



Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021

Teil VI

Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer

LANUV-Fachbericht 110

Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021

Teil VI

Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer

[LANUV-Fachbericht 110](#)

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Recklinghausen 2021

IMPRESSUM

Herausgeber	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen Telefon 02361 305-0 Telefax 02361 305-3215 E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de
Autoren	Björn Tetzlaff ¹ , Jelka Elbers ² , Dirk Elhaus ³ , Horst Gömann ⁴ , Phuong Ta ¹ ¹ Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphäre) 52425 Jülich, Tel.: 02461 61-0, E-Mail: info@fz-juelich.de ² Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen Wuhanstraße 6, 47051 Duisburg, Telefon: 02361 305-0, Telefax: 02361 305-3215 E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de ³ Geologischer Dienst NRW – Landesbetrieb –, De-Greiff-Str. 195, 47803 Krefeld Telefon: 02151 897-0, Telefax: 02151 897-505, E-Mail: poststelle@gd.nrw.de ⁴ Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Gartenstraße 11, 50765 Köln-Auweiler Telefon: 0221 5340-160, E-Mail: info@lwk.nrw.de
Titelbild	Fotolia/Countrypixel
Stand	März 2021
ISSN	1864-3930 (Print), 2197-7690 (Internet), LANUV-Fachbericht
Informationsdienste	Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter www.lanuv.nrw.de Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im • WDR-Videotext

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

Das Projekt GROWA+ NRW 2021

Die Abkürzung GROWA+NRW 2021 steht für:

„Regionalisierte Quantifizierung der diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens“.

Die Laufzeit des Projekts war über vier Jahre von Anfang Dezember 2015 bis zum Ende des Jahres 2019 angesetzt. Auftraggeber für GROWA+ NRW 2021 war das nordrhein-westfälische Umweltministerium. Unter der Leitung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) sind das Forschungszentrum Jülich, der Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen (GD), die Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LWK) und das auf dem Gebiet der Landwirtschaft forschende Thünen-Institut aus Braunschweig die fünf an dem Gemeinschaftsprojekt beteiligten Institutionen gewesen.



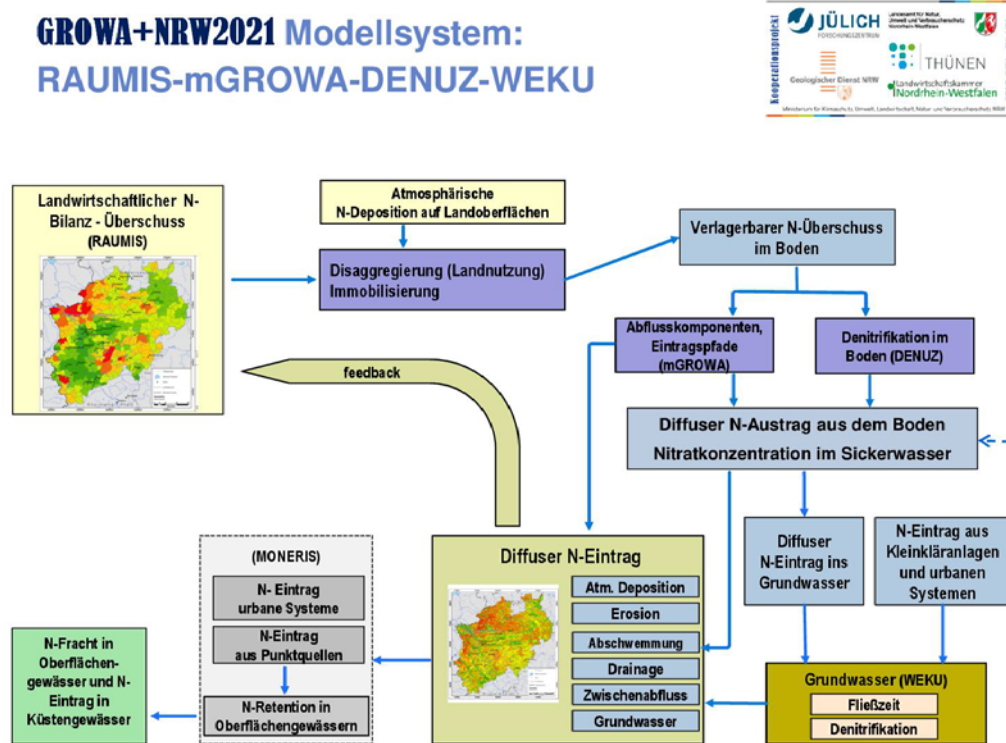
Veranlassung und Zielsetzung:

Die Belastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer in NRW durch Stickstoff- und Phosphoreinträge ist ein komplexes Umweltthema. Die Analyse der Eintragspfade und Lösungsansätze können nur fachübergreifend und gemeinschaftlich mit den beteiligten Behörden und öffentlichen Institutionen der Land- und Wasserwirtschaft sowie Forschungseinrichtungen erarbeitet werden. Beispielsweise werden für die Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie, der Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und deren zugehörige Maßnahmenprogramme landesweit konsistente und räumlich hochauflösende Angaben zur Herkunft und räumlichen Verteilung der Stickstoff- und Phosphoreinträge benötigt. Ziel ist es hierbei, eine effektive und Verursacher-gerechte Maßnahmenplanung zu ermöglichen.

Da diese Fragestellungen nur durch komplexe Modellberechnungen und genaue Fach- und Gebietskenntnisse beantwortet werden können, wurde das genannte Kooperationsprojekt in NRW in die Wege geleitet. Einerseits sind die Nährstoffeinträge in die Systeme Boden und Gewässer aus Landwirtschaft, Abwasserbereich, atmosphärische Deposition und aus urbanen

Systemen adäquat abzubilden. Andererseits sind die vielfältigen Abbau- und Rückhalteprozesse von Nährstoffen im Grundwasser und in den Fließgewässern sowie Transportwege zu berücksichtigen.

Für die Bearbeitung wird eine Modellkette eingesetzt, die in folgender Abbildung veranschaulicht ist:



Modellkette RAUMIS-GROWA/mGROWA-DENUZ-WEKU (Quelle: FZ Jülich & LANUV, 2017)

Projektstruktur und Ergebnisse

Das Projekt gliederte sich in die folgenden verschiedenen Teilprojekte (TP):

- TP 1 Stickstoffbilanzen: (Durchführung: Thünen-Institut in Zusammenarbeit mit Landwirtschaftskammer NRW)
- TP 2 Hydrogeologie, Wasserhaushalt und Stickstoffeintrag: Methodische Weiterentwicklung zur Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten und des N-Eintrags ins Grundwasser (Durchführung: FZ-Jülich zusammen mit GD und LANUV)
- TP 3 Hydrogeologie und Stofftransport: Abschätzung mittlerer Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und im oberen Grundwasserleiter (Durchführung: FZ-Jülich und Geologischer Dienst NRW zusammen mit GD und LANUV)
- TP 4 Hydrogeologie und Stickstoffabbau: Abschätzung des vorhandenen Denitrifikationspotentials im Grundwasser und Identifizierung von Gebieten mit möglicherweise nachlassender Denitrifikationskapazität (Durchführung: FZ-Jülich zusammen mit GD und LANUV)

- TP 5 Wirkungsanalysen von Maßnahmen: (Durchführung: Thünen-Institut in Zusammenarbeit mit Landwirtschaftskammer NRW)
- TP 6: Modellierung der Phosphoreinträge ins Grundwasser und in die Gewässer NRW's (Weiterentwicklung MEPhos NRW) (Durchführung: FZ-Jülich, LANUV, GD NRW, LWK NRW)
- TP 3.1 Projektionen der Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserneubildung regional und landesweit in NRW (Durchführung: FZ-Jülich)

Alle Abschlussberichte sowie umfangreiche Projektdokumentationen sind bislang auf der Internetseite <https://www.flussgebiete.nrw.de> veröffentlicht worden. (Startseite » Lebendige Gewässer entwickeln » Projekte in NRW¹).

In dem vorliegenden LANUV-Fachbericht 110 werden die 9 Teilberichte einzeln veröffentlicht:

- | | |
|------------|--|
| Teil I: | Regionalisierte Quantifizierung der landwirtschaftlichen Flächenbilanzüberschüsse in Nordrhein-Westfalen |
| Teil IIa: | Modellierung des Wasserhaushalts in Nordrhein-Westfalen mit mGROWA |
| Teil IIb: | Ausweisung potenziell dränierten Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung in Nordrhein-Westfalen |
| Teil III: | Modellierung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und der Fließzeiten des Grundwassers in Nordrhein-Westfalen |
| Teil IV: | Denitrifikation Boden und im Grundwasser Nordrhein-Westfalens |
| Teil V: | Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens |
| Teil VI: | Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer |
| Teil VII: | Minderungsbedarf der Stickstoffinträge zur Erreichung der Ziele für das Grundwasser und für den Meeresschutz |
| Teil VIII: | Projektionen der Grundwasserneubildung unter dem Einfluss des Klimawandels in Nordrhein-Westfalen mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA und dem Regionalen Klimaprojektionen Ensemble (ReKliEs) für Deutschland. Forschungszentrum Jülich, März/April 2021 (in prep.) |

¹ <https://www.flussgebiete.nrw.de/regional-hoch-aufgeloeeste-quantifizierung-der-diffusen-stickstoff-und-phosphoreintraege-ins-4994>

Inhalt

1	Hintergrund und Zielstellung	9
1.1	Problemstellung	9
1.2	Zielsetzung	10
2	Simulation der diffusen P-Einträge in die Oberflächengewässer	11
2.1	Beschreibung des Stoffeintragsmodells MEPhos	11
2.2	Modellierung des diffusen P-Eintrags über Dränagen	14
2.3	Modellierung des diffusen P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss	18
2.4	Modellierung des diffusen P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss	18
2.5	Modellierung des diffusen P-Eintrags über Erosion	19
2.6	Modellierung des diffusen P-Eintrags über Abschwemmung	22
2.7	Modellierung des diffusen P-Eintrags über atmosphärische Deposition auf Wasserflächen	23
3	Datengrundlagen	24
3.1	Quellen der verwendeten Eingangsdaten	24
3.2	Ableitung von Phosphotopen als Gebietskulisse zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen	25
3.3	Auswertung der Grundwassergütedaten und Ableitung einer Gebietskulisse zur Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss	26
3.4	Eingangsdaten zur Ermittlung von Bodenerosion und Sedimenteintrag	32
3.4.1	Erosionskulisse	32
3.4.2	Faktoren K, S und R zur Charakterisierung der natürlichen Erosionsgefährdung	32
3.4.3	L-Faktor	40
3.4.4	C-Faktor	41
3.4.5	P-Gehalte im Oberboden	43
3.5	Aufbereitung der Daten zu Kleinkläranlagen	44
4	Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag aus diffusen und punktuellen Quellen	46
4.1	Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer	46
4.1.1	P-Eintrag über Dränagen	46
4.1.2	P-Eintrag über grundwasserbürtigen Abfluss	47
4.1.3	P-Eintrag über natürlichen Zwischenabfluss	48

4.1.4	P-Eintrag über Erosion	49
4.1.5	P-Eintrag über Abschwemmung	51
4.1.6	P-Eintrag über atmosphärische Deposition auf Wasserflächen.....	52
4.2	Phosphoreinträge aus Punktquellen in die Oberflächengewässer.....	53
4.2.1	P-Eintrag aus kommunalen Kläranlagen.....	53
4.2.2	P-Eintrag aus industriellen Direkteinleitungen.....	54
4.2.3	P-Eintrag aus Regenwasserkanälen im Trennsystem.....	54
4.2.4	P-Eintrag aus Mischwasserentlastung	56
4.2.5	P-Eintrag aus Kleinkläranlagen.....	56
4.2.6	P-Eintrag aus (Alt-)Bergbau	57
4.3	Gesamteinträge von Phosphor in die Oberflächengewässer und Anteile der Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen	58
4.4	Validierung der modellierten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer	63
4.5	Gesamteinträge von ortho-Phosphat-Phosphor in die Oberflächengewässer	66
5	Zusammenfassung	69
6	Ausblick	71
7	Literatur	73

1 Hintergrund und Zielstellung

Innerhalb des Forschungsvorhabens „GROWA+ NRW 2021“ befasst sich das Teilprojekt ME-Phos (Laufzeit 2018-2019) mit der Simulation der P-Einträge in die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens. Die Simulation der diffusen Einträge erfolgt mit dem am Forschungszentrum Jülich entwickelten Modell MEPhos (Tetzlaff 2006), das bislang in neun Bundesländern für vergleichbare Fragestellungen erfolgreich eingesetzt wurde. Zusammen mit der Erfassung punktueller P-Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft sowie aus Industrie und Bergbau durch das LANUV lassen sich Gesamteinträge ermitteln, um mit diesen modellierten Ergebnissen die aktuelle Belastungssituation in den Gewässern zu erklären. Die in Wendland et al (2010) veröffentlichten Ergebnisse zum P-Eintrag in die Gewässer Nordrhein-Westfalens erfahren mit der jetzt vorliegenden Studie eine grundlegende Überarbeitung, indem sämtliche Eingangsdaten aktualisiert werden.

1.1 Problemstellung

Phosphor wirkt eutrophierend und beeinflusst in zu hohen Konzentrationen die Zusammensetzung der Biozönose. Um diese möglichen negativen Auswirkungen zu erfassen, werden die Phosphorkonzentrationen in den Oberflächengewässern bewertet und unterstützend zu den biologischen Komponenten für die Bewertung des ökologischen Potentials herangezogen. NRW-weit sind derzeit knapp 50 % der untersuchten Oberflächenwasserkörper in einem höchstens mäßigen Zustand bezüglich Phosphor (Abb. 1-1). 543 der 1727 Oberflächenwasserkörper zeigen dabei einen höchstens mäßigen Zustand der biologischen Komponenten, die empfindlich auf hohe Phosphorkonzentrationen reagieren (Gewässerflora Phylib, Makrophyten (NRW-Verfahren) oder Phytoplankton). Damit konnten bisher die Ziele der EG-WRRL deutlich noch nicht erreicht werden. Diese sieht vor, dass bis 2015, in Ausnahmefällen spätestens bis 2021, alle Gewässer den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential sowie den guten chemischen Zustand erreichen.

Auch bundesweit ist die hohe Phosphorbelastung weiterhin eines der größten Probleme im Gewässerschutz (Quelle: UBA <https://www.umweltbundesamt.de/indikator-eutrophierung-von-fluessen-durch-phosphor#wie-ist-die-entwicklung-zu-bewerten>).

Zur Reduktion der Phosphoreinträge werden in NRW Maßnahmen geplant und in Bewirtschaftungsplänen festgehalten. Für die derzeitige Aktualisierung der Maßnahmen und der Erstellung des Bewirtschaftungsplans für die Jahre 2021-2027 werden aktuelle Informationen zur Herkunft der Phosphoreinträge in die Gewässer benötigt, um die wichtigsten Quellen zu identifizieren und zu verringern.

Unter anderem kann auf der Basis von Modellergebnissen eine möglichst genaue Suchkulisse zur landwirtschaftlichen Intensivberatung in Hinblick auf den Schutz der Oberflächengewässer ausgewiesen werden.

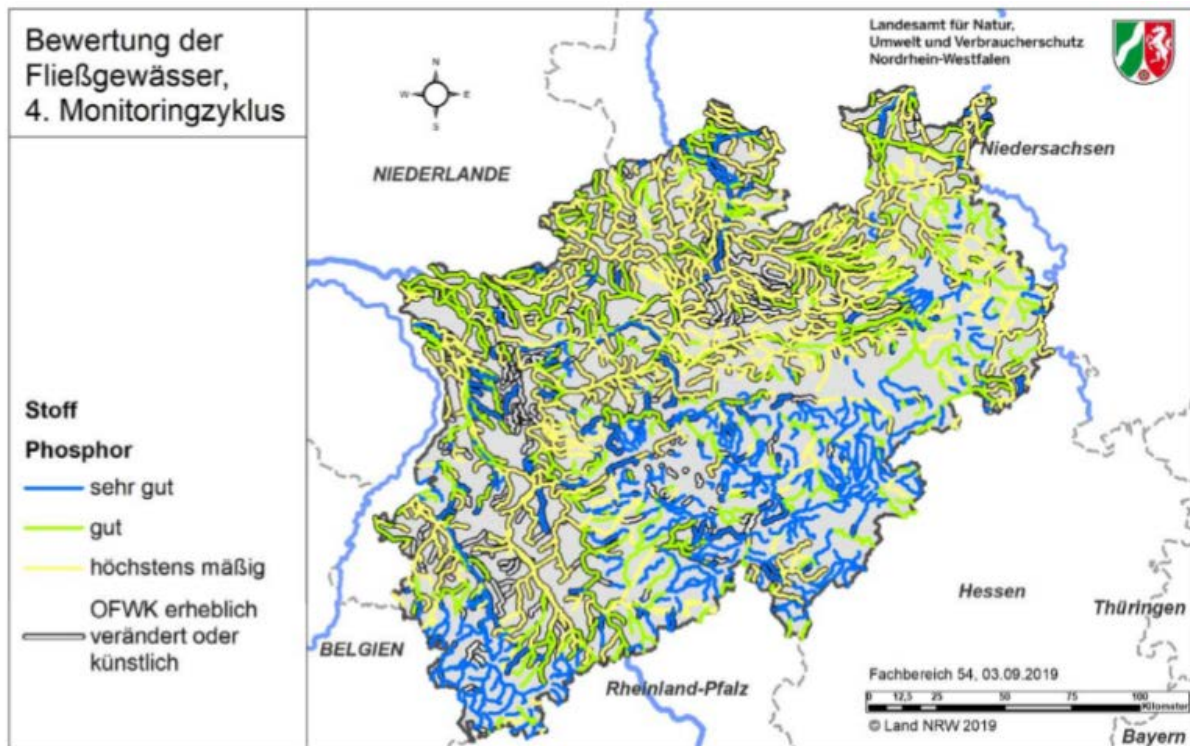


Abb. 1-1: Bewertung der Phosphorkonzentrationen der Oberflächengewässer NRWs (Orientierungswert je Fließgewässertyp 0,1 bis 0,15 mg P/l).

1.2 Zielsetzung

Die Ziele im Teilprojekt MEPhos bestehen darin,

- (I) Eine grundlegende Aktualisierung sämtlicher Modelleingangsdaten unter Nutzung der Datenbestände von LANUV, GD und Landesvermessung vorzunehmen,
- (II) Experten des Geologischen Dienstes (GD) und der Landwirtschaftskammer (LWK) in die Ableitung und Interpretation erosionsrelevanter Datengrundlagen einzubinden,
- (III) eine Quantifizierung der mehrjährigen mittleren Einträge von Pges in die Oberflächengewässer durchzuführen, wobei die diffusen Einträge mit dem Modell MEPhos bilanziert werden,
- (IV) eine Validierung der Ergebnisse mit Hilfe von Güte- und Abflussmessungen durchzuführen sowie
- (V) eine Abschätzung der direkt bioverfügbaren Anteile von gelöstem P an Pges vorzunehmen.

2 Simulation der diffusen P-Einträge in die Oberflächengewässer

Um die Belastung im Oberflächengewässer beschreiben zu können, müssen alle signifikanten Eintragspfade systemisch abgebildet werden. In der vorliegenden Studie stützt sich dabei die Simulation der diffusen Einträge auf das am Forschungszentrum Jülich entwickelte Modell MEPhos (Tetzlaff 2006). Daten zu P-Einträgen aus Punktquellen werden im LANUV erhoben und resultieren aus den dort vorhandenen Messdaten sowie auf eigenen Berechnungen. Nachfolgend wird das eingesetzte Modell MEPhos beschrieben.

2.1 Beschreibung des Stoffeintragsmodells MEPhos

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Einträge von Pges aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer zu quantifizieren (Tetzlaff 2006, Tetzlaff et al. 2009). Anwendungsskalen sind dabei meso- bis makroskalige Untersuchungsgebiete, d.h., ca. 100 bis ca. 50.000 km². MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Abschwemmung, Erosion, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Mischwasserentlastung, Trennkanalisation und Kleinkläranlagen. Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten großer und mittlerer Maßstäbe, d.h., 1:5.000 – 1:50.000, werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der stofflichen Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten („Hot spots“) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Abb. 2-1 zeigt die vom Modell MEPhos berücksichtigten Pfade für P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen im Überblick. Die räumliche Auflösung der Einträge variiert zwischen den Pfaden in Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit, der Datenauflösung und der anwendbaren Modellroutinen zur Abbildung der jeweiligen Einträge. Urbane Einträge über Mischwasserentlastungen und Trennkanalisation, d.h. Regenwasserkanäle im Trennsystem, werden integrativ für Teil-Einzugsgebiete bzw. Oberflächenwasserkörper berechnet, da die zur Verfügung stehenden Eingangsdaten auf der betrachteten Maßstabsebene nicht ortsscharf zur Verfügung stehen. Einträge von Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen und Kleinkläranlagen werden anlagen-spezifisch ausgewiesen, da die erforderlichen Daten aus den behördlichen Daten zur Einleiterüberwachung vorhanden sind. Einträge über atmosphärische Deposition betreffen ausschließlich die direkten Einträge auf die Gewässeroberfläche. Zur modellseitigen Abbildung der diffusen, abflussgebundenen Einträge und ihrer räumlichen Verortung werden Teilflächentypen abgeleitet (Phosphotope). Jedem Phosphotop werden Stoffkonzentrationen (hier: Pges) zugewiesen. Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen mit den Ab-

flusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise separat je Pfad die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von Gesamtphosphor durch Multiplikation der Bodenabtragsgefahr einer Rasterzelle nach ABAG, dem Sedimenteintragsverhältnis, dem Phosphorgehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt. Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells GROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope bestehen als meist größere, zusammenhängende Flächen aus mehreren räumlich zusammenhängenden Rastern. Die räumliche Auflösung der Modellierung diffuser P-Einträge ist mit 100 m (Dränagen, Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss) bzw. 10 m (Erosion, Abschwemmung) hoch.

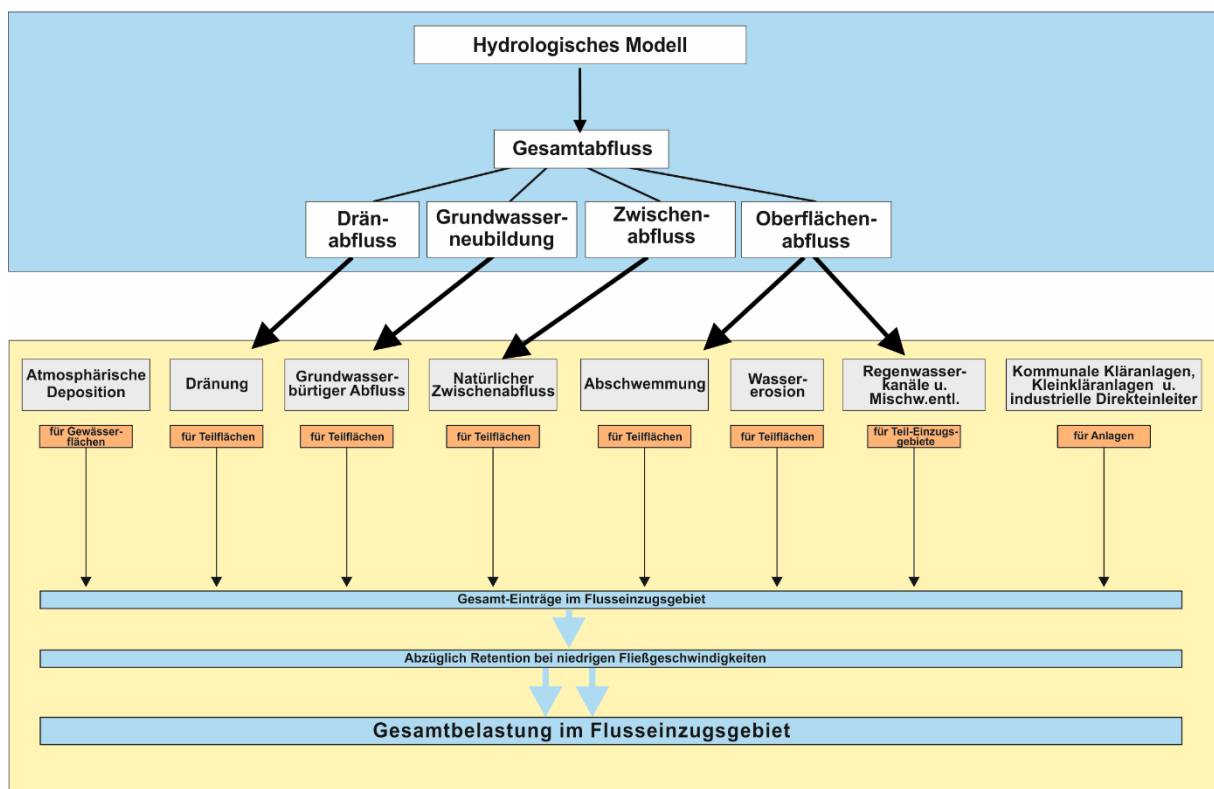


Abb. 2-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

Die Emissionen über alle Pfade werden für Flussgebiete summiert und ggfls. Verluste infolge gewässerinterner Retention bilanziert. Diese wird im vorliegenden Projekt für langsam fließende, meist gestaute Fließgewässer sowie für Flüsse unterhalb von Seen und Talsperren betrachtet. Der resultierende Wert stellt die Gesamtbelastung im Flussgebiet dar und wird mit der aus Messdaten zum Abfluss und zur Gewässergüte geschätzten Fracht validiert.

Da die verschiedenen Eintragspfade mit Ausnahme von atmosphärischer Deposition und Direkteinleitungen eng mit den Abflusskomponenten verknüpft sind, geht der Stoffeintragsmodellierung mit MEPhos eine Modellierung der mehrjährigen mittleren Wasserhaushaltsverhältnisse mit dem Modell mGROWA voraus. Konkret berechnet werden der Gesamtabfluss und

seine Komponenten Gesamtabflusshöhe, Oberflächenabflusshöhe, Sickerwasserhöhe, natürlicher Zwischenabfluss, Drainageabfluss und Grundwasserneubildung (grundwasserbürtiger Abfluss). Das Modell mGROWA, seine Eingangsdaten sowie die Ergebnisse werden im Teilbericht IIa ausführlich beschrieben.

Nachfolgend werden die Modellansätze beschrieben, die im Modell MEPhos in der Studie für Nordrhein-Westfalen gelangen. Wenn zur P-Fraktion keine weiteren Angaben gemacht werden, ist mit P immer P_{ges} gemeint.

2.2 Modellierung des diffusen P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von P_{ges} 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 räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe), bedingt durch das P-Rückhaltevermögen des Bodens (Sorptionsvermögen) und seinem P-Gehalt, ab (Schoumans 2004, Fruchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (Pihl 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor. Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Sandmisch- und Sanddeckkulturen, Marschböden, tonarme Sandböden, Tonböden und sonstige bindige terrestrische Mineralböden (Lehmböden). Somit werden für jedes Untersuchungsgebiet mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung.

Im Folgenden werden ausschließlich die Phosphotope näher beschrieben und diskutiert, die für das Untersuchungsgebiet relevant sind.

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

Die P-Dynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermoore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermoore mit aschereichen Krumen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche phosphorhaltige Düngermittel festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, so dass 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 Phosphor im Niedermoorboden nicht so stark gebunden wird wie im Mineralboden (Scheffer u. Blankenburg 2004).

Eine genaue räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Es wird je-

doch angenommen, dass die auftretenden Niedermoore grundsätzlich P in hohem Maße sorbieren können, da sie entweder von kalkreichem Grundwasser durchströmt werden oder –bei Lage in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen- meist hohe Eisen und Aluminiumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann (Roeschmann 1960, Kuntze 1988, Scheffer u. Foerster 1991).

Eine weitere Differenzierung der gedränten Niedermoorfläche kann aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben. 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 unlöslichen Phosphors weitgehend verhindert wird (Scheffer u. Foerster 1991). Die mittleren P-Konzentrationen im Dränwasser aus Niedermooren betragen etwa 0,65 mg/l bei Ackernutzung und 0,4 mg/l bei Grünlandnutzung (Scheffer 2002).

Phosphotop „Gedränte Hochmoorböden unter Grünland“

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

Phosphotope „Gedränte Sandmischkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung“

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

Durch das Einbringen von Sand wird die Sorptionskapazität dieser Flächen, v.a. im Oberboden, deutlich erhöht. Im Gegensatz zu Sanddeckkulturen erstreckt sich bei Sandmischkulturen diese Erhöhung auch bis in den Unterboden, ist hier jedoch wesentlich von Verlauf und Mächtigkeit der schräg lagernden Sand- und Torfbalken abhängig und daher kleinräumig stark wechselnd. Zwar erfolgt die landwirtschaftliche Nutzung bei Sandmischkulturen meist als Acker, hingegen bei Sanddeckkulturen wegen der geringeren Durchwurzelungstiefe i.d.R. als

Grünland. Da jedoch keine Erkenntnisse über ein daraus eventuell resultierendes unterschiedliches Austragsverhalten bekannt sind, wenn P aus der Krume vertikal verlagert wird, werden beide Flächentypen zu einem Phosphotop zusammengefasst.

Insgesamt ist gegenüber Hochmoorböden von einer deutlichen Verringerung der P-Austräge, jedoch auch von i.d.R. höherem Austrag im Vergleich mit tonarmen Sandböden auszugehen, wie Feld- und Lysimeterversuche gezeigt haben (Blankenburg 1983, Scheffer u. Bartels 1980). Die Reduzierung des P-Austrags aus Sandmischkulturen gegenüber Hochmooren beträgt nach Erfahrungen von Kuntze und Scheffer (1991) ca. 50-70 %, Scheffer und Blankenburg (2004) sprechen sogar von 70-95 %. Hierbei spielt u.a. auch das Alter der Kultur eine Rolle. Agrikulturchemisch nehmen Sandmischkulturen daher eine Mittelstellung zwischen Hochmoorböden und Sandböden ein, was sich auch in den Referenzwerten der Literatur äußert (Tabelle 6-1).

Phosphotop „Gedrängte 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 gedrängt 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 P_{ges}/l bei Sandböden zu ca. 0,03 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt. 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 „Gedrängte lehmige, 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 an 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 be-

stimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich. P-Austräge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen sind daher in Höhe der geogenen Grundlast von 0,05 mg/l angesetzt worden (Tabelle 5-2).

Phosphotop „Gedränte stark tonige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Zahlreiche Felduntersuchungen bestätigen ein erhöhtes mittleres Konzentrationsniveau von Pges im Dränabfluss aus Tonböden, das v.a. auf Makroporenfluss zurückzuführen ist (Tetzlaff et al. 2015). Um diesem Sachverhalt in der Modellierung des P-Eintrags Rechnung zu tragen, wird ein weiteres Phosphotop ausgewiesen. Die mittleren Jahreskonzentrationen von Pges ergeben ein im Vergleich zu lehmigen Mineralböden erhöhtes Konzentrationsniveau im Bereich von 0,2-0,4 mg/l. Für die Modellierung wurden daher 0,3 mg/l angesetzt.

Tabelle 2-1: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten (Modell ME-Phos)

Phosphotop	Referenzwert [mg P-Gesamt/l]	Referenzwert [kg P-Gesamt/ (ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (Modellierung)
Gedränte Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0-5,4	3 bis >15	3,0
Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3	0,64
Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4	0,4
Gedränte Sandmischkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,6	2,6-6	0,25
Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,2
Gedränte lehmige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,15	0,04-0,5	0,1
Gedränte stark tonige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,2-0,4	-	0,3

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 1998; Kuntze 1983, 1988; Lennartz u. Hartwigsen 2001; Munk 1972; Gross 1998, Attenberger 1990, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2006, Rosche u. Steininger 2009, Mokry 1999, Kahle et al. 2008, Tiemeyer et al. 2009, Gelbrecht et al. 2005, Schäfer u. Röder 2013, Godlinski 2005, Steininger et al. 2013, Mertens 2004

Tabelle 2-1 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen und die für die Modellierung eingesetzten Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsfeldern in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets ähnlich sind. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

2.3 Modellierung des diffusen P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an P_{ges} gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA (Teilbericht IIa) ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann. Daher treten i.d.R. niedrige Phosphatkonzentrationen im grundwasserbürtigen Abfluss auf, die sich im Bereich des geogenen Hintergrunds bewegen. Die räumliche Variabilität der Phosphatkonzentrationen im Modell MEPhos wird deshalb nicht durch die Bodenverhältnisse sondern anhand von Gesteinstypen charakterisiert.

Um nicht auf Literaturwerte zur Ableitung gesteinstypischer Phosphatkonzentrationen zurückgreifen zu müssen, werden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung auf Bundeslandsebene benutzt. Die hier herangezogenen Konzentrationswerte entstammen dem amtlichen Grundwassermonitoring des LANUV. Die Auswertung der Grundwassergütedaten als Eingangsparameter für die P-Modellierung ist eingehend in Kapitel 3.3 beschrieben.

2.4 Modellierung des diffusen P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedränten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als natürlicher Zwischenabfluss zuströmen, sofern bindige Böden mit geneigten stauenden Schichten vorhanden sind. Auch bei dieser Abflusskomponente wird P transportiert, allerdings in geringen Konzentrationen. Diese liegen im Bereich der geogenen Grundlast bzw. entsprechen der Konzentration im Dränwasser lehmiger Böden, die weitgehend düngungsunabhängig ist. Als Konzentration wird daher 0,05 mg/l P_{ges} angesetzt. Dieser Wert wird durch Untersuchungen

der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft von Sickerwasser an den Standorten Puch und Kempten gestützt (2006).

2.5 Modellierung des diffusen P-Eintrags über Erosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikulären Phosphorausträgen führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung u. Brechtel 1980, Erpenbeck 1987). Nach Auerswald u. Schmidt (1986) beträgt der Abtrag von Grünland im Vergleich zu Ackerland 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 partikuläre P-Eintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Vorfluter, den P-Gehalt des Oberbodens der Erosionsflächen sowie die P-Anreicherung ER während des Abtragsvorgangs gesteuert (Frede u. Dabbert 1999, Auerswald 1998). Dementsprechend wird der P-Eintrag über Erosion im Modell MEPhos nach Formel 2-1 berechnet.

$$E = S \cdot PG_o \cdot ER$$

Formel 2-1

mit	E	=	mittlerer P-Eintrag über Erosion	(g/(ha·a))
	S	=	mittlerer Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer	(t/(ha·a))
	PG_o	=	Phosphorgehalt im Oberboden	(mg/kg)
	ER	=	Anreicherungsfaktor	(-)

Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. Mit der ABAG steht ein Ansatz zur Verfügung, der nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft die beste Anpassung an deutsche Verhältnisse besitzt und eine Berechnung von langjährigen mittleren Bodenabträgen in t/(ha·a) maßstabsübergreifend erlaubt (Duttmann 1999, BGR u. SGD, 2000, Marks et al. 1992).

In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al. 1990):

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

Formel 2-2

mit	A	=	Bodenabtrag
	R	=	Regen- und Oberflächenabflussfaktor
	K	=	Bodenerodierbarkeitsfaktor
	S	=	Hangneigungsfaktor
	L	=	Hanglängenfaktor
	C	=	Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
	P	=	Erosionsschutzfaktor

Nach Untersuchungen von Auerswald (1987) sowie Sommer u. Murschel (1999) nimmt die Sensitivität der Faktoren bezogen auf Ackerflächen in der Reihenfolge Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit und Regenerosivität ab. Dies sollte bei der Auswahl der Modell-Eingangsdaten berücksichtigt werden. Aufgrund der hohen Sensitivität der Reliefparameter wird die Modellierung des Bodenabtrags und des partikulären P-Eintrags mit einer im Vergleich zur Wasserhaushaltsmodellierung höheren Auflösung von $10 \cdot 10 \text{ m}^2$ durchgeführt.

Die Ableitung der Daten für die Einzelfaktoren der ABAG ist Gegenstand von Kapitel 3.4. Durch die multiplikative Verknüpfung der Einzelfaktoren wird die Bodenabtragsgefahr 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 Senken oder Verebnungsbereichen 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. Um später zielgerichtet Maßnahmen zur Reduzierung des Stoffeintrags vorschlagen zu können, muss eine flächendifferenzierte Berechnung des Sedimenteintrags erfolgen.

Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslässen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer 1987, Duttmann 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis hoch aufgelöster digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei der Algorithmus D8 eingesetzt wird. Seen, größere Senken, Steinbrüche und Tagebaue bilden Hindernisse für Tiefenlinien. Beispielhaft werden Ergebnisse zur Fließwegsermittlung in Abb. 2-2 gezeigt.

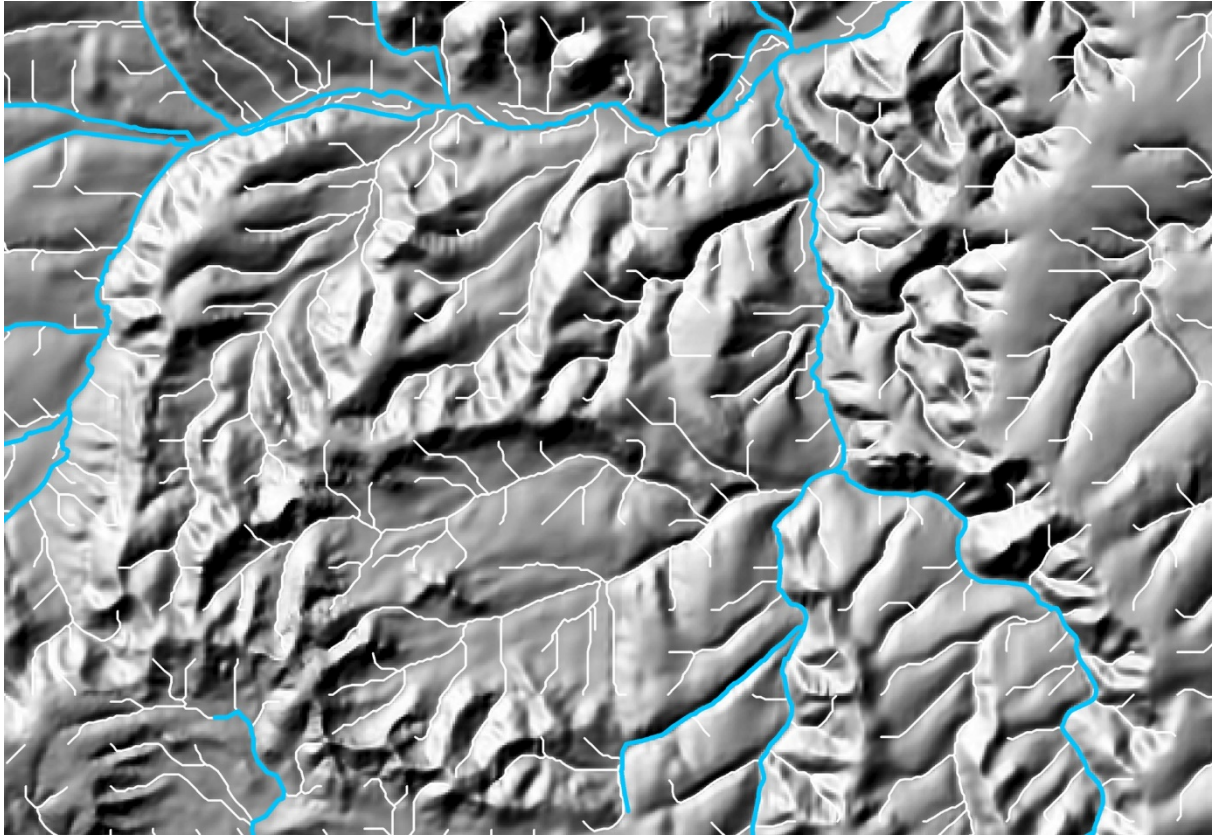


Abb. 2-2: Beispiele für reliefbedingte Fließwege (weiß), die an Haupt-Fließgewässer (blau) angeschlossen sind (Prinzipskizze)

zur Modellierung des Stoffeintrags über Erosion müssen diejenigen Ackerflächen bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Nur diese Ackerflächen werden weiterhin als Liefergebiete für Sediment und partikuläres P betrachtet. Voraussetzung für die Eigenschaft als Liefergebiet sind folgende Standortbedingungen, die in Kombination erfüllt sein müssen: Ackerflächen mit mindestens 2% Neigung, Entfernung der Fläche vom Gewässer oder einer Tiefenlinie nicht weiter als 30 m. Diese Pufferbreite wird von Sommer und Murschel (1999), Huber und Behrendt (1997) und Fried et al. (2000) empfohlen. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass einerseits die Liefergebiete von Sediment und partikuläres P räumlich verortet werden können und andererseits das Sedimenteintragsverhältnis, d.h. das Verhältnis von in die Oberflächengewässer eingetragener Sedimentfracht zur Bodenabtragssumme, räumlich differenziert berechnet werden kann.

Die Höhe der partikulären P-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig (Formel 2-1). Die Erstellung dieser Datengrundlage ist wie auch die Aufbereitung aller weiteren Eingangsdaten zur Modellierung des mittleren P-Eintrags über Erosion Gegenstand von Kapitel 3.4.

2.6 Modellierung des diffusen P-Eintrags über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließzeit den Vorfluter erreicht. Der Abschwemmungsprozess ist eng an Erosionsprozesse gekoppelt, im Gegensatz zu Erosion findet Abschwemmung jedoch in relevanter Größenordnung auch auf Grünland statt. Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über Abschwemmung müssen die Bildungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die P-Konzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein.

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).

Aus dem Gesagten wird ersichtlich, dass folgende Faktoren für den mehrjährigen mittleren Eintrag über Abschwemmung berücksichtigt werden müssen, die zugleich für meso- und makroskalige Flusseinzugsgebiete flächendeckend erfassbar sind: Oberflächenabflusshöhe, gering durchlässiger Oberboden, Landnutzung, Hangneigung und Anbindung der Fläche ans Gewässernetz. Aufgrund der Angaben in der Literatur werden für die Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung die in Tabelle 2-2 genannten zwei Phosphotop-Typen definiert. Zusätzlich werden in Tabelle 2-2 Angaben zu mittleren P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss gemacht, die in deutschen Untersuchungen an vergleichbaren Flächen gemessen wurden und deren Spannweite den Bezugsrahmen für die Kalibrierung bildet.

Tabelle 2-2: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

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

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

Die Modellierung der mittleren Oberflächenabflusshöhe erfolgt mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA, wobei die Bildungsorte von Oberflächenabfluss in relevanter Höhe auf lehmig-tonige Böden in geneigter Lage begrenzt werden. Im Unterschied zu Erosion werden auch Dauergrünlandflächen bei der Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung mitberücksichtigt. Zur Eintragswirksamkeit ist die Anbindung der Flächen an das Gewässernetz erforderlich, die in gleicher Weise modelliert wird, wie im vorherigen Kapitel für die Erosion beschrieben.

2.7 Modellierung des diffusen P-Eintrags über atmosphärische Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische P-Deposition ist eine diffus wirkende P-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische P-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der P-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die P-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der P-Einträge über Trennkanalisation bzw. Kläranlagen eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des Landnutzungsdatensatzes selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und breite Fließgewässer, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle. Die Polygone sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Attribute zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Multiplikation der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von 0,6 kg/(ha·a) P_{ges} (Kuhr et al. 2014).

3 Datengrundlagen

3.1 Quellen der verwendeten Eingangsdaten

Für die Modellanalysen werden zahlreiche aktuelle klimatische, hydrologische, bodenkundliche, topographische, hydrogeologische sowie statistische Daten in hoher räumlicher Auflösung benötigt. Im Folgenden werden Herkunft, Erfassungsmethodik und Genauigkeit der verwendeten Eingabedatensätze behandelt. In den nachfolgenden Unterkapiteln wird dann auf die Verfahrensschritte bei der Datenaufbereitung sowie auf regionale Besonderheiten eingegangen. Für Datengrundlagen, die z.B. bereits für die Wasserhaushaltsmodellierung oder die Ableitung potenziell dräniertter Landwirtschaftsflächen benötigt wurden, wird auf die jeweiligen Teilberichte IIa, IIb bzw. V verwiesen. Insofern werden in Kapitel 3 nur die Datengrundlagen eingehender beschrieben, die zuvor noch nicht behandelt wurden.

In Tabelle 3-1 sind die für die Modellierung des P-Eintrags in Nordrhein-Westfalen verwendeten Datengrundlagen zusammenfassend dargestellt. Besonderer Wert wurde auf die umfassende Berücksichtigung von (Mess-)Daten aus dem Untersuchungsgebiet gelegt.

Tabelle 3-1: Datengrundlagen für die Modellierung des P-Eintrags in NRW

Datenbedarf	Datensatz	Quelle
Wasserhaushalt 1981-2010 (Gesamtabfluss und Abflusskomponenten)	Modellergebnisse mGROWA	FZJ, vgl. Teilbericht IIa
Relief	DGM10	Bezirksregierung Köln, Geobasis NRW
Landnutzung	InVeKoS, ergänzt um DLM25 aus 03/2017, bearbeitet durch Thünen Institut	Landwirtschaftskammer, Bezirksregierung Köln
Bodendaten	Bodenkarte BK50 aus Version 02/2017	GD
Dränageflächen	Potenziell dränierte Landwirtschaftsflächen	FZJ, vgl. Teilbericht IIb
Erosionsdaten ABAG	Faktoren R, K, S C L	GD Landwirtschaftskammer FZJ (eigene Berechnung)
Gehalte von P _{ges} im Acker-Oberboden	Messungen aus Projekt zum Humusmonitoring	LANUV

Datenbedarf	Datensatz	Quelle
Gewässernetz	Gewässerflächen aus ATKIS	Bezirksregierung Köln, vgl. Teilbericht V
Grundwasserdaten	GW-Monitoringdaten Pges, GesPO ₄ -P, o-PO ₄ -P, Zeitreihe 1980-2018 Hydrogeochemische Einheiten	LANUV BGR
Kleinkläranlagen	Lage- und Emissionsdaten	LANUV, Datenbank DEA
P-Einträge aus Punktquellen	MORE-Berechnungen	LANUV
Abflussmessungen	Tägliche mittlere Abflussdaten Zeitreihe 1980-2018	LANUV
Gütemessungen in Oberflächengewässern	Gütemessungen Pges, o-PO ₄ -P, Zeitreihe 2000-2018	LANUV

Die Eingangsdaten liegen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m, im Fall von Erosion und Abschwemmung 10 m, vereinheitlicht. Aufbereitung, Darstellung und Analyse der Daten erfolgte mit ArcMap 10.5. Als einheitliches geodätisches Bezugssystem wurde ETRS1989, UTM Zone 32N, gewählt, da die meisten Datensätze in diesem System vorlagen.

In den folgenden Unterkapiteln wird die Aufbereitung von Eingangsdaten beschrieben, die noch nicht in anderen Teilberichten (IIa, IIb, V) dargestellt worden ist und die zur Modellierung des P-Eintrags über die Pfade Grundwasser und Bodenerosion erforderlich sind. Anschließend folgen Erläuterungen zu Gütedaten aus Oberflächengewässern.

3.2 Ableitung von Phosphotopen als Gebietskulisse zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Ableitung der in Tabelle 2-2 aufgeführten Phosphotope erfolgt durch sukzessive Verschneidung der Datensätze zu den Bodeneigenschaften, den künstlich entwässerten Flächen und der Landnutzung. Im Ergebnis wird die künstlich entwässerte Gesamtfläche in Phosphotope, d.h. typisierte Teilflächen mit definierten Standorteigenschaften, disaggregiert. Hierdurch entsteht die Gebietskulisse für die Modellierung des räumlich variierenden P-Eintrags über Dränagen. Abb. 3-1 zeigt die Verteilung der Phosphotope zur Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen. Danach dominieren in NRW gedränte Lehmböden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Gedränte Sandböden sind im östlichen Münsterland sowie zwischen Niederrhein und Vechte ebenfalls weit verbreitet. Gedränte Moorböden, v.a. Niedermoore unter Grünland, sind i.W. auf das nördliche und nordöstliche NRW beschränkt.

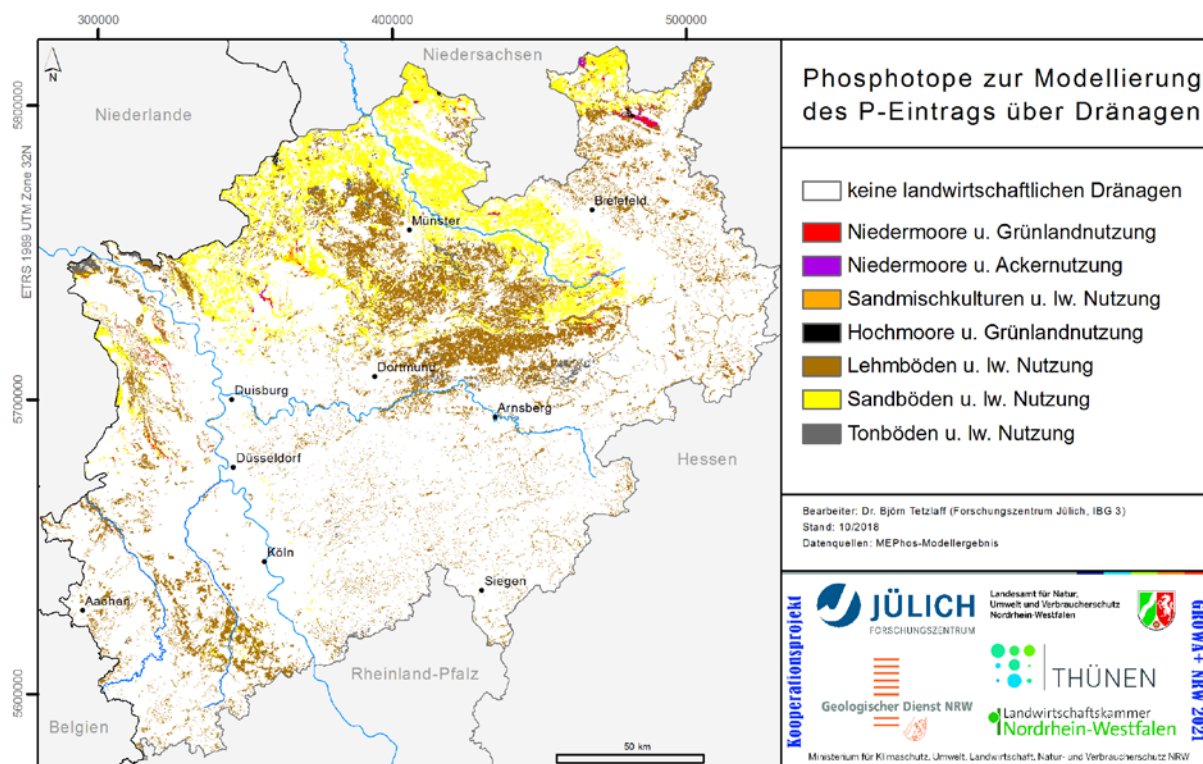


Abb. 3-1: Phosphotopographie zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen

3.3 Auswertung der Grundwassergütedaten und Ableitung einer Gebietskulisse zur Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss

Zur Modellierung des P-Eintrags über Grundwasser werden die mittlere Höhe der langjährigen Grundwasserneubildung (Teilbericht IIa), an Grundwassermessstellen des Landesmonitorings gemessene P-Konzentrationen (Tabelle 3-1) sowie räumliche Bezugseinheiten, mit denen sich die Punktdaten regionalisieren lassen, benötigt. Hierzu werden im vorliegenden Projekt die Einheiten der hydrogeochemischen Hintergrundwerte Deutschlands der BGR herangezogen (<https://produktcenter.bgr.de>). Aus dem Landesmonitoring Grundwasser des LANUV stehen umfangreiche Datenbestände für verschiedene Parameter zur Verfügung. Auf Wunsch des LANUV wird der Parameter Gesamt-PO₄-P für die Zeitreihe 1980-2018 herangezogen. Für Gesamtphosphat-P statt Gesamt-P spricht, dass diese Daten durch das LANUV erhoben wurden und gleichmäßiger über NRW verteilt sind. Zudem wird Gesamtphosphat-P auch im Oberflächengewässer gemessen, wo es i.d.R. über 95 % der P_{ges}-Konzentration ausmacht. Für den Zeitraum liegen 17.430 Messungen von Gesamt-PO₄-P an 1920 Messstellen vor, der Median aller Messstellen beträgt 0,023 mg/l. Abb. 3-2 zeigt die Verteilung der Medianwerte pro Grundwassermessstelle. Man erkennt, dass der Großteil der Mediane unter 0,05 und teilweise unter 0,01 mg/l liegt. Weit überdurchschnittliche Werte von mehr als 0,1 mg/l treten an 295 Messstellen auf und sind in allen Landesteilen zu finden. Sie lassen sich auf Bereiche mit anthropogen überprägter Grundwasserbeschaffenheit zurückführen, z.B. urbane Flächen, Industrieareale oder Umfeld von Abraumhalden des Braunkohlenbergbaus.

Die Verteilung der Messungen über die Zeit zeigt Abb. 3-3. Danach wurden 68 % der Messungen nach der Jahrtausendwende vorgenommen. Das mittlere Konzentrationsniveau bleibt über den Zeitraum sehr konstant.

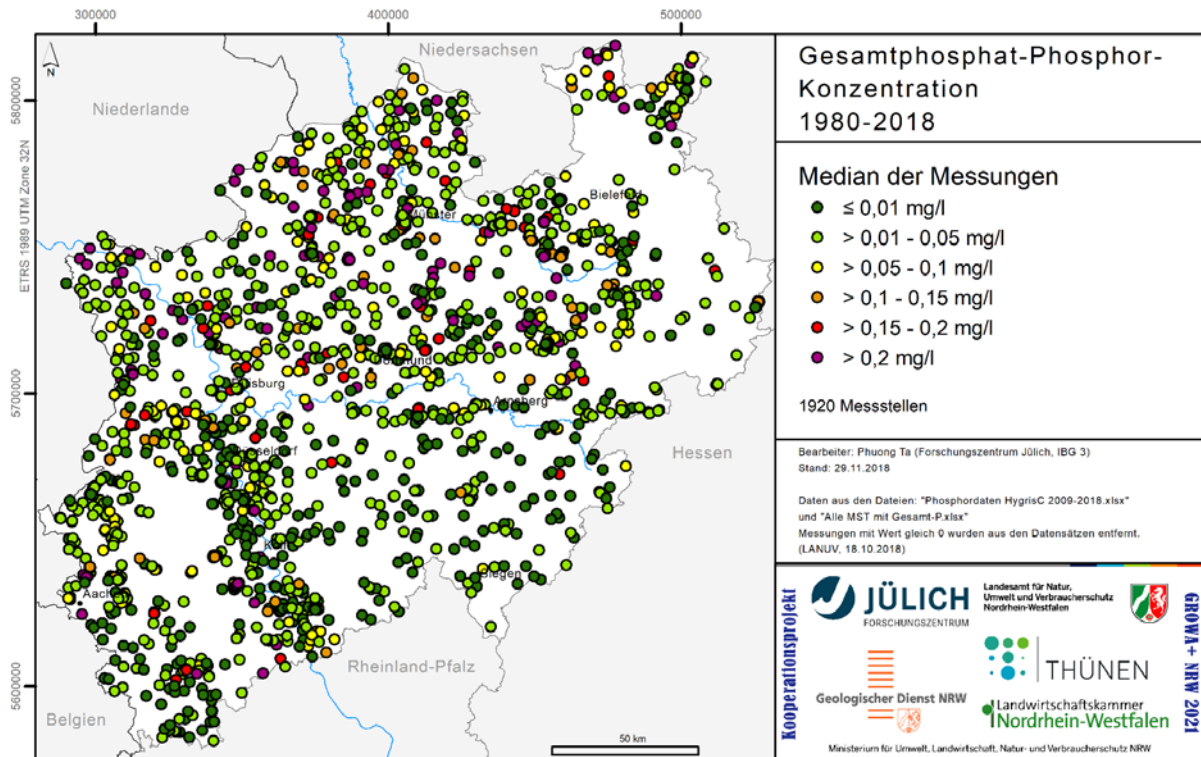


Abb. 3-2: Mediankonzentrationen Gesamt-PO₄-P an Messstellen 1980-2018

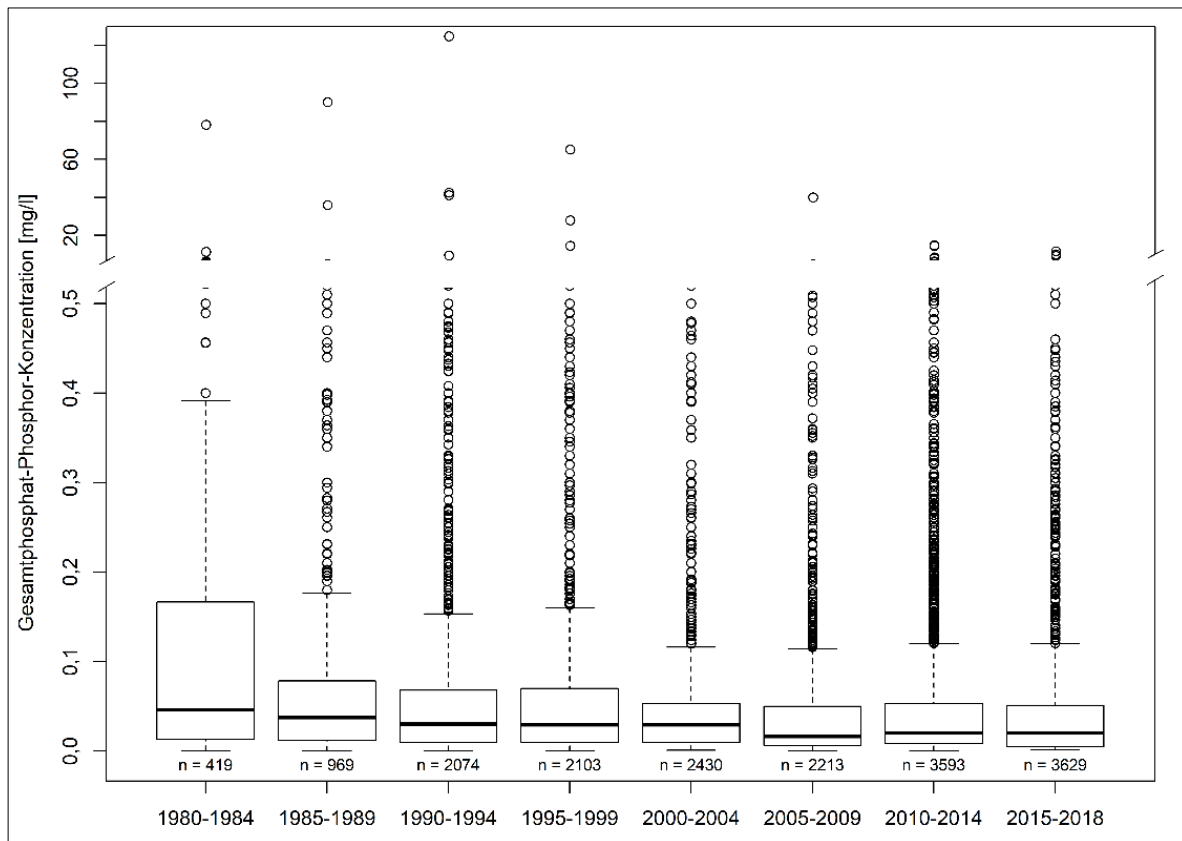


Abb. 3-3: Boxplots der Konzentrationsverteilung von Gesamt-PO₄-P im Zeitraum 1980-2018 in Fünffahres-schritten

Tabelle 3-2: Mediane Gesamt-PO₄-P 1980-2018 für hydrogeochemische Einheiten

Flächen- anteil NRW in %	Name der hydrogeochemischen Einheit	Anzahl Messst.: n	Median Gesamt-PO ₄ -P 1980-2018 in mg/l
31.33	quartäre Sande, Kiese, Schluffe und Tone	804	0.029
15.65	paläozoische Schiefer und Sandsteine	127	0.0075
13.40	Oberkreide, silikatisch/karbonatisch	178	0.0265
4.85	tertiäre Feinsande, Tone und Schluffe (ohne Bk), östlicher Niederrhein	16	0.0255
3.97	Unterkreide, silikatisch	10	0.014
3.29	karbonische Ton- bis Sandsteine	37	0.02
3.21	Nordwestdeutsche Flussniederung	16	0.0325
2.84	Oberkreide, karbonatisch	30	0.028

Flächen- anteil NRW in %	Name der hydrogeochemischen Einheit	Anzahl Messst.: n	Median Gesamt-PO ₄ -P 1980-2018 in mg/l
2.64	tertiäre Sande, Schluffe und Tone (ohne Bk), restlicher Niederrhein	31	0.015
1.73	Jura undifferenziert	0	
1.49	Buntsandstein, tonig-salinar	6	0.005082
1.43	Kreide silikatisch/karbonatisch	5	0.1
1.34	Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler	43	0.014
1.28	quartäre Sande und Kiese	15	0.021
1.22	Buntsandstein, ungegliedert	12	0.0135
0.98	paläozoische Karbonate	55	0.008
0.97	paläozoische Schiefer, karbonatisch	44	0.011
0.72	Lias	4	0.0475
0.71	Quartär, anthropogen (Tagebaubereiche)	31	0.05
0.65	paläozoische Sandsteine und Quarzite	25	0.005
0.57	Nordwestdeutsche Moorniederungen	17	0.175
0.47	Braunkohlentertiär	19	0.019
0.46	Keuper, klastisch	10	0.018922
0.40	Oberkreide, silikatisch	21	0.0185
0.35	karbonische Schiefer, karbonatisch	8	0.017416
0.35	karbonische Sandsteine und Quarzite	7	0.027
0.33	Malm, vorwiegend silikatisch/karbonatisch	0	
0.32	karbonische Karbonate	12	0.013862
0.30	Karbonische Ton- bis Sandsteine (aus GR 8)	0	
0.26	tertiäre Sande und Tone	0	
0.25	Dogger	4	0.00875
0.22	Malm, vorwiegend sulfatisch	0	
0.20	quartäre Kiese und Sande, silikatisch	3	0.009
0.20	Unterkreide, silikatisch/karbonatisch	1	0.05

Flächen- anteil NRW in %	Name der hydrogeochemischen Einheit	Anzahl Messst.: n	Median Gesamt-PO₄-P 1980-2018 in mg/l
0.20	Zechstein, ungegliedert	5	0.02
0.18	paläozoische saure Vulkanite	1	0.04
0.16	känozoische Basalte und Tuffe	5	0.0735
0.14	Buntsandstein	2	0.021826
0.14	Muschelkalk, karbonatisch-klastisch	6	0.01425
0.14	Oberkreide, karbonatisch	4	0.03325
0.13	quartäre Sande und Schluffe	11	0.0225
0.09	tertiäre Vulkanite	0	
0.09	Nordwestdeutsche Geest	2	0.087
0.05	paläozoische basische Vulkanite	0	
0.05	Muschelkalk, karbonatisch-klastisch	0	
0.05	tertiäre Tone	0	
0.05	Muschelkalk ungegliedert, karbonatisch-klastisch	1	0.012
0.04	mittlerer und oberer Keuper, klastisch	1	0.005
0.03	Metavulkanite	0	
0.02	Kreide, vorwiegend karbonatisch	0	
0.02	Rotliegend Sandsteine und Konglomerate	0	
0.01	Malm, vorwiegend sulfatisch	0	
0.01	klastische Sedimente des Rotliegend	1	0.011
0.01	tertiäre Sedimente	1	0.005
0.01	Oberkreide, silikatisch	1	0.243
<0.00	nicht bewertet	0	
<0.00	quartäre Schluffe (Löss)	2	0.0275
<0.00	saure Vulkanite	0	
<0.00	Zechstein, klastisch	0	
<0.00	tertiäre Sedimente, silikatisch-organisch	0	
<0.00	Zechstein, sulfatisch	0	

Flächen- anteil NRW in %	Name der hydrogeochemischen Einheit	Anzahl Messst.: n	Median Gesamt-PO ₄ -P 1980-2018 in mg/l
<0.00	Trias	0	
<0.00	Kreide, vorwiegend silikatisch	3	0.0225
<0.00	Buntsandstein, tonig-salinar	0	
<0.00	Mittlerer Muschelkalk, salinar	3	0.029

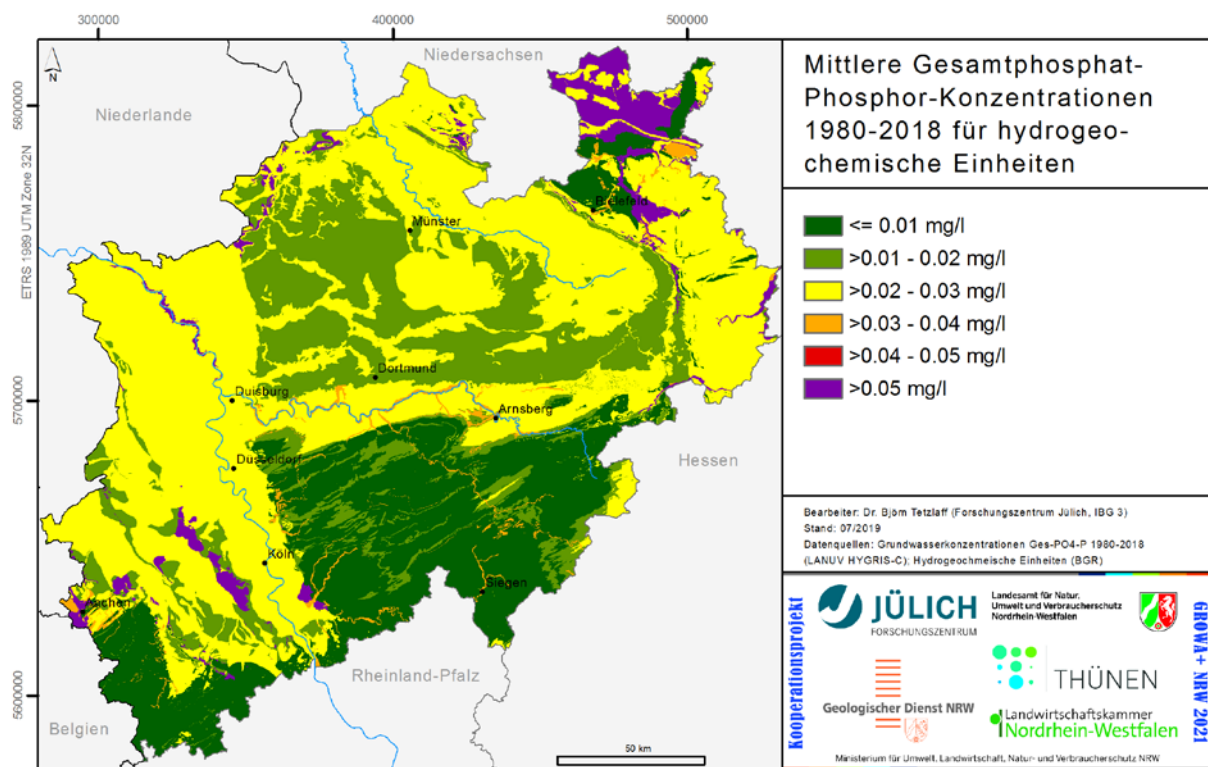


Abb. 3-4: Mediankonzentrationen Gesamt-PO₄-P 1980-2018, zugeordnet zu hydrogeochemischen Einheiten

Die Grundwassermessstellen wurden im GIS den hydrogeochemischen Einheiten zugeordnet. Für jede Messstelle wurde zunächst der Median bestimmt und anschließend wurde der Median erneut über alle Grundwassermessstellen einer spezifischen Einheit gebildet. Diese Werte zeigt Tabelle 3-2 in Verbindung mit Abb. 3-4. Man erkennt, dass die Schwankungsbreite i.W. zwischen 0,01 und 0,03 mg/l liegt. Höhere P-Konzentrationen auf Ebene der Einheiten treten in Moorniederungen, Vulkaniten oder Bergbaubereichen auf. Den Einheiten ohne Messstellen wurde der landesweite Median von 0,023 mg/l zugewiesen.

3.4 Eingangsdaten zur Ermittlung von Bodenerosion und Sedimenteintrag

3.4.1 Erosionskulisse

Zunächst wird die Gebietskulisse definiert, d.h. die Teilfläche Nordrhein-Westfalens, für die mit dem Modell der mittlere jährliche Bodenabtrag ermittelt werden soll. Als Grundlage dienen die InVeKoS-Daten im Stand 2018, deren Kulturarten-Gruppen feldblockscharf ausgewertet wurden. Eingang in die Gebietskulisse finden alle Ackerkulturen und Dauerkulturen, jedoch kein Dauergrünland, Wald, Stilllegungsflächen etc. Diese Flächen decken ca. 10.840 km² ab. Anschließend werden alle Bereiche mit einer Hangneigung unterhalb von 2 % weggestanz, da hier nicht mit Oberflächenabfluss über längere Fließstrecken zu rechnen ist. Als Gebietskulisse verbleiben ca. 4350 km².

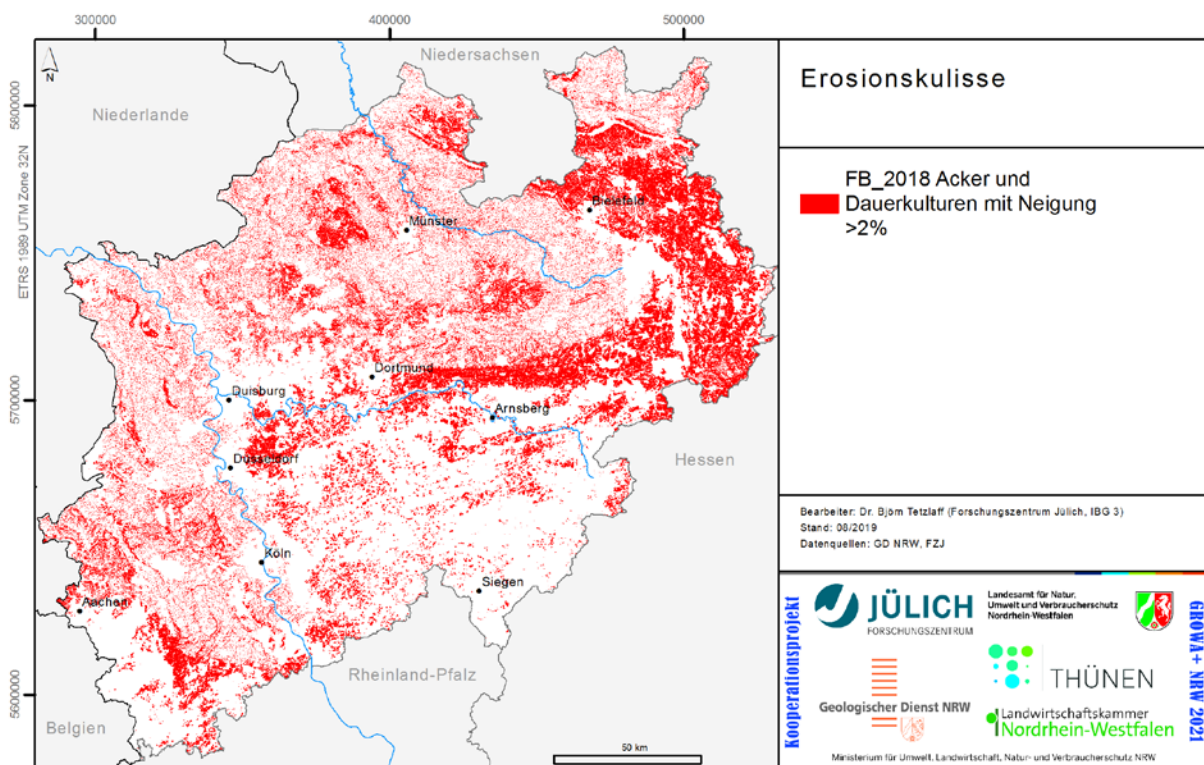


Abb. 3-5: Gebietskulisse für die Modellierung der Bodenabtragsgefahr

3.4.2 Faktoren K, S und R zur Charakterisierung der natürlichen Erosionsgefährdung

Die Kennzeichnung der Erosionsgefährdung der Böden durch Wasser erfolgt nach dem Ansatz der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG). Dargestellt wird die natürliche Erosionsgefährdung durch Wasser nach DIN 19708:2017-08. Das Ergebnis ist ein langjährig zu erwartender mittlerer Bodenabtrag als Funktion verschiedener empirisch ermittelter Größen, mit denen der Einfluss des Klimas, des Bodens und der Morphologie auf das Abtragsgesche-

hen abgebildet wird. Im Gegensatz zu physikalisch begründeten Ansätzen der Erosionsmodellierung ist die ABAG nicht in der Lage, einzelne Erosionsereignisse zu modellieren. Ihre Stärke ist ihre relativ einfache Handhabung. Sie kommt mit wenigen Informationen zu einem langfristigen und aussagestarken Ergebnis, so dass auch ohne große Vorkenntnisse Erosionsprognosen möglich sind.

Die Darstellung gibt einen ersten landesweiten Überblick über die Erosionsgefährdung und ist eine wesentliche Grundlagenkarte im Boden- und Gewässerschutz. Sie liefert maßstabsbedingt sinnvolle Ergebnisse bei einer ordnungsgemäßen Bewirtschaftung der Flächen und einer mittleren Schlaglänge. Die Karte der Erosionsgefährdung ergänzt Untersuchungen vor Ort zur Beurteilung einer lokalen Gefährdungssituation.

Die ABAG lautet:

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

Darin bedeuten:

- A langjährig zu erwartender mittlerer Bodenabtrag in t / (ha · a)
- K Bodenerodierbarkeitsfaktor in (t · h) / (ha · N)
- R Regenerositätsfaktor in N / (h · a)
- S Hangneigungsfaktor, dimensionslos
- L Faktor zur Berücksichtigung der erosionswirksamen Hanglänge, dimensionslos
- C Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor, dimensionslos
- P Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen, dimensionslos

Die natürliche Erosionsgefährdung durch Wasser nach DIN 19708:2017-08 berücksichtigt aus der Gleichung für die ABAG lediglich den R-Faktor, den K-Faktor und den S-Faktor; sie wird nach Tabelle 3-3 klassifiziert.

Tabelle 3-3: Einstufung der natürlichen Erosionsgefährdung (Enat) durch Wasser

Stufen der natürlichen Erosionsgefährdung		Bodenabtrag in t/(ha·a)
Kurzzeichen	Benennung	
E _{nat} 0	keine bis sehr geringe Erosionsgefährdung	bis 0,5
E _{nat} 1	sehr geringe Erosionsgefährdung	0,5 bis 2,5
E _{nat} 2	geringe Erosionsgefährdung	2,5 bis 5,0
E _{nat} 3	mittlere Erosionsgefährdung	5,0 bis 7,5
E _{nat} 4	hohe Erosionsgefährdung	7,5 bis 15,0
E _{nat} 5	sehr hohe Erosionsgefährdung	15,0 bis 27,5
E _{nat} 6	extrem hohe Erosionsgefährdung	über 27,5

3.4.2.1 Bodenerodierbarkeit

Abhängig von der Feinbodenart (Körnung), vom Humusgehalt und vom Grobbodenanteil im Oberboden besitzen Böden eine unterschiedliche Anfälligkeit gegenüber Abschwemmung durch Wasser. Die hier vorgenommene Bewertung der Erodierbarkeit des Oberbodens bezieht sich nur auf diesen bodenartenabhängigen Anteil der Erosionsanfälligkeit. Die Erodierbarkeit des Oberbodens entspricht dem K-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) nach DIN 19708:2017-08 basierend auf Schwertmann et al. (1990) und auf Wischmeier und Smith (1978).

Die Bodenart prägt mehrere physikalische Eigenschaften des Bodens, die bei Niederschlägen das Verhältnis von Infiltration zu potenziell erosivem Oberflächenabfluss bestimmen, nämlich das Infiltrationsvermögen, die Verschlammungsneigung, die Regenverdaulichkeit, die Aggregatstabilität und die Gefügemerkmale.

Die Einordnung der K-Faktoren erfolgt auf der Grundlage von Tabelle 3-4. Wird die Schicht durch eine Bodenartenspanne oder mehrere Bodenarten beschrieben, entspricht der K-Faktor dem häufigkeitsgewichteten Mittelwert der einzelnen Bodenarten. Bei einem mehrschichtigen

Bodenaufbau wird die oberste Bodenschicht berücksichtigt. Fehlen Angaben zum Humusgehalt in den Bodenkarten, wird für die Berechnung ein Humusgehalt von 2 % für den Oberboden angenommen. Humusgehalte werden bis 15 % Masseanteil berücksichtigt; Böden mit höheren Anteilen können nicht bewertet werden. Der Steingehalt im Boden wird entsprechend der DIN berücksichtigt.

Die Darstellung der natürlichen Erosionsgefährdung greift bei den K-Faktoren auf verschiedene Datenquellen zurück mit dem Ziel, die K-Faktoren möglichst genau darzustellen. Es werden folgende Datenquellen berücksichtigt:

1. In den räumlichen Schwerpunkten Niederbergisches Land, Lemgo-Detmold und Raum Bornheim wurde die Karte der Bodenschätzung speziell aufbereitet. Bei der Aufbereitung wurden zusätzliche Informationen aus dem Informationssystem Boden sowie die Feldbeschreibungen der Bodenschätzung herangezogen, die von erfahrenen Bodenkundlern interpretiert wurden.
2. Außerhalb der Bereiche nach 1. werden die digital aufbereiteten Kartierungen der großmaßstäbigen Bodenkarte zur landwirtschaftlichen Standorterkundung im Maßstab 1 :5.000 (BK5L) herangezogen.
3. In den übrigen Bereichen wird die für NRW flächendeckende digitale BK50 genutzt.

Tabelle 3-4: Mittlere K-Faktoren in Abhängigkeit von der Bodenart bei einem mittleren Anteil organischer Substanz von 2 % der Aggregierungsklasse 2 und der bodenartenspezifischen Permeabilitätsklasse bei mittlerer Lagerungsdichte nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (5. Auflage) [modifiziert nach DIN 19708:2017-08]

Bodenart nach KA5	Mittlerer K-Faktor
Ss	0,08
Su2	0,16
Su3	0,32
Su4	0,45
Slu	0,39
Sl2	0,18
Sl3	0,23
Sl4	0,24
St2	0,08
St3	0,12
Uu	0,66
Us	0,55
Uls	0,47

Bodenart nach KA5	Mittlerer K-Faktor
Lu	0,40
Lts	0,16
Ts2	0,14
Ts3	0,11
Ts4	0,11
Tl	0,16
Tt	0,17
Tu2	0,19
Tu3	0,31
Tu4	0,42
gS	0,03
gSms ¹⁾	0,03
gSfs ¹⁾	0,05

Bodenart nach KA5	Mittlerer K-Faktor	Bodenart nach KA5	Mittlerer K-Faktor
Ut2	0,58	ffS ¹⁾	0,70
Ut3	0,55	mS	0,04
Ut4	0,49	mSgs	0,03
Ls2	0,33	mSfs	0,05
Ls3	0,27	fSgs	0,11
Ls4	0,19	fSms	0,12
Lt2	0,26	fS	0,25
Lt3	0,21		

¹⁾Diese Bodenarten werden in der DIN und in der KA5 nicht definiert, aber in den Bodenkarten in NRW verwendet; die mittleren K-Faktoren wurden im Analogieschluss ergänzt.

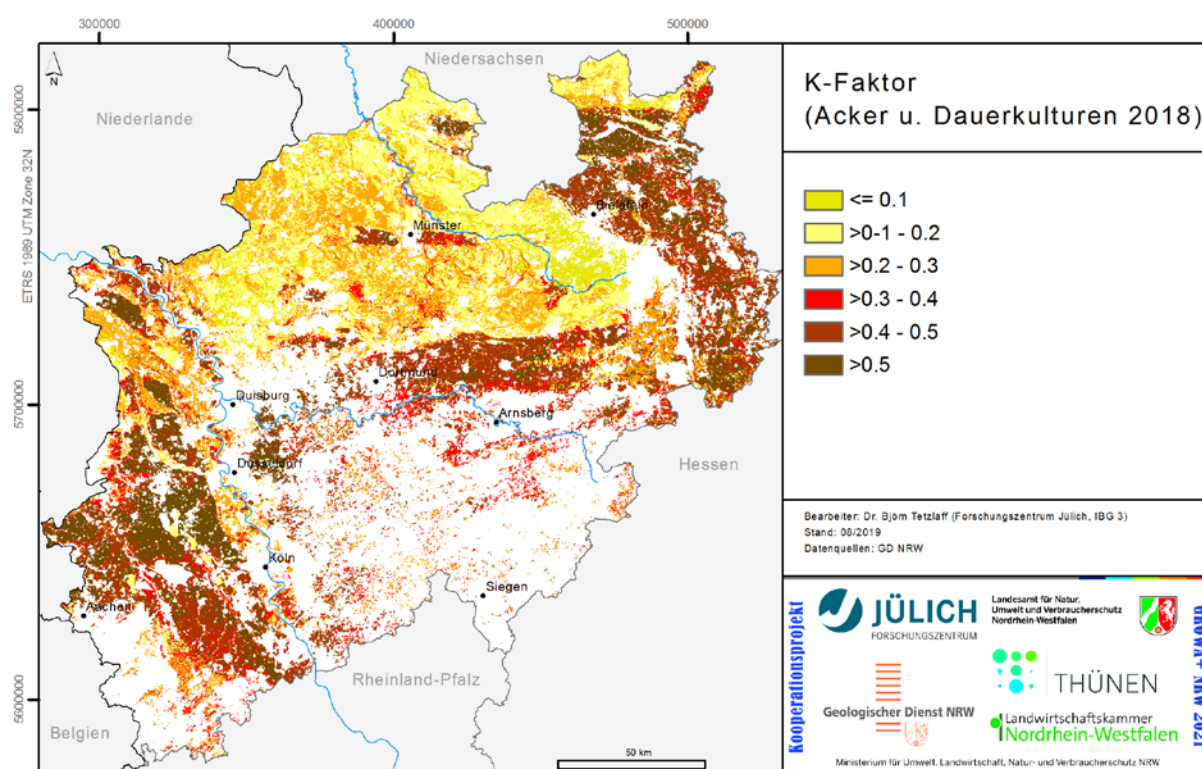


Abb. 3-6: Karte des K-Faktors für die Erosionskulisse

Abb. 3-6 zeigt die K-Faktoren für die erosionsrelevante Gebietskulisse (Abb. 3-5). Die K-Faktoren für Ackerflächen in NRW bewegen sich zwischen <0,1 und >0,5 bei einem Mittelwert von 0,39. Sehr niedrige Werte unter 0,2 werden sandigen Standorten zugewiesen, dann folgen lehmige Standorte. Hohe K-Faktoren über 0,5 sind auf schluffreichen Standorten zu finden. Entsprechend ist die Verbreitungsgrenze zwischen sandigen und lehmigen bzw. lössreichen Böden im Kartenbild gut zu erkennen.

3.4.2.2 Hangneigung

Der Bodenabtrag einer Fläche steigt mit der Neigung. Je steiler ein Hang ist, desto schneller fließt Wasser hangabwärts und umso größer sind die Abscher- und Transportkräfte des Wassers. Dieser Zusammenhang wird durch den S-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung beschrieben. Der S-Faktor beschreibt das Verhältnis des Abtrages eines Hanges mit beliebiger Neigung zum Standardhang mit 5 Grad bzw. 9 % Gefälle. Der S-Faktor oder Hangneigungsfaktor wird nach der Gleichung von Nearing (1997) berechnet:

$$S = -1,5 + \left\{ \frac{17}{(1 + e^{2,3-6,1 \sin \alpha})} \right\}$$

Dabei ist

S der Hangneigungsfaktor
 a die Hangneigung in Grad.

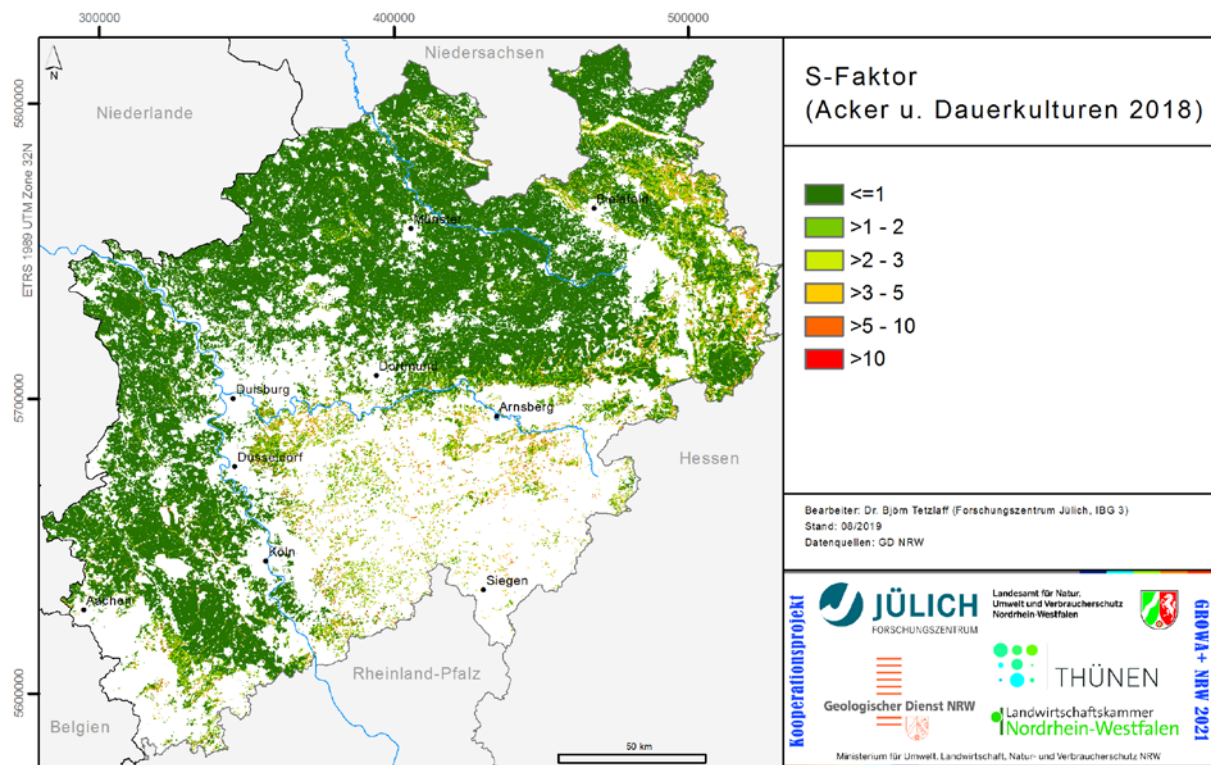


Abb. 3-7: Karte des S-Faktors für die Erosionskulisse

Datengrundlage ist das digitale Geländemodell DGM10 von Geobasis Nordrhein-Westfalen mit einer Auflösung von 10 · x 10 m² (Tabelle 3-1). Aus diesem Modell werden die Hangneigungen berechnet, indem für jeden Rasterpunkt die Höhendifferenzen zu den umliegenden acht Nachbarpunkten ermittelt werden. Die größte Höhendifferenz wird als Hangneigung für die betrachtete Rasterzelle verwendet und daraus der S-Faktor nach der Gleichung von Nearing (1997) berechnet.

Zu beachten ist, dass Hänge häufig nicht gleichmäßig geneigt sind. Ihre Neigung kann von oben nach unten zunehmen (konvex) oder abnehmen (konkav). Eine mittlere Hangneigung

unterschätzt den Bodenabtrag konvexer Hänge und überschätzt den Bodenabtrag konkaver Hänge.

Abb. 3-7 zeigt die Karte des S-Faktors. Der Mittelwert liegt in NRW bei 1, die Werte variieren zwischen <0,1 und ca. 15. Gut zu erkennen ist die Verteilung überdurchschnittlich hoher S-Faktoren in den stärker reliefierten Bereichen, von der Eifel über das Bergische Land, Sieger- und Sauerland bis zum Weserbergland.

3.4.2.3 Regenerosivität

Niederschlag ist der Auslöser für Bodenerosion durch Wasser. Durch die kinetische Energie des auf den Boden aufprallenden Regentropfens werden einzelne Bodenpartikel aus den Bodenaggregaten gelöst und an der Bodenoberfläche verspritzt. Oberflächlich abfließendes Wasser transportiert diese Bodenpartikel bei ausreichendem Gefälle hangabwärts, wobei weiteres Bodenmaterial abgeschert werden kann.

Die absolute Menge des Regens und die Intensität des Niederschlags steuern diesen Prozess. Erosionswirksame Niederschläge weisen eine Niederschlagsmenge von mindestens 10 mm auf oder eine Niederschlagsintensität von mehr als 10 mm/h innerhalb von 30 Minuten. Aus zeitlich hochauflösenden Niederschlagszeitreihen lässt sich die Erosionswirksamkeit von Niederschlägen berechnen. Diese als Regenerosivität bezeichnete Energiemaß wird über das Jahr aufaddiert. Bei der Mittelung mehrjähriger Zeitreihen erhält man dann einen zuverlässigen Wert für die Erosionswirksamkeit des Niederschlags im Betrachtungszeitraum. Diese Rechengröße geht als R-Faktor in die Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) ein.

Mithilfe von Regressionsgleichungen, die den engen Zusammenhang zwischen der Höhe des Sommerniederschlags und dem R-Faktor nutzen, konnten Karten zur regionalen Verteilung des R-Faktors abgeleitet werden. Für NRW wird folgende Regressionsgleichung verwendet:

$$R = 0,2402 \cdot x \ N_{So} - 39,72$$

Dabei ist

*N_{So} mittlerer Niederschlag im Sommerhalbjahr (1. Mai bis 31. Oktober) in mm,
Datenquelle für den Niederschlag ist der Klimaatlas NRW.
Es werden die Daten der Klimanormalperiode 1981 bis 2010 verwendet.*

Abb. 3-8 zeigt die Verteilung des R-Faktors in NRW für die Flächen der Erosionskulisse. Die Höhe des R-Faktors bewegt sich zwischen 43 und 146 bei einem Mittelwert von 67. Wie aus Abb. 3-8 ersichtlich ist, erhalten niederschlagsreiche Gebiete wie die Bergländer überdurchschnittlich hohe R-Faktoren (80 bis >100), während Flachlandregionen im Lee, z.B. der Zentralteil der Köln-Aachener Bucht, unterdurchschnittliche R-Faktoren (kleiner 50) erhalten.

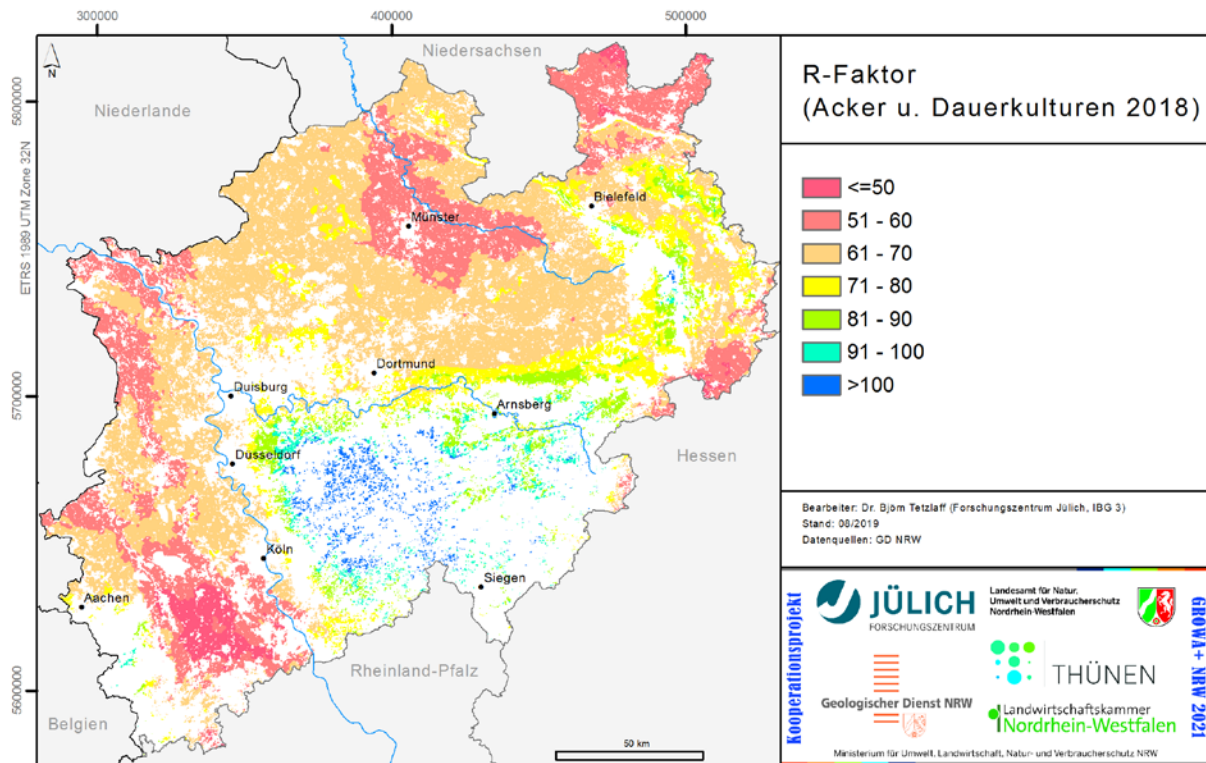


Abb. 3-8: Karte des R-Faktors für die Erosionskulisse

R-Faktor und Klimawandel

Die folgende Tabelle stellt die Ergebnisse der R-Faktoren der Berechnungen für den Zeitraum 1961 – 1990 dem Zeitraum 1981 – 2010 gegenüber:

Tabelle 3-5: Statistische Kennwerte Niederschläge und R-Faktoren für NRW im Vergleich

		Sommer- niederschlag	Jahres- niederschlag	R-Faktor
Min	1961 bis 1990	327.4	582.2	39
Max		672.9	1502.6	122
Mittelwert		457.1	919.5	65.2
Min	1981 bis 2010	325	571	38
Max		732	1664	136
Mittelwert		463	919	71.5

Der R-Faktor hat, auf die Landesfläche bezogen, um ca. 10 % zugenommen. Ursachen hierfür sind der Klimawandel und die geänderte Berechnungsgrundlage. Die Daten für 1961 – 1990 beruhen auf der Regression und den über 300 Niederschlagsstationen (1961-1990), für die R-Faktoren berechnet wurden und die invers distanzgewichtet in die Fläche interpoliert wurden.

Das Relief sowie spezielle Luv- und Lee-Effekte wurden hierbei nicht explizit berücksichtigt, sondern nur über die Lage der Stationen.

Der aktuell verwendeten Daten aus dem Klimaatlas NRW berücksichtigen sowohl die Orographie als auch Luv- und Lee-Effekte, so dass diese Effekte auch bei der Berechnung der R-Faktor-Karte eingehen.

Der Klimawandel verändert nicht nur die Niederschlagshöhen, sondern auch die jahreszeitliche Niederschlagsverteilung und die Frequenz und Intensität von Starkregenereignissen. Dies kann durch die verwendete Regressionsgleichung nicht abgebildet werden, da der Regressionsgleichung Niederschlagsdaten aus den Jahren 1961- 1990 zugrunde liegen. Genauere Aussagen über die Veränderung des R-Faktors gewinnt man, wenn aktuelle Radarmessungen des Niederschlags einbezogen werden. Auerswald et al. (2019) haben nachgewiesen, dass der R-Faktor einer deutlichen Dynamik unterliegt. Obwohl sich die Niederschlagshöhen im Zeitraum 1961 – 1990, verglichen mit dem Zeitraum 1981 – 2019, nur geringfügig geändert haben, hat sich die Niederschlagscharakteristik so gewandelt, dass seit Beginn des Jahrtausends ein jährlicher Zuwachs der R-Faktors um 2 % festgestellt wurde. Diese neuen Erkenntnisse konnten jedoch in dieser Arbeit aus zeitlichen Gründen nicht berücksichtigt werden

3.4.3 L-Faktor

Der L-Faktor wird separat mittels Reliefanalyse aus dem DGM mit 10m Rasterweite unter Berücksichtigung der Feldblockgrenzen im Stand 2018 abgeleitet. Hierzu werden die reliefbedingten Fließrichtungen mittels Algorithmus D8 in ArcGIS bestimmt ermittelt und darüber das Einzugsgebiet jeder einzelnen Zelle bestimmt (flow accumulation). Anhand der aufsummierten Fließrichtungen kann für jede Zelle eine Gesamt-Fließlänge angegeben werden, die nach DIN 19708 in einen L-Faktor transformiert wird. Diese Gesamtlänge ist tendenziell größer als die von Schwertmann et al. (1987) geforderte sog. erosive Hanglänge, die sich jedoch lediglich im Gelände vor Ort exakt bestimmt lässt.

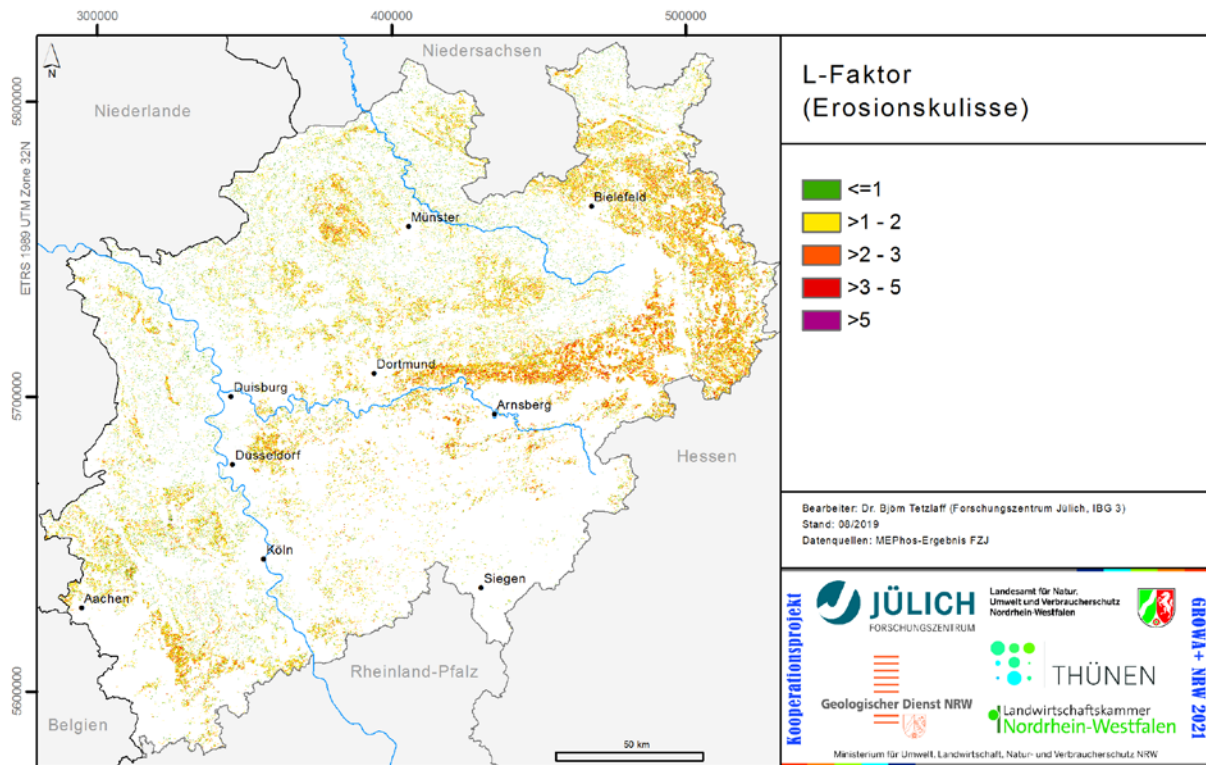


Abb. 3-9: Karte des L-Faktors für die Erosionskulisse

Abb. 3-9 zeigt die Verteilung des L-Faktors in NRW für die Flächen der Erosionskulisse. Insgesamt schwankt der L-Faktor von <1 bis über 10 bei einem Mittelwert von 1,6.

3.4.4 C-Faktor

Die Berechnung flächenspezifischer Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktoren (C-Faktoren) für die Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG; s.u.) im Durchschnitt der Jahre 2015 bis 2018 für Nordrhein-Westfalen basiert auf den Feldblöcken, die im Rahmen der Agrarförderung genutzt werden. Es wurden die Geometrien der Feldblöcke sowie der darin befindlichen Teilschläge des Jahres 2018 zu Grunde gelegt. Die im Jahr 2018 auf den Teilschlägen angebaute Kulturen wurden aus dem Agrarförderantrag entnommen. Die Kulturenabfolge der Vorjahre 2017, 2016 und 2015 wurde vereinfachend über die Mittelpunkte der Teilschläge ermittelt. D.h. die am jeweiligen Teilschlagmittelpunkt in einem Jahr angebaute Kultur wurde unter Vernachlässigung etwaiger Änderungen der Schlaggeometrie als die auf dem gesamten Teilschlag (Geometrie 2018) angebaute Kultur betrachtet.

Mittlere C-Faktoren wurden vom FZ-Jülich für alle Kulturen bereitgestellt (Tetzlaff u. Wendland 2012). Die Werte stammen weitgehend aus der Literatur und wurden in Studien in anderen Bundesländern angepasst und verwendet. Für Nordrhein-Westfalen wurden von der Landwirtschaftskammer NRW in Zusammenarbeit mit den Bezirksstellen für Agrarstruktur im Rahmen einer vom MULNV geförderten Studie C-Faktoren für die Hauptkulturen erarbeitet und in einer Excel-Anwendung implementiert (Jacobs 2015). Sie sind an die Wachstums- und Klimabedingungen in NRW angepasst und variieren in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren, z.B. Herbst- bzw. Frühjahrsfurche, Mulchsaat sowie Direktsaat.

Die folgende Abb. 3-10 zeigt am Beispiel von Winterweizen und Silomais die Variation der C-Faktoren für die betrachteten Bodenbearbeitungsverfahren sowie in Abhängigkeit von der Höhe über NN. Das Bodenbearbeitungsverfahren hat einen starken Einfluss auf die C-Faktoren. Gegenüber dem Einsatz des Pfluges kann der C-Faktor bei Mulch- und Direktsaat um den Faktor 4-5 verringert werden. Während der vom FZ-Jülich bereitgestellte C-Faktor bei Winterweizen eher das Pflugverfahren zu repräsentieren scheint, liegt er bei Silomais zwischen dem Pflug- bzw. Mulch/Direktsaatverfahren.

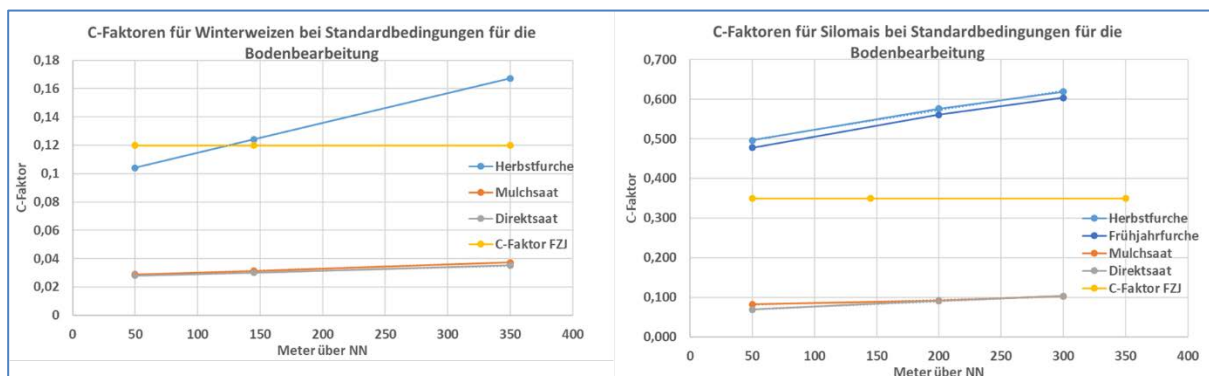


Abb. 3-10: C-Faktoren in Abhängigkeit vom Bodenbearbeitungsverfahren

Der Anteil der in der Praxis verwendeten Bodenbearbeitungsverfahren wurde für die Hauptkulturen Getreide, Ölsaaten, Mais und Zuckerrüben bei den Beraterinnen und Beratern der Landwirtschaftskammer NRW abgefragt. Die Angaben für die Beratungsregionen, teilweise auf Landkreisebene, beruhen zum Großteil auf quantitativen Umfragen bei den beratenen Betrieben sowie auf Experteneinschätzungen. Für die Hauptkulturen, die mehr als 90 % der Ackerfläche in NRW ausmachen, wurden flächendifferenzierte durchschnittliche C-Faktoren berechnet, wobei die jeweiligen Anteile für Pflug bzw. Mulch- oder Direktsaat als Gewichtungsfaktoren dienen.

Seit dem Jahr 2015 müssen Empfänger von Direktzahlungen sogenannte Greeningauflagen erfüllen, d.h. 5 % der genutzten Flächen müssen als ökologische Vorrangflächen bewirtschaftet werden. In NRW erfüllen Betriebe diese Auflage in der Regel durch den Anbau von Zwischenfrüchten, die innerhalb einer Fruchtfolge nach der vergleichsweise früh geernteten Wintergerste oder Winterweizen und vor einer Sommerung wie Mais, Zuckerrüben oder Kartoffeln angebaut werden. In etwas geringerem Umfang gilt dies ebenso für die anderen Getreidearten. Zur Berücksichtigung des Effektes des Zwischenfruchtanbaus auf die Bodenbedeckung wurde der jeweilige C-Faktor der Sommerkultur nach Wintergerste per Annahme um 50 % verringert und nach allen anderen Getreidearten um 25 %. Die Gründe für diese Annahme liegen in der längeren Bodenbedeckung durch die Zwischenfrucht um vier bis sechs Monate, die sich nach Wintergerste besser etablieren können als nach anderen Getreidearten.

Auf diese Weise wurden durchschnittliche schlagspezifische C-Faktoren für die vier Anbaujahre 2015 bis 2018 berechnet unter Berücksichtigung der Bodenbearbeitung sowie des Zwischenfruchtanbaus. Für alle Nicht-Hauptkulturen wurden die mittleren C-Faktoren des FZ-Jülich verwendet. Die durchschnittlichen C-Faktoren wurden anschließend flächengewichtet mit den Teilschlägen zu einem mittleren C-Faktor für den Feldblock aggregiert. Nicht explizit berücksichtigt wurden die Bewirtschaftungsauflagen in den Cross Compliance Regionen CC_{Wasser} 1 und 2 bzw. CC_{Wind}. Die regionale Verteilung der C-Faktoren in Nordrhein-Westfalen zeigt Abb. 3-11. Diese ist zum einen durch die Anbauverteilung und zum anderen durch die Anbauverfahren geprägt. Geringe C-Faktoren weisen Ackerbauregionen wie die Köln-Aachener Bucht, Soester Börde sowie Ostwestfalen auf, in denen Kulturen mit einer vergleichsweise langen Bodenbedeckung wie Wintergetreide und Winterraps eine Bedeutende Rolle spielen. Höhere C-Faktoren ergeben sich für Teile des Münsterlandes und den Niederrhein. Hier stellen zum einen Sommerungen wie Mais eine wichtige Anbaukultur dar und zum anderen sind nach Experteneinschätzungen Mulchsaatverfahren noch nicht nennenswert etabliert.

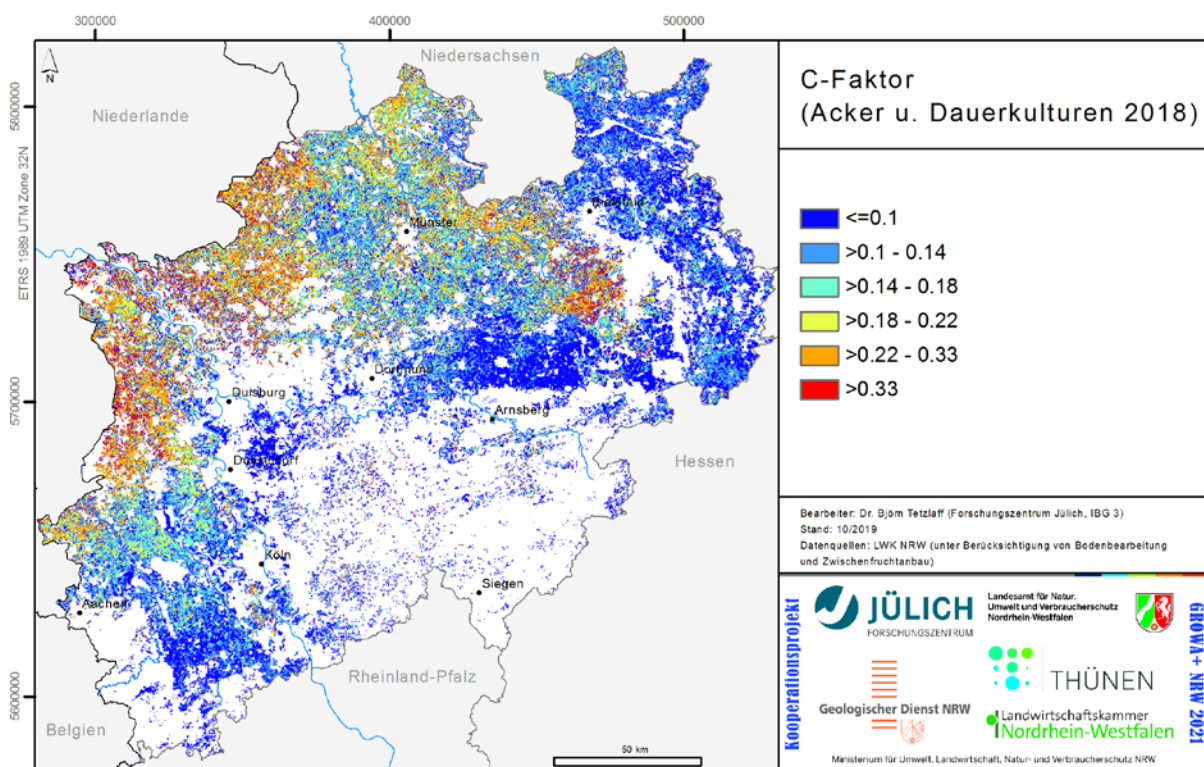


Abb. 3-11: Karte des mittleren C-Faktors für die Erosionskultisse

3.4.5 P-Gehalte im Oberboden

Zur Ermittlung des partikulären P-Eintrags über Erosion werden Gehalte von Pges in den Oberböden der Acker- und Dauerkulturflächen benötigt. Hierzu werden vom LANUV Daten aus dem Projekt „Humusmonitoring“ bereitgestellt. Diese umfassen Nges- und Pges-Gehalte an 200 Acker-Standorten in NRW aus den Jahren 2009 und 2010. Die exakten Standorte sind

unbekannt, es wurden lediglich Zugehörigkeiten der Probenahmestellen zu aggregierten naturräumlichen Einheiten übermittelt. Dabei variieren die Stichprobenumfänge pro Einheit zwischen 15 und 90 Messungen.

Für die aggregierten naturräumlichen Einheiten wurden aus den Einzelbeprobungen Mittelwerte abgeleitet. Das Ergebnis zeigt Abb. 3-12. Danach schwanken die mittleren P-Gehalte zwischen 660 und 780 mg/kg. Im Mittel beträgt der Pges-Gehalt 721 mg/kg.

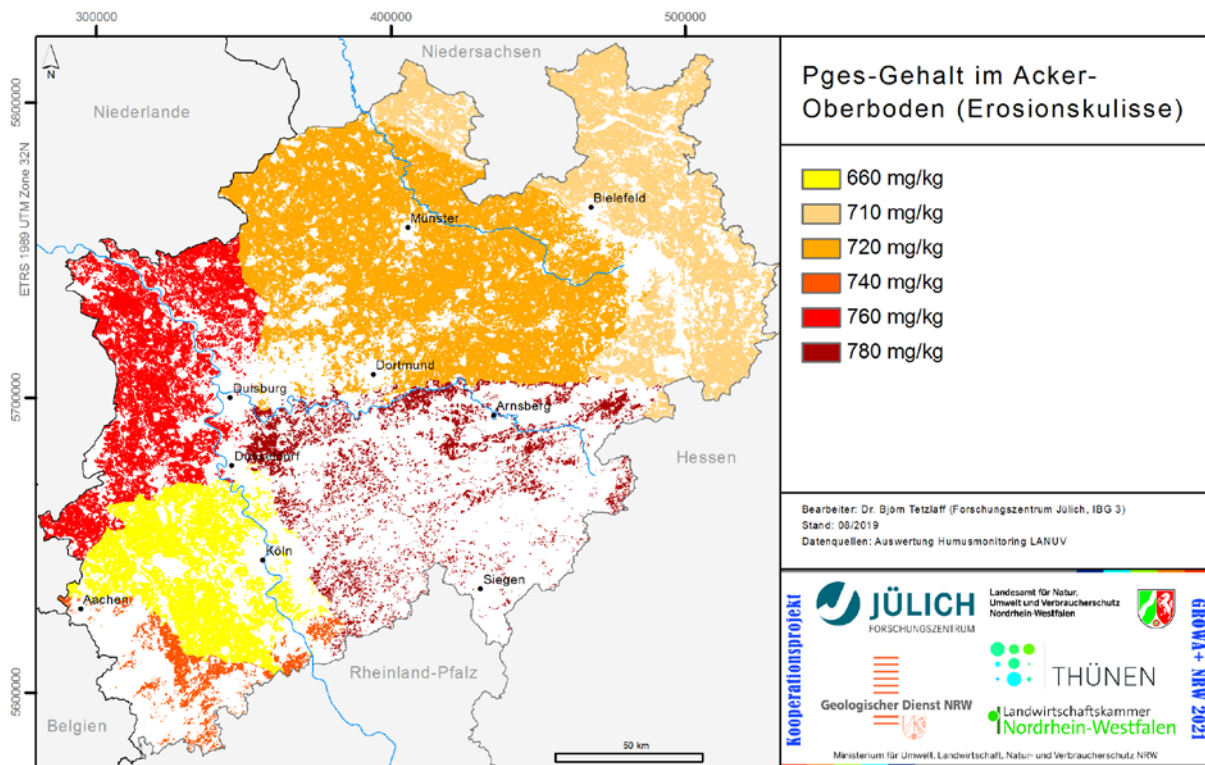


Abb. 3-12: Regionalisierte Gehalte von Pges im Ackeroberboden für die Erosionskulisse auf Basis von Daten des Humusmonitorings

3.5 Aufbereitung der Daten zu Kleinkläranlagen

Vom LANUV wurden Daten zu Standorten von Kleinkläranlagen übermittelt, die dem LANUV von den unteren Wasserbehörden gemeldet wurden. Die Standorte zeigt Abb. 3-13. Die großräumige Dominanz einer der Entwässerungsarten ist auf die Tiefenlage des Grundwasserspiegels zurückzuführen. Auffallend sind die Lücken sowie räumlich variierende Punktdichten. Diese Effekte sind auf unterschiedliches Meldeverhalten der unteren Wasserbehörden zurückzuführen und sind nicht zwangsläufig Ausdruck einer unterschiedlichen Häufigkeit der Kleinkläranlagen. Für den P-Eintrag sind im Unterschied zu N ausschließlich direkte Einleitungen in die Oberflächengewässer von Belang, weil davon ausgegangen wird, dass Einleitungen aus Kleinkläranlagen ins Grundwasser lediglich sehr kleinräumige Effekte darstellen, die angesichts des Volumenstroms des Grundwassers vernachlässigbar sind.

Wie Tabelle 3-6 zeigt, liegen nicht zu allen Kleinkläranlagen Angaben zur Entwässerungsart vor. Daher wird in Abstimmung mit dem LANUV eine fehlende Angabe als Einleitung in Oberflächengewässer interpretiert.

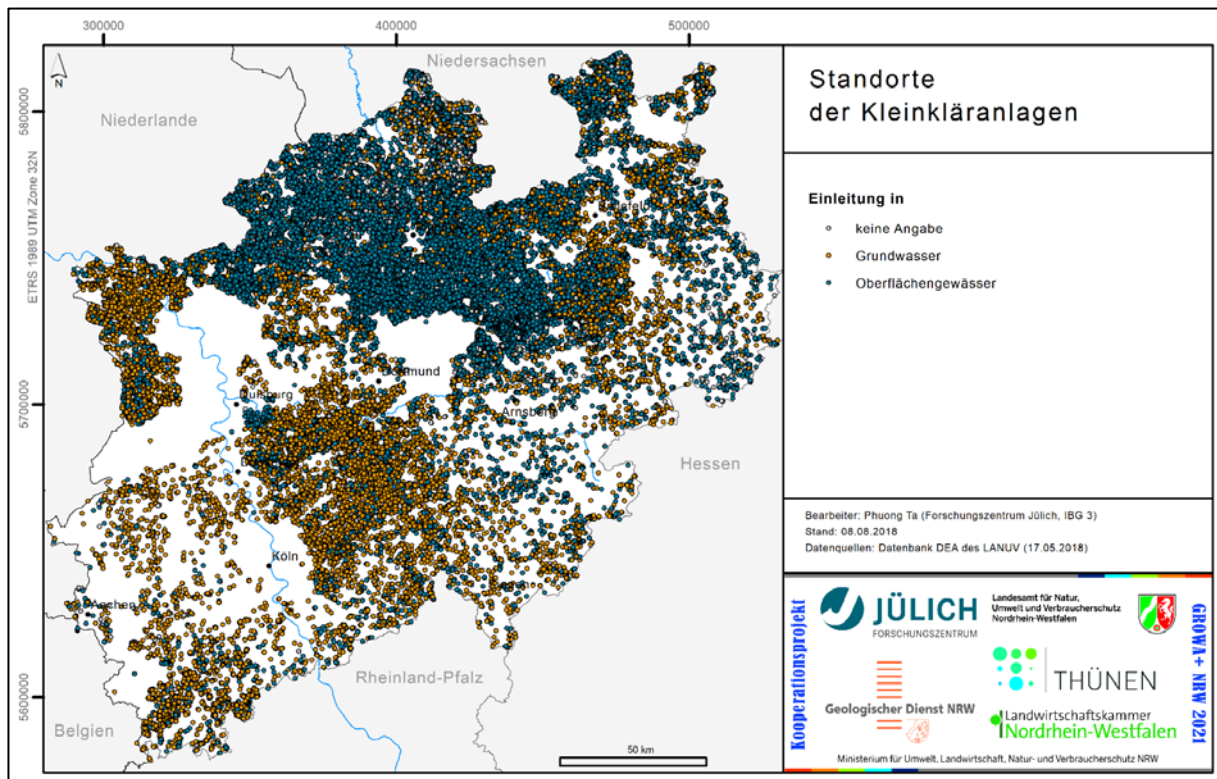


Abb. 3-13: Standorte von Kleinkläranlagen in NRW

Tabelle 3-6: Auswertung der Daten zu Kleinkläranlagen

	Anzahl KKA	Einwohner- wert	Angeschlos- sene Einwohner
Einleitung ins Grundwasser	27 798	206 435	149 008
Einleitung in die Oberflächengewässer	35 250	278 506	238 710
Keine Angabe (zu behandeln wie Einleitung in die Oberflächengewässer)	3 138	22 757	20 653
Gesamt	66 186	507 698	408 371

4 Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag aus diffusen und punktuellen Quellen

In diesem Kapitel werden zunächst die für die einzelnen 11 Eintragspfade modellierten P-Emissionen in die Gewässer separat dargestellt. Daran schließt sich eine Gesamtschau der Einträge für Nordrhein-Westfalen an. Die Genauigkeit der modellierten mittleren Stoffeinträge wird anhand einer Validitätsüberprüfung mit Jahresfrachten überprüft, die aus Messdaten ermittelt wurden.

4.1 Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer

4.1.1 P-Eintrag über Dränagen

Die mittlere modellierte P-Belastung über Dränagen liegt bei 0,21 kg/(ha·a), die Summe aller Einträge über Dränagen beträgt 124 t/a. In der Karte des P-Eintrags über Dränagen treten die landwirtschaftlich genutzten Sandböden im Norden NRWs mit Einträgen über 0,3 kg/(ha·a) als großräumige Belastungsschwerpunkte hervor (Abb. 4-1). Verantwortlich hierfür sind die generell intensive Dränung und die relativ hohen Dränabflussspenden von über 150 mm/a. Deutlich höhere Einträge von über 0,5 kg/(ha·a) treten kleinräumig überwiegend in den Einzugsgebieten von Ems, Vechte und Weser auf und lassen sich auf landwirtschaftlich genutzten Hochmoor- bzw. Niedermoorflächen zurückführen. Ihre Bedeutung für den P-Eintrag über Dränagen in NRW ist ausgesprochen gering.

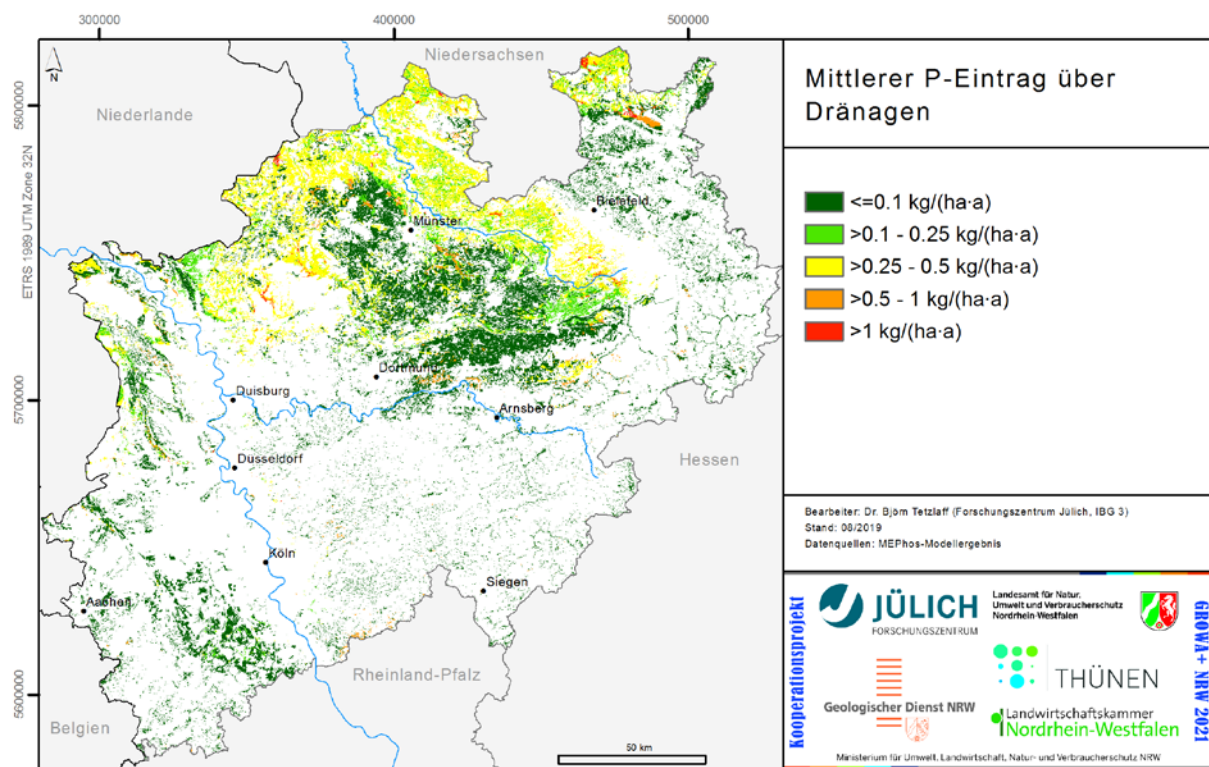


Abb. 4-1: Karte der modellierten mittleren P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Dränagepfad

Ein gänzlich anderes Bild zeigt die Karte des Eintrags über Dränagen im Rheinischen Schiefergebirge und in der Köln-Aachener Bucht sowie am linken Niederrhein. Einerseits ist der Anteil dräniertter Flächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche niedriger als im Norden NRWs. Andererseits ist das Sorptionsvermögen der dominierenden Phosphotope aus z.T. ton- und schluffreichen Lehmböden grundsätzlich größer, sodass sich hier v.a. geringe Einträge von weniger als 0,1 kg/(ha·a) ergeben.

Insgesamt kann jedoch festgehalten werden: Als räumliche Schwerpunkte des Eintrags über Dränagen zeigen sich ausschließlich Flächen mit geringer bodenbedingter Sorptionskapazität, landwirtschaftlicher Nutzung und gleichzeitig hoher Dränabflussspende. Diese Kennzeichen treffen in der genannten Kombination v.a. auf gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche im Ems-Einzugsgebiet zu.

4.1.2 P-Eintrag über grundwasserbürtigen Abfluss

Abb. 4-2 zeigt die Modellergebnisse zum mehrjährigen mittleren P-Eintrag über grundwasserbürtigen Abfluss. Die flächenhaften Belastungen durch P aus grundwasserbürtigem Abfluss variieren zwischen ca. <0,1 und >1 kg/(ha·a) mit einem Median von 0,03 kg/(ha·a). Die Summe des Eintrags beträgt 126 t/a Ges-PO₄-P.

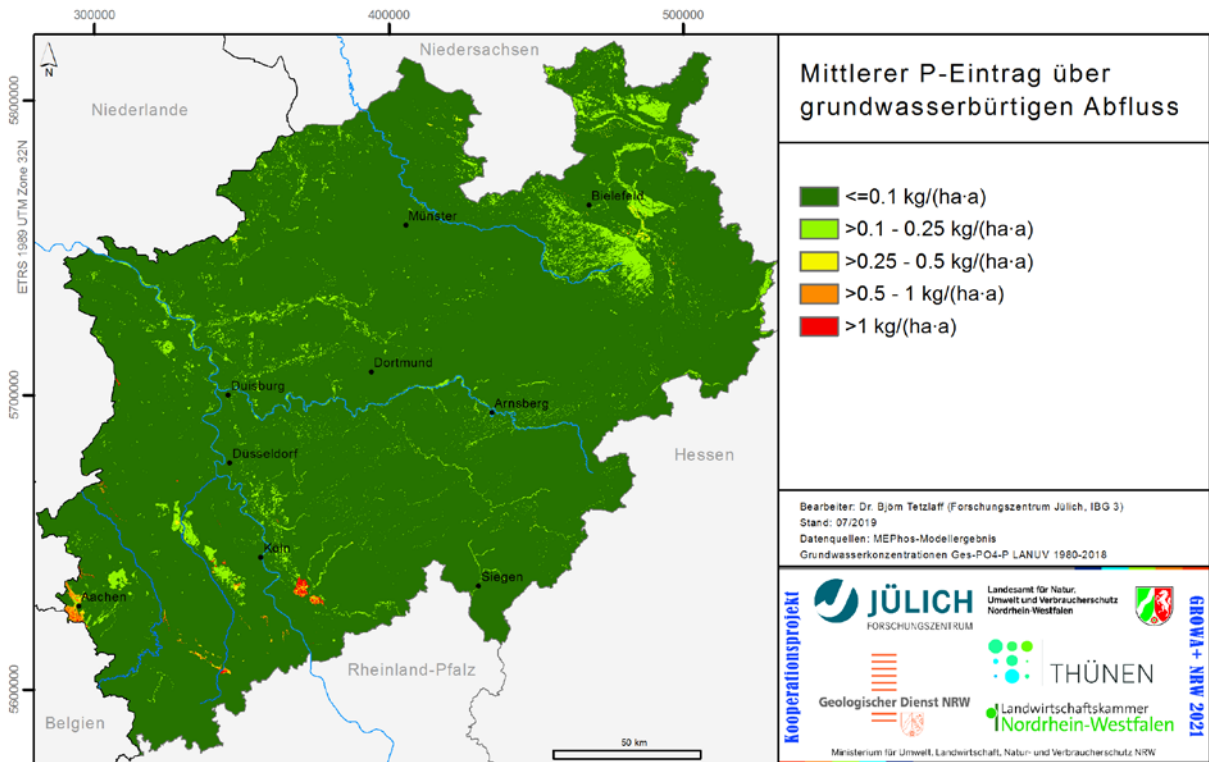


Abb. 4-2: Karte der modellierten mittleren P-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad

In Abb. 4-2 erkennt man, dass überdurchschnittliche P-Einträge über Grundwasser in Höhe von $>0,1 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ auf Moorgebiete, Geest sowie Bergbauggebiete zurückgehen, für die überdurchschnittlich hohe Mediankonzentrationen über $0,05 \text{ mg/l}$ Ges- $\text{PO}_4\text{-P}$ ermittelt wurden (Tabelle 3-2). In den anderen Gebieten liegen die Grundwasserkonzentrationen häufig im Bereich der geogenen Hintergrundwerte, mit entsprechend niedrigen Frachteinträgen in die Gewässer.

4.1.3 P-Eintrag über natürlichen Zwischenabfluss

P-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss sind entsprechend dem Auftreten dieser Abflusskomponente auf den reliefierten, nicht dränierten Teil Nordrhein-Westfalens beschränkt. Im Gegensatz zu Dränagen als künstlichem Zwischenabfluss kann natürlicher Zwischenabfluss auch unter Wald auftreten, was in Nordrhein Westfalen schwerpunktmäßig der Fall ist (Abb. 4-3). Im Gegensatz zu den P-Einträgen über Dränagen ist die räumliche Differenzierung der betroffenen Gebiete geringer. Die Einträge übersteigen $0,1 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ Pges kaum, was auch Folge der modellseitig angesetzten niedrigen Konzentrationen von $0,02 \text{ mg/l}$ ist. Damit entspricht die Konzentration im Zwischenabfluss der mittleren P-Konzentration im oberflächennahen Grundwasser.

Die mittleren mehrjährigen Einträge über natürlichen Zwischenabfluss machen in Summe 98 t/a Pges aus. Die unterschiedliche Verteilung von Einträgen $\leq 0,1 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ und darüber folgt der Verteilung unterschiedlich hoher Zwischenabflusshöhen zwischen Eifel bzw. rechtsrheinischem Schiefergebirge und der übrigen Landesfläche.

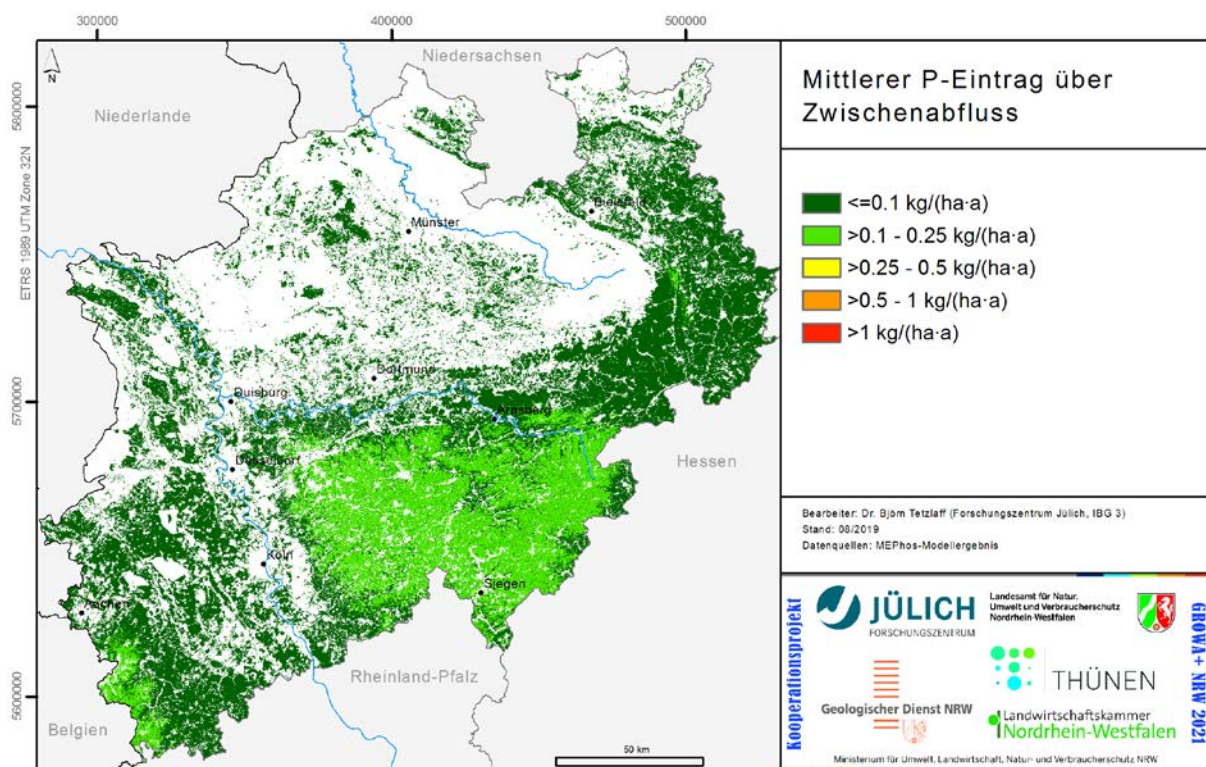


Abb. 4-3: Karte der modellierten mittleren P-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

4.1.4 P-Eintrag über Erosion

In Kapitel 2.5 wurde die Methodik der Ermittlung der Bodenerosionsgefahr bereits dargelegt. Die Aufbereitung der Eingangsdaten, insbesondere der einzelnen ABAG-Faktoren, aber auch die Ableitung der P-Gehalte im Oberboden, war Gegenstand von Kapitel 3.4. Das Ergebnis der aus den ABAG-Faktoren errechneten mittleren jährlichen Bodenabtragsgefahr für NRW ist in Abb. 4-4 dargestellt. Die Einflüsse des Reliefs und der regional variierenden Dominanz von Ackerland bzw. Dauerkulturen unter den Nutzungstypen werden deutlich sichtbar. Die Erosionsgefährdung in NRW weist große regionale Unterschiede auf: Trotz räumlicher Dominanz von Ackernutzung und Hackfruchtanbau im Norden und Westen NRWs ist die Erosionsgefahr aufgrund der geringen Hangneigung von meist <2% vernachlässigbar. Kleinräumige Erhebungen innerhalb des Flachlands weisen teilweise mittlere bzw. erhöhte Erosionsgefahren von über 3 t/(ha·a) auf, z.B. am Niederrhein oder in der Köln-Aachener-Bucht. Hohe Erosionsgefahren gehen mit starker Hangneigung einher und sind räumlich konzentriert im Mettmanner Löss-Hügelland sowie im Weserbergland anzutreffen. Im Sauerland und Siegerland, untergeordnet auch in der Nordeifel, sind die stark erosionsgefährdeten Flächen kleinräumiger, da hier Grünland und Wald die dominierenden Nutzungstypen sind. Der Mittelwert des modellierten Bodenabtrags über die Flächen der Erosionskulisse nach Abb. 3-5 beträgt ca. 7,1 t/(ha·a). Die Summe des Bodenabtrags beläuft sich auf ca. 3 Mio. t/a. Dies trifft noch keine Aussage über die Gewässerbelastung, weil es hierfür auf die Anbindung der Erosionsflächen an das Gewässernetz ankommt.

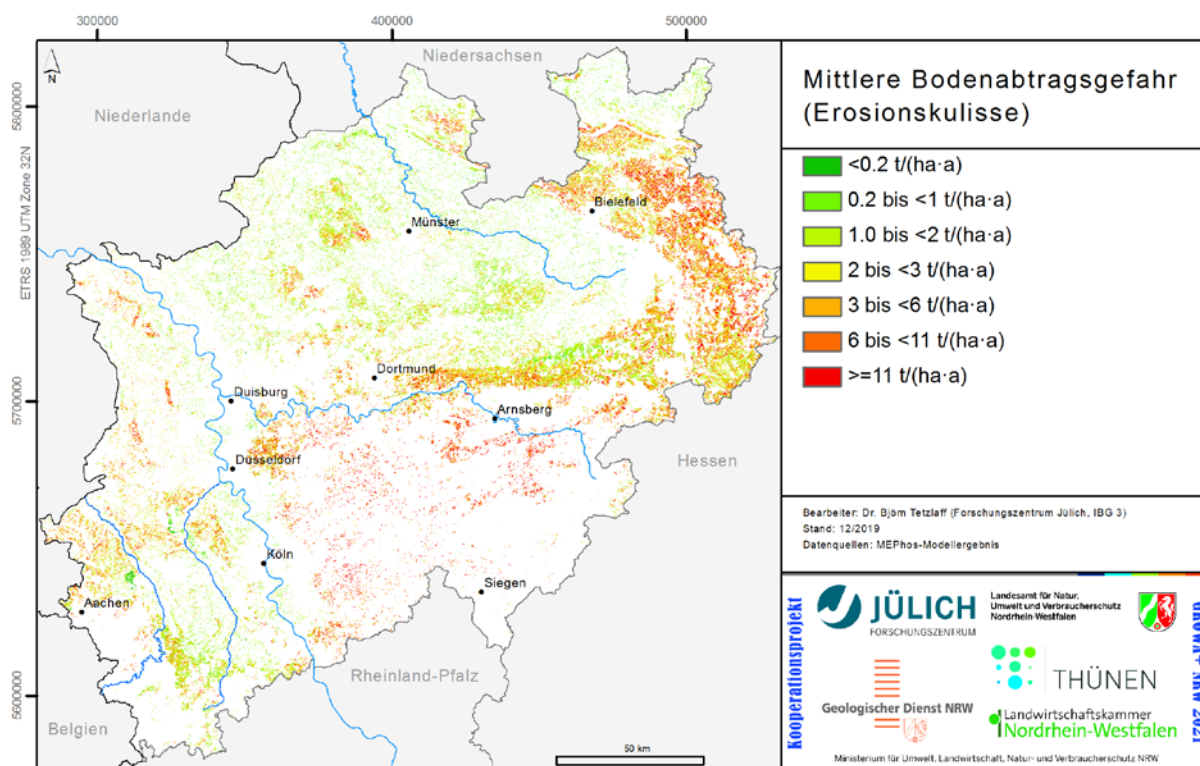


Abb. 4-4: Karte der modellierten mittleren Bodenerosionsgefahr

Um beurteilen zu können, welcher Anteil des flächenhaften Bodenabtrags auch tatsächlich in die Fließgewässer übertritt, muss das Sedimenteintragsverhältnis bestimmt werden. Nach der in Kapitel 2.6 beschriebenen Methode ergibt sich für NRW ein Sedimenteintragsverhältnis von

11,6 %, d.h., dass 11,6 % des mittleren jährlichen Bodenabtrags als Sediment in die Oberflächengewässer übertreten können. Wie Tabelle 4-1 zeigt, bewegt sich das mittlere Sedimenteintragsverhältnis für NRW am unteren Rand der Spanne, die verschiedene Autoren für vergleichbare Studien veröffentlicht haben.

Tabelle 4-1: Literaturwerte zum Sedimenteintragsverhältnis in Mitteleuropa

Sedimenteintragsverhältnis [%]	Landschaft	Quelle
19	Einzugsgebiet der Urftalsperre	Rückert (2008)
0,5 - 78, Mittelwert 18	Hessen	Tetzlaff et al. (2009)
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)
6	Sachsen-Anhalt	LHW u. LAGB Sachsen-Anhalt

Aus Abb. 4-5 geht der mittlere jährliche P-Eintrag über Erosion in die Oberflächengewässer hervor, der sich nach Ermittlung des Sedimenteintrags und der Verwendung der P-Gehalte im Oberboden sowie der Anreicherungsfaktoren ergibt (Kap. 2.5). Der Mittelwert des P-Eintrags über Wassererosion beträgt etwa 8 kg/(ha·a), was sich über das gesamte Bundesland zu 348 t/a aufsummiert. Damit stellt die Bodenerosion in Nordrhein-Westfalen den wichtigsten diffusen und den wichtigsten landwirtschaftlichen Pfad für Einträge von P_{ges} dar. Schwerpunkträume sind wie bereits in der Karte der Bodenerosion (Abb. 4-4) das Mettmanner Lösshügelland, die Soester Börde sowie das Weserbergland.

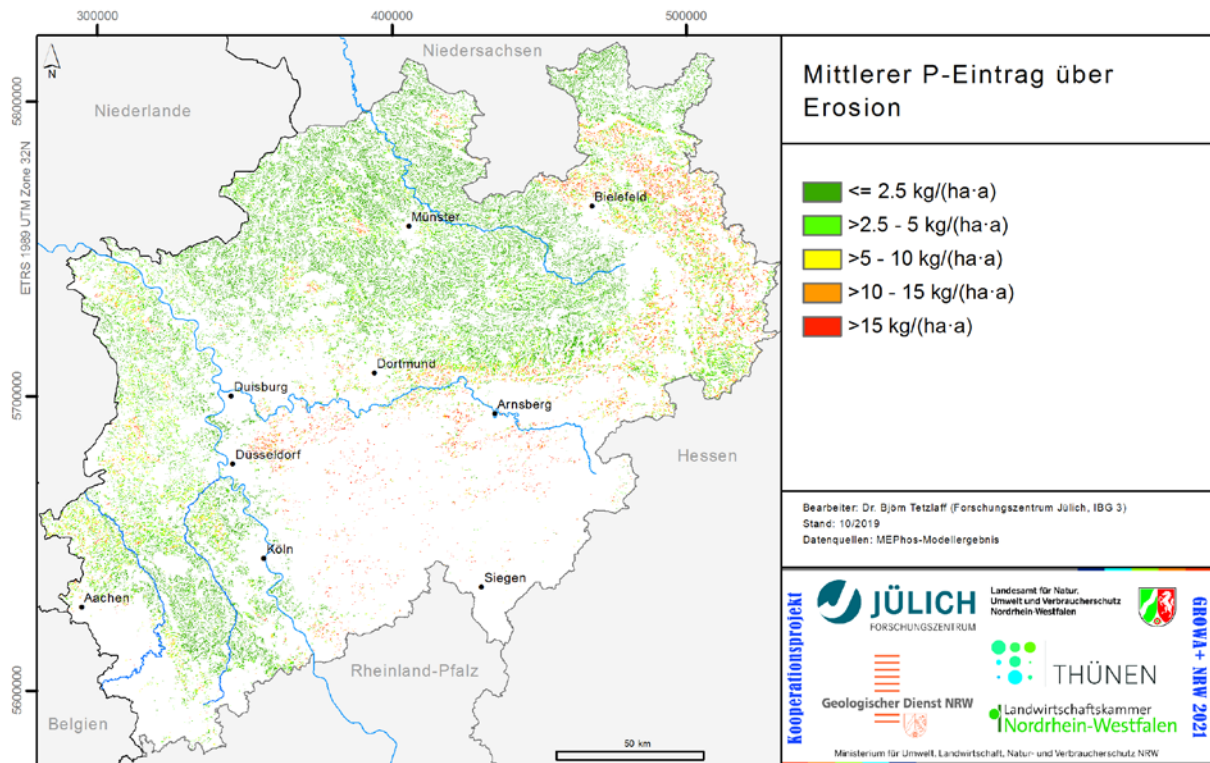


Abb. 4-5: Karte der modellierten mittleren P-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion

4.1.5 P-Eintrag über Abschwemmung

Die Modellergebnisse zum mehrjährigen mittleren P-Eintrag über Abschwemmung betragen in Summe für NRW ca. 61 t/a Pges. Auch für die Abschwemmung wurden analog der Ableitung der Erosion nur die zum an Gewässer angebundenen landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt, die Stoffeinträge liefern können. Schwerpunkträume für P-Einträge über Abschwemmung können Abb. 4-6 entnommen werden. Da im Unterschied zu Erosion abschwemmungsbedingte P-Einträge sowohl von Acker- als auch von Grünlandflächen stammen können, ist der Flächenumfang deutlich größer als bei erosionsbedingten Einträgen.

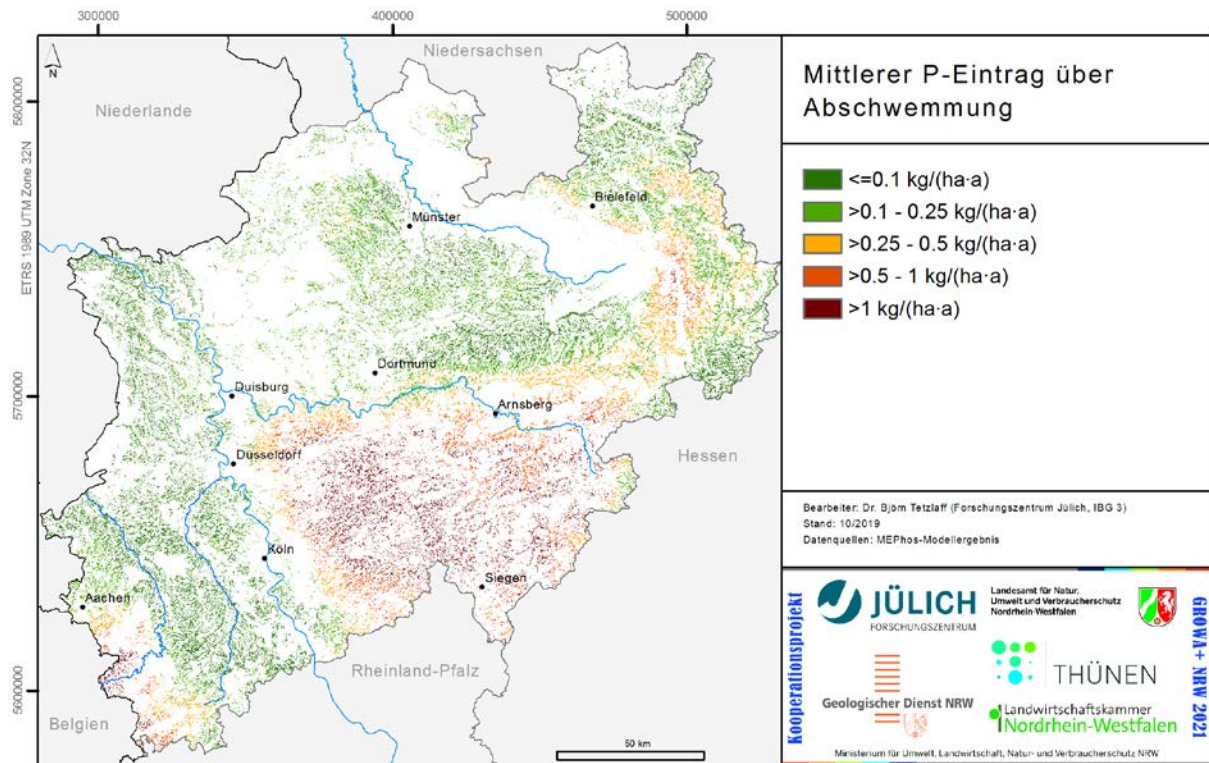


Abb. 4-6: Karte der modellierten mittleren P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

4.1.6 P-Eintrag über atmosphärische Deposition auf Wasserflächen

Zur Ermittlung dieser Einträge war die Ableitung der Gewässeroberfläche erforderlich. Insgesamt ergibt sich eine Wasserfläche in NRW von 666 km². Als Depositionsrates werden für Pges 0,6 kg/(ha·a) angesetzt. Dies geschieht in Anlehnung an Auswertungen in anderen Länderprojekten des FZ Jülich, v.a. in Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern. Damit ergibt sich eine Eintragssumme von 40 t/a. Die atmosphärische Deposition auf Böden wird an dieser Stelle nicht weiter betrachtet, da diese Stoffmengen im Oberboden weitestgehend fixiert werden, z.B. durch Sorption.

Mitentscheidend für den P-Eintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf eine separate Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

4.2 Phosphoreinträge aus Punktquellen in die Oberflächengewässer

4.2.1 P-Eintrag aus kommunalen Kläranlagen

Aus Abb. 4-7 sind die P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen in die Oberflächengewässer ersichtlich, wobei die Punktdaten für 227 Teileinzugsgebiete summiert wurden, die im LANUV als Gebietskulisse der hauseigenen Modellierung genutzt werden. Die Summe des mittleren P-Eintrags aus kommunalen Kläranlagen beträgt für die Zeitreihe 2010-2014 1006 t/a. Die Einträge schwanken zwischen den Gebieten stark von 0 bis >50 t/a, wobei die unterschiedliche Gebietsgröße zu beachten ist. Räumliche Schwerpunkte des P-Eintrags sind bevölkerungsreiche Gebiete entlang von Rhein und Ruhr.

Im Emschergebiet betragen die P-Einträge durch kommunale Kläranlagen 152 t P/a, die damit weit über dem Durchschnitt liegen (Klasse >50 in Abb. 4-7). Diese hohen Einträge sind der Tatsache geschuldet, dass die an der Emscher gelegenen Kläranlagen dabei ganz (Emschermündung) bzw. teilweise (Dortmund-Deusen, Bottrop) als Flusskläranlagen fungieren (MULNV 2020). Insbesondere in die Kläranlage Emschermündung, welche sich knapp sechs Kilometer vor der Mündung in den Rhein befindet, fließt aktuell noch die gesamte Emscher. Somit besteht das Abwasser, das in der Kläranlage Emschermündung behandelt wird, nicht nur aus kommunalem Abwasser, sondern auch aus anderen Belastungsquellen im Oberlauf. Mit dem Umbau der Kläranlage Emschermündung und dem Bauvorhaben des 51 km langen Abwasserkanals Emscher, welcher unterirdisch parallel zum Fluss Emscher verläuft, sollen zukünftig das Abwasser und Flusswasser im Emscher-Einzugsgebiet abgekoppelt werden.

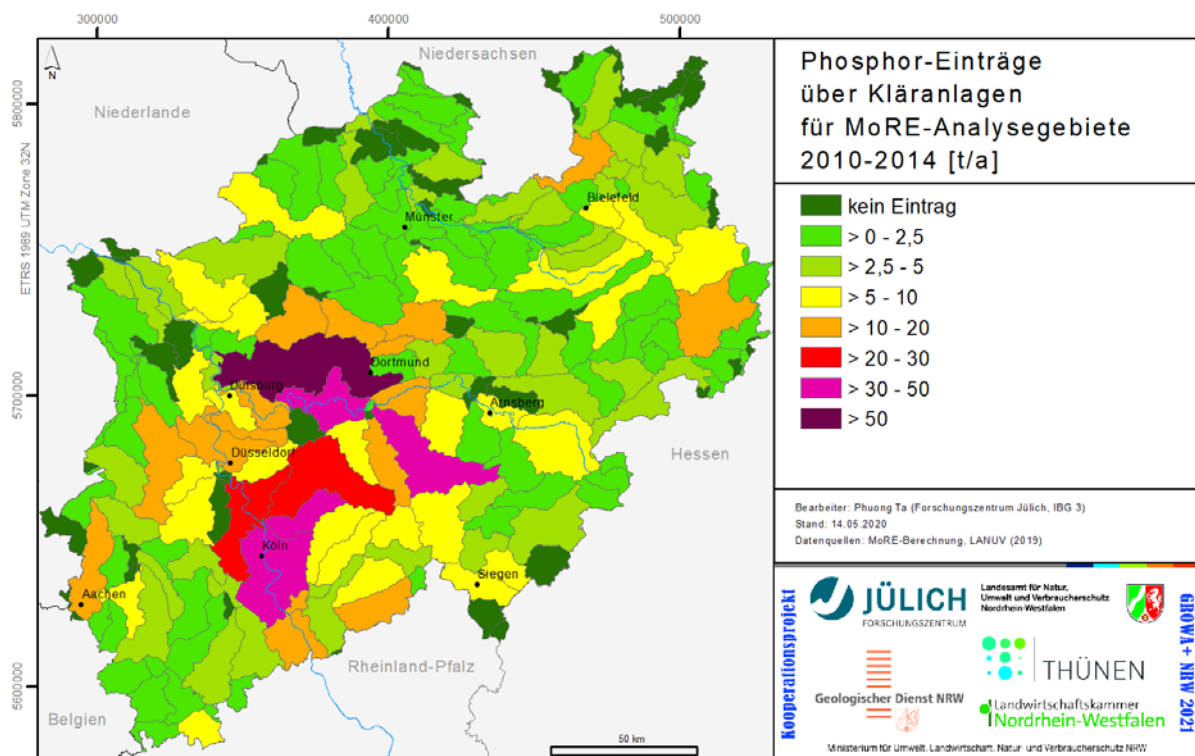


Abb. 4-7: Mittlere Phosphor-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

4.2.2 P-Eintrag aus industriellen Direkteinleitungen

In Abb. 4-8 werden die P-Einträge aus industriellen Direkteinleitungen in die Oberflächengewässer dargestellt, die ebenfalls für 227 Teileinzugsgebiete summiert wurden, die im LANUV als Gebietskulisse der hauseigenen Modellierung genutzt werden. Die Summe des mittleren P-Eintrags aus industriellen Direkteinleitungen beträgt für die Zeitreihe 2010-2014 313 t/a. Die Einträge schwanken zwischen den Gebieten stark von 0 bis >30 t/a, wobei die unterschiedliche Gebietsgröße zu beachten ist. Räumliche Schwerpunkte des P-Eintrags sind Teileinzugsgebiete des Rheins zwischen Bonn und Düsseldorf sowie der Emscher mit hoher Industriedichte. Die in lila markierten Teileinzugsgebiete (Klasse >30) sind Teileinzugsgebiete der Emscher und des Rheins von unterhalb Wupper bis oberhalb Düsseldorf, deren P-Einträge durch industrielle Direkteinleiter weit über dem Durchschnitt liegen und über 100 t/a betragen.

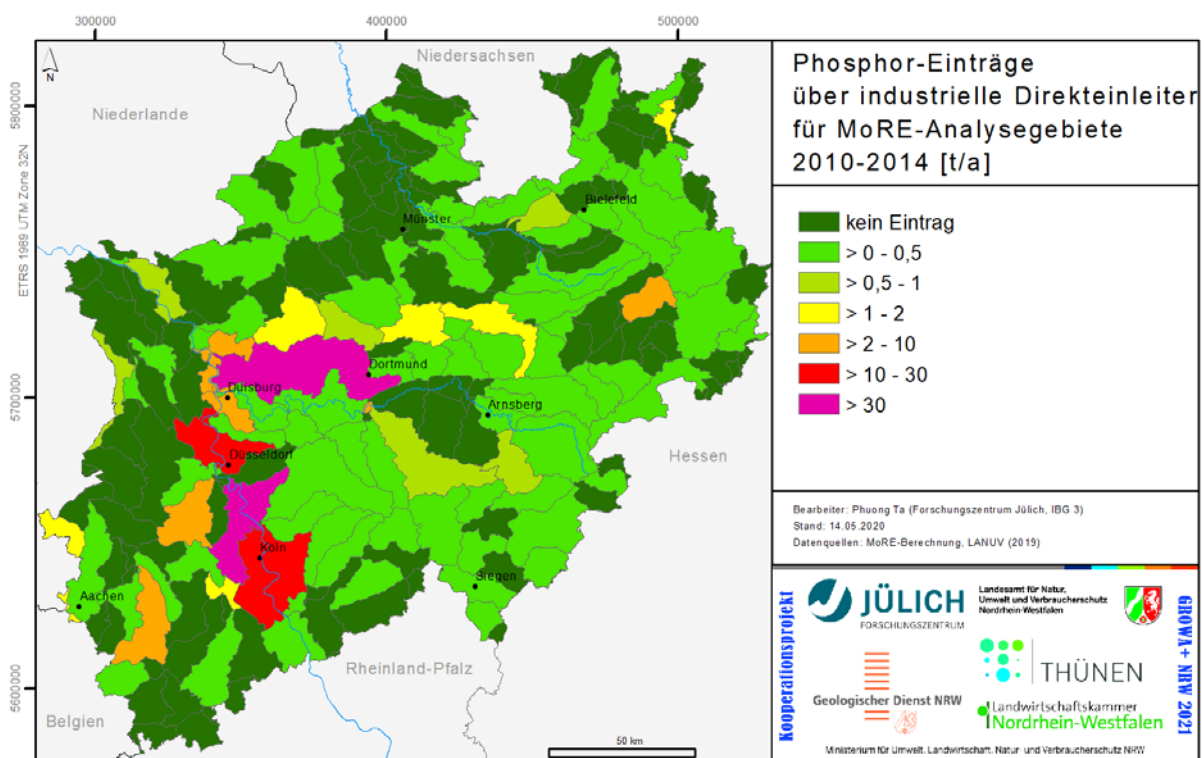


Abb. 4-8: Mittlere Phosphor-Einträge aus industriellen Direkteinleitungen

4.2.3 P-Eintrag aus Regenwasserkanälen im Trennsystem

Die Summe des P-Eintrags über Regenwasserkanäle im Trennsystem und von Straßen beträgt 731 t/a. Abb. 4-9 zeigt die räumliche Verteilung der Ergebnisse in NRW. In den meisten Teileinzugsgebieten beträgt der P-Eintrag weniger als 5 t/a. Ausnahmen mit hohen Einträgen sind an Rhein und Ruhr, aber auch im Einzugsgebiet der Wupper sowie in Ostwestfalen zu finden. Ursächlich für erhöhte P-Einträge aus Trennsystemen sind hohe Versiegelungsanteile, ein großer Anteil von Trennsystemen am gesamten Kanalisationssystem sowie eine hohe Regenabflusssumme im Trennsystem. Letzteres dürfte erklären, warum großräumig erhöhte P-Einträge an Wupper und Sieg auftreten.

Die Summe des P-Eintrags über Regenwasserkanäle im Trennsystem und von außerörtlichen Straßen (MUNLV 2010) beträgt 731 t/a. Für das Trennsystem wurde eine einheitliche P-Konzentration von 0,5 mg/l verwendet. Abb. 4-9 zeigt die räumliche Verteilung der Ergebnisse in NRW. In den meisten Teileinzugsgebieten beträgt der P-Eintrag weniger als 10 t/a. Ausnahmen mit hohen Einträgen sind an der Emscher, der Wupper, dem Rhein, der Lenne und der Werse. Ursächlich für erhöhte P-Einträge aus Trennsystemen sind hohe Versiegelungsanteile, ein großer Anteil von Trennsystemen am gesamten Kanalisationssystem sowie eine hohe Regenabflusssumme im Trennsystem. Letzteres dürfte erklären, warum großräumig erhöhte P-Einträge an der Wupper auftreten.

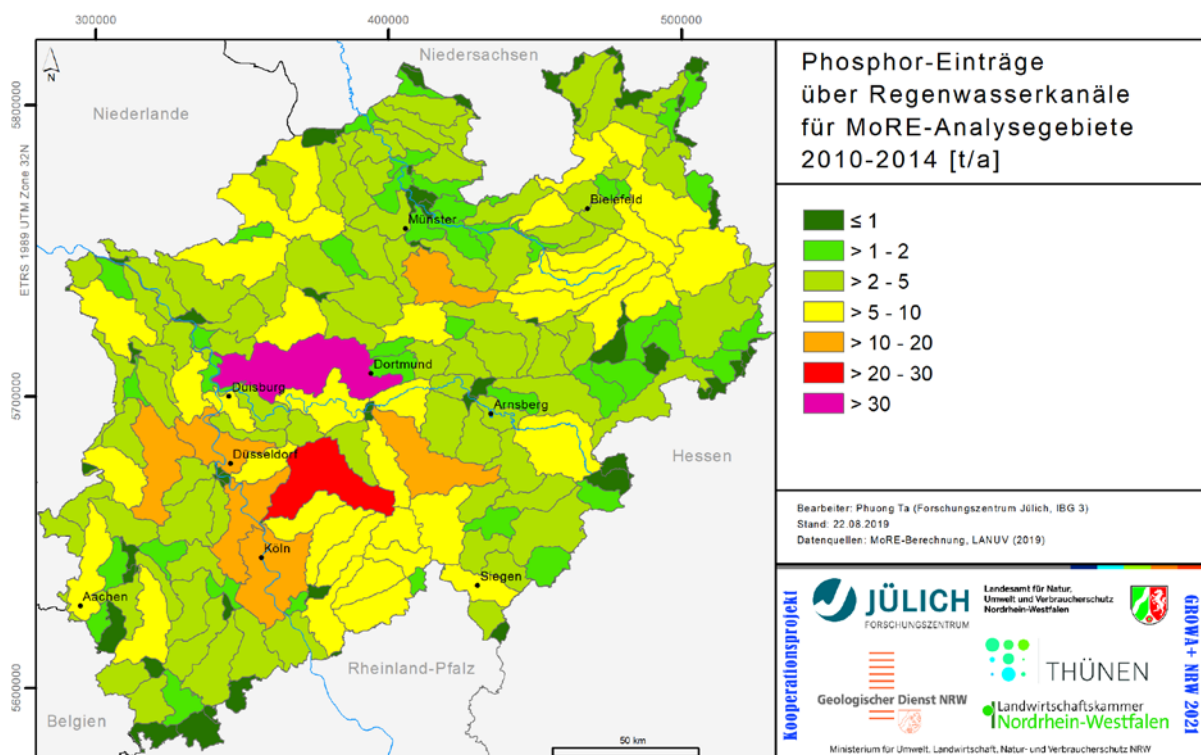


Abb. 4-9: Mittlere Phosphor-Einträge aus Regenwasserkanälen im Trennsystem und von außerörtlichen Straßen

4.2.4 P-Eintrag aus Mischwasserentlastung

Die modellierten P-Einträge aus Mischwasserentlastungen summieren sich für NRW auf ca. 400 t/a. Abb. 4-10 zeigt die Einträge summiert für Teileinzugsgebiete. Regional variieren die Einträge stark zwischen weniger als 0,5 und mehr als 20 t/a. Hohe Einträge sind die Folge eines Zusammenspiels aus hohen Mischsystemanteilen am Kanalisationsnetz, hohen Versiegelungsgraden, hohen Niederschlagssummen sowie geringen Beckenvolumina in Speicherbauwerken. Dementsprechend erklären sich die erhöhten P-Einträge über Mischwasserentlastung in den Einzugsgebieten von Rhein, Ruhr, Wupper und untere Erft.

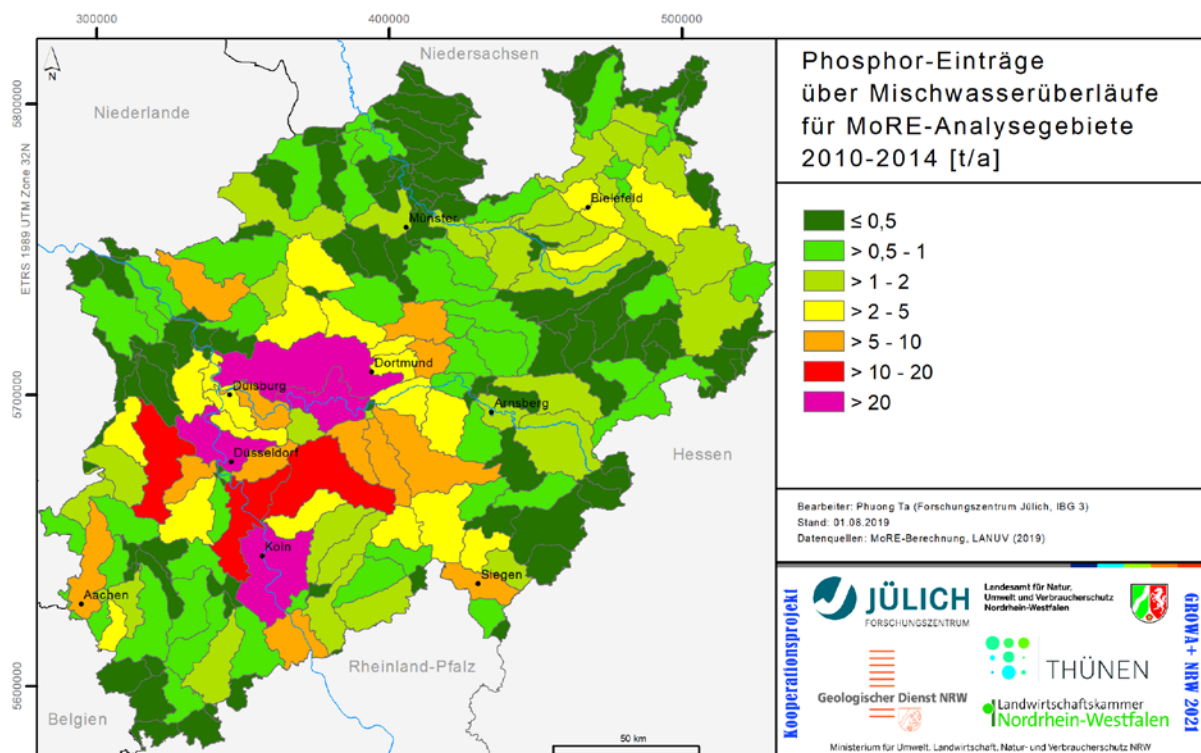


Abb. 4-10: Mittlere Phosphor-Einträge aus Mischwasserüberläufen

4.2.5 P-Eintrag aus Kleinkläranlagen

Nachfolgende Abb. 4-11 zeigt den P-Eintrag aus Kleinkläranlagen in die Oberflächengewässer, summiert für Gemeinden. Die landesweite Summe beträgt 92 t/a. Der Norden NRWs dominiert bei den Einträgen mit großräumigen Einträgen über 500 kg/a, teilweise über 1000 kg/a, in den Gemeinden der Einzugsgebiete von Ems und Vechte. Auf die Ursachen für räumliche Schwerpunkte bei der Entwässerungsart sowie der Lücken im Datensatz wurde bereits eingegangen (Kap. 3.5).

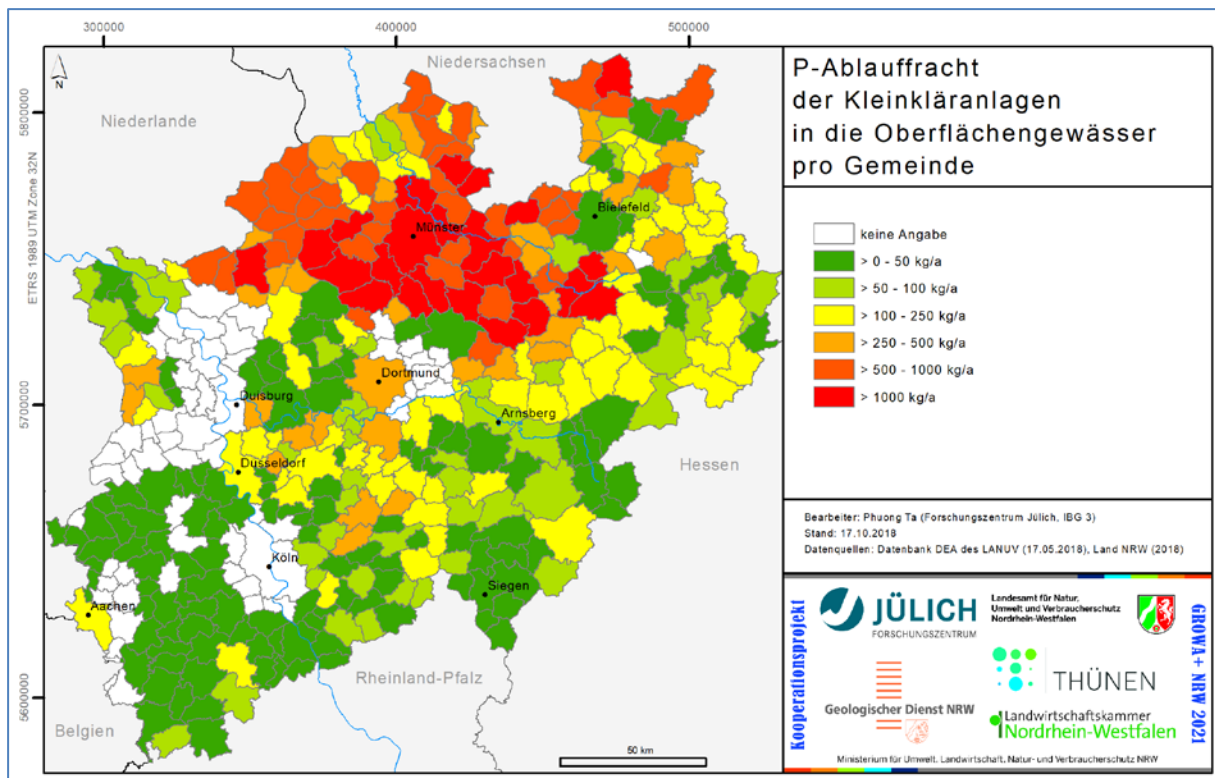


Abb. 4-11: Mittlere Phosphor-Einträge aus Kleinkläranlagen

4.2.6 P-Eintrag aus (Alt-)Bergbau

Für die 227 Teileinzugsgebiete wurden im LANUV Daten zu Sumpfungswasseranalysen ausgewertet und aggregiert. Dabei wurden sowohl P-Einträge im Sumpfungswasser aus rezentem Braunkohleabbau als auch aus Altbergbau (Stolberger Revier) erfasst. Insgesamt beläuft sich die Summe auf 286 t/a, wobei derzeit noch nicht alle Sumpfungseinleitungen in den Bergbau-revieren NRWs erfasst sind.

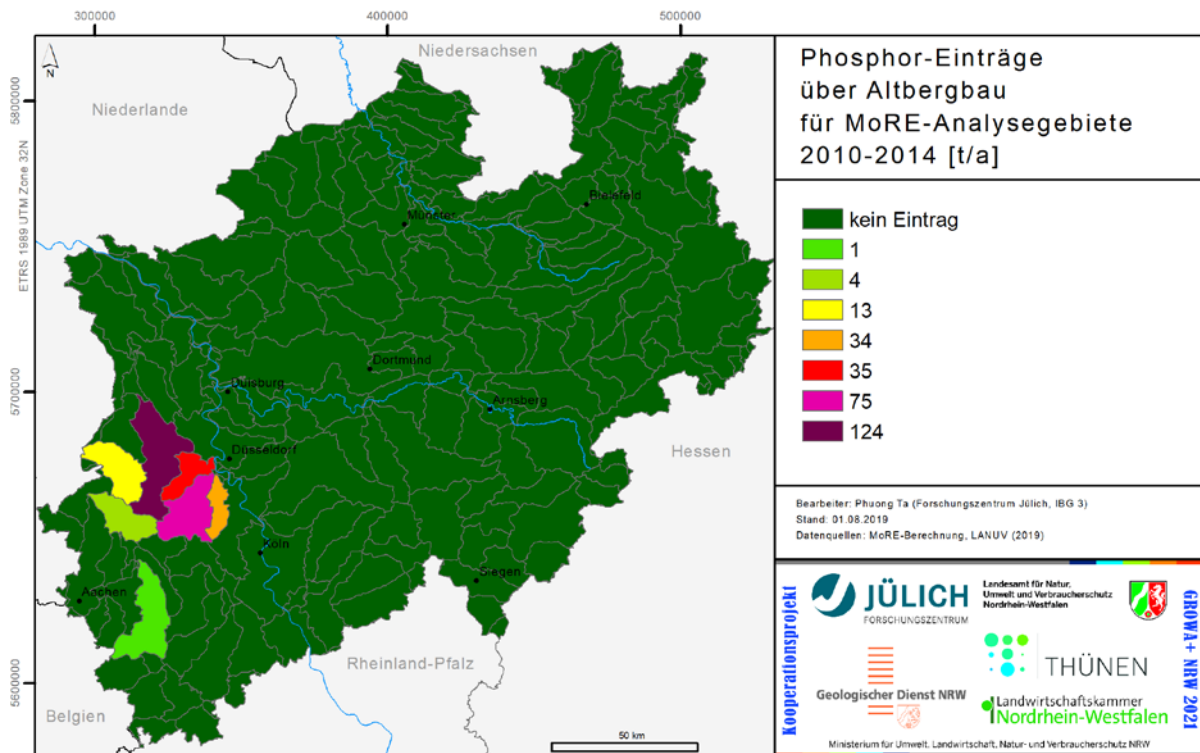


Abb. 4-12: Mittlere Phosphor-Einträge aus (Alt-)Bergbau

4.3 Gesamteinträge von Phosphor in die Oberflächengewässer und Anteile der Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorherigen Kapiteln 4.1 und 4.2 wurden die Ergebnisse zum mittleren jährlichen P-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Einzel-Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einem Gesamtbild zusammengefasst. In Summe werden für Nordrhein-Westfalen Gesamteinträge von 3625 t/a Pges modelliert. Abb. 4-13 zeigt die Verteilung auf die einzelnen zwölf Eintragspfade in absoluten Zahlen, Abb. 4-14 in Prozentangaben. Mit 28 % oder 1006 t/a stellen Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen Regenwasserkanäle im Trennsystem (20 % oder 731 t/a), Mischwasserentlastung (11 % oder 400 t/a) und Erosion (10 % oder 348 t/a). Über die restlichen acht Eintragspfade gelangen ebenfalls ca. 31 % oder 1140 t/a in die Oberflächengewässer NRWs.

Bei einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 22 zu 78 % liegt der Schwerpunkt der P-Einträge landesweit sehr stark auf den punktuellen Quellen. Die MEPhos-Modellergebnisse lassen sich auch sektoral auswerten, d.h., die Anteile der einzelnen Eintragspfade an der Gesamtemission können einzelnen Verursachergruppen zugeordnet werden. Derart aufgeschlüsselt entfallen 61 % der Pges-Einträge auf die Siedlungswasserwirtschaft, 17 % auf Industrie und (Alt-)Bergbau, 15 % auf die Landwirtschaft und 7 % sind diversen Quellen zuzuordnen. Zur Landwirtschaft werden in diesem Zusammenhang P-Einträge über die Pfade Abschwemmung, Dränagen und Erosion gezählt, d.h. Einträge, die ohne landwirtschaftliche Aktivität nicht aufträten. Zu den diversen Quellen werden Einträge gezählt, die entweder geogen sind, z.B. Grundwasser, oder deren Verursacher nicht eindeutig festgestellt werden kann, z.B. atmosphärische Deposition.

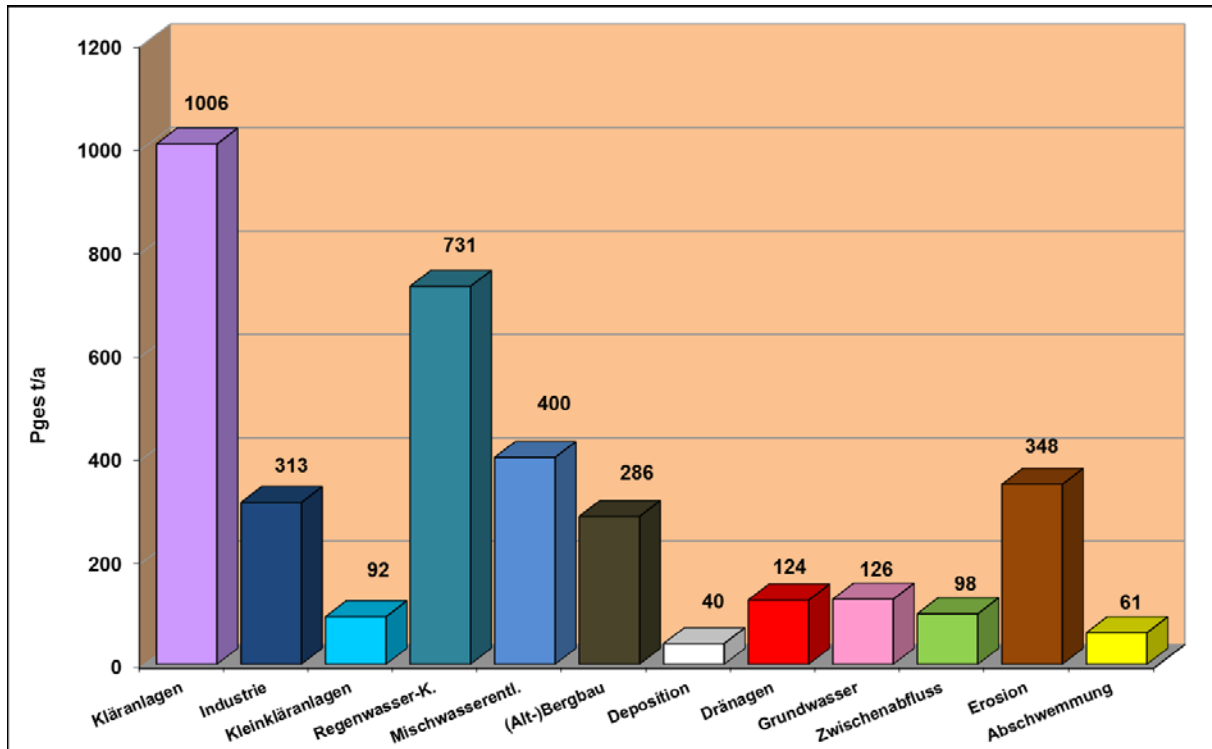


Abb. 4-13: Pges-Einträge nach Eintragspfaden absolut

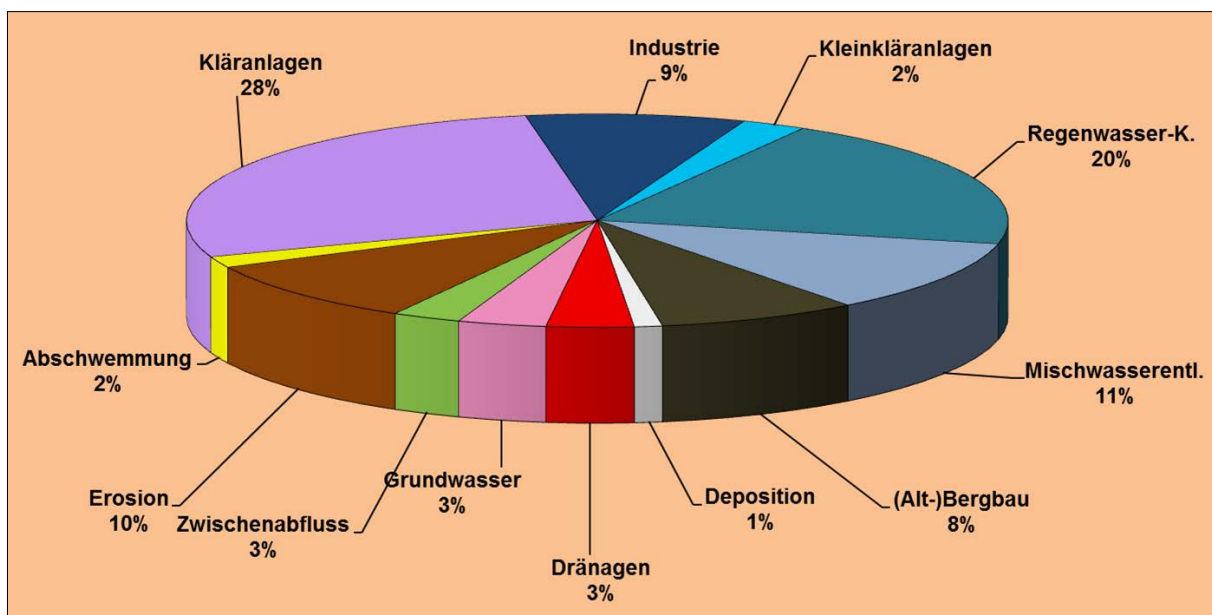


Abb. 4-14: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am Pges-Gesamteintrag

Um festzustellen, ob die beschriebene Bedeutung der einzelnen Eintragspfade nicht nur für den Gesamteintrag des gesamten Bundeslands Nordrhein-Westfalen, sondern auch für Teilgebiete repräsentativ ist, wurden die Anteile der Pfade auch für die Einzugsgebiete der zur Validierung verwendbaren Gütemessstellen ermittelt. Das Ergebnis ist in der nachfolgenden Abbildung zu sehen (Abb. 4-15). Man erkennt, dass sich je nach betrachtetem Einzugsgebiet und Naturraum, in dem dieses Gebiet liegt, die Relevanz der Pfade deutlich verschieben kann. So spielen Bodenerosionseinträge z.B. im Einzugsgebiet der Nethe eine deutlich größere

Rolle als im Landesmaßstab. Im Ems-Einzugsgebiet spielen sie dagegen eine deutlich geringere Rolle. Stattdessen gewinnen dränagebürtige P-Einträge deutlich an Relevanz im Vergleich zur landesweiten mittleren Situation.

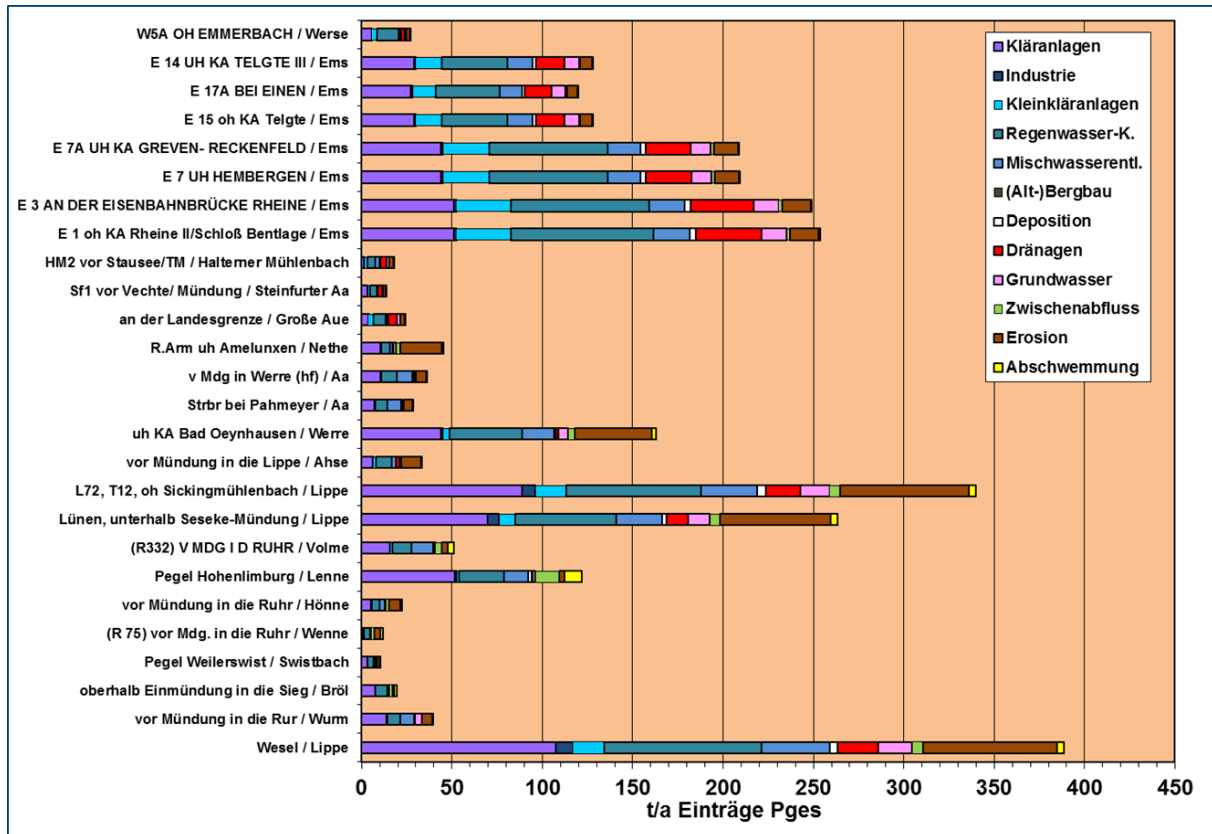


Abb. 4-15: Absolute Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag Pges nach Flusseinzugsgebieten

Wenn man die Einträge über alle Pfade summiert und durch die Fläche dividiert, erhält man die flächenhafte P-Belastung in $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ und damit in einer Einheit, in der sich die Belastungen zwischen den Gebieten vergleichen lassen. Dieses Ergebnis ist in Abbildung 4-16 dargestellt. Auch im Zusammenspiel aller Eintragspfade bleiben die Einzugsgebiete des Rheins zwischen Bonn und Duisburg inklusive der linken Nebenflüsse, aber auch die Einzugsgebiete von Emscher, Ruhr und unterer Wupper sowie die Räume Bielefeld, Aachen und Siegen Schwerpunkte des P-Eintrags in die Oberflächengewässer. Abbildung 4-17 zeigt, dass diese Belastungen überwiegend von Punktquellen ausgehen (rote Bereiche mit >70 % Anteil an der Gesamtemission). Abbildung 4-18 zeigt die Anteile landwirtschaftlicher Quellen an der Gesamtemission, d.h. die Pfade Dränagen, Erosion und Abschwemmung. Belastungen landwirtschaftlicher Herkunft, die über 50 % der gesamten Emissionen ausmachen, sind i.W. auf das Weserbergland beschränkt. In diesem Zusammenhang wird nochmal darauf hingewiesen, dass diese Darstellungen keine Aussage zum Zustand des Oberflächenwasserkörpers machen. Dargestellt sind die Belastungen als Summe der Emissionen von verschiedenen Verursachern.

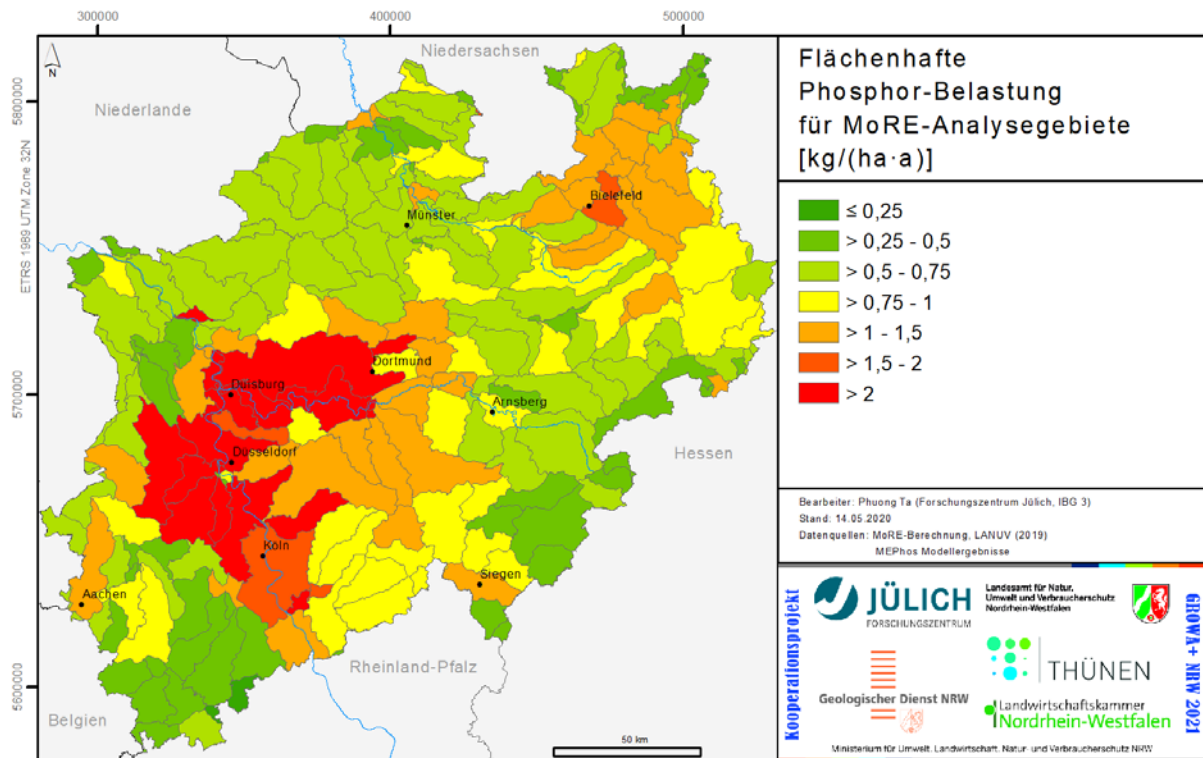


Abbildung 4-16: Flächenhafte Belastung mit Pges in Teileinzugsgebieten

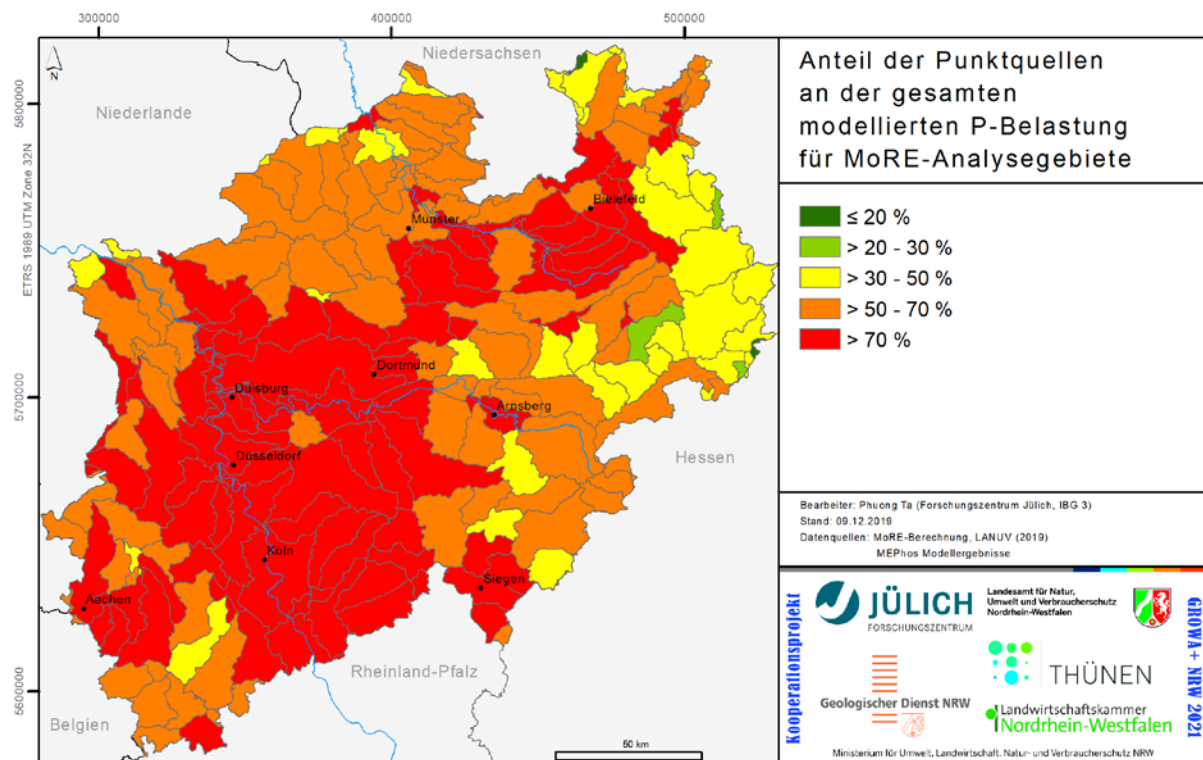


Abbildung 4-17: Anteil der Punktquellen an der gesamten modellierten Pges-Belastung

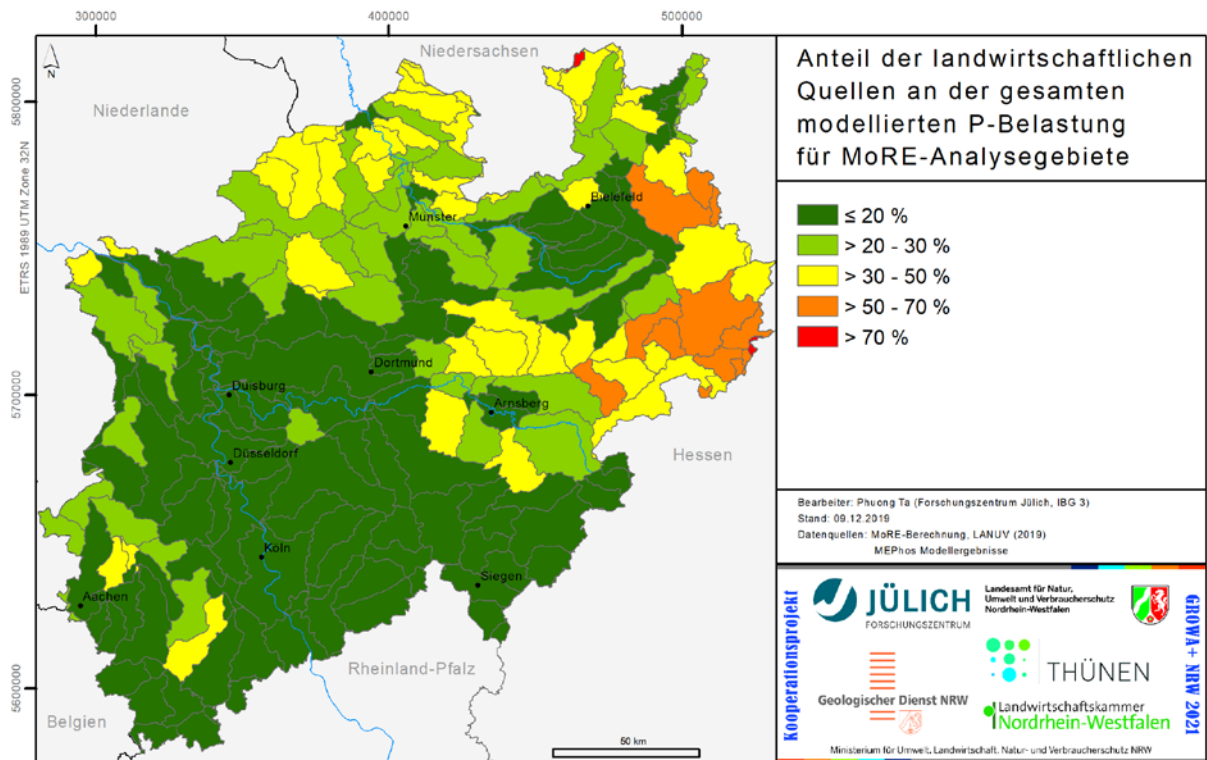


Abbildung 4-18: Anteil der landwirtschaftlichen Quellen an der gesamten modellierten Pges-Belastung

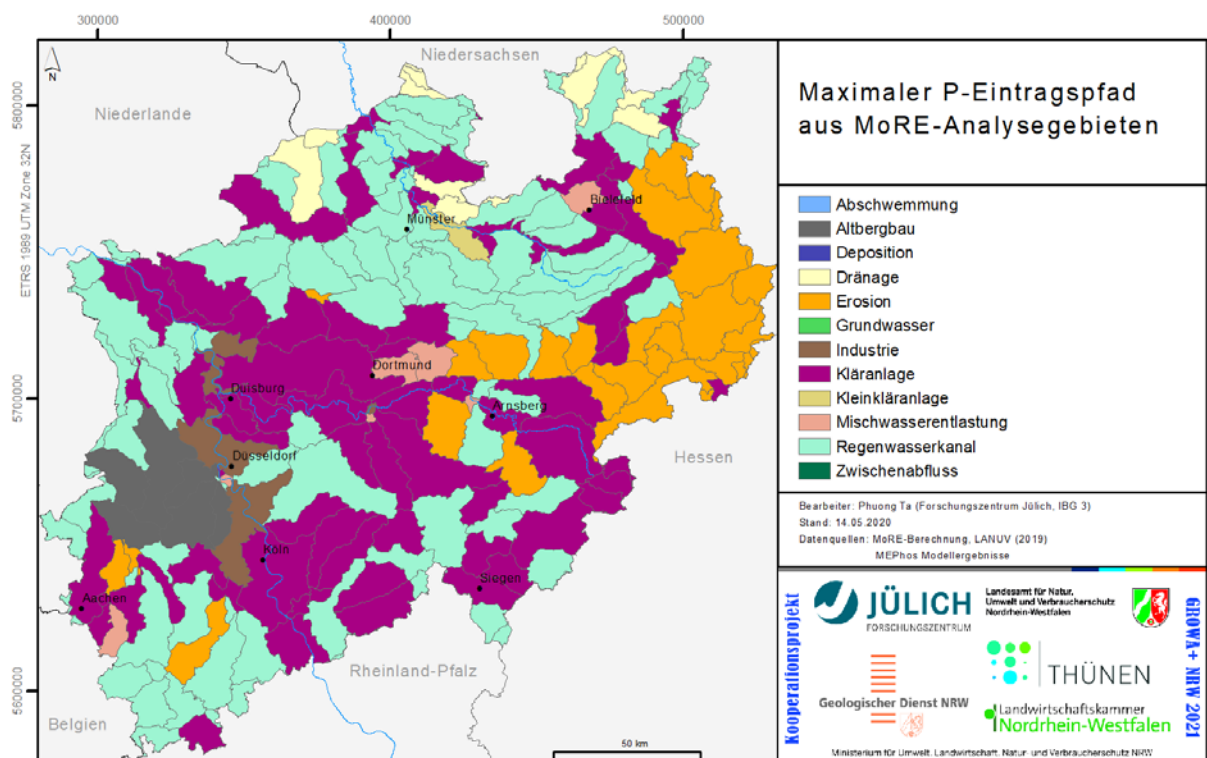


Abbildung 4-19: Eintragspfad, der im Teileinzugsgebiet den höchsten Pges-Eintrag liefert

Abbildung 4-19 weist für jedes Teileinzugsgebiet aus, welcher Eintragspfad den höchsten P-Eintrag liefert. Diese Darstellung beinhaltet keine Kaskadierung, d.h. Aufsummierung der Einträge in Fließrichtung. Man erkennt, dass – entsprechend der großen Bedeutung von kommunalen Kläranlagen und Regenwasserkanälen im Trennsystem für den landesweiten P-Eintrag in NRW – diese beiden Pfade in den meisten Teileinzugsgebieten für die höchsten Einträge verantwortlich sind. Darüber hinaus gibt es jedoch auch Teileinzugsgebiete, in denen landwirtschaftliche Quellen über Erosion (Weserbergland, Soester Börde, Wurm, Inde, Rotbach) sowie über Dränagen (Ems- und Wesereinzugsgebiet) den regional maximalen Eintrag liefern.

4.4 Validierung der modellierten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer

Für eine Validierung der MEPhos-Modellergebnisse ist es notwendig, auf gemessene Güte- und Abflusswerte von möglichst zahlreichen Messstellen zurückgreifen zu können. Vom LANUV wurden gemessene Konzentrationen von $\text{GesPO}_4\text{-P}$ zu über 100 Messstellen bereitgestellt. Diese Daten wurden einer intensiven Durchsicht unterzogen, um eine konsistente und für die Validierung möglichst belastbare Datengrundlage zu erhalten. Die Aufbereitungsschritte umfassten eine Selektion der Messdaten für die Zeitreihe 2000-2018, für die mindestens 30 Messungen von Abfluss und Konzentration vorliegen müssen. Außerdem ist eine ausreichende „Passgenauigkeit“ der Einzugsgebiete der Gütemessstellen mit den vom LANUV verwendeten Teileinzugsgebieten unabdingbar. Gütemessstellen, in deren Einzugsgebiet Einflüsse von Talsperren, Bergbau, Karst, sonstiger natürlicher Versickerung (z.B. Rhein) oder anthropogener Versickerung (Niers, Schwalm) das natürliche Abfluss- oder Gütereime deutlich überprägen, werden für die Validierung nicht herangezogen. Es verbleiben 26 Messstellen, deren Einzugsgebiete in Abbildung 4-20 zu sehen sind. Sie decken einen erheblichen Teil Nordrhein-Westfalens ab und spiegeln heterogene Verhältnisse in Bezug auf Landnutzung, Böden, Geologie, Relief und Besiedlungsdichte wider.

Die Validierung der modellierten P-Einträge erfolgt anhand von mittleren mehrjährigen Frachten der Jahre 2000-2018. Die Frachtermittlung erfolgt nach der OSPAR-Methode gemäß nachstehender Gleichung 4-1. Die bei der Frachtermittlung grundsätzlich auftretenden Probleme sind in der Fachliteratur hinreichend diskutiert worden. Hinweise lassen sich LAWA (2003), Schreiber u. Krauss-Kalweit (1999) sowie BfG (1997) entnehmen.

$$\bar{F} = \frac{\bar{Q}}{Q_M} \cdot \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k c(t_i) \cdot Q(t_i) \cdot \frac{3600 \cdot 24 \cdot 365,2}{1000 \cdot 1000} \left[\frac{t}{a} \right] \quad \text{Gl. 4-1}$$

mit: $c(t_i) \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right]$ = Gütemessung am i-ten Tag

$Q(t_i) \left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right]$ = Abflussmessung am i-ten Tag

$\bar{Q} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right]$ = mittlerer Abfluss aus täglichen Messungen [m^3/s]

$Q_M \left[\frac{m^3}{s} \right]$ = mittlerer Abfluss für die Tage der Gütemessungen im Untersuchungszeitraum

k = Anzahl der Tagesmessungen

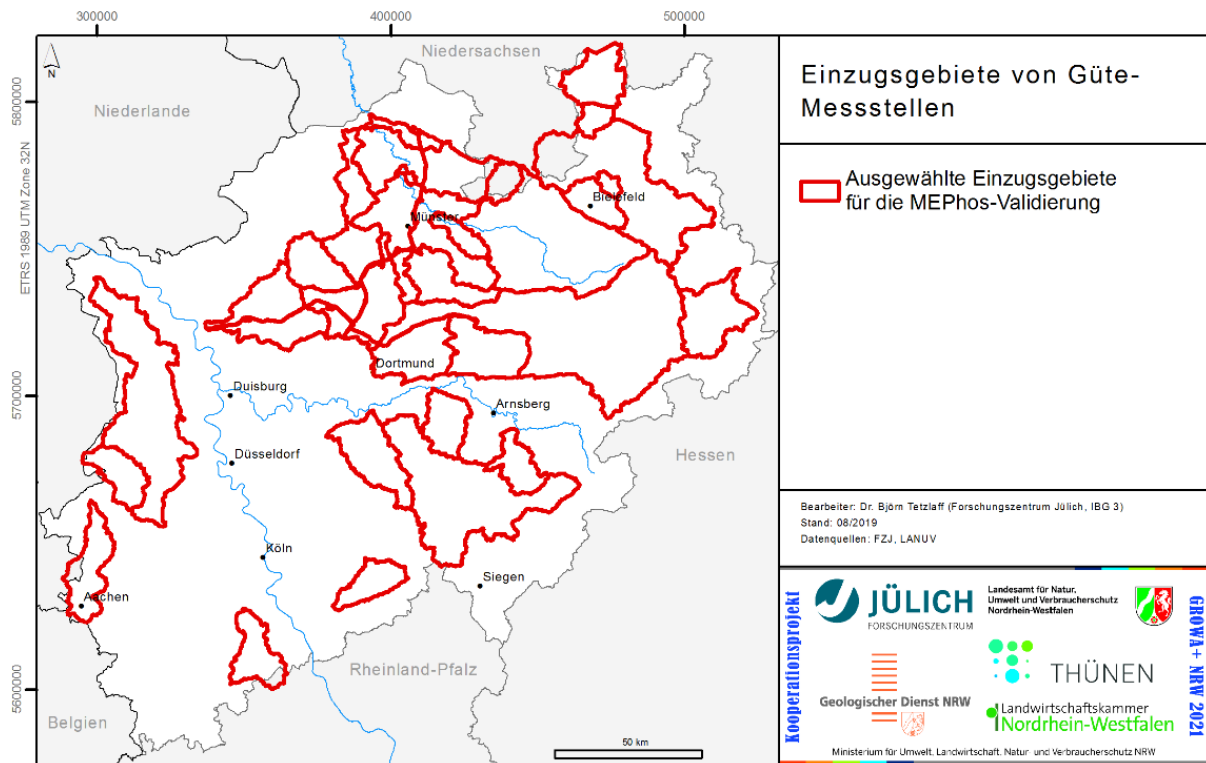


Abbildung 4-20: Einzugsgebiete von Gütemessstellen für die Validierung der Modellergebnisse

Zur modellhaften Berücksichtigung der P-Retention müssen die wesentlichen Steuerungsfaktoren bekannt sein. Dazu zählen u.a. Fließgeschwindigkeit, Sauerstoffgehalt, Temperatur, Beschattung, pH-Wert sowie die geologischen und pedologischen Verhältnisse des Einzugsgebiets, die über die Beschaffenheit des im Gewässer transportierten Materials entscheiden. Die genannten Parameter stehen untereinander in vielfältigen Wechselwirkungen. Hinzu kommt, dass das Wissen um die relevanten Prozesse teilweise lückenhaft ist und Upscaling-Probleme hinsichtlich einer Übertragung auf größere Flusseinzugsgebiete bestehen (Behrendt u. Opitz 2000). Für große Untersuchungsgebiete (Bundesländer) stehen die erforderlichen Daten nicht in der benötigten Qualität zur Verfügung, sodass Retentionsvorgänge auf dieser Skala nicht prozessorientiert nachgebildet werden können. Zur integrativen Beschreibung dienen die Variablen Abflusspende und Einzugsgebietsgröße, die sich für Einzugsgebiete über 100 km² als signifikante Parameter für die Beschreibung der Retentionshöhe herausgestellt haben (Behrendt et al. 1999). Zu einer ähnlichen Einschätzung gelangen Smith et al. (1997), die Laufzeit und Durchflusshöhe als entscheidende Parameter ansehen. Behrendt und Opitz (2000) haben durch eigene Emissions- und Immissionsbilanzen sowie unter Einbeziehung einer Vielzahl von Daten anderer Autoren eine Potenzfunktion entwickelt, mit der der P-Rückhalt im Fließgewässer in Abhängigkeit von Abflusspende und Einzugsgebietsgröße berechnet werden kann (Gl. 4-2). Die Koeffizienten a und b werden nach Tabelle 10-2 in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße festgelegt.

$$F = \frac{1}{1 + R_F} \cdot E \quad \text{und} \quad R_F = a \cdot q^b \quad \text{Gl. 4-2}$$

mit: F: modellierte Fracht im Fließgewässer [t/a]
 R_F : Faktor zur Abbildung der Retention in Fließgewässern [-]
 E: Summe der berechneten P-Emissionen [t/a]
 Q: Abflussspende [l/(s·km²)]
 a, b: Koeffizienten [-]

Tabelle 4-2: Koeffizienten für die Berechnung eines Retentionsfaktors
 zur Berücksichtigung des P-Rückhalts im Fließgewässer nach Behrendt u. Opitz (2000)

Einzugsgebietsgröße	a	b
< 1.000 km²	41,4	-1,93
> 1.000 – 10.000 km²	21,7	-1,55
> 10.000 km²	28,9	-1,80

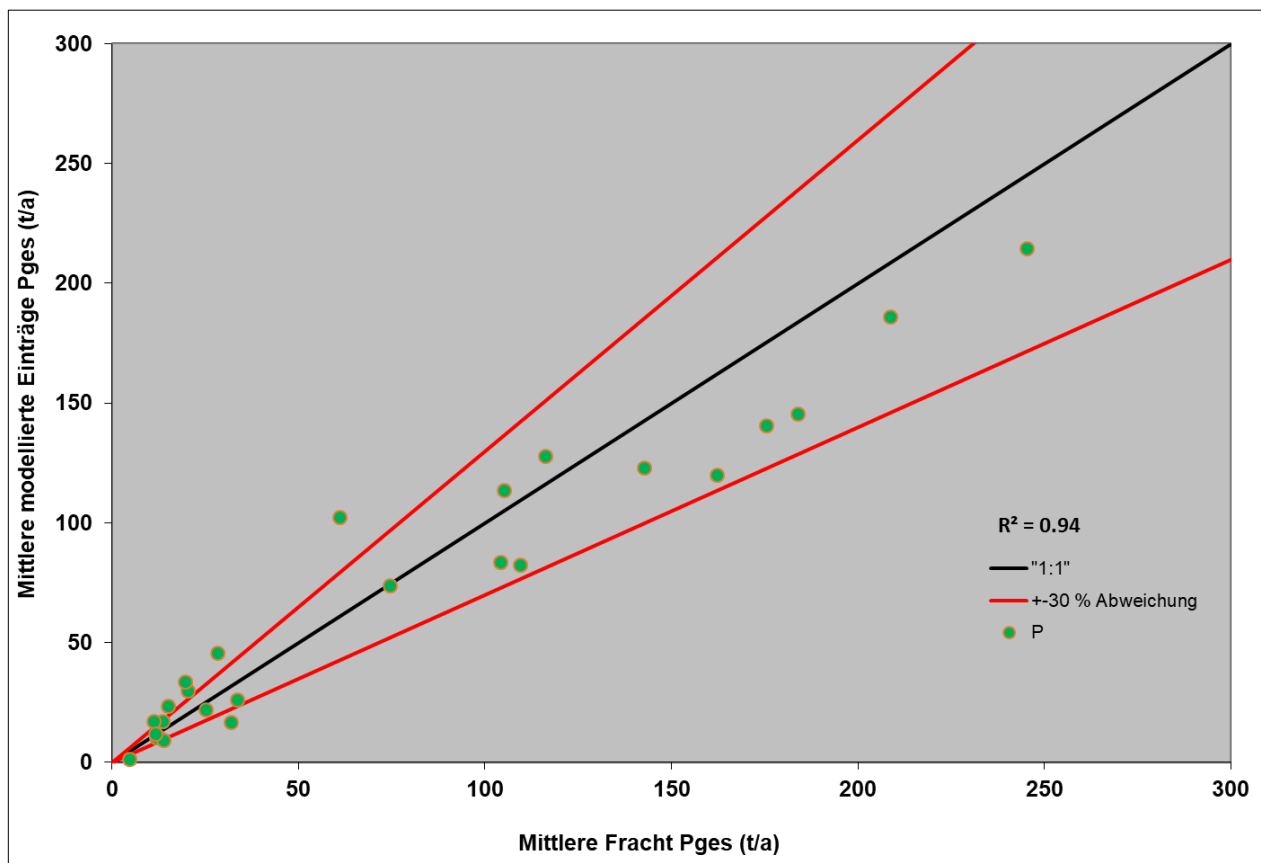


Abbildung 4-21: Validierung der modellierten Einträge Pges mit aus Messwerten bestimmten Frachten

Zur Validierung werden die modellierten Stoffeinträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade pro Einzugsgebiet summiert und mit den aus Messdaten ermittelten Frachten verglichen. Abbildung 4-21 zeigt das Ergebnis des Vergleichs modellierter P-Einträge mit Frachten, die aus Messwerten ermittelt wurden. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 94 %. Daher kann das Ergebnis der Validierung insgesamt als gut bezeichnet werden. Die Abweichungen zwischen modellierten Einträgen und aus Messwerten bestimmten Frachten nehmen mit abnehmender Einzugsgebietsgröße zu. Dies wird auf Unsicherheiten in den Eingangsdaten zurückgeführt, deren räumliche Auflösung bei zukünftigen Modellanwendungen verbessert werden müsste. Angesichts der Vielzahl an Eingangsdaten für die Wasserhaushalts- und Stoffmodellierung und der damit verbundenen Unsicherheiten kann eine Modellabweichung von 30 % absolut als gutes Ergebnis gewertet werden. Dies ist für 65 %, d.h. 17 von 26, der Gütemessstellen der Fall. In den Einzugsgebieten der restlichen neun Gütemessstellen mit höherer Abweichung beträgt der Anteil an Punktquellen im Mittel 70 % bei einer Schwankungsbreite von 38 bis 81 %. Die Daten zu punktuellen P-Einträgen wurden vom LANUV bereitgestellt und beruhen entweder auf Messdaten der Einleiterüberwachung oder auf Modellierungen des LANUV. Hier kann auch durch veränderte Kalibrierung an den mit dem Modell MEPhos berechneten diffusen Einträgen keine grundlegende Verbesserung mehr erzielt werden. Betont werden muss in diesem Zusammenhang, dass die aktuellsten und räumlich genauesten Eingangsdaten aus dem Untersuchungsgebiet in die Modellierung eingegangen sind. Abweichungen in der genannten Größenordnung liegen innerhalb des Unschärfebereichs eines empirischen Modells. Bei der Interpretation des Validierungsergebnisses ist auch zu berücksichtigen, dass sich aufgrund der Modellkopplung mGROWA-MEPhos Unsicherheiten der Wasserhaushaltsmodellierung in die Validierung des P-Eintrags linear fortsetzen.

Insgesamt kann das Ergebnis der Validierung für die modellierten Einträge von Pges als gut bezeichnet werden. Die erfolgreiche Validierung der Modellergebnisse an mehrjährigen Messdaten zeigt, dass der gewählte Modellansatz alle signifikanten P-Quellen in Nordrhein-Westfalen erfasst und die Größenordnung der Einträge richtig beschreibt.

4.5 Gesamteinträge von ortho-Phosphat-Phosphor in die Oberflächengewässer

Um Aussagen zur Eutrophierungsrelevanz von Phosphoreinträgen in Binnengewässern zu treffen, ist der Parameter Gesamtphosphor nur von eingeschränkter Aussagekraft, da dieser teilweise gebunden an Bodenpartikeln vorliegt und in dieser Form nicht eutrophierend wirkt. Allerdings gibt es im Gewässer Freisetzungsprozesse, sodass ein Teil des gebundenen Phosphors mobilisiert werden kann. Aufgrund der komplexen Prozesse ist die Einschätzung, wie schnell dies abläuft und wie viel des Phosphors wieder verfügbar wird, schwierig. Stattdessen wird hier vergleichend betrachtet wie hoch der direkte Eintrag von gelöstem und damit unmittelbar eutrophierungswirksamen ortho-Phosphat-Phosphor ist. Da letzterer in dieser Studie nicht Gegenstand der Modellierung war, wurde der gelöste Anteil am Gesamtphosphor in Anlehnung an Tetzlaff et al. (2009) abgeschätzt. Dabei werden folgende Anteile von Pgelöst an Pges angesetzt: Kläranlagen 80 %, Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanäle im Trennsystem 50 %, Dränagen 70 %, grundwasserbürtiger Abfluss, Zwischenabfluss und Abschwemmung 100 %, Erosion 5 %.

Daraus ergibt sich ein Gesamteintrag von gelöstem P in Höhe von 2353 t/a bzw. 65 % des Pges-Eintrags in NRW. Der Eintrag aus Punktquellen steigt von 78 auf 82 % (Abbildung 4-22, Abbildung 4-23). Die Relevanz von Erosion als dem wichtigsten diffusen Eintragspfad geht von 10 auf 1 % bzw. 17 t/a zurück. Die weiteren diffusen landwirtschaftlichen Quellen (Dränage, grundwasserbürtiger Abfluss, Zwischenabfluss und Abschwemmung) nehmen dagegen prozentual zu von 11 auf 16 % des Gesamteintrags. Die Bedeutung der Punktquellen, v. a. der Kläranlagen, bleibt für den Phosphoreintrag hoch und steigt von 28 auf 34 % Anteil am Gesamteintrag.

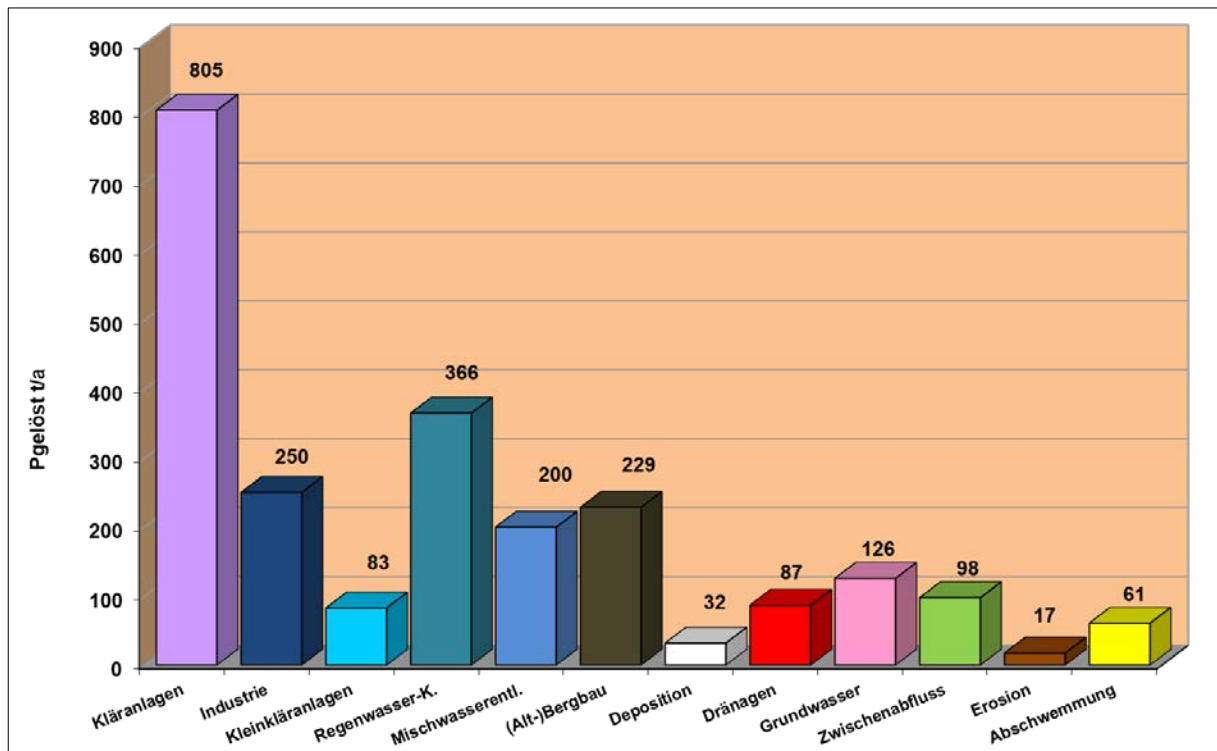


Abbildung 4-22: Pgelöst-Einträge nach Eintragspfaden absolut

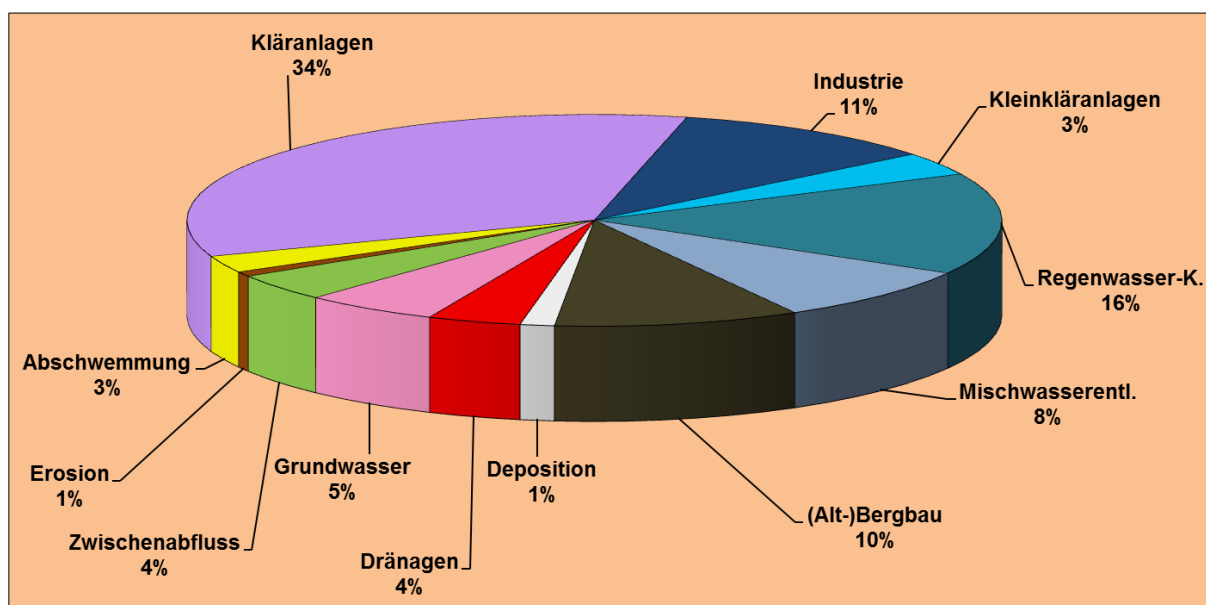


Abbildung 4-23: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am Pgelöst-Gesamteintrag

Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass ein Teil des Gesamtposphors durch Umsetzungsprozesse im Gewässer wieder mobilisiert werden kann und damit im Hinblick auf eine Verhinderung der Eutrophierung mitberücksichtigt werden sollte. Für einige Eintragspfade wie Kläranlagen und der meisten diffusen landwirtschaftlichen Quellen ergibt sich kein oder kaum ein Unterschied bei der Betrachtung von ortho-Phosphat gegenüber Gesamtposphor, die Einträge sind in hohem Maße eutrophierungsrelevant. Beim Eintragspfad Erosion ist der Unterschied dagegen hoch. Trotzdem ist vor allem bei hoch mit Phosphor versorgten Böden zu erwarten, dass ein Teil des partikulär gebundenen Phosphors im Gewässer freigesetzt wird und zur Eutrophierung beitragen kann.

5 Zusammenfassung

Innerhalb des Forschungsvorhabens „GROWA+ NRW 2021“ wurde das Teilprojekt MEPhos zur Simulation der P-Einträge in die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens durchgeführt. Die Simulation der diffusen Einträge erfolgte mit dem am Forschungszentrum Jülich entwickelten Modell MEPhos (Tetzlaff 2006), während die Erfassung punktueller P-Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft sowie aus Industrie und Bergbau durch das LANUV erfolgte. Die in Wendland et al (2010) veröffentlichten Ergebnisse zum P-Eintrag in die Gewässer Nordrhein-Westfalens erfahren mit der jetzt vorliegenden Studie eine grundlegende Überarbeitung.

NRW-weit sind derzeit knapp 50 % der untersuchten Oberflächenwasserkörper in einem höchstens mäßigen Zustand bezüglich Phosphor. 543 der 1727 Oberflächenwasserkörper zeigen dabei einen höchstens mäßigen Zustand der biologischen Komponenten, die empfindlich auf hohe Phosphorkonzentrationen reagieren. Damit konnten bisher die Ziele der EU-WRRL deutlich noch nicht erreicht werden. Für die derzeitige Aktualisierung der Maßnahmen und der Erstellung des Bewirtschaftungsplans für die Jahre 2021-2027 werden aktuelle Informationen zur Herkunft der Phosphoreinträge in die Gewässer benötigt, um die wichtigsten Quellen zu identifizieren und zu verringern.

Für Nordrhein-Westfalen werden Gesamteinträge von 3625 t/a P_{ges} modelliert. Mit 28 % oder 1006 t/a stellen Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen Regenwasserkanäle im Trennsystem (20 % oder 731 t/a), Mischwasserentlastung (11 % oder 400 t/a) und Erosion (10 % oder 348 t/a). Über die restlichen acht Eintragspfade gelangen ebenfalls ca. 31 % oder 1140 t/a in die Oberflächengewässer NRWs. Bei einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 22 zu 78 % liegt der Schwerpunkt der P-Einträge landesweit sehr stark auf den punktuellen Quellen.

Sektoral betrachtet, entfallen 61 % der P_{ges}-Einträge auf die Siedlungswasserwirtschaft, 17 % auf Industrie und (Alt-)Bergbau, 15 % auf die Landwirtschaft und 7 % sind diversen Quellen zuzuordnen. Zur Landwirtschaft werden in diesem Zusammenhang P-Einträge über die Pfade Abschwemmung, Dränagen und Erosion gezählt, d.h. Einträge, die ohne landwirtschaftliche Aktivität nicht aufträten. Zu den diversen Quellen werden Einträge gezählt, die entweder geogen sind, z.B. Grundwasser, oder deren Verursacher nicht eindeutig festgestellt werden kann, z.B. atmosphärische Deposition.

Diese landesweiten Angaben können von der Bedeutung der Belastungsquellen in einzelnen Flussgebieten teilweise erheblich abweichen.

Die MEPhos-Modellergebnisse wurden einer Validierung anhand von aus Messwerten ermittelten Frachten für die Zeitreihe 2000-2018 unterzogen. Mit einem Bestimmtheitsmaß von 94 % kann das Ergebnis der Validierung insgesamt als gut bezeichnet werden. Die erfolgreiche Validierung der Modellergebnisse an mehrjährigen Messdaten zeigt, dass der gewählte Modellansatz alle signifikanten P-Quellen in Nordrhein-Westfalen erfasst und die Größenordnung der Einträge richtig beschreibt.

Aufgrund ihrer direkten Eutrophierungsrelevanz sind die gelösten P-Einträge von besonderem Interesse. Sie wurden aus den Modellergebnissen zu P_{ges} abgeschätzt. Demnach ergibt sich ein Gesamteintrag von gelöstem P in Höhe von 2353 t/a bzw. 65 % des P_{ges}-Eintrags in NRW. Der Eintrag aus Punktquellen steigt von 78 auf 82 %. Die Relevanz von Erosion als dem wichtigsten diffusen Eintragspfad geht von 10 auf 1 % bzw. 17 t/a zurück. Die weiteren diffusen landwirtschaftlichen Quellen (Dränage, grundwasserbürtiger Abfluss, Zwischenabfluss und Abschwemmung) nehmen dagegen prozentual zu von 11 auf 16 % des Gesamteintrags. Die Bedeutung der Punktquellen, v. a. der Kläranlagen, bleibt für den Phosphoreintrag hoch und steigt von 28 auf 34 % Anteil am Gesamteintrag.

6 Ausblick

Für das Forschungsvorhaben „GROWA+ NRW 2021“ wurden die aktuellsten und höchst aufgelösten Eingangsdaten verwendet, die während der Projektlaufzeit 2016-2019 (Gesamtprojekt) bzw. 2018-2019 (Teilprojekt MEPhos) verfügbar waren. Dessen ungeachtet ergaben sich während der zeitlich begrenzten Projektdauer neue Aspekte, die bei einer Fortführung der Modellierungsarbeiten berücksichtigt werden sollten, um die Realitätsnähe des Modells sowie die Auswertemöglichkeiten der Modellergebnisse weiter zu verbessern.

Die räumliche Auflösung der Bodenerosionskarte ist mit 10 m im Vergleich der Bundesländer relativ grob. In den meisten anderen, durch Mittelgebirgsverhältnisse und Lößverbreitung charakterisierten Bundesländern, liegen Arbeiten mit 5 m vor, z.B. für Rheinland-Pfalz oder Hessen (Erosionsatlas 2018, Friedrich et al. 2019, <http://bodenviewer.hessen.de>).

Die höhere Auflösung böte den Vorteil, dass der S-Faktor, als der mit Abstand sensitivste Eingangsdatensatz der ABAG, auf einer deutlich differenzierteren Grundlage stünde. Für NRW liegt landesweit flächendeckend ein DGM mit 1 m Auflösung vor. Eine höhere Auflösung würde die feldblockinterne Differenzierung der Erosionsflächen weiter erhöhen, sodass das Endprodukt auch für landwirtschaftliche Beratungszwecke eingesetzt werden könnte. Damit könnte ein Produkt für sämtliche Anwendungszwecke (Beratung, Modellierungen, Landesplanung etc.) skalenübergreifend eingesetzt werden, wie es in anderen Bundesländern seit Jahren praktiziert wird (u.a. Hessen, Thüringen, Rheinland-Pfalz). Außerdem würde eine höhere räumliche Auflösung von ≤ 5 m eine exaktere Beurteilung der Gewässeranbindung bzw. die Einbeziehung von Daten zu Uferrandstreifen erlauben, was für die aktuelle Diskussion um Maßnahmen hilfreich wäre. Von der Verwendung eines höher aufgelösten DGM würde auch die Modellierung des Eintrags über Abschwemmung profitieren.

Die Modellierung des P-Eintrags über Erosion könnte auch durch die Bereitstellung differenzierterer Daten zum P-Gehalt im Oberboden deutlich verbessert werden. Die 200 Messungen aus den Jahren 2009 und 2010, aggregiert für naturräumliche Großeinheiten NRWs, stellen eine im Bundesländervergleich grobe Datengrundlage dar, wie der länderübergreifende Datensatz zum P-Gehalt im Projekt AGRUM Deutschland zeigt. In Schleswig-Holstein ist es beispielsweise gelungen über 316.000 Messungen von P aus der Düngeberatung auszuwerten, die auf der Ebene von Postleitzahlenbereichen räumlich anonymisiert waren. Die Transformation dieser Daten in P_{ges} hat gezeigt, dass im Vergleich zu Literaturwerten ein niedrigerer P-Gehalt im Oberboden vorliegt. Der Beitrag der Landwirtschaft zur P-Emission sank dadurch.

In Teilen Nordrhein-Westfalens, v.a. des Münsterlands, spielen Dränagen für den Stoffhaushalt eine wichtige Rolle. Das Modell MEPhos wird an in Feldstudien an Dränausläufen gemessenen P-Konzentrationen kalibriert. Aus Nordrhein-Westfalen liegen keine Dränagemessungen vor. Wünschenswert wäre ein Sondermessprogramm zu Dränabläufen (Menge und Konzentration) über mindestens drei Jahre. Ähnliches gilt für den Zwischenabfluss, der aufgrund

der messtechnischen Schwierigkeiten nur wenig untersucht ist. Hier wäre ebenfalls ein Sondermessprogramm wünschenswert, auch um die Rolle der P-Verlagerung aus landwirtschaftlicher Düngung besser einschätzen zu können.

Es ist davon auszugehen, dass zukünftig verstärkt kleinräumigere und detaillierte Betrachtungen erfolgen müssen, z.B. um bei Oberflächenwasserkörpern mit Zielverfälschungen Ursachenanalysen vorzunehmen. Die Genauigkeit der Modellergebnisse würde auch von landesweit vorliegenden, höher aufgelösten Bodenkarten mit einem größeren Maßstab als 1:50.000 profitieren. In diesem Zusammenhang wäre auch die weitere Digitalisierung vorhandener analoger Bodendaten, z.B. der BK5, zu begrüßen.

Um die Validierung der Modellergebnisse auch für beliebige und kleine Einzugsgebiete vornehmen zu können, sollten die modellierten P-Einträge über Regenwasserkanäle im Trennsystem sowie über Mischwasserentlastung räumlich höher aufgelöst vorliegen, z.B. für Oberflächenwasserkörper. Bislang liegen diese Daten nur für 227 Gebiete differenziert vor. Für die Modellierung werden genauere und detaillierte Informationen zu Sonderbauwerken im Misch- und Trennsystem, den an sie angeschlossenen versiegelten Flächen etc. benötigt. Gleiches gilt für die Daten zu Kleinkläranlagen. In einem aktuellen Projekt des LANUV wird das System ELKA für eine solche Datenerfassung ertüchtigt, das LANUV ist dabei auf die Mitwirkung aller zuständigen Behörden angewiesen.

7 Literatur

- ACKERMANN A., HEIDECKE, C., HIRT, U., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., MAHNKOPF, J., SCHOTT, M., TETZLAFF, B., VENOHR, M. U WENDLAND, F. (2015): Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen.- Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 37, Braunschweig, 314 S., DOI:10.3220/REP1450256145000.
- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). 5. Aufl., Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 438 S.
- ATTENBERGER, E. (1990): Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränauslauf von rohrgedrängten und kombiniert gedrängten Flächen (II).- Schlussber. Bayer. Landesamt f- Wasserwirtschaft, 85 S.
- ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.- ATV-DVWK-Regelwerk, Nr. 2/2001, 114 S.
- ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen.- ATV-DVWK-Regelwerk, 44 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. (2006): Germany.- In: Boardman, J. u. Poesen, J.: Soil Erosion in Europe.-Chichester, 213-230.
- AUERSWALD, K. U. SCHRÖDER, R. (2001): Simulation von verschlammungsgesteuertem Abfluss heterogen genutzter Einzugsgebiete.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 10, S. 17-20.
- AUERSWALD, K. U. WEIGAND, S. (1999). Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. VDLUFA - Schriftenreihe 50/1999, 37-54.
- AUERSWALD, K., FISCHER, F. K., WINTERRATH, T. U. BRANDHUBER, R. (2019): Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data, Hydrol. Earth Syst. Sci., 23, 1819-1832.
- AUERSWALD, K., FLACKE, W. U. NEUFANG, L. (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG.- Z. Pflanzen-ernähr. Bodenk., Bd. 151, S. 369-373.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (HRSG. 2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung.- <http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/032132/index.php>, zuletzt zugegriffen 31.10.2020
- 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.
- 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.
- BFG, BUNDESANSTALT F. GEWÄSSERKUNDE (HRSG., 1997): Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKS-Meßprogrammes 1995.- Koblenz.
- BLANKENBURG, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphoraustrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- Göttinger Bodenkundl. Ber., Bd. 78, S. 1-106.
- BLANKENBURG, J. (1995): Wasserhaushalt von Niedermooren und hydrologisches Management.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 36, S. 102-106.
- BLANKENBURG, J. (1999): Leitbilder der Hochmoornutzung und die langfristige Nutzung von Hochmoorgrünland.- Telma, Bd. 29, S. 183-190.
- BLANKENBURG, J. (2001): Moorkundlich-hydrologische Untersuchungen.- Angew. Landschaftsökol., H. 38, S. 39-50.
- BLANKENBURG, J. U. SCHEFFER, B. (1985): Phosphatdynamik saurer organischer Böden.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 43/I, S. 43-48.
- BOTTCHER, A.B., MONKE, E. J., HUGGINS, L. F. (1981): Nutrient and Sediment Loadings from a Subsurface Drainage System.- Transactions of the ASAE, 1221-1226.
- 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.
- BROMBACH, H. U. FUCHS, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen.- KA Abwasser Abfall, 50(4), 441-450.
- BROMBACH, H. U. MICHELBACH, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees.- Ber. Internat. Gewässerschutzabkommen Bodensee, Bd. 49.
- BRUNNER, P. (1971): Belastung der Abwässer der Trennkanalisation.- Ber. d. Abwass.techn. Verein. e.V., Nr. 25, S. 75-96.
- CULLEY, J. L. B., BOLTON, E. F. U BERNYK, V. (1983): Suspended solids and phosphorus loads from a clay soil: I. Plot studies. J. Environ. Qual., 12, 493-498.
- CZERATZKI, W. (1976): Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, S. 95-105.
- 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.
- 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): Dränung - Regelung des Bodenwasser-Haushaltes durch Rohrdränung und Unterbodenmelioration.
- DIN 19708:2005-02 (2005): Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG.- Berlin, 25 S.
- DIN 19708:2017-08: Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG
- DIN 4049-3 (1994): Hydrologie, Begriffe zur quantitativen Hydrologie.- Berlin, 80 S.
- DJODJIC, F., ULÉN, B. U. BERGSTRÖM, L. (2000): Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil.- Water Research, 34, 5, 1687-1695.
- 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., 1985): Beiträge zu Oberflächenabfluß und Stoffabtrag bei künstlichen Starkniederschlägen.- DVWK-SCHRIFTEN, H. 71, HAMBURG U. BERLIN.
- DWA, DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL (HRSG. 2011): Berücksichtigung der Bodenerosion bei der Maßnahmenplanung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie.- Merkblatt M 910, 110 S.
- DWA, DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL (HRSG. 2012): Reduktion der Stoffeinträge durch Maßnahmen im Drän- und Gewässersystem sowie durch Feuchtgebiete.- DWA-Themen T2/2012, 94 S.
- EASTMAN, M., GOLLAMUDI, A., STÄMPFLI, N., MADRAMOOTOO, C.A. U. SARANGI, A. (2010): Comparative evaluation of phosphorus losses from subsurface and naturally drained agricultural fields in the Pike River watershed of Quebec, Canada.- Agricultural Water Management, 97 (2010), 596-604.
- ELHAUS, D.: (2015): Erosionsgefährdung – Informationen zu den Auswertungen der Erosionsgefährdung durch Wasser. – Geologischer Dienst NRW, Krefeld
- 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): Maulwurfsdränversuch 1951-1960.- Österr. Wasserwirtsch., 14. Jg., H. 6, S. 117-125.

- FIER, A. U. SCHÄFER, W. (2004): Erstellung von Auswertungskarten zur Abschätzung von Phosphoraussträgen aus Ackerflächen durch Wassererosion und aus Moor- und Marschböden mit dem Dränwasser.- Hannover, 59 S.
- FIER, A. U. SCHÄFER, W. (2007): Abschätzung von Phosphatausträgen aus Ackerböden in Niedersachsen. GeoBer. 2, 33 – 77.
- FILIPINSKI, M., MEYER, M. U. REICHE, E.-W. (1998): Berechnung des Bodenabtrages und die Höhe der Bodeneinträge in die Gewässer im Einzugsgebiet der Farver Au (Schleswig-Holstein).- Mitt. DBG, 88, 511-514.
- FINNERN, H. (1975): Die Böden der Marsch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 22, S. 575-580.
- Foerster, P. (1973): Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung (NO_3 , NH_4 , P und SO_4) im Boden- und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands.- Z. Acker- u. Pflanzenbau, Bd. 137, S. 270-286.
- FOERSTER, P. (1982): Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, S. 159-174.
- FOERSTER, P. (1984): Stoffgehalte im Drän- und im Grundwasser und Stoffausträge in einem Sandboden Nordwestdeutschlands bei Mineraldüngung und bei zusätzlicher Gülledüngung.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 17, H. 5, S. 373-405.
- FOERSTER, P. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, S. 169-184.
- FOERSTER, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, S. 12-16.
- FOERSTER, P. U. NEUMANN, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands.- Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, S. 1-217.
- FOERSTER, P., SCHEFFER, B. U. NEUHAUS, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest.- Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, S. 497-504.
- FREDE, H.-G. U. DABBERT, S. (HRSG., 1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.- 2. Aufl., Landsberg, 451 S.
- FRERE, M. H., ROSS, J. D. U. LANE, L. J. (1980): The Nutrient Submodel.- In: Knisel, W. G. (Hrsg., 1980): CREAMS - A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems.- USDA Conservation Research Report, Nr. 26, Tucson, Arizona, S. 65-87.
- FRIED, J. S., BROWN, D. G., ZWEIFLER, M. O. U. GOLD, M. A. (2000): Mapping Contributing Areas for Stormwater Discharge to Streams Using Terrain Analysis.- In: Wilson, J. P. u. Gallant, J. C. (Hrsg., 2000): Terrain Analysis - Principles and Applications.- New York u.a., S. 183-203.
- GARDNER, C.M.K., COOPER, D.M. U. HUGHES, S. (2002): Phosphorus in soils and field drainage water in the Thame catchment, UK.- The Science of the Total Environment, 282-283, 253-262.
- 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.

- 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.
- GD NRW (o.J.): <https://www.gd.nrw.de/zip/erosionsgefaehrung.pdf>
- 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.
- HASENPUSCH, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete.- Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh., H. 158, S. 1-217.
- HEATHWAITE, A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 205-223.
- HEIDECHE, C., HIRT, U., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., MAHNKOPF, J., SCHOTT, M., TETZ-LAFF, B., VENOHR, M., WAGNER, A. U. WENDLAND, F. (2015): Endbericht zum Forschungs-projekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+-Weser. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 21, Braunschweig, 380 S., DOI:10.3220/REP_21_2015.
- HELLMANN, H. (1986): Zum Problem der Frachtberechnung in Fließgewässern.- Z. Wasser-Abwasser-Forsch., S. 133-139.
- HODGKIN, E. P. U. HAMILTON, B. H. (1993): Fertilizers and eutrophication in southwestern Australia: Setting the scene.- Fertilizer Res., Vol. 36, S. 95-103.
- HOFFMAN, M. U. MEINKEN, M. (1999): Grund- und Bodenwasserhaushalt in der Unterwesermarsch und ihre Wechselwirkungen.- Bremer Beitr. Geogr. Raumpl., H. 35, S. 87-108.
- HOLSTEN, B., OCHSNER, S., SCHÄFER, A. U. TREPEL, M. (2012): Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen.- Christian-Albrechts-Universität Kiel, 99 S.
- 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 Fließgewässern.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 83, S. 439-442.
- ISRINGHAUSEN, S., DUTTMANN, R. U. MOSIMANN, T. (1999): Überprüfung räumlich differenzierter Prognosen erosionsbedingter Stofftransporte durch Feldbeobachtungen.- Wasser Boden, 51. Jg., H. 12, S. 25-32.
- JACOBS, G. (2015) <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/boden/c-faktoren.htm>.
- 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.

- KILLE, K. (1970): Das Verfahren MoMNQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften (Sonderband): 89-95
- 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.
- KLIMAATLAS NRW, Herausgeber: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW unter Verwendung von Daten des Deutschen Wetterdienstes und des Landes NRW
- KLOPP, R. (1986): Über die Ermittlung von Frachten in Fließgewässern.- Vom Wasser, Bd. 66, S. 149-158.
- KUHR, P., KUNKEL, R., TETZLAFF, B. U. WENDLAND, F. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Laufzeit 01.11.2010 – 31.03.2014, 218 S.
- KUNKEL, R. U. WENDLAND, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.
- KUNKEL, R. U. WENDLAND, F. (2002): The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins - the River Elbe Case Study.- J. Hydrol., Vol. 259, S. 152-162.
- KUNKEL, R., VOIGT, H.-J., WENDLAND, F. U. HANNAPPEL, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 47, Jülich, 204 S.
- KUNTZE, H. (1983): Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung.- Telma, Bd. 13, S. 137-152.
- KUNTZE, H. (1986): Soil Reclamation, Improvement, Recultivation and Conservation in Germany.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., Bd. 149, S. 500-512.
- KUNTZE, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- Telma, Bd. 18, S. 61-72.
- KUNTZE, H. (1996): Moornutzung und Moorschutz in Niedersachsen.- In: Preu, C. u. Leinweber, P. (Hrsg., 1996): Landschaftsökologische Raumbewertung - Konzepte, Methoden, Anwendungen.- Vechtaer Stud. z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss., Bd. 16, Vechta, S. 93-108.
- KUNTZE, H. U. SCHEFFER, B. (1991): Zum Phosphataustrag saurer Hochmoorböden.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 65-95.
- LADEMANN, H. U. PÖTHIG, R. (1994): Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dränierter 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.

- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (2004): Maßnahmen zur Minderung von Bodenerosion und Stoffabtrag von Ackerflächen - Abschlussbericht des NRW-Verbundvorhabens "Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen - Ausmaß und Minderungsstrategien", Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, 19, Essen, 192 S.
- LAWA, LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (HRSG., 2003): Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern - Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren.- Berlin, 62 S.
- LERNER, D. N. (1990): Groundwater recharge in urban areas.- Atmos. Environ., Vol. 24B, Nr. 1, 29-33.
- LEURS, S., SCHREY, H. P. U. SCHÖBEL, T. (2016): Analyse von Dränplänen zur Ableitung potenzieller Dränflächen aus bodenkundlichen, morphologischen und hydrologischen Standortfaktoren.- Projektbericht Geologischer Dienst, Krefeld.
- 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.
- 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.
- MEISTERS, J., NEBELUNG, H.W., HOFFMANN, J., SCHOLZ, H. U. RÜTTEN, M. (2015): Zusammenfassende Beschreibung des Be- und Entwässerungssystems im Deichverband Kleve-Landesgrenze.- Kranenburg, schriftl. Mitt. Herr Rütten, 8 S.
- 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.
- 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.
- MOSIMANN, T. (1990): Ökotope als elementare Prozesseinheiten der Landschaft-Konzept zur prozessorientierten Klassifikation von Geoökosystemen.- Geosynthesis, Bd. 1, Hannover, 56 S.
- MÜLLER, I. (2002): Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen.- In: LUA NRW, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002): Jahresbericht 2001.- Essen, S. 157-159.
- 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.
- MULNV, MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (HRSG., 2020): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW.- 18. Aufl., Düsseldorf.
- 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, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (HRSG., 2010): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen – Ergänzende Flussgebietsbezogene Darstellung der Abwasseranlagen und ihrer Einleitungen.- 14. Aufl., Düsseldorf, 431 S.
- NEARING, M. (1997): A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss.- Soil Science Society of America Journal 61, 917-919.
- NEARING, M. A. (1997): A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 917-919
- 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 Gewässer-verschmutzungskarten 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.
- 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.
- 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.
- PESCHKE, G., ETZENBERG, C., MÜLLER, G., TÖPFER, J. U. ZIMMERMANN, S. (1998): Das wissensbasierte System FLAB - ein Instrument zur rechnergestützten Bestimmung von Landschaftseinheiten mit gleicher Abflußbildung.- Zittau, 122 S.
- PIHL, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.- Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.
- PIONKE, H. B., GBUREK, W. J., SHARPLEY, A. N. U. ZOLLWEG, J. A. (1997): Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 225-242.
- POMMER, G., SCHRÖPEL, R. U. JORDAN, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.

- 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.
- 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.
- PREUß, H.-U. U. VOSS, W. (1979): Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, S. 959-964.
- RASA, K. (HRSG. 2010): Novel methods for reducing agricultural nutrient loading and eutrophication.- Field excursions, 14-16 June 2010, COST869, Working groups 2 and 3, Jokioinen, 10 S.
- RICHARDSON, C. F. (1985): Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands.- Science, Vol. 228, S. 1424-1427.
- ROSCHKE, O., STEININGER, M. (2009): Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt, Abschlussbericht, S. 25, LHW Sachsen-Anhalt, unveröffentlicht)
- ROTH, C. H., BOHL, H. U. SCHWARTENGRÄBER, R. (1989): Zur Dynamik der Oberflächenverschlammung in Abhängigkeit von Niederschlag und Standortbedingungen.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 59/II, S. 775-778.
- 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.
- 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.
- SIEKER, F. (1986): Versickerung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten - Wasserwirtschaftliche Auswirkungen.- Wasser Boden, S. 222-224.
- 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.
- STEEGEN, A. U. GOVERS, G. (2001): Correction factors for estimating suspended sediment export from loess catchments.- Earth Surf. Process. Landforms, Bd. 26, S. 441-449.
- STEFFEN, D. (1986): Stoff-Frachten der Ems am Tidewehr Herbrum.- Mitt. Niedersächs. Landesamt f. Wasserwirtsch., H. 3, S. 48-63.
- STEINMANN, F. (1997): Nährstoffausträge aus Böden - Ergebnisse des Trendmeßnetzes in Schleswig-Holstein.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 84, S. 219-222.
- STENBERG, M., ULÉN, B., SÖDERSTRÖM, M., ROLAND, B., DELIN, K. U. HELANDER, C.-A. (2012): Tile drain losses of nitrogen and phosphorus from fields under integrated and organic crop rotations. A four-year study on a clay soil in southwest Sweden.- Science of the Total Environment, 434, 79-89.
- 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, 65, Jülich, 287 S.
- TETZLAFF, B. (2013): Schwermetalle aus landwirtschaftlicher Flächennutzung? Ursachenanalyse von Kupfer- und Zinkeinträgen im Einzugsgebiet der Ems (NRW).- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag der Bezirksregierung Münster, Laufzeit 01.01.2011 – 31.12.2012, 250 S.
- TETZLAFF, B. U. KUHR, P. (2011): Kartographische Erfassung potenziell gedränkter Flächen in Schleswig-Holstein.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Laufzeit 01.05.2011 – 30.11.2011, 36 S.
- TETZLAFF, B. U. KUHR, P. (2011): Kartographische Erfassung potenziell gedränkter Flächen in Schleswig-Holstein.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Laufzeit 01.05.2011 – 30.11.2011, 36 S.
- TETZLAFF, B. U. WENDLAND, F. (2012): Modelling sediment input to surface waters for German states with MEPhos: Methodology, sensitivity and uncertainty.- Water Resources Management, 26 (1), 165-184.
- TETZLAFF, B., BRANDS, E., GRUNAU, T., JÖRRENS, F., RÜCKERT, B. U. WENDLAND, F. (2009): Modellierung der mehrjährigen mittleren Sediment- und Phosphoreinträge in die Urftalsperre mit MEPhos und Optionen zur Verbesserung der Gewässergüte.- Korrespondenz Wasserwirtschaft, Nr. 12, S. 665-671.
- 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., KELLER, L., KUHR, P., KREINS, P., KUNKEL, R. U. WENDLAND, F. (2016): Endbericht zum Forschungsprojekt „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächen-gewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPHos.- durchgeführt im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Jülich, 238 S.
- TETZLAFF, B., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R. U. WENDLAND, F. (2017): Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Thüringens mit eintrags-pfadbezogener und regionaler Differenzierung.- Endbericht zum Forschungsvorhaben im Auftrag der TLUG, Jülich, 182 S.
- TETZLAFF, B., KUHR, P. U. WENDLAND, F. (2008): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten.- Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, 52 (1), 9-18.
- 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., SCHREINER, H., VEREECKEN, H. U. WENDLAND, F. (2009): Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen.- Abschlussbericht zum Kooperationsvertrag FZJ u. HLUG, Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. 29, 149 S.
- TETZLAFF, B., SCHREINER, H., VEREECKEN, H. U. WENDLAND, F. (2009): Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen.- Abschlussbericht zum Kooperationsvertrag FZJ u. HLUG, Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, 29, 149 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.
- TURTOLA, E. U. PAAJANEN, A. (1995): Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil.- Agricultural Water Management, 28, 4, 295-310.
- US SOIL CONSERVATION SERVICE (HRSG., 1972): National engineering handbook.- 2. Aufl., Washington, DC.
- 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 mesoskali-gen 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.

- WALLRAPP, S. (2011): Konzept zur nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität des Igelsbachsees durch Reduzierung der Phosphoreinträge und seeinterne Maßnahmen.- Masterarbeit Leibniz Universität Hannover, 176 S.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT ANSBACH (HRSG. 2006): Die Struktur der Trinkwasserversorgung Westmittelfrankens.- Ansbach, 2 S.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT ANSBACH (HRSG. 2009): Reduzierung der P-Belastung im Einzugsgebiet der oberen Altmühl (Studie vom 07.10.09).- Ansbach, 9 S. + 3 Anlagen.
- 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.
- WENDLAND, F., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., TETZLAFF, B. U. VEREECKEN, H. (2010): Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen.- Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, 88, 216 S. ISBN 978-3-89336-674-3.
- 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. Agrilkulturchem. Inst. Univ. Bonn, Nr. 64, Bonn, 187 S.
- WERNER, W., OLFS, H. W., AUERSWALD, K. U. ISERMANN, K. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen".- In: Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin, S. 665-764.
- 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.
- WISCHMEIER, W. U. SMITH, D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Loss: A Guide to Conservation Planning. – Agricult. Handb., 537; 58 S., 20 Tab.; Washington (United States Depart. Agricul.)
- XANTHOPOULOS, C. (1992): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation.- In: Hahn, H, H, u, Xanthopoulos, C. (Hrsg., 1992): Schadstoffe im Regen-abfluß 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.

Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
poststelle@lanuv.nrw.de

www.lanuv.nrw.de