Gesamt-P in Hessen

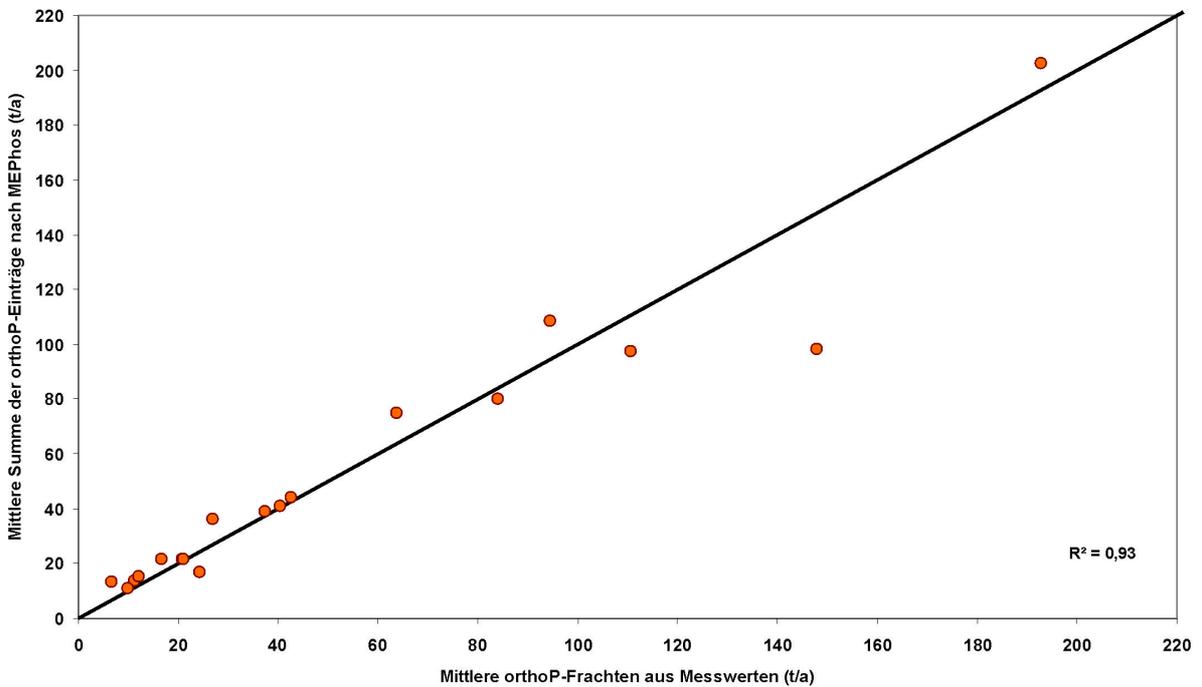


Abb. 23: Validitätsüberprüfung der modellierten mittleren Einträge von ortho-P in Hessen

Wie in Abb. 22 zu sehen ist, bewegen sich die aus Gütedaten ermittelten GesamtP-Frachten zwischen ca. 17 t/a und ca. 390 t/a. Insgesamt zeigt das Diagramm eine gute Übereinstimmung zwischen Pegelfrachten und Modellergebnissen. Die mittlere Abweichung beträgt -4,8%, die mittlere absolute Abweichung 18 %. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 90 %. Die Abweichungen der Modellergebnisse von den aus Messwerten ermittelten Pegelfrachten betragen insgesamt zwischen -50 % und +41 %. Die festgestellten Fehler verteilen sich wie folgt:

- 7 der 18 Pegel zeigen Abweichungen von weniger als 10 % absolut,
- 4 Pegel zwischen 11 und 20 %,
- 3 Pegel zwischen 21 und 30 % und
- 4 Pegel Abweichungen von mehr als 30 % absolut.

Die Anteile der Einträge von ortho-P an denen von Gesamt-P wurden nach Abstimmung mit dem Auftraggeber überschlägig ermittelt (mündl. Mitt. Dr. Seel, HLUG). Danach wurden für Einträge aus Kläranlagen ein Anteil von 80 % ortho-P, für Einträge aus Mischwasserentlastungen 50 %, für Einträge aus Trennkanalisation 90 % und für Einträge über Dränagen, grundwasserbürtigen Abfluss sowie Abschwemmung ein Anteil von 100 % in Ansatz gebracht. Auch für die aus den Modellergebnissen errechneten mittleren Einträge von ortho-P wurde ein Vergleich mit aus Gütedaten geschätzten Frachten durchgeführt (Tab. 14). Dieses Ergebnis ist in Abb. 23 zu sehen. Die aus Gütedaten ermittelten orthoP-Frachten liegen zwischen ca. 6 t/a und ca. 193 t/a. Insgesamt zeigt das Diagramm eine gute Übereinstimmung zwischen Pegelfrachten und Modellergebnissen. Die mittlere Abweichung beträgt 12 %, die mittlere absolute Abweichung 21 %. Das Bestimmtheitsmaß liegt bei 93 %. Die Abweichungen der Modellergebnisse von den aus Messwerten ermittelten Pegelfrachten betragen insgesamt zwischen -34 % und +104 %. Die festgestellten Fehler verteilen sich wie folgt:

- 8 der 18 Pegel zeigen Abweichungen von weniger als 10 % absolut,
- 3 Pegel zwischen 11 und 20 %,
- 4 Pegel zwischen 21 und 30 % und
- 3 Pegel Abweichungen von mehr als 30 % absolut.

Aufgrund der teilweise kurzen Beprobungszeiträume von etwa 1,5 Jahren, in denen nicht das gesamte Spektrum hydrologischer Bedingungen auftreten und auch messtechnisch erfasst werden kann, sowie der teilweise geringen Probenanzahl (Tab. 14) können die Ergebnisse der Frachtschätzung die mittleren Jahresfrachten lediglich näherungsweise wiedergeben. Gemessen daran ergibt sich eine erstaunlich enge Übereinstimmung zwischen Frachtwerten und Modellergebnissen. Dies gilt umso mehr, als dass für die Eintragspfade Trennkanalisation und Mischwasserentlastung aufgrund der Datenverfügbarkeit überschlägige Verfahren angewendet werden mussten, die eine hessenweite Einschätzung zulassen, deren regionale Genauigkeit jedoch kritisch gesehen werden sollte (Kap. 9 und 10). Zu beachten ist auch, dass die zur Validierung der Modellergebnisse verwendeten Gütedaten nicht das gesamte Bundesland abdecken, sondern sich i.W. auf Mittelhessen konzentrieren.

Die in Abb. 22 und Abb. 23 erkennbaren Unsicherheiten ergeben sich einerseits aus den Frachtwerten, deren Zuverlässigkeit, wie gerade erläutert, aufgrund der Datenlage eingeschränkt ist. Andererseits resultieren Unsicherheiten auch aus dem Modellfehler, der sich seinerseits aus der Überlagerung von Ungenauigkeiten der Eingangsdaten und der Modellroutinen ergibt. Letzteres wird verstärkt durch die Kopplung der zwei Modelle MEPhos und GROWA.

Um den mit zunehmender Skale wachsenden Datenfehler zu verringern, wurden für die Modellierung die räumlich höchst aufgelösten Daten verwendet, die für Hessen derzeit flächendeckend verfügbar sind. Dies gilt insbesondere bei sensitiven Eingangsdaten, z.B. Reliefinformationen bei der Erosionsberechnung, die sich auf das hoch aufgelöste Digitale Geländemodell DRM20 stützen, das landesweit mit 20·20 m² vorliegt. Eingesetzt wurde das DRM20 für die Ermittlung der Fließwege, der Teilflächen mit hoher Bodenfeuchte (Kap. 7.2) und der L- und S-Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (Kap. 8.2). Auf die hohe Sensitivität des den Hangneigungseinfluss beschreibenden S-Faktors für das Erosionspotenzial nach ABAG wurde bereits von Auerswald (1987) hingewiesen (Kap. 8.1). Angaben zur Belastbarkeit der pfadbezogenen Berechnungsansätze des Modells MEPhos wurden bereits in den Kapiteln 5-11 gemacht.

Wie oben erwähnt, hängt die Güte der berechneten P-Einträge nicht nur von den extern bereitgestellten Datensätzen, sondern auch von denen ab, die selbst erstellt wurden, z.B. im Zuge der Wasserhaushaltsmodellierung. Die mittleren Höhen des Oberflächen- und Dränabflusses sowie der Grundwasserneubildung gehen aufgrund ihrer multiplikativen Verknüpfung mit den Exportkoeffizienten der Phosphotope linear in die Berechnung des P-Eintrags über Abschwemmung, Dränagen und grundwasserbürtigen Abfluss ein. Eine nachträgliche Korrektur findet nicht statt, d.h. Fehler des Wasserhaushaltsmodells pflanzen sich über die Modellkopplung in das Phosphatmodell fort. Daher wurde großer Wert auf eine separate Überprüfung der Validität der GROWA-Ergebnisse gelegt. Wie in Kapitel 4.3 gezeigt werden konnte, sind die mehrjährigen mittleren Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung valide. Alternativen, z.B. Ergebnisse des HLUW-Wasserhaushaltsmodells, konnten für das vorliegende Projekt nicht verwendet werden (Kap. 4).

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). Zur flächen- und pfaddifferenzierten Modellierung des P-Eintrags makroskaliger Untersuchungsgebiete sind zum Teil robuste Ansätze erforderlich, da der Stand der Forschung und die verfügbaren Datengrundlagen keine detailliertere Abbildung zulassen. Komplexe Vorgänge müssen dann mit relativ wenigen Parametern beschrieben werden, was z.B. das Sorptionseigenkapazitäten von Böden bezüglich P, aber auch den Eintrag über Mischwasserentlastungen betrifft. Der modulare Aufbau des P-Modells kann dabei zu einer Überlagerung verschiedener Fehlerquellen führen, die Kopplung von MEPhos mit weiteren Model-

len führt darüber hinaus zur Fehlerfortpflanzung in das P-Modell. Dabei können bereits die Modellergebnisse zum mittleren Gesamtabfluss Fehler von über 20 % absolut aufweisen, bei der Separation von Abflusskomponenten können anschließend auch größere Fehler entstehen (Kap. 4.3).

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 80 % der Messstellen zu. Zusammen mit den oben genannten statistischen Kenngrößen kann die Qualität der Modellergebnisse daher grundsätzlich als gut angesehen werden.

12.2 Darstellung und Diskussion der Modellergebnisse zum mittleren Gesamteintrag

Mit dem Modell MEPhos wurde für Hessen ein mehrjähriger mittlerer P-Gesamteintrag von 1794 t/a berechnet. Hinzu kommen ca. 1989 t/a, die von Oberliegern aus benachbarten Bundesländern stammen und mit grenzüberschreitenden Flüssen nach Hessen gelangen (schr. Mitt. Hr. Ziegelmayer, HLUg). Die das Bundesland Hessen verlassenden Fließgewässer transportieren somit eine jährliche Gesamtfracht von ca. 3783 t Gesamt-P.

Die beiden nachfolgenden Abbildungen zeigen, zu welchen absoluten und relativen Anteilen die einzelnen Quellen an den in Hessen emittierten 1794 t/a beteiligt sind (Abb. 24, Abb. 25).

Aus Abb. 24 und Abb. 25 geht die Dominanz zweier Eintragspfade, kommunale Kläranlagen und Erosion mit zusammen 72 % aller Einträge, deutlich hervor. Dies erscheint vor dem Hintergrund einer Vielzahl kleiner Kläranlagen mit geringerer Reinigungsleistung (Karte 39) und in Anbetracht der mit ca. 20 % Hessens großen erosionsgefährdeten Anbaufläche (Karte 36) durchaus plausibel. Urbane Einträge über Mischwasserentlastung und Trennkanalisation machen mit zusammen 19 % ebenfalls einen nicht unerheblichen Anteil aus. Angesichts der vereinfachten Berechnungsansätze unter Verwendung pauschaler Daten besitzen die Ergebnisse für diese beiden Eintragspfade jedoch Schätzcharakter. Geogene P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss sind mit 4 % vergleichsweise gering. Die Pfade Industrielle Direkteinleitungen, Abschwemmung und Dränagen spielen für ganz Hessen quantitativ keine bedeutende Rolle (zusammen 5 %).

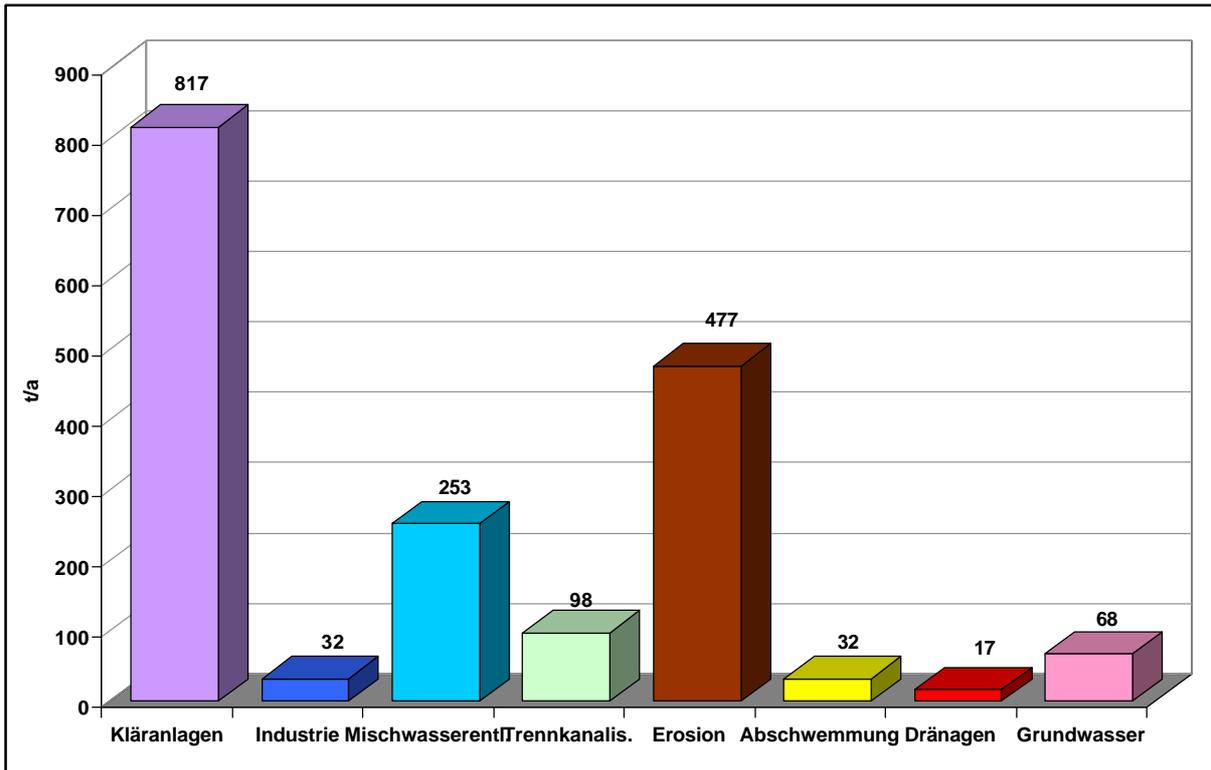


Abb. 24: Mehrjährige mittlere P-Einträge in Hessen absolut, differenziert nach Pfaden

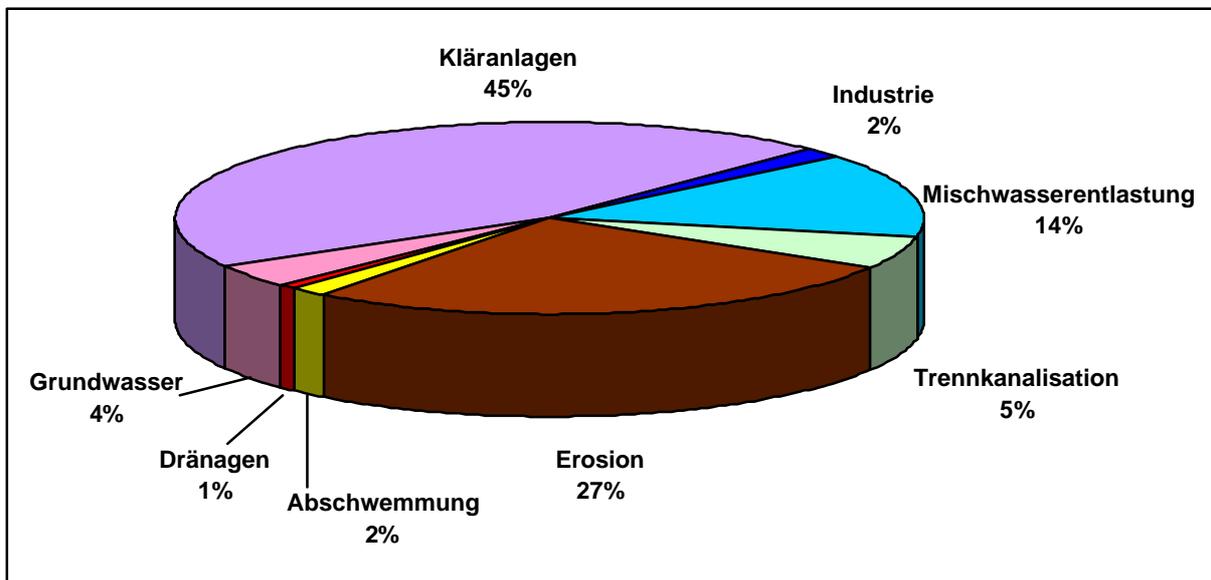
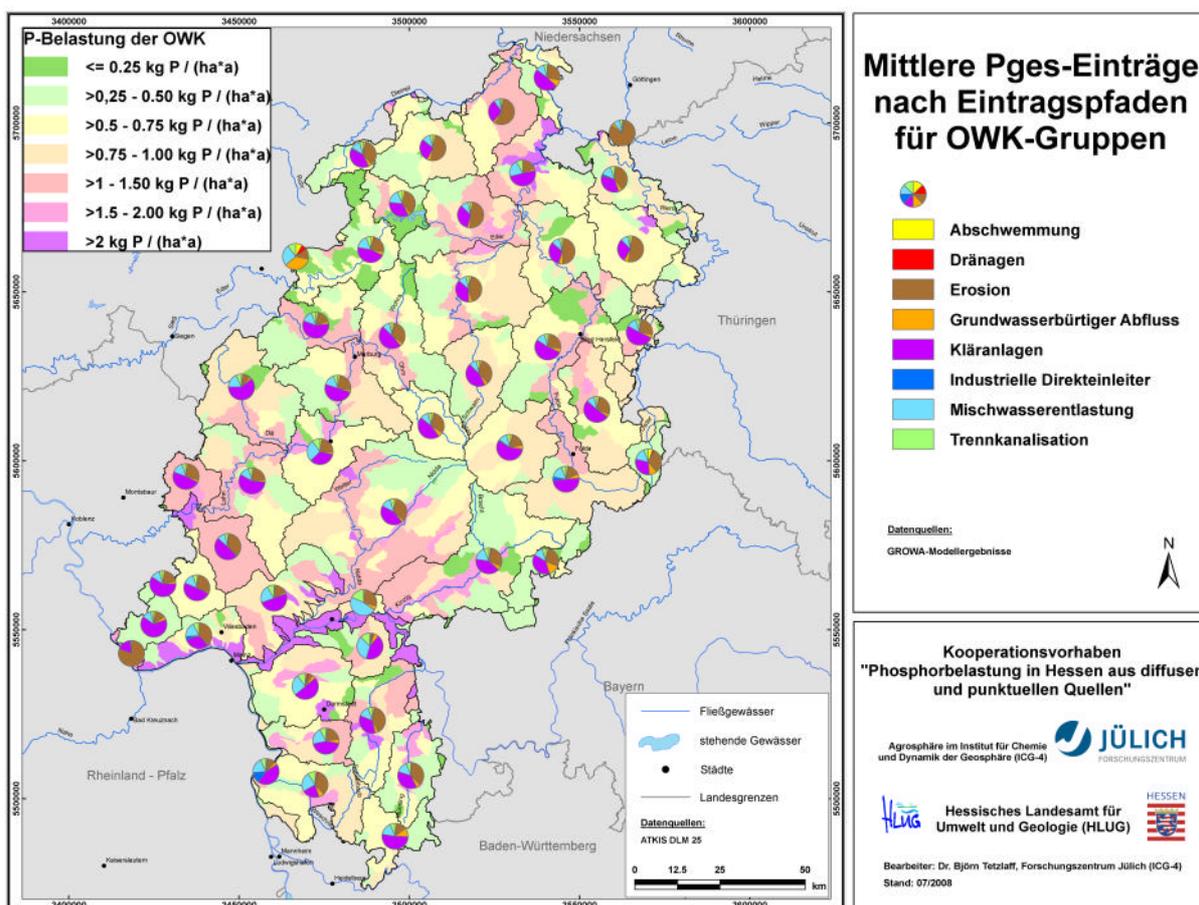


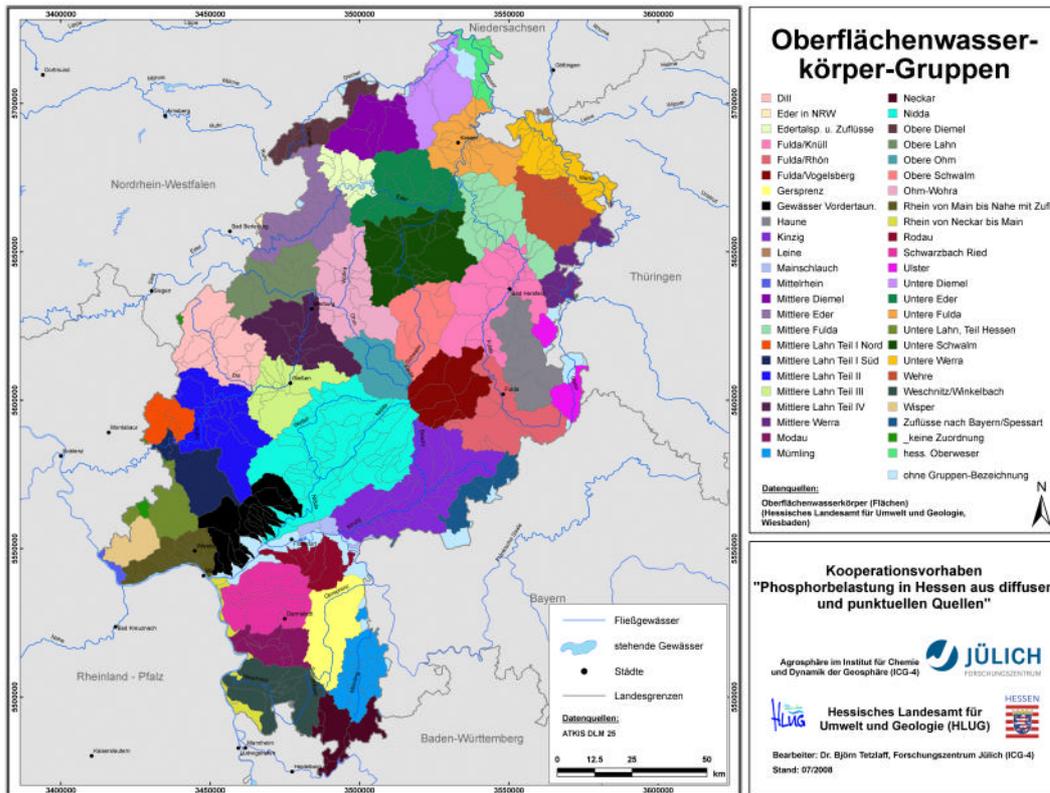
Abb. 25: Mehrjährige mittlere P-Einträge in Hessen relativ, differenziert nach Pfaden

Um festzustellen, inwieweit diese für ganz Hessen getroffenen Aussagen auch regional Gültigkeit besitzen, wird der Gesamteintrag in den folgenden Karten räumlich differenzierter betrachtet. Karte 42 zeigt die Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag für Gruppen von Oberflächenwasserkörpern (Karte 43). Dabei zeigt sich, dass in fast allen der über 40 Gruppen von Oberflächenwasserkörpern die Eintragspfade Kläranlagen oder

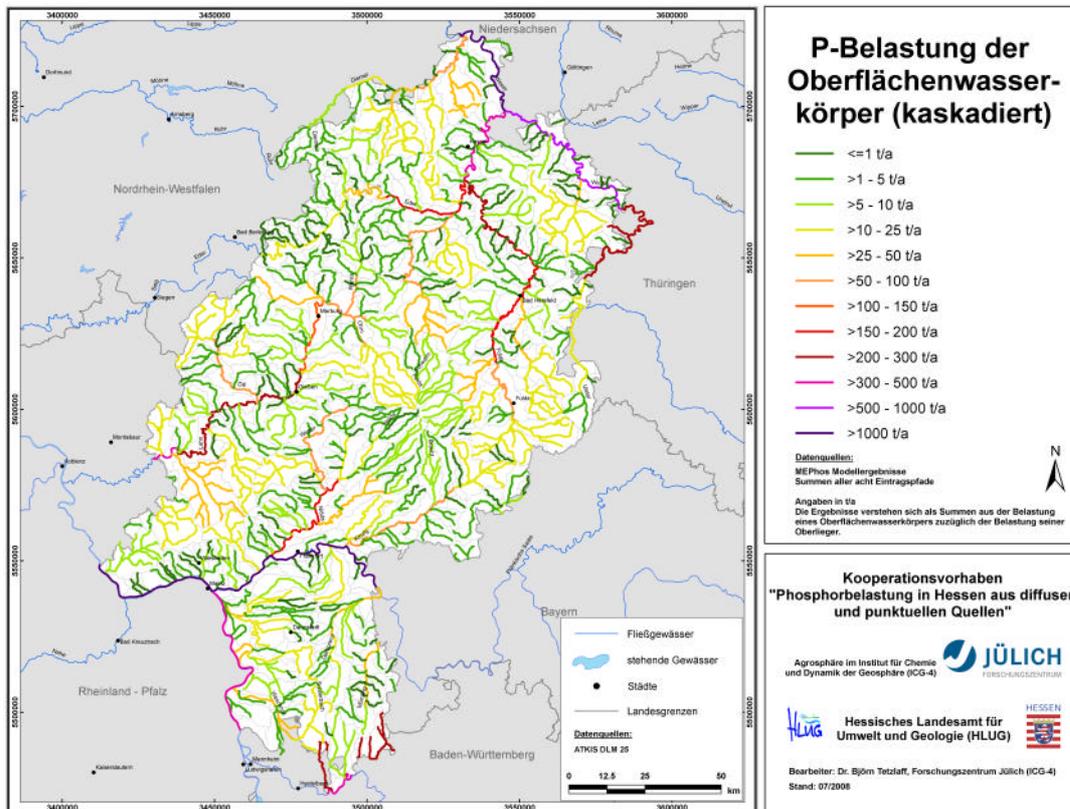
Erosion dominieren. Lediglich in zwei Gruppen von geringer räumlicher Ausdehnung („Eder in NRW“ und „Mainschlauch“) dominieren Grundwasser bzw. Mischwasserentlastung das Eintragungsgeschehen (Karte 42). Auch bei genauerer Betrachtung auf räumlicher Basis der 450 Oberflächenwasserkörper (OWK) fällt die Dominanz der Eintragungspfade Erosion und Kläranlagen in ganz Hessen auf (Karte 45). Bezogen auf alle acht Eintragungspfade stammt der maximale Eintrag in 203 von 450 OWK aus erosionsbürtigen Einträgen, in 162 von 450 OWK aus kommunalen Kläranlagen. Erosion dominiert dabei das Eintragungsgeschehen im Rheingau, am Rande des Odenwalds, der Wetterau sowie in Nordhessen (Karte 45). Die maximalen Einträge decken zwar das gesamte Spektrum an Größenklassen ab, gerade in Nord- und Mittelhessen werden jedoch vielfach erhebliche Einträge zwischen 5 und 15 t/a pro OWK berechnet. Maximale Einträge, die aus Kläranlagen stammen, sind v.a. in Ost- und Südhessen sowie zwischen Taunus und Westerwald von großer Bedeutung (Karte 45).



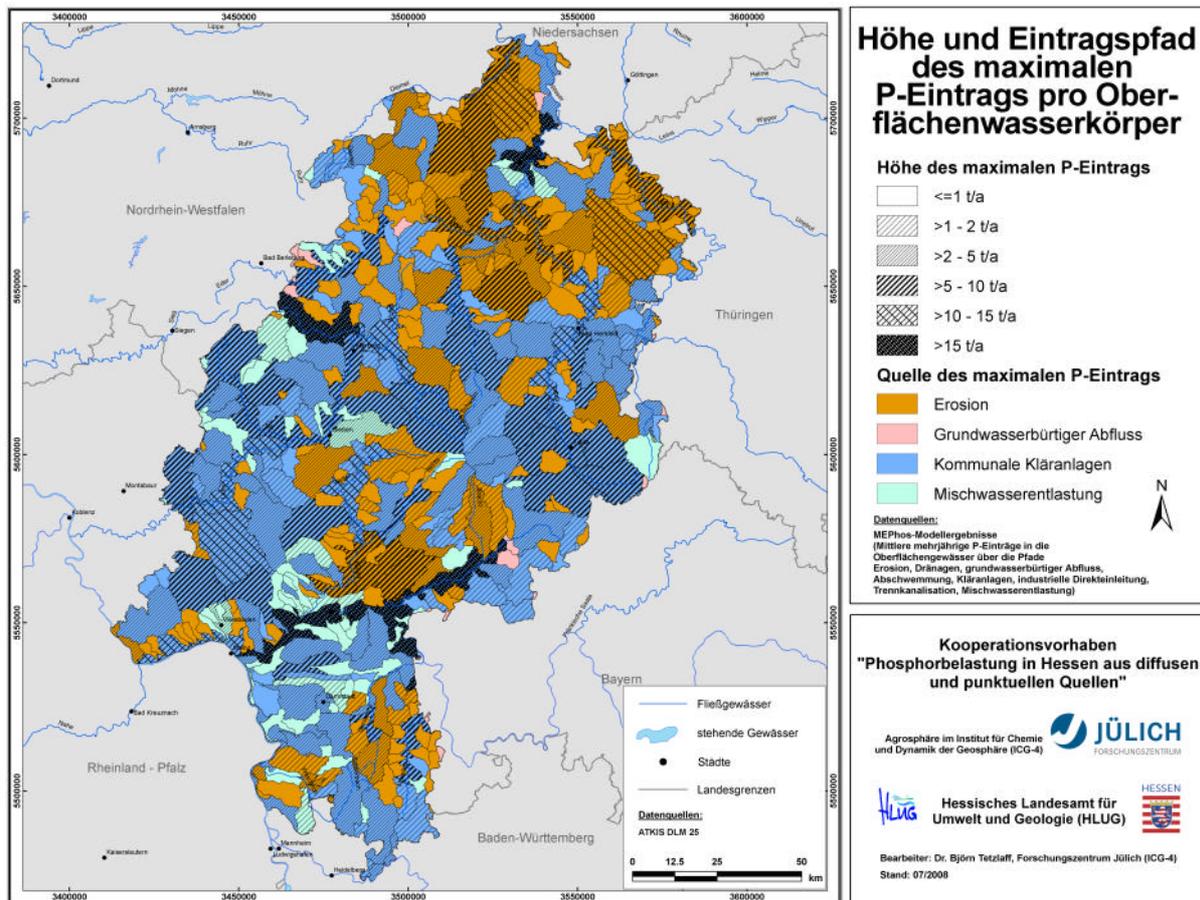
Karte 42: Mittlere GesamtP-Einträge differenziert nach Eintragungspfaden für Gruppen von Oberflächenwasserkörpern sowie Summe der flächenhaften GesamtP-Belastung für Oberflächenwasserkörper



Karte 43: Verteilung der Oberflächenwasserkörper-Gruppen



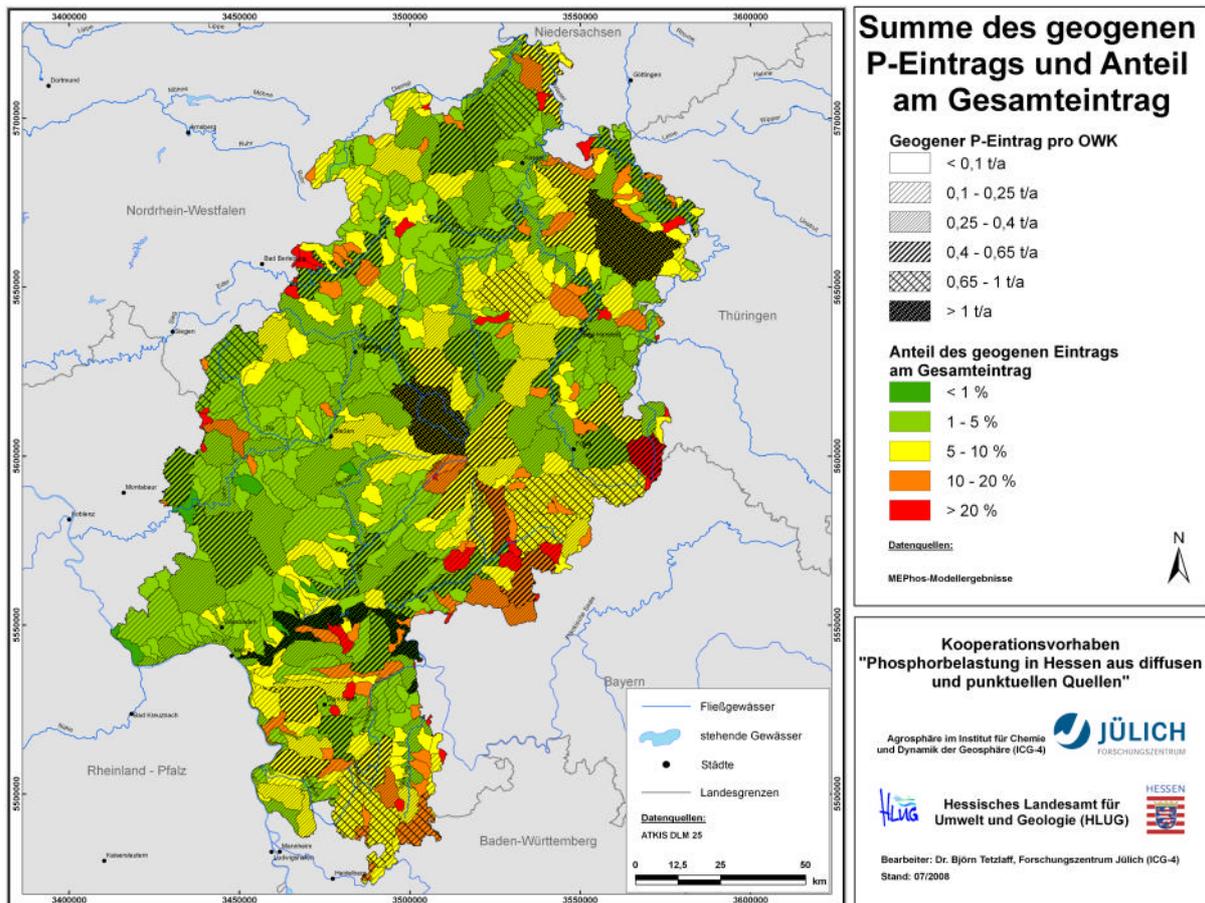
Karte 44: Mittlere P-Belastung der Oberflächenwasserkörper einschließlich der Belastung durch Oberlieger



Karte 45: Quelle des maximalen P-Eintrags pro Oberflächenwasserkörper

Die flächenhafte P-Belastung, gerechnet als Summe aller Emissionen über acht Pfade, dividiert durch die Gesamtfläche des OWK, geht ebenfalls aus Karte 42 hervor. Hierbei werden ausschließlich die Emissionen berücksichtigt, die innerhalb des OWK entstehen. Zuflüsse von Oberliegern werden hier nicht betrachtet. Diese sind jedoch in Karte 44 berücksichtigt. Der Mittelwert der flächenhaften Belastung liegt bei ca. 0,73 kg P/(ha·a). Überdurchschnittliche Belastungen über 1 kg P/(ha·a) gehen wieder auf Erosion und Kläranlagen zurück und sind verstärkt in den bereits genannten Gebieten sowie im Taunus sowie zwischen Rhön und Knüllgebirge zu finden (Karte 42, Karte 45).

Nach Erosion ist in Hessen der Pfad „grundwasserbürtiger Abfluss“ der zweitwichtigste Eintragspfad für diffuse P-Einträge (Abb. 24, Abb. 25). Mit 4 % des Gesamteintrags ist der P-Eintrag über diesen Pfad vergleichsweise gering (Tetzlaff 2006, Tetzlaff et al. 2008b). Karte 46 zeigt, dass der Anteil geogener P-Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss in ca. 40 % aller Oberflächenwasserkörper durchaus höher als 4 % und teilweise sogar über 20 % liegt. Die modellierten absoluten Einträge sind jedoch in der Regel niedrig und überschreiten 0,7 t/a nur selten. Bei den OWK mit sehr hohen Anteilen des geogenen Eintrags am Gesamteintrag von über 15 % handelt es sich um kleinflächige OWK mit hohen Anteilen an Wald bzw. urbaner Fläche (Karte 45 u. Karte 46).



Karte 46: Summe des mittleren geogenen P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss und Bedeutung für den Gesamteintrag

Die gezeigten Karten bestätigen, dass der in Abb. 25 dargestellte mittlere Zustand für die Regionen bzw. die Oberflächenwasserkörper Hessens verallgemeinert werden kann. In 81 % aller Oberflächenwasserkörper, die zusammen 92 % der hessischen Landesfläche ausmachen, stammt der maximale P-Eintrag aus kommunalen Kläranlagen oder aus Bodenerosion. Ungeachtet dieser überragenden Dominanz von zwei Eintragspfaden können die relativen Anteile anderer Pfade in einzelnen Oberflächenwasserkörpern zwar deutlich über dem Mittelwert Hessens liegen, die modellierten absoluten Einträge über diese Pfade sind jedoch durchweg gering.

Um der Eutrophierung hessischer Oberflächengewässer entgegenzuwirken, sollten Minderungsmaßnahmen daher auf kommunale Kläranlagen und erosionsgefährdete Ackerflächen fokussieren. In diesem Zusammenhang liefern die Karten der Kapitel 8, 11 und 12 die Basis für eine räumlich differenzierte Herangehensweise.

13 Zusammenfassung und Ansatzpunkte für künftige Verbesserungen

Wie die Bestandsaufnahme nach EG-WRRL gezeigt hat, stellen hohe Nährstoffeinträge und ihre Folgen auch in vielen hessischen Oberflächengewässern nach wie vor eine signifikante Belastung dar. Die Analyse der Belastungssituation eutrophierungsgefährdeter Binnengewässer hat ergeben, dass bei der Planung der Maßnahmenprogramme nach EG-WRRL auch in Hessen eine Reduzierung der Nährstoffeinträge vorrangig bei den Phosphoreinträgen ansetzen muss. Hierzu müssen die Höhe der diffusen und punktuellen P-Einträge, ihre Quelle sowie deren Ort bekannt sein. Vor diesem Hintergrund wurde zwischen dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) und dem Forschungszentrum Jülich (FZJ-ICG 4) ein Kooperationsvertrag mit dem Titel „Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen“ geschlossen.

Das Ziel des Kooperationsvorhabens besteht in der Anwendung des im FZJ entwickelten Modells MEPhos (Tetzlaff 2006) auf Hessen (21.115 km²), wobei Anpassungen bzw. Weiterentwicklungen vorzunehmen sind. Bei der Modellierung des P-Eintrags aus diffusen und punktuellen Quellen sind folgende Eintragspfade zu berücksichtigen: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Erosion, Abschwemmung, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Trennkanalisation und Mischwasserentlastung. Die Modellierung zielt auf die Abbildung mittlerer mehrjähriger Eintragsverhältnisse ab, wobei ausschließlich Daten verwendet werden sollen, die dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie derzeit zugänglich sind. Besondere Bedeutung kommt den im Rahmen des Monitoring erhobenen Daten des Zeitraums 2005-2006 zu. Die Validität der Modellergebnisse wird mit Gewässergütedaten überprüft.

Da beim diffusen P-Eintrag über die Pfade Dränagen, Abschwemmung und grundwasserbürtiger Abfluss die Abflusskomponenten Dränabfluss, Oberflächenabfluss und Grundwasserneubildung als Transportmedien fungieren, müssen diese ebenfalls quantifiziert werden. Dies erfolgte durch Einsatz des Wasserhaushaltsmodells GROWA (Kunkel u. Wendland 2002). Die potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche Hessens (ca. 1980 km²) wurde dabei durch ein Verfahren von Tetzlaff et al. (2008a) auf Basis von Luftbildern und Geodaten abgeleitet (Kap. 4.2.4). Die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung wurden mit Hilfe von Abflusspegeldaten in täglicher Auflösung erfolgreich validiert (Kap. 4.3).

Die flächendifferenzierte Modellierung diffuser P-Einträge über Dränagen, Abschwemmung und grundwasserbürtigen Abfluss wurde aufbauend auf den Ergebnissen der Wasserhaushaltsmodellierung vorgenommen und ergab folgende mittlere Jahressummen: über Dränagen 17 t/a, Abschwemmung 32 t/a und grundwasserbürtiger Abfluss 68 t/a. Letztgenannte Einträge repräsentieren v.a. geogene Hintergrundwerte, die ubiquitär auftreten und nicht durch Maßnahmen verringert werden können. Die flächenhafte P-Belastung ist ebenfalls sehr unterschiedlich und beträgt bei Dränagen 0,09 kg/(ha·a), bei Abschwemmung 0,2 kg/(ha·a) und bei grundwasserbürtigem Abfluss 0,03 kg/(ha·a).

Die Quantifizierung des mittleren partikulären P-Eintrags über Erosion stützt sich auf eine ABAG-Modellierung unter Verwendung hoch aufgelöster Landnutzungs- und Reliefdaten (u.a. InVeKoS, Weinbaukataster bzw. DRM 20). Daran schließt sich eine Reliefanalyse und die Ausweisung geländebedingter Tiefenlinien zur Ermittlung der Sedimentanlieferung in die Oberflächengewässer an. Die Modellergebnisse zeigen P-Einträge über Erosion von insgesamt ca. 477 t/a in Hessen, die aus 77300 ha emittiert werden.

P-Frachten im Ablauf kommunaler Kläranlagen sowie von industriellen Direkteinleitungen liegen für das Bezugsjahr 2005 in den hessischen Datenbanksystemen HAA bzw. WALLIS vor. Die punkthaften P-Einträge aus 724 Kläranlagen belaufen sich auf ca. 817 t/a. Aus 49 Industrieanlagen stammen ca. 32 t/a.

Flächenhafte urbane P-Einträge über die Pfade Mischwasserentlastung und Trennkanalisation wurden aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit räumlich differenzierter Daten mit pauschalen Ansätzen ermittelt und die Ergebnisse mit Literaturdaten auf Validität überprüft. Aus Trennkanalsystemen gelangen ca. 98 t/a in hessische Oberflächengewässer, über Mischwasserentlastung sind es ca. 253 t/a.

Insgesamt summieren sich die mittleren P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen in Hessen auf ca. 1794 t/a. Von Oberliegern außerhalb Hessens gelangen weitere 1989 t/a in die Oberflächengewässer, sodass sich eine mittlere Gesamtemission von ca. 3783 t/a ergibt, bezogen auf die Flüsse, die Hessen verlassen. Mit Hilfe von Abfluss- und Gütedaten für 18 Einzugsgebiete in Mittel- und Südhessen wird eine Validierung der Modellergebnisse auf Frachtbasis durchgeführt. Die Validierung ergibt eine insgesamt enge Übereinstimmung zwischen berechneten und aus Messdaten geschätzten P-Frachten sowohl für den Parameter Gesamt-P als auch für ortho-P (Kap. 12.1).

Die einzelnen Eintragspfade sind wie folgt am Gesamteintrag beteiligt: Kläranlagen 45 %, Erosion 27 %, Mischwasserentlastung 14 %, Trennkanalisation 5 %, Grundwasserbürtiger Abfluss 4 %, Industrie 2%, Abschwemmung 2 % und Dränagen 1 %. Das Verhältnis punktueller zu diffusen Einträge liegt bei 66:34. Mit Kläranlagen und Bodenerosion sind zwei Eintragspfade nicht nur für ganz Hessen, sondern auch regional von übertragender Bedeutung. In 203 von 450 Oberflächenwasserkörpern (entspricht 36 % der hessischen Landesfläche) entstammt der maximale P-Eintrag der Erosion. Die absolute Eintragshöhe kann dabei zwischen <0,1 und >15 t/a variieren. In 162 von 450 Oberflächenwasserkörpern (entspricht 56 % der hessischen Landesfläche) lässt sich der maximale P-Eintrag den Kläranlagen zuordnen, wobei die absolute Eintragshöhe ebenso schwanken kann, wie gerade genannt. In den restlichen 8 % der Landesfläche spielen Mischwasserentlastung und untergeordnet der geogene Eintrag über Grundwasser die Hauptrolle.

Um der Eutrophierung hessischer Oberflächengewässer entgegenzuwirken, sollten Minderungsmaßnahmen daher auf kommunale Kläranlagen und erosionsgefährdete Ackerflächen fokussieren. In diesem Zusammenhang liefern die Karten der Kapitel 8, 11 und 12 die Basis für eine räumlich differenzierte Herangehensweise.

Für künftige Fortschreibungen des in diesem Projekt erstellten P-Emissionsinventars sollten Modifikationen vorgenommen werden, die zu einer größeren regionalen Belastbarkeit der Modellergebnisse führen. Dies sollte entsprechend den wesentlichen Eintragspfaden Kläranlagen, Erosion und – untergeordnet – Mischwasserentlastung ergebnisorientiert erfolgen. In erster Linie handelt es sich dabei um Verbesserungen der Datengrundlagen, um den Einsatz bereits vorliegender, differenzierterer Modellalgorithmen sinnvoll zu ermöglichen. Hierzu zählen:

- Erfassung von P-Einträgen aus kommunalen Kläranlagen über eine mehrjährige Zeitreihe
- Erfassung von Informationen zum spezifischen Speichervolumen von Entlastungsbauwerken und zur angeschlossenen real versiegelten Fläche bzw. zur Entlastungsrate mindestens für Oberflächenwasserkörper oder idealerweise für die einzelnen Bauwerke
- Neuberechnungen der regional differenzierten Einträge über Mischwasserentlastung und Trennkanalisation auf Basis dieser verbesserten Datengrundlagen
- Fortführung und (geometrische) Korrektur der InVeKoS-Daten
- Fortschreibung der C-Faktoren auf Basis einer längeren Zeitreihe (Fruchtfolgen)
- Einbau von zeitlich hoch aufgelösten Niederschlagsdaten zur Verbesserung des R-Faktors
- Verwendung von Digitalen Geländemodellen mit höherer Auflösung zur Verbesserung des für die Erosionsberechnung hochsensitiven LS-Faktors
- Aktualisierung der Erosions-Modellierung auf Grundlage der verbesserten Datengrundlagen
- Weiterentwicklung der Sedimenteintrags-Funktion auch auf Basis von derzeit laufenden Modellweiterentwicklungen im FZJ
- Bereinigung von Geometriefehlern im ATKIS-DLM25
- Überprüfung der Modellergebnisse mit Gütedaten einer längeren Zeitreihe
- Überprüfung und ggf. Korrektur der Dränageflächen im Bergland (u.a. Taunus), hierzu ist eine Dokumentenrecherche und Auswertung alter Dränpläne erforderlich
- Evaluierung und ggfls. Einbau von Algorithmen zur Berücksichtigung des P-Eintrags von befestigten Wegen

Für eine Realisierung der genannten Verbesserungsvorschläge ist es von Vorteil, dass die Fortschreibung und Ergänzung der Datengrundlagen im HLUg ohnehin erfolgt. Die Erstellung der Datensätze ist daher nicht mit zusätzlichen Kosten behaftet.

14 Literaturverzeichnis

- Adhoc AG Boden (Hrsg., 2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 5. Aufl., Hannover, 438 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.
- 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 dABAG.- *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.
- 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.
- 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 (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.
- Blankenburg, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphorausstrages und der Gewässerentrophierung 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.
- 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.
- Briechle, 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.
- Brombach, H. u. Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalesationen.- KA-Abwasser, Abfall, Bd. 50, Nr. 4, S. 441-450.
- Brunner, P. (1971): Belastung der Abwässer der Trennkanalesation.- Ber. d. Abwass.techn. Verein. e.V., Nr. 25, S. 75-96.
- Butz, J. (2005): Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs.- Schr.-R. SWW Univ. Karlsruhe, Bd. 119, Karlsruhe, 193 S.

- 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.
- Duttmann, 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.

- Duttmann, 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. (2003): Vortrag gehalten 2003 an der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.
- 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., 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.
- Guse, B., Bronstert, A., Rode, M., Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2007): Application of two phosphorus models with different complexities in a mesoscale river catchment.- Advances in Geosciences, Vol. 11, S. 77-84.
- 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 Phosphor-Status 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. Völknerode, 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.
- Hergesell, M. (2003): GIS-based modelling of regional groundwater recharge in Hesse, Germany.- Hydrologie in Hessen, H. 1, Wiesbaden, 102 S.
- Herrmann, F. u. Wendland, F. (2007): GIS-gestützte Modellierung der Gesamtabfluss-, Direktabfluss- und Grundwasserneubildungshöhen für das Saarland.- Forschungsprojekt Landesamt für Umwelt- u. Arbeitsschutz Saarland und Forschungszentrum Jülich, Endbericht, Jülich, 60 S., unveröff.
- Heyn, J. (2007): Düngung - Einführung ins Thema.- Vortrag in Rauschholzhausen am 15.05.2007, pdf unter http://www.llh-hessen.de/landwirtschaft/pflanzenbau/index_pflanze.htm, zuletzt angesehen am 15.09.2008
- 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 Unterweermarsch 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-Völkensrode, 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., Duttman, 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?.- *Hannoversche 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.
- 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.
- Kunkel, R., Bogena, H., Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2006): Digitale Grundwasserneubildungskarte von Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hamburg und Bremen - Erstellung und Auswertungsbeispiele.- *Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung*, 50. Jg., H. 5, S. 212-220.
- 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 drainierter 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.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2005): FREMSA (Fracht Emission Sachsen-Anhalt) – Darstellung einer Methodik zur Ermittlung stoffspezifischer Frachtemissionen in Gewässer.- o.O., 25 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 Stoff-Frachten in Fließgewässern - Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren.- Berlin, 62 S.
- Leinweber, P., Geyer-Wedell, K. u. Jordan, E. (1993): Phosphorversorgung der Böden im agrarischen Intensivgebiet Südoldenburg.- 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 Oberflächengewässer.- 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. Steinwascher, 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.
- 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.
- Mc Cool, D. K., Brown, L.C., Foster, G. R. Mutchler, C. K., Meyer, L. D. (1987): Revised slope steepness factor for the universal Soil loss equation.- *Transactions of the ASAE*, Vol. 30, 5, S. 1387-1396.
- 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): *Modellen 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.- Geosynthesis, 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.
- Murphree, C.E. u. Mutchler, C.K. (1981): Verification of the slope factor in the universal soil loss equation for low slopes. - Journal of Soil and Water Conservation Vol. 36, S. 300-302.
- 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 Südoldenburg 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 wissenschaftsbasierte 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.
- Prasuhn, V. u. Braun, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld-Bern, Nr. 17, Bern 1994, 113 S. + Anhang 101 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. Landwirtschaft, Boden u. Landsch., Bd. 1, 167 S.
- Roeschmann, G. (1960): Die Grundwasserböden des Emstales 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 Gülledüngung.- 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 fosfaatverzadiging 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 fosfaatverzadiging 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.- Procee-

- dings 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.
- Scilands (2006): Expertise zur Qualität und Korrektur des DGM20 von Hessen.- Göttingen, 14 S.
- 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.
- 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.
- Stumpf, F. u. Auerswald, K. (2006): Hochaufgelöste Erosionsprognosekarten von Bayern.- Wasserwirtschaft. H. 7-8, S. 70-74.
- 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. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen.- *Forschungszentrum Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Bd. 65, Jülich, 287 S.
- 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.
- Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2007): P-pollution in a heavily urbanized river basin from point and diffuse sources - the River Ruhr case study (Germany).- *Water Science and Technology*, Vol. 56, Nr. 1, S. 29-37.
- Tetzlaff, B., Kuhr, P. u. Wendland, F. (2008a): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten.- *Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung*, Bd. 52, H. 1, S. 9-18.
- Tetzlaff, B., Vereecken, H., Kunkel, R. u. Wendland, F. (2008b): Modelling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins.- *Environmental Geology*, online bei Springer als DOI:10.1007/s00254-008-1293-1.
- 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: Pressemitt. 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 un 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 ABAG.- 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 Elbeeinzugsgebietes.- 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., Olf, H. W., Auerswald, K. u. Isermann, K. (1991): Stickstoff- und Phosphat-eintrag 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.- ISPA-Veröffentl., Vechta, 77 S.
- Windhorst, H.-W. (1996): Die sektoralen 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.
- WISCHMEIER, W.H. u. SMITH, D.D. (1965): Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky-Mountains. Agriculture Handbook, 282.
- 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.