



Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021

Teil V

Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die
Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens
(2014-2016)

LANUV-Fachbericht 110

Kooperationsprojekt GROWA+ NRW 2021

Teil V

Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die
Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens
(2014-2016)

[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	Frank Wendland ¹ , Sabine Bergmann ² , Michael Eisele ² , Jelka Elbers ² , Horst Gömann ³ , Peter Kreins ⁴ , Ralf Kunkel 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 Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Gartenstraße 11, 50765 Köln-Auweiler Telefon: 0221 5340-160, E-Mail: info@lwk.nrw.de ⁴ Thünen-Institut für Ländliche Räume, Bundesallee 64, 38116 Braunschweig Telefon: 0531 596-1003, E-Mail: info@thuenen.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.



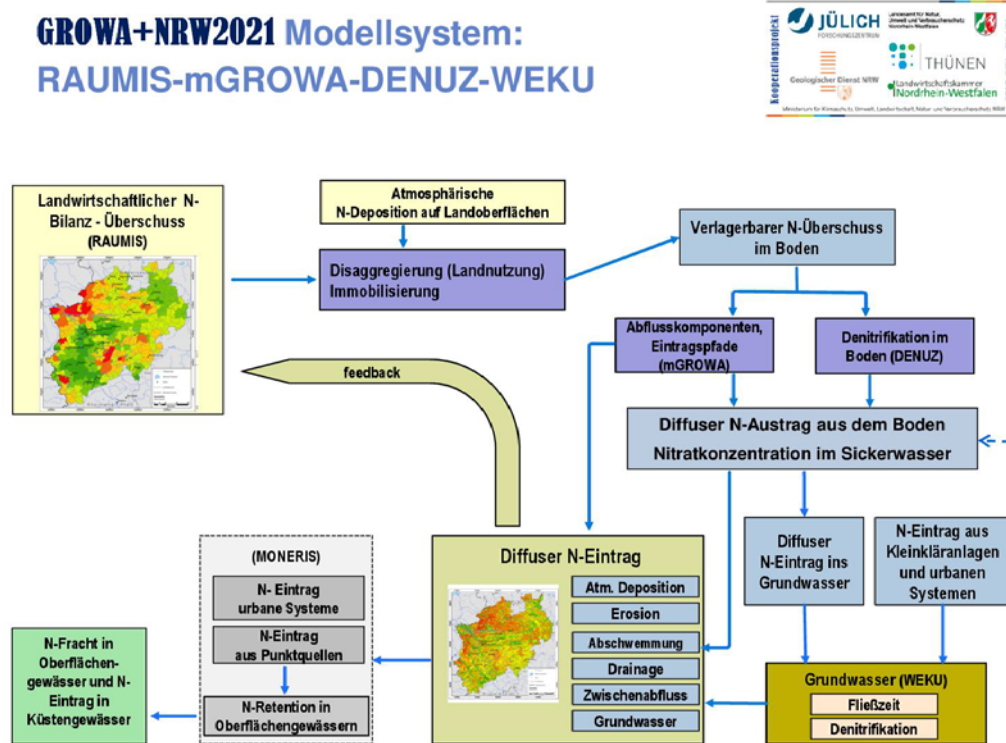
Veranlassung und Zielsetzung:

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
2	Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ..	11
2.1	Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen	13
2.2	Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung ..	14
2.3	Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	15
2.4	Abschätzung der verlagerbaren N-Menge im Boden	16
2.5	Quantifizierung des diffusen N-Austrags aus dem Boden (DENUZ-Modell)	16
2.6	Zusätzliche, unterhalb der Wurzelzone wirksame N-Mengen	19
2.7	Separierung der N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss und Dränagen	20
2.8	Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)	21
2.9	Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer	22
2.10	N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen, Direkteinleitern, Kanalsystemen und Kleinkläranlagen	22
2.11	Stickstoff-Gesamteintrag und Validierung der Stickstoff- Frachten in Oberflächengewässern unter Berücksichtigung der Retention in Oberflächengewässern	22
3	Datengrundlagen	23
3.1	Datengrundlagen des DENUZ-Modells	25
3.1.1	N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft	25
3.1.2	Disaggregation der N-Bilanzdaten nach Landnutzung	27
3.1.3	Atmosphärische N-Deposition	28
3.1.4	Denitrifikationsbedingungen im Boden	30
3.1.5	Verweilzeit im Boden	31
3.1.6	Abflusskomponenten und deren Relevanz für den N-Eintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer	32
3.2	Erosionsgefährdung von Ackerflächen und Dauerkulturen	36
3.3	Abschwemmungsgefährdete landwirtschaftlich genutzte Flächen	37
3.4	Datengrundlagen des WEKU-Modells	38

3.4.1	Fließzeit des Grundwassers im Aquifer bis Oberflächengewässereintritt.....	39
3.4.2	Nitratabbauvermögen im Aquifer.....	40
3.5	Datengrundlagen zur Ermittlung der N-Gesamtfrachten, der gewässerinternen N-Retention sowie zur Validierung der Gesamtfrachten.....	41
4	Modellergebnisse zum aktuellen Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer	42
4.1	N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen	42
4.2	N-Austrag in die Oberflächengewässer über Bodenerosion	43
4.3	N-Austräge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	44
4.4	Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden	45
4.5	N-Austrag aus dem Boden	47
4.6	N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen	49
4.7	N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen.....	50
4.8	N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Zwischenabfluss	51
4.9	N-Austräge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser	52
4.9.1	Diffuse N-Einträge ins Grundwasser	53
4.9.2	N-Einträge ins Grundwasser aus den öffentlichen und privaten Kanalisationen bzw. –Anschlüssen im Bereich von Siedlungen	54
4.10	Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer	54
4.10.1	Nitratabbauvermögen im Aquifer.....	54
4.10.2	N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss.....	57
4.11	Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer	58
4.12	N-Einträge in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen Direkteinleitern, Kanalsystemen und Kleinkläranlagen	60
4.13	Mittlere N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer	60
4.14	Validierung der modellierten N-Gesamt-Frachten	61
4.15	Vergleich und Diskussion der Ergebnisse der aktuellen N-Eintragsberechnungen mit früheren Berechnungen (2010 und 2014).....	62
5	Abschätzung der Nitratbelastungssituation im Rheinischen Braunkohlerevier bei einem bergbauunbeeinflussten Zustand	65
6	Zusammenfassung	68
7	Literatur.....	73

1 Hintergrund und Zielstellung

Nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (European Parliament and Council of the European Union, 2000) sollen die Gewässer in der europäischen Gemeinschaft bis zum Jahre 2015 einen Zustand erreichen, der laut Definition nur gering von ihrem natürlichen Zustand abweicht. Die Defizite der Gewässerbeschaffenheit sind jedoch im Ergebnis der Bestandsaufnahme nach EG-Wasserrahmenrichtlinie für alle Flussgebietseinheiten NRWs deutlich geworden.

Die Datenauswertung der Gewässerüberwachung in NRW zeigt trotz einiger positiver Entwicklungen in den vergangenen Jahren sowohl beim Grundwasser als auch bei den Oberflächengewässern anhaltende Defizite der Gewässergüte. Insbesondere Belastungen aus dem diffusen und punktuellen Eintrag von Stickstoff und Phosphor stellen wesentliche Probleme dar. Die Nährstoffbelastung trägt dazu bei, dass sich die Fließgewässer und Grundwasserkörper teilweise nach wie vor nicht im Einklang mit den Zielvorstellungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie befinden.

Zur effektiven und effizienten Lösung dieses Problems ist es erforderlich an den Quellen und Eintragspfaden anzusetzen, die maßgeblich am Stickstoffeintrag beteiligt sind. In diesem Zusammenhang muss zunächst ermittelt werden, welche Stickstoffmengen in NRW aktuell auf den unterschiedlichen diffusen und punktförmigen Eintragspfaden ins Grundwasser und die Oberflächengewässer gelangen. Eine solche Ist-Zustandsanalyse ist die Grundlage, um einerseits räumliche Belastungsschwerpunkte identifizieren zu können und um andererseits mit N-Minderungsmaßnahmen an der richtigen Stelle anzusetzen. Um dieser Aufgabenstellung in Gänze gerecht werden zu können, ist eine Emissionsmodellierung erforderlich, welche Stoffausträge aus Landflächen sowie Stoffeinträge in die Gewässer abbilden. Eine solche Ist-Zustandsanalyse ist Gegenstand des hier vorgelegten GROWA+-NRW 2021 - Teilberichts V.

Zur Abbildung der diffusen N-Einträge wurde im Rahmen des Projektes GROWA+ - NRW 2021 die Modellkette RAUMIS-(m)GROWA-DENUZ-WEKU umgesetzt. Die diesbezüglichen Modellrechnungen sollten konsistent für die gesamte Landesfläche NRWs in einem Raster von 100m x 100m durchgeführt werden, so dass jede der im Projekt GROWA+ - NRW 2021 durchgeführten Modellrechnungen zur Ermittlung der diffusen N-Einträge für jeweils ca. 34 Mio. Einzelrasterzellen durchgeführt wurde. Die Gesamtsumme der berechneten diffusen N-Einträge in Oberflächengewässer sollten auf OWK-Ebene aggregiert und zur Berechnung der N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer weiterverwendet werden. Damit einhergehend sollten alle zu Grunde liegenden Eingangsdaten aktualisiert werden. Gekoppelt mit dem Modellpaket MONERIS sollen zudem die Einträge aus Punktquellen in die Gewässer einbezogen werden.

Im Rahmen dieses Teilberichts sind ausschließlich die Methoden, die Vorgehensweise, die Datengrundlagen und die Ergebnisse der Status-Quo-Analyse der N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt. In Kapitel 2, werden zunächst die reaktiven N-Transportmodelle DENUZ und WEKU, sowie die Berechnung der relevanten diffusen N-Austragspfade beschrieben. Anschließend werden im gleichen Kapitel die Modellansätze Quantifizierung der Gesamteinträge in die Oberflächengewässer erläutert. In Kapitel 3 werden die für die Modellierungen verwendeten Datengrundlagen vorgestellt. Kapitel 4 zeigt die Ergebnisse der N-Eintragsmodellierungen für den Ist-Zustand. In Kapitel 5 wird ergänzend hierzu die Nitratbelastungssituation im Rheinischen Braunkohlerevier bei einem

bergbauunbeeinflussten Zustand abgeschätzt. Der Bericht schließt mit einer Zusammenfassung in Kapitel 6 sowie einer Zusammenstellung der verwendeten Literatur in Kapitel 7.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die zur Einhaltung bzw. Erreichung des guten chemischen Zustands im Grundwasser bzw. in den Randmeeren nach EG-WRRL (2000) notwendige Reduzierung der landwirtschaftlichen N-Überschüsse Gegenstand des GROWA+-NRW2021 Teilberichts VII sind. Die Erstellung der zur Maßnahmenplanung und Zielerreichungsprognose gemäß EG-WRRL erforderlichen Prognosen hinsichtlich der Nitratbelastungen (Baselineszenario, Maßnahmenwirkung, Szenarienrechnungen) werden im Teilbericht IIX separat zusammengefasst.

2 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

Mit dem gekoppelten Modellsystem RAUMIS-GROWA-DENUZ-WEKU-MONERIS wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer NRWs über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen (siehe Abb. 2-1).

Die Ausweisung der N-Einträge erfolgt in der Regel als Gesamtsumme in t/a N. Hierbei kann sowohl die Gesamtsumme über alle diffusen und alle punktförmigen N-Einträge dargestellt werden, als auch die Summen für jeden Einzelpfad. Bei den diffusen N-Einträgen wird zum Teil zusätzlich der N-Eintrag pro Flächeneinheit in kg/(ha·a) ausgewiesen, um einen flächenspezifischen Vergleich der Einträge zu ermöglichen. Alle diese Angaben sind immer auf die gesamte verlagerbare N-Menge bezogen, d.h. es wird in der Regel keine Unterscheidung in die verschiedenen N-Verbindungen vorgenommen. Bei der Berechnung der diffusen N-Einträge im Modellsystem GROWA-DENUZ-WEKU wird weiterhin vereinfachend davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitratstickstoff (N) vorliegt.

Der Nitratstickstoff bezeichnet die Menge (Y) an Stickstoff, welche in der Menge (X) Nitrat vorhanden ist. Wenn also z.B. 100 mg NO₃/l vorliegen, dann bezeichnet der Nitratstickstoff (NO₃-N) die Menge an Stickstoff welche in den 100 mg NO₃/l Nitrat enthalten ist. In dem genannten Beispiel wären das 22,58 mg NO₃-N. Der Umrechnungsfaktor von NO₃-N zu NO₃ ist 4,43, d.h. der NO₃-N-Gehalt * 4,43 ergibt den Nitratgehalt. Eine NO₃-N-Konzentration im Sickerwasser von 22,58 mg NO₃-N/l entspricht in diesem Sinne einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 22,58·4,43 mg/l = 100 mg NO₃/l. Explizit als Nitrat (NO₃) wird nur die Nitratkonzentration im Sickerwasser angegeben, da diese einen Bezug zum Grundwassergrenzwert von 50 mg NO₃/l aufweist.

Um konsistent zu den oben genannten Einheiten der N-Einträge zu sein, erfolgt die Angabe der Denitrifikationsumsätze in Boden und Grundwasser ebenfalls in t N/a bzw. kg N/(ha a), d.h. diese Angaben sind daher ebenfalls auf den Nitratstickstoff-Gehalt (NO₃-N) bezogen. Gleiches gilt für die N-Einträge, die gekoppelt an die Komponenten des Abflusses über die verschiedenen Abflusskomponenten in die Oberflächengewässer gelangen.

Abbildung 2-1 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation mit dem mGROWA-Modell (vgl. Teilbericht IIa). Zur Ermittlung der diffusen N-Einträge werden die reaktiven Nitrattransportmodelle DENUZ (Kunkel u. Wendland, 2006) und WEKU (Kunkel u. Wendland, 1997) mit dem RAUMIS-Modell (vgl. Teilbericht I) verknüpft. Die Simulation der punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer, die Berechnung der N-Retention im Oberflächengewässer sowie die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten Gesamt-N-Frachten erfolgt im Projekt GROWA+-NRW 2021 im LANUV basierend auf dem Modell MONERIS und den Frachtab-schätzungen des Lageberichts Abwasser.

Hauptaustragspfade für den N-Eintrag stellen die mit dem Modell mGROWA aus dem Gesamtabfluss separierten Abflusskomponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Abfluss aus urbanen Flächen, natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) und die Grundwasserneubildung (Basisabfluss, Grundwasserabfluss) dar (vgl. Teilbericht IIa). Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangen die N-Einträge mit unterschiedlicher Zeitverzögerung in die Oberflächengewässer. Hierbei wird unterstellt, dass der N-Eintrag proportional zum Anteil der einzelnen Abflusskomponenten am Gesamtabfluss erfolgt. Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA also ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 80% zur Grundwasserneubildung beiträgt, so bedeutet dies gleichsam, dass 80% der N-Austräge über die Grundwasserneubildung in den Aquifer gelangen.

Während des Transports im Boden und im Grundwasserraum unterliegt das Nitrat Abbauprozessen, durch die Belastungen unterliegender Gewässersysteme je nach Standortbedingung deutlich verringert werden können, sofern die Abbaukapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht überschritten wird. Die für die Anwendung der Modelle DENUZ und WEKU notwendige Einstufung der Böden und Aquifere im Hinblick auf ihr Denitrifikationsvermögen ist Gegenstand von Teilbericht IV.

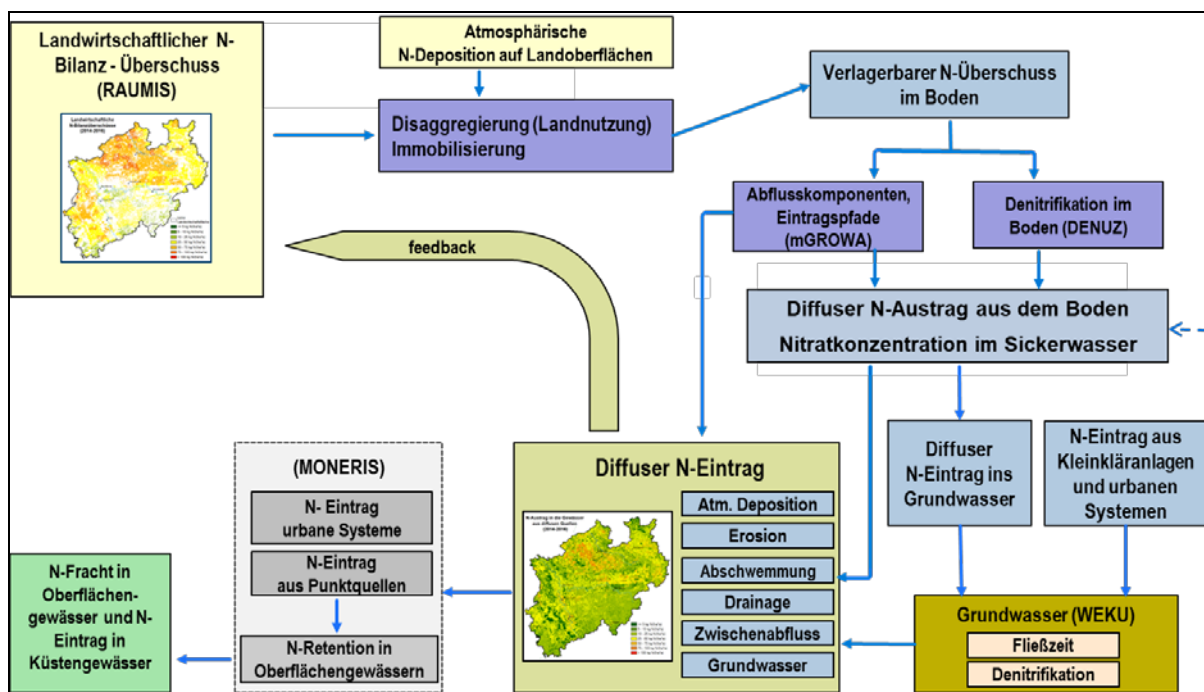


Abb. 2-1: Schematische Darstellung der Simulation der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer mit dem gekoppelten Modellsystem RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU-MONERIS

Der Nitratabbau im durchwurzelter Boden wird im DENUZ-Modell auf Basis einer gebietsumfassenden Klassifizierung des Nitratabbaupotentials in Boden vorgenommen und die jeweiligen Abbauverluste als Funktion der jeweiligen Standorteigenschaften unter Zugrundelegung einer Michaelis-Menten Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Ausgangsgröße hierfür sind die verlagerbaren N-Mengen im Boden, die sich aus der Differenz zwischen der dem Boden zugeführten N-Menge (N-Dünger plus atmosphärische N-Deposition) und der mit der Erntesubstanz entfernten bzw. im Boden gespeicherten N-Menge ergeben.

Als zusätzliche, unterhalb der Wurzelzone wirksame N-Mengen, werden die N-Austräge von Kleinkläranlagen, die ins Grundwasser abschlagen, sowie die N-Austräge von urbanen Systemen (Rohrleckagen, Komposthaufen, etc.) berücksichtigt. Da der Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs in modellhafter Annahme vernachlässigt wurde, werden für die zusätzlich berücksichtigten N-Mengen keine Denitrifikationsverluste berechnet.

Für die über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter eingetragene N-Menge, ist der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel u. Wendland 1997; 2000; 2006; Wendland et al. 2004). Die WEKU-Modellierung beinhaltet eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Verweilzeiten im oberen Grundwasserleiter bis zum Oberflächengewässereintritt (vgl. Teilbericht III), welche für die Simulation der u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge im Grundwasser reduzierter Grundwässer bedeutsam ist.

Die Gesamtsumme der berechneten diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer werden vom FZ Jülich auf Ebene der Oberflächenwasserkörper aggregiert und ans LANUV zur Berechnung der Gesamteinträge in Oberflächengewässer übergeben. Hierbei wird berücksichtigt, dass die in einem Flusslauf realisierten Nährstofffrachten sich nicht nur aus den diffusen Einträgen zusammensetzen, sondern immer auch einen Anteil an punktuellen Einträgen aufweisen. Dementsprechend werden im LANUV die N-Einträge über Trennkanalisationen, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleitungen sowie über Mischwasserentlastungen gesondert ausgewiesen. Zudem wird mittels des Ansatzes aus dem MONERIS-Modell die gewässerinterne N-Retention abgeschätzt. Die berechneten N-Gesamteinträge werden dann anhand von im Flusslauf gemessenen N-Konzentrationen auf Plausibilität überprüft.

In den Folgekapiteln 2-1 bis 2-11 werden einzelne Komponenten des gekoppelten Modellsystems RAUMIS-mGROWA-DENUZ-WEKU-MONERIS zur Simulation der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer beschrieben.

2.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen

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

Die durch atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eingetragenen Stickstoffmengen wurden basierend auf den von Schaap et al. (2018) ermittelten Werten der atmosphärischen Gesamt-N-Deposition abgeleitet. Gebietskulisse hierfür waren die Wasserflächen der Gewäs-

serstationierungskarte NRW. Diese sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z.B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle.

Die Polygone der Gewässerstationierungskarte sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben zu den Flussbreiten in der Attributtabelle verwendet. Um die in ALKIS (Statistische Daten des Bundes und der Länder) angegebene Gewässerfläche zu erreichen, mussten die Gewässerbreitenklassen angepasst und ggf. höher angesetzt werden.

Die Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der flächenhaft für NRW vorliegenden N-Depositionswerte mit den ausgewiesenen Wasserflächen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt.

2.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelösten Stickstoffverbindungen mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der das Oberflächengewässer nach kurzer Fließzeit erreicht. Der Abschwemmungsprozess ist eng an Erosionsprozesse (Eintrag von Bodenpartikeln und daran gebundenen Stoffen) gekoppelt, im Gegensatz zur Erosion (siehe Kap. 2.3) findet Abschwemmung jedoch zusätzlich und in relevanter Größenordnung auch auf Grünland statt.

Über die Abschwemmung wird gelöster Stickstoff (Nitrat) mit dem Oberflächenabfluss (d.h. an der Erdoberfläche) in den Oberflächengewässern eingetragen. Die flächendifferenzierte Modellierung der N-Einträge über Abschwemmung setzt daher eine Modellierung der Höhe des Oberflächenabflusses voraus. Zu nennenswerten Abschwemmungsprozessen bis ins Oberflächengewässer kommt es aber nur von Flächen mit folgenden Standortbedingungen:

- Böden mit Lehm im Oberboden
Hierbei wird davon ausgegangen, dass sich in Lehmböden aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit im Oberboden wassergesättigte Verhältnisse ausbilden können, die Abschwemmungsprozesse begünstigen.
- Landwirtschaftlich genutzte Flächen
Hierbei wird unterstellt, dass es nur auf Acker- und Grünlandflächen zur Bildung von Oberflächenabfluss und damit Abschwemmungsprozessen kommt.
- Flächen ohne künstliche Entwässerung
Künstliche Entwässerungssysteme wurden angelegt, um die Versickerung und den Transport von Wasser im Boden zu beschleunigen. Folglich ist davon auszugehen, dass Abschwemmungsprozesse nur auf Flächen auftreten, die nicht künstlich entwässert werden.

- Flächen mit einer Hangneigung über 2%
Hierbei wird unterstellt, dass nur Flächen mit einer Hangneigung > 2% nennenswerte Oberflächenabflusshöhen aufweisen.
- Flächen mit direkter hydraulischer Anbindung an ein Oberflächengewässer
Hierbei wird unterstellt, dass nur von Flächen mit einer direkten Anbindung an ein Oberflächengewässer Abschwemmungsprozessen unterliegen.

Die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Teilflächen zeichnen sich also durch eine Hangneigung von mehr als 2% auf, einen hohen Lehmantel im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung darstellen. Für die nach der oben beschriebenen Vorgehensweise identifizierten Teilflächen wird anschließend der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss basierend auf der mittleren mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA modellierten Oberflächenabflusshöhe bestimmt. Für diese Teilflächen wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses entsprechender Anteil der N-Bilanzüberschüsse und der atmosphärischen N-Deposition über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangt.

2.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikulären N-Austrägen führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung & Brechtel 1980, Erpenbeck 1987). Nach Auerswald & 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 Wechselwirkung stehen (Auerswald 1993).

Als Erosionskulisse zur Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion wurde auf die in Teilbericht VI dargestellte Bodenerosionsgefährdung aufgesetzt, welche mit der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) berechnet wurde. Zur Modellierung des N-Eintrags über Erosion wurden aus dieser Gebietskulisse die Ackerflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss identifiziert. Hierzu wurde eine Modellierung mit dem MEPhos-Modell vorgenommen. Der im MEPhos-Modell implementierte Verfahrensgang zur Ermittlung der Gebietskulisse für die Erosion ist in Zusammenhang mit der Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion detailliert ausgeführt (vgl. Teilbericht VI).

Da anorganische N-Verbindungen nicht adsorptiv an Bodenpartikel gebunden werden, ist die Höhe der erosiven N-Einträge nicht ausschließlich mit der abgetragenen Sedimentmenge ins Gewässer korreliert, sondern zudem mit dem N-Gehalt der erodierten organischen Bodensubstanz. Dementsprechend müssen zur Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion neben der abgetragenen Sedimentmenge die N-Gehalte des organi-

schen Oberbodens bekannt sein. Da eine solche Information in regionaler Differenzierung landesweit nicht zur Verfügung steht, wurden der Anteil der organischen Substanz im Oberboden bzw. die hierin enthaltenen N-Gehalte abgeschätzt. Hierfür wurde der natürliche N-Gehalt („Hintergrundwert“) in Anlehnung an Behrendt et al. (1999) mit 250 mg/kg angesetzt.

2.4 Abschätzung der verlagerbaren N-Menge im Boden

Die nicht über die Eintragspfade Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangenden N-Mengen durchqueren die Bodenpassage, wobei es bei bestimmten Standortbedingungen zu einer N-Immobilisierung im Boden kommt, so dass die Summe der dem Boden zugeführten N-Menge (N-Dünger plus atmosphärische N-Deposition) nicht der verlagerbaren N-Menge im Boden entspricht.

Für Grünland und Wälder wird dabei unterstellt, dass ein Teil der dem Boden zugeführten N-Menge im Boden zwischengespeichert wird und zum Aufbau von organischer Bodensubstanz beiträgt. Bei ackerbaulich genutzten Böden wird dagegen unterstellt, dass den Böden durch die Düngung zwar hohe N-Mengen zugeführt werden, sich durch die permanente Bodenbearbeitung aber kein N-Pool aufbauen konnte. Die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens bleiben daher nahezu konstant, so dass die verlagerbaren N-Mengen ackerbaulich genutzter Böden der Differenz zwischen der dem Boden zugeführten N-Menge (N-Dünger plus atmosphärische N-Deposition) und der mit der Erntesubstanz entfernten N-Menge entsprechen. Die Höhe der im Boden festgelegten N-Menge (50 % bei Grünland; 20 bzw. 10 % bei Laub- bzw. Nadelwald) wurde endgültig bei der Modellkalibrierung ermittelt und wird daher in Kap. 4.2 dargestellt und ausführlicher diskutiert.

2.5 Quantifizierung des diffusen N-Austrags aus dem Boden (DENUZ-Modell)

Die im Boden vorliegenden verlagerbaren N-Mengen gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Die um die denitrifikativen N-Verluste im Boden verminderte verlagerbare N-Menge im Boden entspricht dem diffusen N-Austrag aus dem Boden.

Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für die Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte bzw. der Grundwassereinfluss, hohe Gehalte an organischer Substanz, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und mit einem geringen Humusgehalt zu rechnen (Hoffmann, 1991; Köhne u. Wendland, 1992; Kreins et al., 2010; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland, 1992; Wendland et al., 1993).

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

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl.2-1}$$

dN(t):	mittlere mehrjähriger diffuser N-Austrag aus dem Boden (d_{Boden}) (nach der Verweilzeit t)	[kg N/(ha·a)]
N(t ₀):	mittlere mehrjähriger verlagerbare diffuse N-Menge im Boden (N-Bilanzüberschuss Landwirtschaft + atmosphärische NH _x -Deposition + atmosphärische NH _x -Deposition)	[kg N/(ha·a)]
t:	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	[a]
D _{max} :	maximale Denitrifikationsleistung eines Bodens im Jahr	[kg N/(ha·a)]
k:	Michaelis-Konstante	[kg N/(ha·a)]

D_{max} bezeichnet hierbei die maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus den o.a. Bodeneigenschaften ableiten lässt. Zur Bestimmung der maximalen Denitrifikationsrate wurde auf Ergebnisse vorliegender Studien zurückgegriffen, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen worden sind (z.B. Wendland, 1992; Kuhr et al., 2013; Wienhaus et al., 2008). Dort wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen unterschieden, um die sich die verlagerbare N-Menge im Boden in einem Jahr verringern kann (siehe Tab. 2-1).

Die in Tabelle 2-1 ausgewiesenen Nitratabbauraten wurden bei der Modellierung außerdem für die Niederrheinische Bucht in einer Weise modifiziert, die sich bei einer Anwendung des RAUMIS-GROWA-DENUZ-WEKU-Modells in NRW (Wendland et al., 2010; Kuhr et al., 2014) bereits bewährt hatte. Hierbei wird für trockene, oder nur zeitweise vernässte Böden eine modifizierte Denitrifikationsrate angesetzt (siehe Teilbericht IV).

Der Nitratabbau [kg N/(ha·a)] ist als maximal jährlicher Abschlag zu verstehen. Unberücksichtigt bleiben hierbei die unterschiedlichen Verweilzeiten des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}), die bei der DENUZ-Modellierung jedoch explizit berücksichtigt werden. Auf diese Weise wird im DENUZ-Modell sichergestellt, dass der Nitratabbau im Boden nur für den Zeitraum angesetzt wird, den sich das Nitrat im Wurzelraum befindet. Wenn also bei der Verweilzeitenmodellierung nach DIN 19732 (vgl. Teilbericht III) für eine Rasterzelle z.B. ein Wert von einem halben Jahr ermittelt wurde, dann wird bei der Modellierung des Nitratabbaus im Boden der betreffenden Rasterzelle auch nur genau 50% des maximal möglichen Nitratabbaus erreicht.

Tabelle 2-1: Denitrifikationsstufen und jährliche Denitrifikationsraten für die Berechnung des Nitratabbaus im Boden in NRW (Wienhaus et al., 2008; verändert)

Denitrifikationsstufe	Jährliche Denitrifikationsrate [kg N/(ha·a)]	Grund-/ Stauwassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
1: sehr gering	< 10 [10]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine, sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina, Braunerde, Podsol
2: gering	10 – 30 [20]	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina, Parabraunerde, Pelosol, Tschernosem, Auenboden, Kolluvisol, Plaggenesch
		[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3: mittel	30 – 50 [40]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftenassepseudogley
4: hoch	50 – > 150 [60]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden
		Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoortorfe	Niedermoor, Hochmoor
5: sehr hoch	>> 150 [100]	[nass] ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S)	Gley-Tschernosem, Marschböden
			[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (Obermann, 1981; Schulte-Kellinghaus, 1987; Voss, 1985), was jedoch nicht bedeutet, dass regional nicht doch in Grundwasserdeckschichten ein Nitratabbau stattfinden kann, z.B. in Regionen, in denen eine DOC-Einwaschung stattgefunden hat und ein Luftabschluss auftritt.

Aufgrund unzureichender Datengrundlagen konnten Gebiete, in denen solche Schichten im Untergrund anstehen, jedoch nicht regionalen ausdifferenziert werden. Auf eine Ausweisung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserdeckschichten NRW wurde deshalb generell verzichtet. Vereinfachend wurde stattdessen davon ausgegangen, dass die quantifizierten Stickstoffausträge aus dem Boden bzw. die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser also die Mengen bzw. Konzentrationen darstellen, die in das Grundwasser oder über die Direktabflusskomponenten „künstliche Entwässerungssysteme“ (Dränabfluss) oder „natürlicher Zwischenabfluss“ in die Oberflächengewässer eingetragen werden.

2.6 Zusätzliche, unterhalb der Wurzelzone wirksame N-Mengen

Als zusätzliche, unterhalb der Wurzelzone wirksame N-Mengen wurden im Rahmen des Projektes GROWA+NRW2021 bundesweit erstmalig N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen berücksichtigt. Der große Vorteil dieser Herangehensweise besteht darin, dass über die Landwirtschaft hinaus der Einfluss weiterer möglicher Stickstoffquellen ermittelt wird, während bisher der gesamte Minderungsbedarf der Landwirtschaft zugeschrieben wurde.

Der N-Austrag aus urbanen Systemen wurde in Anlehnung an den aktuellen „Lagebericht“ (2016) unter der Annahme eines N-Aufkommens von 11 g N/(Einwohner u. Tag) sowie einer N-Freisetzung aus urbanen Systemen von 1,65 g N/(EW*Tag) (15 % des N-Aufkommens) ermittelt. Beim N-Austrag aus Kleinkläranlagen wurden ausschließlich die in der Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser (D-E-A) erfassten KKA, die ins Grundwasser abschlagen, berücksichtigt. Die N-Frachten entsprechen den in D-E-A erfassten jahresbezogenen N-Einleitungen dieser KKA.

Da die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen unterhalb der Wurzelzone erfolgen, sind für diese N-Quellen weder die in Kap. 2.4 beschriebene N-Festlegung im Boden noch die in Kap. 2.5 beschriebene Denitrifikation im Boden wirksam. Die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen bleiben daher in voller Höhe erhalten.

2.7 Separierung der N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss und Dränagen

Bei der Modellierung des N-Eintrags ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitrat vorliegt. Zudem wird angenommen, dass der Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelter Bereichs vernachlässigt werden kann. Die Aufteilung der N-Austräge auf die beiden Komponenten des Direktabflusses „natürlicher Zwischenabfluss“ und „Dränabfluss“ bzw. die „Grundwasserneubildung“ kann dementsprechend anhand des mit mGROWA ermittelten Abflussverhältnisses erfolgen.

Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung also beispielsweise ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 80% zur Grundwasserneubildung beiträgt, so bedeutet dies gleichsam, dass 80% der N-Austräge über die Grundwasserneubildung in den Aquifer gelangen. Dementsprechend gelangen bei diesem Beispiel 80% der diffusen N-Austräge aus dem Boden sowie 80% der N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser.

Wie in Teilbericht IIa ausgeführt bildet sich natürlicher Zwischenabfluss in den Grundwasserdeckschichten oberhalb des Aquifers. Der natürliche Zwischenabfluss kann daher sowohl als Eintragspfad für die N-Austräge aus dem Boden, als auch für die N-Austräge aus Kleinkläranlagen, die ins Grundwasser abschlagen bzw. die N-Austräge aus urbanen Systemen wirksam sein. Dementsprechend würden bei dem obigen Beispiel 20% der diffusen N-Austräge aus dem Boden sowie 20% der N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen mit dem natürlichen Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer gelangen.

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über Dränagen ist zu beachten, dass sich Dränagesysteme in der Regel in einer Tiefe von max. 1,20m unter Flur befinden (vgl. Teilbericht IIa). Es ist daher davon auszugehen, dass die N-Austräge aus Kleinkläranlagen, die ins Grundwasser abschlagen, nicht in dieser geringen Tiefe wirksam werden. Gleiches gilt sinngemäß für den Großteil der N-Austräge aus urbanen Systemen. Über Dränagesysteme gelangt somit anteilmäßig ausschließlich der N-Austrag aus dem Boden in die Oberflächengewässer. Dementsprechend gelangen bei dem obigen Beispiel 20% der diffusen N-Austräge aus dem Boden mit dem Dränabfluss in die Oberflächengewässer. Für dränierte Standorte, für die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen berechnet wurden, werden diese N-Mengen entsprechend dem Verhältnis von Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt.

2.8 Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Voraussetzung hierfür sind reduzierende Milieubedingungen im Aquifer. Liegen diese vor, kann die Denitrifikation im Aquifer mit der von Böttcher et al. (1985); Böttcher et al. (1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen in Thülsfelde bzw. bei Fuhrberg unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z.B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) beschriebenen Reaktionskinetik erster Ordnung ermittelt werden:

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl.2-2}$$

$N(t)$: Nitratgehalt im Grundwasser nach der Verweilzeit t

t : Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer

k_n : Denitrifikationskonstante

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

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl.2-3}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehalts im Grundwasser exponentiell mit der Verweilzeit im Grundwasser zur Folge.

Zur Modellierung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein:

1. die Nitrateinträge in den Aquifer
2. die Fließzeit des Grundwassers im Aquifer
3. das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer.

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im letzten Kapitel (Kap. 2.7) bereits beschrieben. Die Modellierung der Fließzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer bis Oberflächengewässereintritt wurde in Teilbericht III ausführlich dargestellt, die Bestimmung des Nitratabbauvermögens bzw. der Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer war Gegenstand von Teilbericht IV. Die Verfahrensweisen sollen an dieser Stelle nicht wiederholt werden.

Bei der Berechnung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer wird der komplette Fließweg des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in das jeweilige Oberflächengewässer betrachtet. Im WEKU-Modell erfolgt die Modellierung des

Nitratabbaus in Fließrichtung des Grundwassers auf Rasterbasis, so dass sich der Nitratgehalt des Grundwassers nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserfließzeit in einer Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

2.9 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer

In einem letzten Schritt werden schließlich alle im 100m x 100m – Raster berechneten diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Direktabflusskomponenten (Erosion, Abschwemmung, Zwischenabfluss, Dränagen sowie über die direkte atmosphärische Deposition) und die grundwasserbürtigen N- Einträge auf Ebene der Oberflächenwasserkörper aufsummiert und ans LANUV zur Berechnung der Gesamteinträge in Oberflächengewässer übergeben.

2.10 N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen, Direkteinleitern, Kanalsystemen und Kleinkläranlagen

Der N-Eintrag in die Oberflächengewässer die N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen, Direkteinleitern sowie aus Kanalsystemen und Kleinkläranlagen (KKA) wird auf Basis derselben Daten ermittelt, die auch dem Bericht zu Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW (MKULNV, 2014) zugrunde liegen. Auch die verwendeten Berechnungsmethoden sind identisch.

Eine detaillierte Beschreibung der Methodik wird an dieser Stelle zu einem späteren Zeitpunkt ergänzt.

2.11 Stickstoff-Gesamteintrag und Validierung der Stickstoff-Frachten in Oberflächengewässern unter Berücksichtigung der Retention in Oberflächengewässern

Die N-Gesamtfracht in den Oberflächengewässern ergibt sich aus der Summe der über die Einzelpfade aufsummierten diffusen N-Einträge (Kap. 2.9) und der N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen, Direkteinleitern sowie aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen (KKA) (Kap. 2.10) abzüglich der N-Retention im Oberflächengewässer. Die gewässerinterne N-Retention in den Oberflächengewässern (Fließgewässer und Seen) wird mit einem empirischen Ansatz auf Basis der hydraulischen Belastung und der Temperatur im Modell MONERIS für jedes Modelleinzugsgebiet (277 in NRW) berechnet.

Eine Validierung der modellierten N-Gesamtfrachten wird anhand gemessener Stickstoffkonzentrationen und Abflusswerten an geeigneten Gewässerpegeln vorgenommen. Die errechneten Gewässerfrachten werden dabei mit aus Messergebnis abgeschätzten Frachten (abflusskorrigierte Standardmethode nach HELCOM, 2007 bzw. LAWA, 2003) verglichen.

Eine detaillierte Beschreibung der Methodik wird an dieser Stelle zu einem späteren Zeitpunkt ergänzt.

3 Datengrundlagen

Die Quantifizierung des Stickstoffeintrags ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens erfolgt mit der Modellkette RAUMIS – mGROWA – DENUZ – WEKU - MONERIS. In jedes der Einzelmodelle gehen zahlreiche Datengrundlagen ein. Hierzu gehören agrarstatistische Daten (für RAUMIS) sowie flächendifferenzierte klimatische, hydrologische, pedologische, topographische und hydrogeologische Basisdaten (für mGROWA, DENUZ und WEKU). Diese Datengrundlagen wurden bereits in Zusammenhang mit den Modellierungen zur Nährstoffbilanzierung (Teilbericht I), zum Wasserhaushalt (Teilbericht IIa), zu den Verweil- und Fließzeiten (Teilbericht TB III) sowie zum Nitratabbau im Boden und Grundwasser (Teilbericht IV) ausführlich erläutert. Um eine wiederholte Darstellung von Datengrundlagen in verschiedenen Teilberichten zu vermeiden sind in der nachfolgenden Übersichtstabelle (Tab. 3-1) sowie in den nachfolgenden Kapiteln 3-1 bis 3-8 einerseits nur die Datengrundlagen für die N-Eintragsmodellierung aufgeführt, die in keinem der o.g. Teilberichte bereits beschrieben sind.

In der Regel werden die in den Teilberichten I bis IV dargestellten Modellergebnisse über Schnittstellen an das nächste Modell der Modellkette übergeben. So werden z.B. die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft, die ein Ergebnis des RAUMIS – Modells darstellen, über eine GIS-Schnittstelle an das DENUZ-Modell übergeben mit dem Ziel die N-Austräge aus dem Boden zu berechnen. Die N-Austräge aus dem Boden sind ihrerseits Eingangsgröße für die eintragspfadspezifische Modellierung der N-Einträge in Oberflächengewässer bzw. ins Grundwasser.

Wegen der großen Relevanz für die Stickstoffeintragsmodellierung ins Grundwasser und die Oberflächengewässer wurden (Teil-)Modellergebnisse aus den Teilberichten I bis IV in Tab. 3-1 mit aufgeführt sowie in den Kapiteln 3-1 bis 3-8 im Hinblick auf ihre Bedeutung in der Modellkette kurz beschrieben, ohne jedoch auf Details einzugehen. Diesbezüglich sei auf die jeweiligen Teilberichte verwiesen. An dieser Stelle sei erwähnt, dass die RAUMIS-Modellergebnisse zu den N-Bilanzüberschüssen (siehe Teilbericht I) und die mGROWA-Modellergebnisse zum Wasserhaushalt (siehe Teilbericht II) Datengrundlagen für das DENUZ-Modell darstellen und die Ergebnisse zu den Fließzeiten (Teilbericht III) ein Teilergebnis des WEKU-Modells darstellen. Hervorgehoben seien an dieser Stelle die mit dem mGROWA-Modell berechneten Wasserhaushaltskomponenten, die eine unabdingbare Grundlage für die eintragspfadbezogene Modellierung der N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer sind.

In den nächsten drei Abschnitten sind die Datengrundlagen und (Teil-)Modellergebnisse der Modelle DENUZ und WEKU erläutert. In Kap. 3-1 erfolgt zunächst die Darstellung der Eingangsdaten / (Teil-)Modellergebnisse des DENUZ-Modells, bevor in Kap. 3-2 und Kap. 3-3 explizit auf die Datengrundlagen der Gebietskulisse für die Modellierung der N-Einträge über Erosion bzw. Abschwemmung eingegangen wird. Die Eingangsdaten / (Teil-)Modellergebnisse des WEKU-Modells sind Gegenstand von Kap. 3-4, bevor in Kap. 3-5 auf die Eingangsdaten / (Teil-)Modellergebnisse des MONERIS-Modells eingegangen wird.

Tabelle 3-1: Datengrundlagen und Teilmodellergebnisse für die N-Modellierung in NRW

Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Landwirtschaft	N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft	Vektor	TI / LWK (RAUMIS-Modellergebnis)
Atmosphäre	atmosphärische N-Deposition	Vektor	UBA (Modellergebnis)
Abflusskomponenten (Hydrologie)	Oberflächenabfluss	Raster	FZJ (mGROWA-Modellergebnis)
	Sickerwasserhöhe		
	Dränabfluss		
	Zwischenabfluss		
	Abfluss aus urbanen Flächen		
	Grundwasserneubildung		
Boden	Bodentyp	Vektor	BK 50
Hydrogeologie	Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer bis Oberflächengewässereintritt	Raster	FZJ (WEKU-Modellergebnis)
Dränagen	Dränierte landwirtschaftliche Flächen	Raster	FZJ (Modellergebnis)
Erosion	Sedimenteintrag Oberflächengewässer	Raster	FZJ (MEPhos-Modellergebnis)
Hydrogütedaten	Grundwassergütedaten	dbf	LANUV
Oberflächengewässer	Einzugsgebietsgrenzen	Vektor	LANUV
	Tagesmittel der Abflüsse	dbf	
	Gütedaten Fließgewässer	dbf	
Rückhalt im Oberflächengewässer	Temperatur	dbf	LANUV
	Gewässerbreiten und Gewässerflächen	Vektor	LANUV
Einleitung aus Kanalisationssystemen in Oberflächengewässer	Abfluss und Konzentrationen	dbf	Lagebericht Abwasser
Punkteinträge und urbane Systeme	Kommunale Kläranlagen	Tabellen	LANUV
	Industriell-gewerbliche Direkteinleiter		
	Daten zu Kanalsystemen und Anschlussgraden, Kleinkläranlagen		

3.1 Datengrundlagen des DENUZ-Modells

3.1.1 N-Bilanzüberschuss der Landwirtschaft

Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse wurden gemeinsam vom Thünen-Institut (TI) und der Landwirtschaftskammer NRW (LWK) für das durchschnittliche Basisjahr 2014 bis 2016 mithilfe des „regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems (RAUMIS)“ vom Thünen-Institut (TI) berechnet. Die Methode zur N-Bilanzierung sowie die hierfür benötigten Datengrundlagen sind Gegenstand von Teilbericht I. Da die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse eine wichtige Eingangsgröße für die hydrologische Modellierung darstellen, wird nachfolgend kurz die Vorgehensweise zur Ermittlung der regionalen landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse dargestellt.

Zur Berechnung der N-Bilanzen wurden vom TI die innerhalb Nordrhein-Westfalens jeweils bestmöglichen verfügbaren aktuellen Datengrundlagen genutzt, und zwar hinsichtlich der räumlichen Auflösung der landwirtschaftlichen Flächen, der Anbauverhältnisse (insb. auch bzgl. Gemüseanbau), der Tierzahlen, des Wirtschaftsdüngertransports und zusätzlicher Bilanzgrößen, wie z.B. Gärresten (Biogasanlagen). Die verwendeten Berechnungskoeffizienten (bspw. zum Ausnutzungsgrad von Wirtschaftsdünger) wurden den landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Experten des Begleitarbeitskreises vorgestellt, diskutiert und letztendlich abgestimmt.

RAUMIS berechnet die Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft auf der Gemeindeebene. Berücksichtigt werden zur Berechnung der Nährstoffbilanzen mit RAUMIS u. a. der Mineraldüngereinsatz, die Wirtschaftsdüngertransporte, der Anfall an organischem Dünger, Kompost, Klärschlamm, Gärreste, die symbiotische und asymbiotische Stickstofffixierung, die regionalen Standorteigenschaften sowie die Nährstoffentzüge über das Erntegut. Die atmosphärische Stickstoffdeposition wurde, um Doppeltzählungen zu vermeiden, bei diesen Berechnungen im RAUMIS-Modell nicht berücksichtigt, da die atmosphärische Stickstoffdeposition flächendeckend bei der hydrologischen Modellierung berücksichtigt wird.

Alle Bilanzgrößen beziehen sich auf die Periode 2014-2016 und sind auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den Gemeinden bezogen. Dies kann zur Folge haben, dass sich in der Kartendarstellung des N-Bilanzüberschusses (Abb. 3-1) relativ hohe Werte befinden, diese sich aber nur auf einen kleinen Anteil der Gemeindefläche beziehen.

Der durchschnittliche N-Bilanzüberschuss der landwirtschaftlich genutzten Flächen für die Gemeinden NRWs ergibt sich dann aus der Anrechnung aller relevanten Positionen der Stickstoffbilanz. Einen Überblick über die regionalen Stickstoffbilanzsalden in NRW gibt Abb. 3-1 für einen auf das Jahr 2016 gemittelten 3-Jahresmittelwert, in dem die witterungsbedingten Schwankungen der Stickstoffbilanzen weitgehend aufgehoben sind.

Geringe Überschüsse finden sich in Regionen mit extensivem Grünland oder in den Regionen mit Ackerbau und geringer Tierhaltung. Hier wird der Düngebedarf überwiegend durch mineralischen Dünger gedeckt, der im Vergleich zum Wirtschaftsdünger eine höhere Düngeeffizienz aufweist. Durch die Abfuhr über das Erntegut und niedrige Zufuhr über Wirtschaftsdünger

und Gärreste bleiben die Nährstoffüberschüsse in der Regel deutlich unter den Grenzwerten der DüV.

Relativ hohe Nährstoffbilanzüberschüsse sind dagegen dort zu beobachten, wo durch die Tierhaltung größere Mengen organischer Nährstoffe dem Boden zugeführt, aber durch die Pflanzenproduktion nicht hinreichend Nährstoffe abgeführt werden. Die Gesamthöhe der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse in NRW liegt bei rund 82.400 t N für das 3-Jahresmittel.

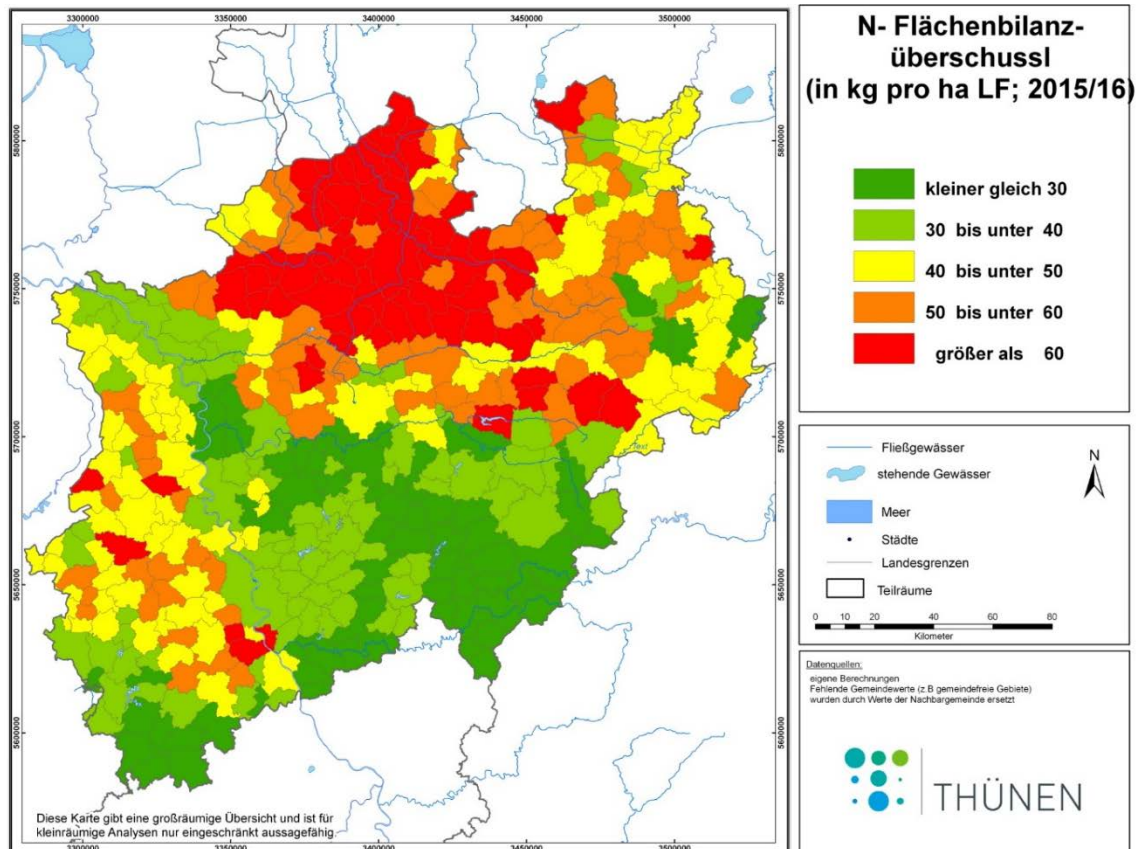


Abb. 3-1: N-Flächenbilanzüberschuss der Landwirtschaft für Gemeinden (2014 – 2016)

Entsprechend der Schnittstelle zwischen RAUMIS und GROWA (siehe Teilbericht I) wurden die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse georeferenziert auf die Flächen des hydrologischen Landnutzungslayers übertragen, die von landwirtschaftlichen Betrieben bewirtschaftet wird. Hierzu wurden die InVeKos-Geometrien auf das Landnutzungslayer der hydrologischen Modelle übertragen.

Es ist davon auszugehen, dass ein Teil des abgegebenen Mineraldüngers außerhalb der landwirtschaftlichen Betriebe abgesetzt und eingesetzt wird. Hierzu zählt beispielsweise der Einsatz in der Pferdehaltung, auf private Streuobstwiesen oder in privaten Gärten. In den Berechnungen wurde angenommen, dass lediglich 2% des Mineraldüngereinsatzes auf den rund 10-15% der Landwirtschaftsfläche, die nicht von landwirtschaftlichen Betrieben bewirtschaftet wird, zum Einsatz kommt. Die flächendifferenzierten Ergebnisse – unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Landnutzungsklassen - sind in Abb. 3-2 dargestellt.

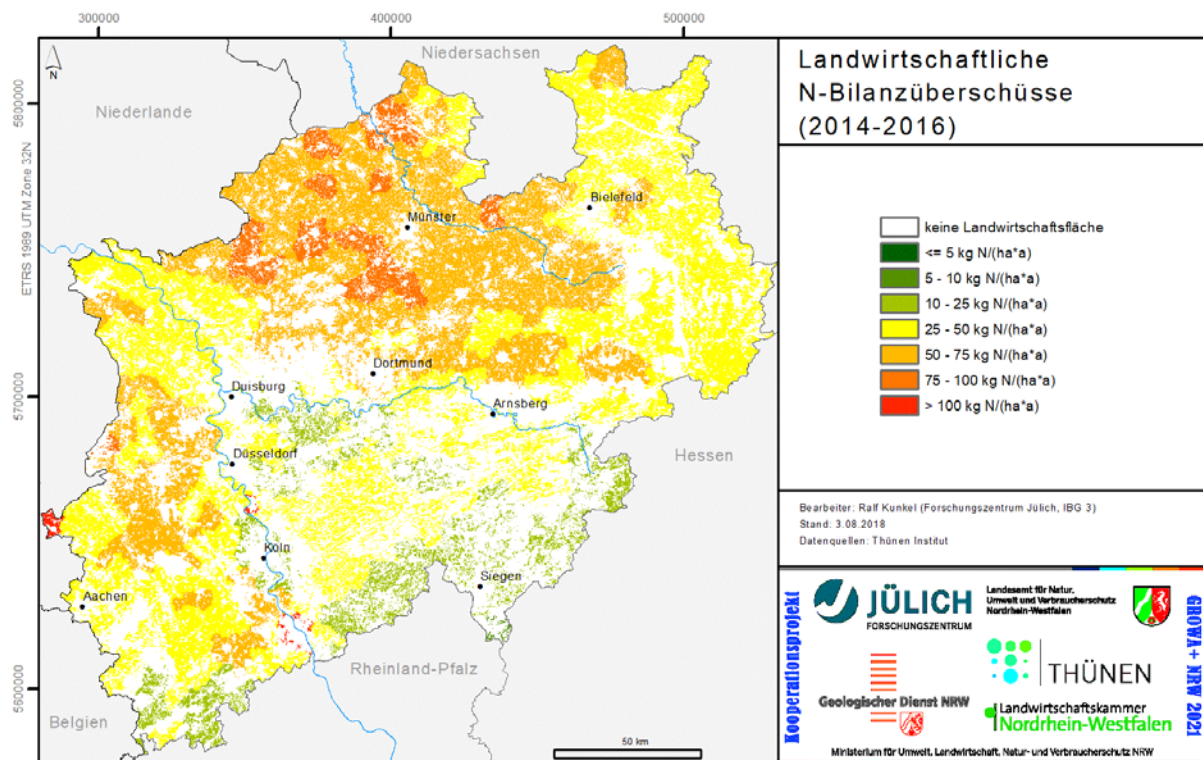


Abb. 3-2: N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft für die Periode 2014 – 2016

3.1.2 Disaggregation der N-Bilanzdaten nach Landnutzung

Flächendifferenzierte Daten zur Landnutzung und Vegetation, sowie zur Versiegelung und Topographie der Erdoberfläche sind essentiell für die Parametrisierung und Disaggregation der zunächst auf Gemeindeebene vorliegenden N-Bilanzdaten, um die Nährstoffeinträge mit mGROWA-DENUZ-WEKU mit einer hohen räumlichen Auflösung ermitteln und darstellen zu können. Die im Rahmen des Projektes diesbezüglich verwendeten Datengrundlagen sowie deren Aufbereitung werden daher in diesem Kapitel kurz dargelegt.

Datengrundlage zur **landnutzungs- und vegetationsspezifischen** Darstellung ist die räumliche Information zu Landnutzungs- und Vegetationstypen des ATKIS Basis-DLM (Stand 26.11.2015). Diese räumliche Information wurde anhand der in der InVeKoS Datenbank (NRW, Jahrgang 2015) ausgewiesenen landwirtschaftlich genutzten Flächen (Ackerland, Grünland u. Dauerkultur) aktualisiert. Insgesamt wurden aus den Objektarten (Oberflächen- bzw. Vegetationsmerkmale) des ATKIS Basis-DLM und den InVeKoS-Flächen 66 Kombinationen sogenannter Landnutzungs-IDs gebildet, für die dem mGROWA-Modell jeweils Parameter zur Simulation der tatsächlichen Verdunstung vorgegeben wurden. Auch wurden differenzierte Parametrisierungen bezüglich der Stickstoffentzüge zu den verschiedenen Vegetationsklassen vorgenommen. Die resultierende räumliche Verteilung umfasst alle im InVeKoS ausgewiesenen landwirtschaftlichen Flächen sowie zusätzlich die landwirtschaftlichen Flächen, die lediglich im ATKIS Basis-DLM ausgewiesen sind. Anhand der Landnutzungs-ID ist die jeweilige Datenquelle einer landwirtschaftlich genutzten Fläche weiterhin identifizierbar. Die nachfolgende Abbildung 3 zeigt die wichtigsten zusammengefassten Landnutzungsklassen

aus den genannten Datenquellen. Weiteres zur Differenzierung der für die Modellkette relevanten Landnutzungsklassen ist in Teilbericht IIa dargestellt.

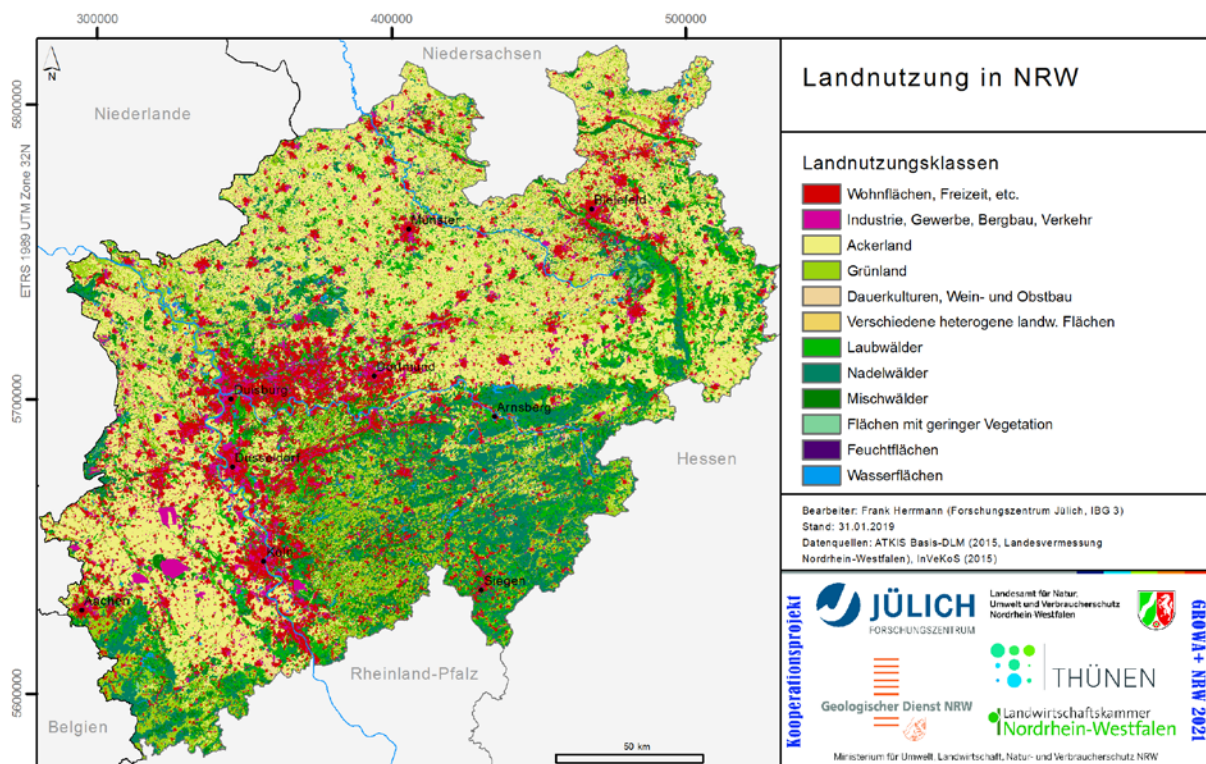


Abb. 3-3: Landnutzung in NRW, dargestellt sind Landnutzungsklassen

3.1.3 Atmosphärische N-Deposition

Die atmosphärische N-Deposition ist eine diffus wirkende N-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Sie setzt sich im Wesentlichen zusammen aus der sogenannten „trockenen“ und der sogenannten „nassen“ Deposition. Vollzieht sich die Deposition über den Weg des Niederschlags (Regen, Schnee, Hagel), spricht man von nasser Deposition, ansonsten von trockener Deposition. Von feuchter Deposition spricht man, wenn die Deposition durch kleine flüssige Partikel (Nebel) erfolgt.

Berücksichtigt wurden die Ergebnisse einer deutschlandweiten N-Depositionsmodellierung aus der PINETI -Projektreihe (PINETI-3, Pollutant Inputan EcosysTemImpact) nach Schaap et al. (2018). In diesem vom UBA beauftragten Projekt wurde das Modell LOTOS-EUROS zur Erfassung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme fortgeschrieben und weiterentwickelt. Während die trockene Deposition ausschließlich modelliert wird, basiert die Ermittlung der nassen und der feuchten Deposition auf einer Kombination von Mess- und Modellwerten (UBA, 2019). In diesem Zusammenhang wurde die Deposition von NH_x, NO_y, Nges für die Zeitreihe 2013-2015 deutschlandweit in einem 1x1 km-Raster (nasse Deposition) bzw. in einem 7x7km-Raster (feuchte und

trockene Deposition) modelliert. Für die Modellierungen im Projekt GROWA+ NRW 2021 wurden die durch eine geostatistische Anpassung auf ein 1x1 km Raster abgeleiteten Werte der N-Gesamtdeposition verwendet.

In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellt die N-Deposition neben den N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft eine weitere bedeutende diffuse N-Eintragsquelle dar. In bewaldeten Regionen ist die atmosphärische N-Deposition dagegen die einzige diffuse N-Quelle für Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer dar. Auf urbanen Flächen geht die N-Deposition in die Ermittlung der N-Einträge über die Trennkanalisation ein. Zudem ist die atmosphärische N-Deposition direkt auf Wasserflächen, d.h. auf Binnenseen und Flussläufen, wirksam, so dass auch dieser Eintrag bei der landesweiten Modellierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Abb. 3-4 zeigt die regionale Verteilung der atmosphärischen N-Deposition für die Referenzperiode 2014/2016.

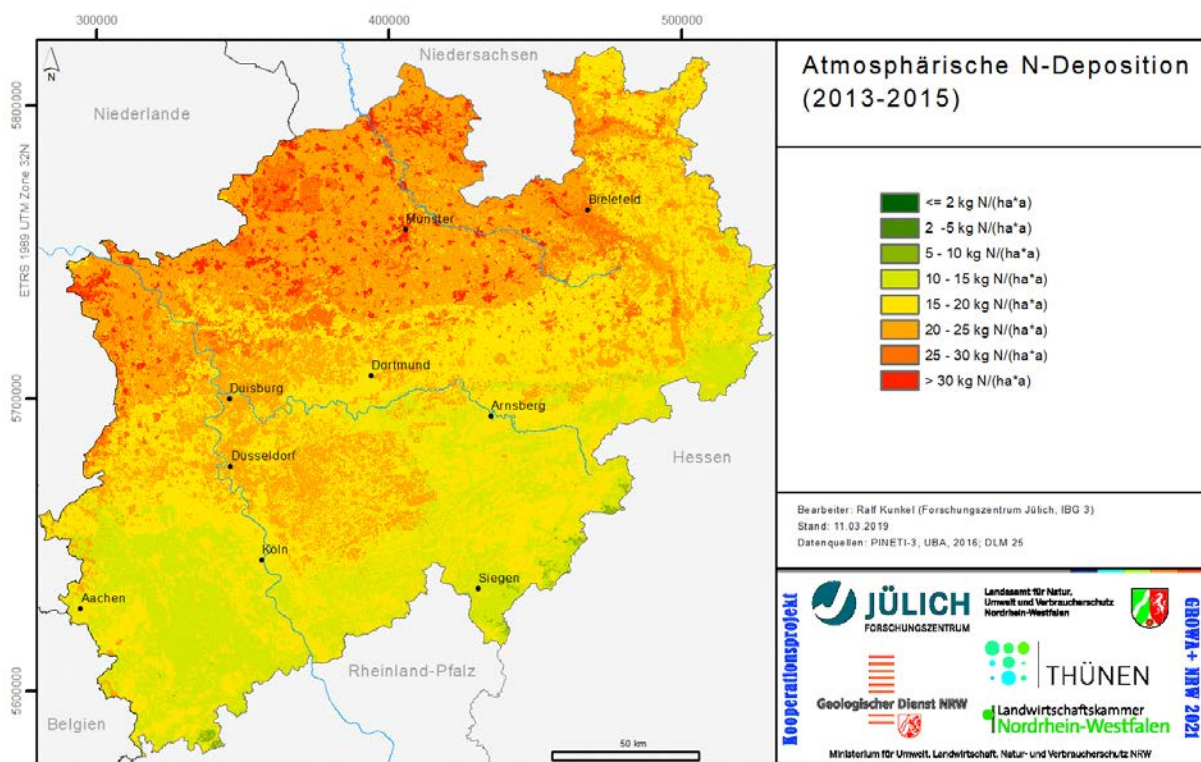


Abb. 3-4: Atmosphärische N-Gesamt-Deposition 2013 – 2015 aus der PINETI3-Modellierung (Schaap et al., 2018)

In den landwirtschaftlich genutzten Regionen mit intensiver Viehhaltung im Nordwesten NRWs liegt die atmosphärische N-Deposition bei flächenhaft bei mehr als 20 – 25 kg/(ha·a) und lokal bei mehr als 30 kg/(ha·a). Nach Südosten, d.h. mit zunehmender Entfernung von den Regionen mit intensiver Viehhaltung, schließt sich ein Bereich mit atmosphärischen Depositionsraten von 15 - 20 kg N/ha a an, in dem regional bis zu 25 kg N/ha a auftreten können. Diese Region zieht sich vom Nordteil der Köln-Aachener Bucht über den westlichen Teil des Bergischen Landes sowie das Ruhrgebiet bis in den Bereich östlich des Teutoburger Waldes. Im Südteil der Köln-Aachener Bucht, d.h. dort wo Marktfreuchtbetriebe überwiegen, übersteigen die Werte dagegen selten 15 kg N/(ha·a). Gleiche N-Depositionsraten wurden von Schaap et

al. (2018) für einige Regionen im südlichen und östlichen Rheinischen Schiefergebirge ermittelt, wo vereinzelt auch N-Depositionsraten von bis zu 20 kg N/ha a auftreten. Gemittelt über die Landesfläche NRWs liegt die atmosphärische Deposition bei ca. 15 kg N/(ha·a), was einer Gesamtmenge von ca. 70.000 t N/a entspricht. Ca. 1.200 t N/a hiervon gelangen in NRW direkt auf Gewässerflächen zur Deposition.

3.1.4 Denitrifikationsbedingungen im Boden

Wie in Teilbericht IV beschrieben, hängen das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen, während die Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden nicht-bindigen Böden mit einem reduzierten Humusgehalt gehemmt ist. An dieser Stelle werden nur die abgeleiteten Nitratabbaubedingungen im Boden dargestellt (Abb. 3-5).

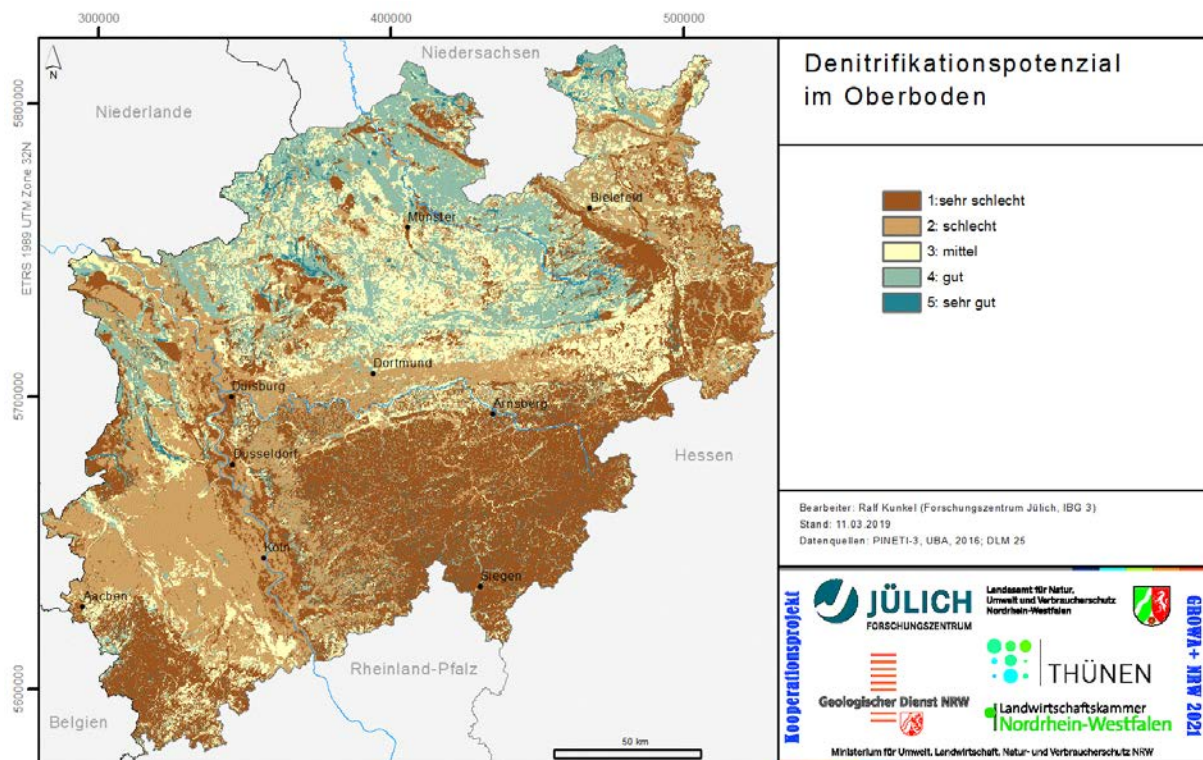


Abb. 3-5: Denitrifikationsbedingungen im Boden

Gute Denitrifikationsbedingungen weisen demnach vor allem die grund- und staunässebeeinflussten Böden in den Niederungsbereichen des Münsterlandes sowie am Niederrhein auf. Ein sehr geringes Denitrifikationspotenzial weisen dagegen flachgründige skelettreiche Braunerden in Mittelgebirgsregionen sowie leichte Sandböden auf. Die Denitrifikationsbedingungen in den Böden der Börderegionen wurden als gering eingestuft. Zwar weisen die dort überwiegend auftretenden Parabraunerden ein hohes Wasserspeichervermögen auf, jedoch sind die Böden in der Regel gut durchlüftet, was sich auf den Nitratabbau im Boden ungünstig auswirkt.

3.1.5 Verweilzeit im Boden

Die im Boden denitrifizierten Stickstoffmengen werden neben den Nitratabbaubedingungen im Boden insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden beeinflusst. Letztere wurde nach dem im Teilbericht III beschriebenen Verfahren nach DIN 19732 unter Einbeziehung der Sickerwasserhöhe und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums abgeleitet. Die berechnete Verweilzeit des Sickerwassers im Boden ist in Abbildung 3-6 dargestellt.

Es zeigt sich, dass in vielen Böden der Mittelgebirgsregion Verweilzeiten im Boden von unter einem viertel Jahr auftreten können. Dort wird folglich weniger als die maximal mögliche jährliche Nitratabbauleistung im Boden realisiert. Die Böden in der Köln-Aachener Bucht weisen dahingegen überwiegend Verweilzeiten von einem halben Jahr bis zu mehr als einem Jahr auf. Hier kommt es im Jahresgang aufgrund niedriger Sickerwasserhöhen und eines hohen Wasserspeichervermögens der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch in der durchwurzelten Bodenzone. Die maximal mögliche jährliche Nitratabbauleistung im Boden wird dadurch unter Umständen erreicht bzw. mehrfach angerechnet, so dass die auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Mengen im Boden, die die durchwurzelte Bodenzone mit dem Sickerwasserstrom verlassen, entsprechend gering sein können.

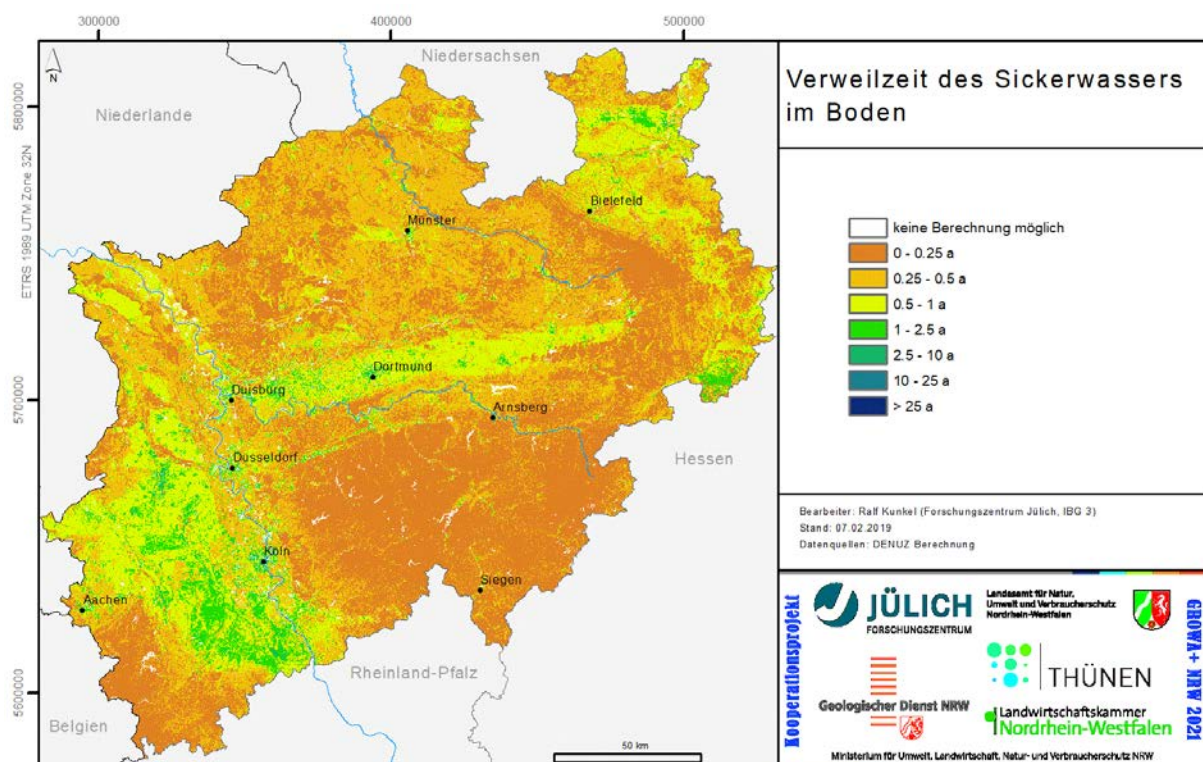


Abb.: 3-6: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden

3.1.6 Abflusskomponenten und deren Relevanz für den N-Eintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

Die Modellierung des Wasserhaushalts in NRW mit dem Modell mGROWA erfolgte flächendifferenziert nach der in Teilbericht II detailliert beschriebenen Vorgehensweise. Für die Ankopplung der N-Austräge aus dem Boden im DENUZ-Modell werden die mit mGROWA ausgewiesenen Wasserhaushaltsgrößen als hydrologische Mittelwerte der Periode 1981-2010 zusammengefasst und für die folgenden Abflusskomponenten ausgewiesen:

- Direktabflusshöhe, aufgeteilt in:
 - o *Oberflächenabflusshöhe*
 - o *Höhe des Abflusses über Dränagen*
 - o *Höhe des natürlichen Zwischenabflusses*
 - o *Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen*
- Grundwasserneubildungshöhe.

Durch die Aggregation zu mittleren langjährigen Abflusswerten werden bei der N-Eintragsmodellierung weder Extremereignisse (z.B. Hochwässer) noch die innerjährliche hydrologische Variabilität oder aktuelle Einzeljahre (z.B.) in ihrer Wirkung auf die Nährstoffeinträge betrachtet. Stattdessen wird durch die Aggregation auf mittlere langjährige Abflusswerte sichergestellt, dass die N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer bei der Modellierung auf einen mittleren langjährigen und damit repräsentativen (typischen) hydrologischen Referenzzeitraum bezogen sind. Auf diese hydrologische Referenzperiode werden zum einen die aktuelle Höhe der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft bzw. die aktuelle atmosphärische N-Deposition bezogen. Diese Referenzperiode wird aber zum anderen auch für die Analyse der Auswirkungen von N-Minderungsmaßnahmen auf die N-Einträge, zugrunde gelegt. Der Bezug auf einen mittleren langjährigen hydrologischen Referenzzeitraum ist in diesem Zusammenhang unerlässlich, um Unterschiede zwischen dem Ist-Zustand und der zu erwartenden Situation zu dokumentieren. Zudem macht eine höhere Zeitauflösung der N-Eintragsmodellierung keinen Sinn, so lange die Ergebnisse des Nährstoffbilanzmodells RAUMIS eine jährliche Auflösung aufweisen und in diesem Modell keine N-Bilanz in täglicher Auflösung ermittelt wird.

Die aus den mGROWA-Modellergebnissen in täglicher Auflösung aggregierten mittleren langjährigen Abflusskomponenten der Periode 1981-2010 werden an dieser Stelle kurz dargestellt und in ihrer Relevanz für die Modellierung der N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer erläutert, ohne jedoch auf methodische Details des mGROWA-Modells einzugehen. Hierzu sei auf den Teilbericht II verwiesen. Die Abbildungen 3-7 bis 3-10 zeigen zunächst die räumliche Verteilung der Komponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Abfluss über Dränagen, und Direktabflusses aus urbanen Flächen). Die berechnete mittlere Grundwasserneubildungshöhe für die Periode 1981-2010 folgt in Abbildung 3-11.

Abbildung 3-7 zeigt die mittlere Oberflächenabflussbildung in NRW. Generell wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag eine nur sehr geringe Oberflächenabflussbildung berechnet. Ob und in welchem Umfang der gebildete Oberflächenabfluss ein Oberflächengewässer erreicht, hängt noch von einer Reihe weiterer Einflussfaktoren ab. Hierzu zählen z.B.

die Landnutzung, die Hangneigung und die Anbindung der Einzelflächen an das Gewässernetz. Die mit dem Oberflächenabfluss in Zusammenhang stehenden Eintragspfade für den Nährstoffaustrag in die Gewässer sind die Erosion und die Abschwemmung. In den ebenen Lockergesteinsregionen im Münsterländer Becken sowie in der Köln Aachener Bucht liegt die Oberflächenabflussbildung dementsprechend bei unter 10 mm/a. In den niederschlagsreichen Kammlagen der Mittelgebirge kann die Oberflächenabflussbildung jedoch 100 mm/a übersteigen.

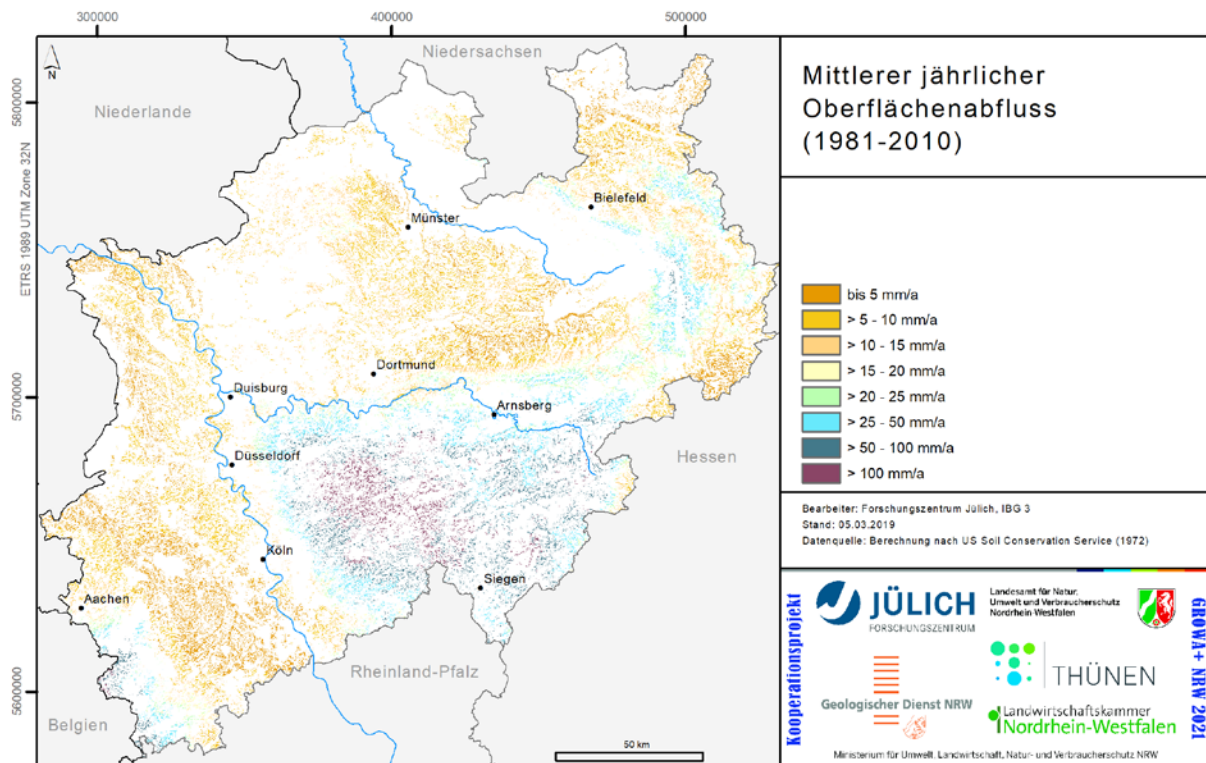


Abb. 3-7: mittlere jährliche Höhe der Oberflächenabflussbildung 1981-2010

In Abbildung 3–8 und Abbildung 3-9 werden die berechneten mittleren Direktabflüsse über den natürlichen Zwischenabfluss bzw. über Dränagen einander vergleichend gegenübergestellt. Die regional unterschiedliche Relevanz dieser beiden Direktabflusskomponenten für den Nährstoffaustrag wird auf diese Weise sehr gut zum Ausdruck gebracht.

Die in der Festgesteinsregion vorherrschende und dort fast überall auftretende Direktabflusskomponente ist der Zwischenabfluss. Zur Bildung von Zwischenabfluss kommt es, sobald das Sickerwasser vor Erreichen des Grundwasserleiters eine wasserundurchlässige Schicht erreicht, so dass es lateral in der ungesättigten Zone abfließt. Der Zwischenabfluss (Abb. 3-8) ist besonders in den humiden, bergigen Regionen der Festgesteinsregionen NRWs bedeutsam und liegt dort in den wasserundurchlässigen unter- und oberdevonischen Festgesteinen des Rheinischen Schiefergebirges häufig bei Werten von über 500 mm/a. Lediglich die verkarsteten Karbonatgesteine der Kreide im Münsterland und des Mitteldevons im Rheinischen Schiefergebirge weisen geringere Zwischenabflusshöhen auf. In den Lockergesteinsregionen NRWs spielt der natürliche Zwischenabfluss dagegen eine nur untergeordnete Rolle.

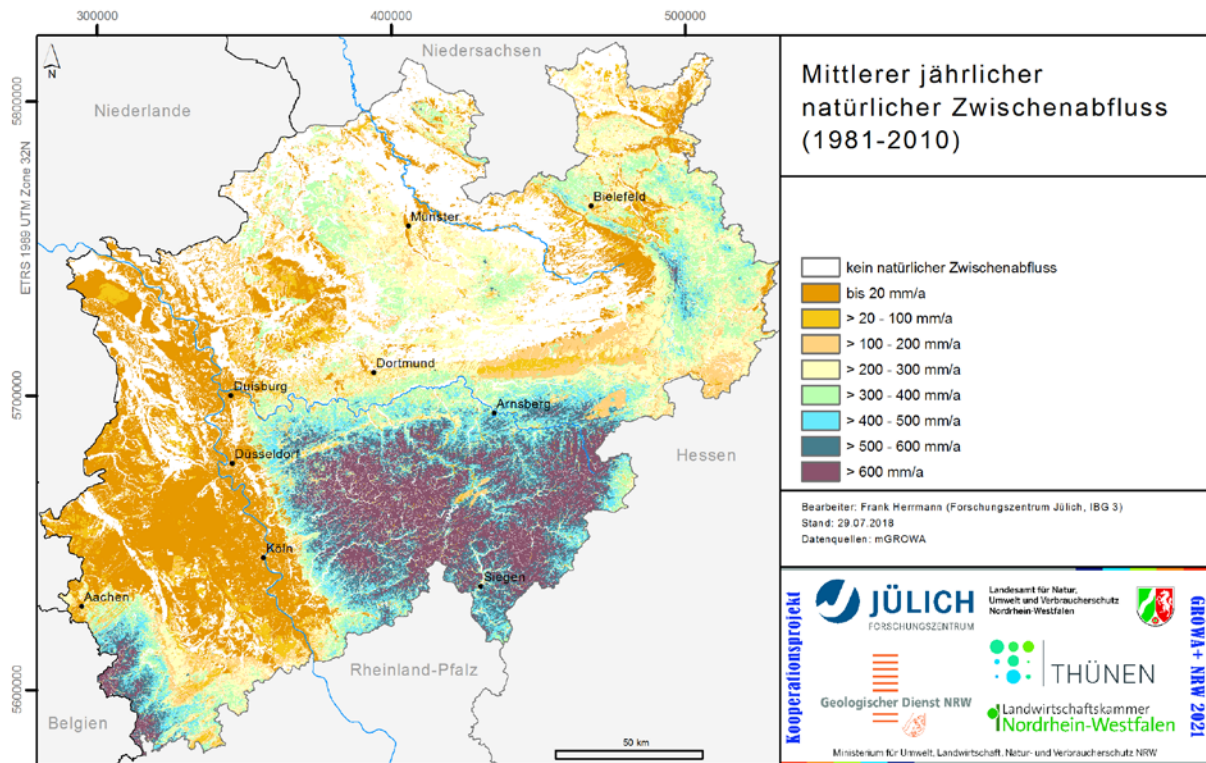


Abb. 3-8: mittlere jährliche Höhe des natürlichen Zwischenabflusses

Die in der Lockergesteinsregion vorherrschende Direktabflusskomponente ist der Dränabfluss. Unter diesem Oberbegriff werden alle durch anthropogene Eingriffe geschaffene künstliche Abflusswege (Grabendränage, Rohrdränage) bezeichnet. Hydraulisch wirkt diese Abflusskomponente ähnlich wie der Zwischenabfluss, d. h. ein Oberflächengewässer wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht. In Abbildung 3–8 sind die berechneten mittleren Dränabflüsse dargestellt. Es zeigt sich, dass der Dränabfluss vor allem in Regionen mit oberflächennahem Grundwasser (z.B. Münsterland, Flussniederungen) oder in Regionen mit Staunäseeinfluss im Boden auftritt. Letzteres betrifft vor allem Flächen im Mittelgebirge.

Wie Abbildung 3-10 zeigt, kann die Höhe des Direktabflusses von versiegelten Flächen in größeren Siedlungsgebieten 400 mm/a und mehr erreichen. Auf diesen Flächen werden in Abhängigkeit vom Versiegelungsgrad weniger oder keine anderen Abflusskomponenten gebildet.

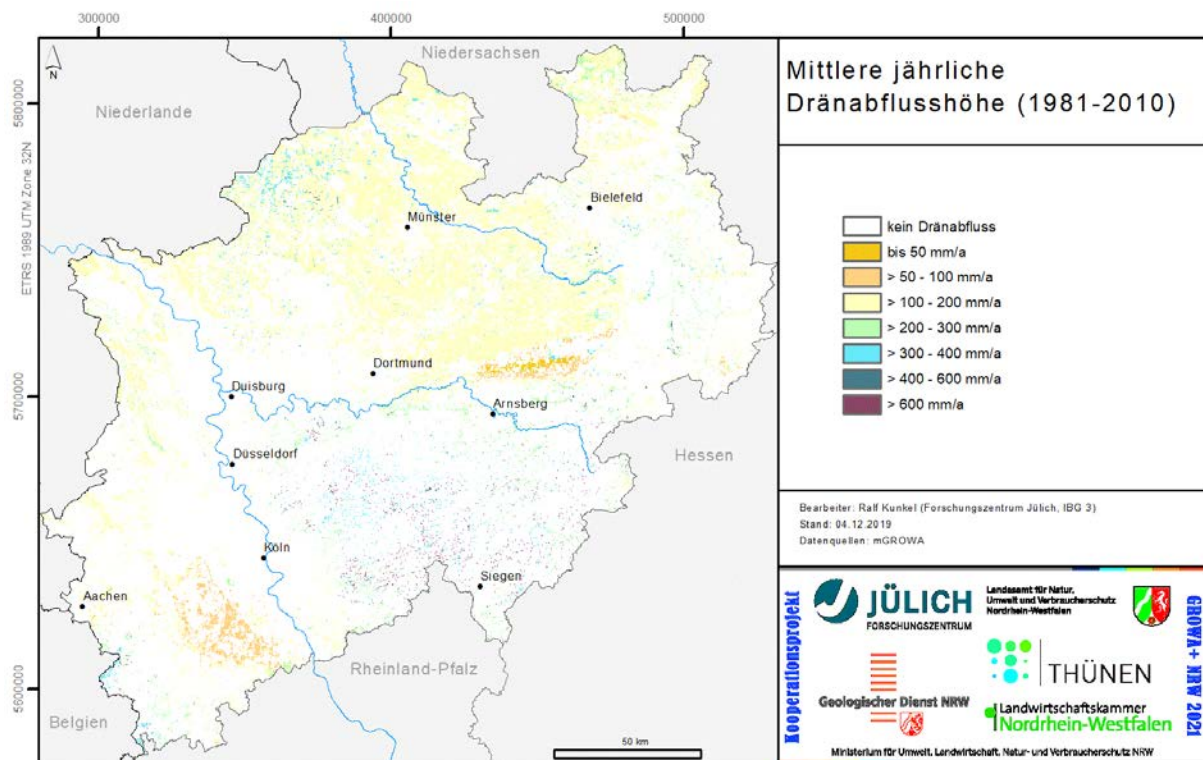


Abb. 3-9: mittlere jährliche Höhe des Abflusses aus Drainagen

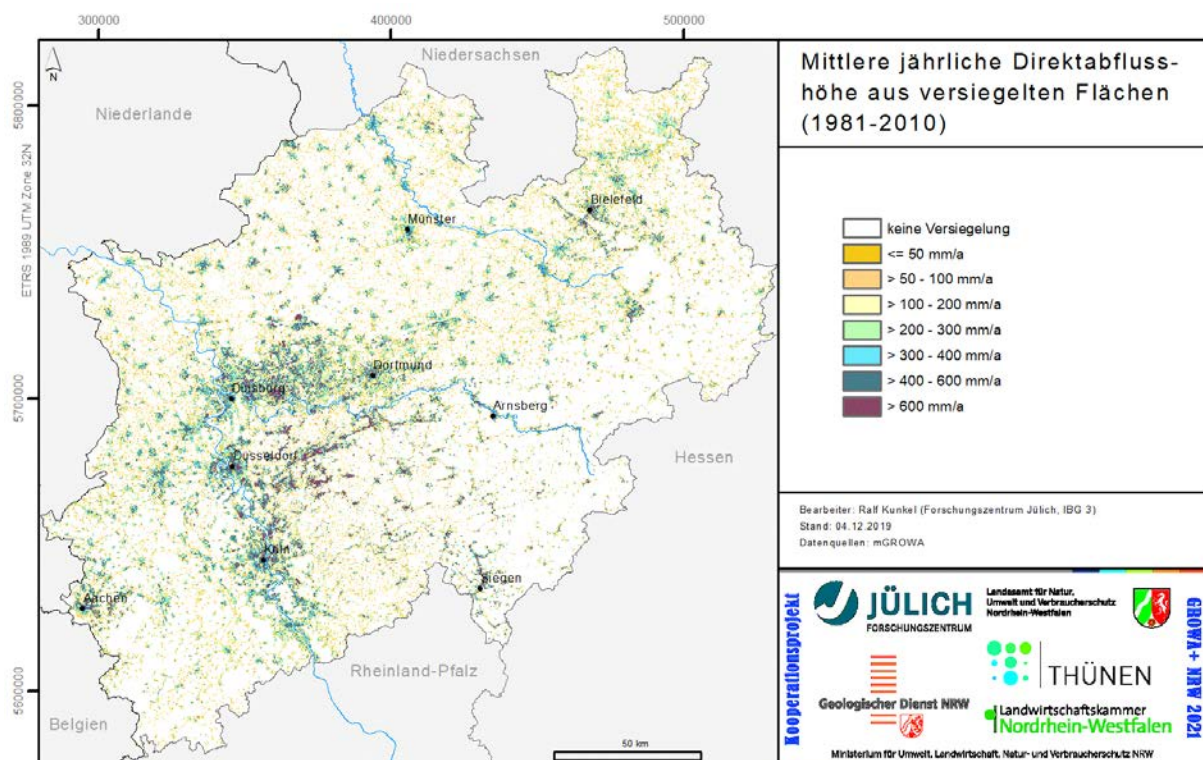


Abb. 3-10: Mittlere jährliche Höhe des Abflusses von versiegelten Flächen

Durch die Grundwasserneubildung wird der Anteil des N-Austrags aus dem Boden, der nicht über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer gelangt, ins Grundwasser eingetragen. Da fast die gesamte, nicht verdunstende Wassermenge ungehindert dem Aquifer

zusickern kann, gehören die grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen der Niederrheinischen Bucht und des Niederrheinischen Tieflands trotz des geringen Niederschlagsdarbotts nicht nur zu den grundwasserhöffigsten Gebiete NRWs, sondern auch Deutschlands. Die Grundwasserneubildung kann dort Werte von 300 mm/a und mehr erreichen. Im Hinblick auf die N-Belastungssituation in NRW ist diese Region dadurch gekennzeichnet, dass fast die gesamte aus dem Boden ausgetragene N-Menge mit der Grundwasserneubildung (siehe Abb. 3-11) in den Aquifer eingetragen wird.

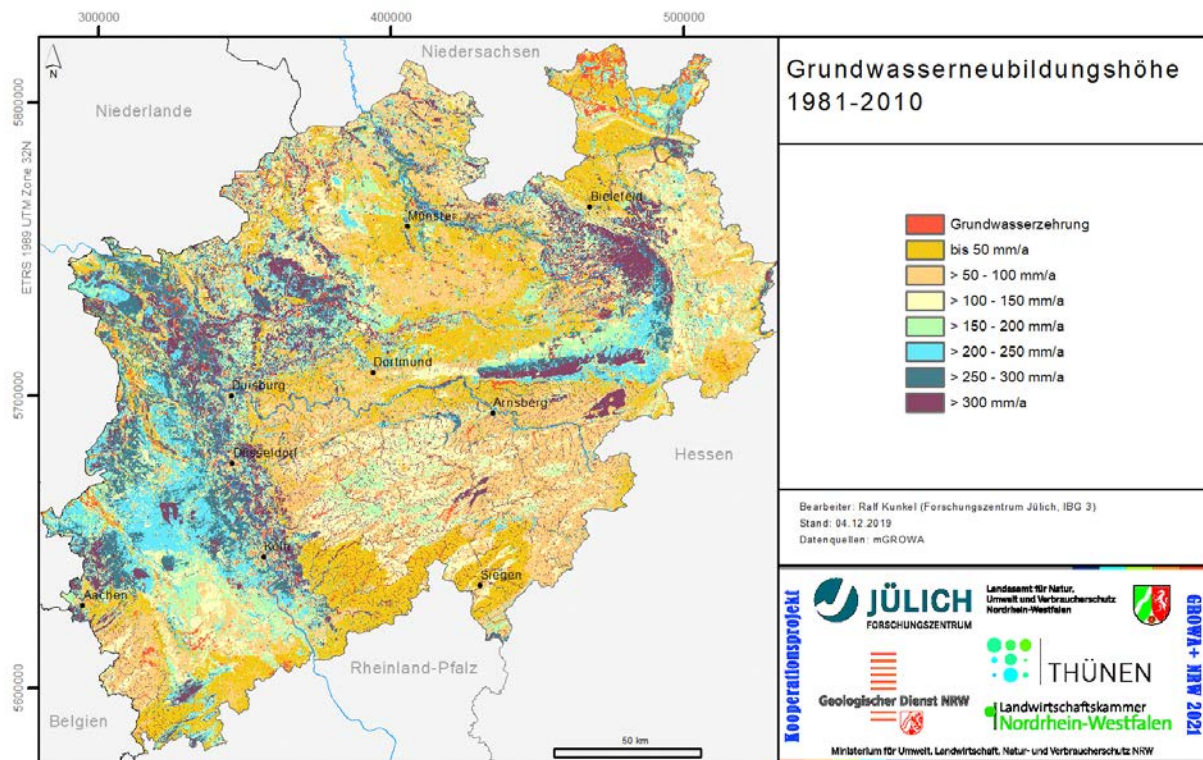


Abb. 3-11: mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe 1981-2010

3.2 Erosionsgefährdung von Ackerflächen und Dauerkulturen

Als Gebietskulisse zur Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion wird auf der im Teilbericht VI dargestellten mittleren Bodenabtragsgefahr aufgesetzt. Letztere wurde mit dem MEPhos-Modell (Tetzlaff, 2006) basierend auf den Algorithmen der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) modelliert. Als Gebietskulisse wurden alle Ackerkulturen und Dauerkulturen, jedoch kein Dauergrünland, Wald, Stilllegungsflächen etc. betrachtet. Anschließend wurden alle Bereiche mit einer Hangneigung unterhalb von 2 % weggestanzt, da hier nicht mit Oberflächenabfluss über längere Fließstrecken zu rechnen ist. Als Gebietskulisse verbleiben ca. 4.350 km² (vgl. Teilbericht VI).

Die Einflüsse des Reliefs und der regional variierenden Dominanz des Ackerlandes unter den Nutzungstypen werden in Abb. 3-12 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. Geringe Erosionsgefahren in Höhe von meist <1 t/(ha·a) werden für kleinräumige Erhebungen am Rande des Flachlands ausgewiesen (Abbildung 3-12). Hohe Erosionsgefahren gehen mit starker Hangneigung einher und sind auf größeren Flächen im Mettmanner Löss-Hügelland sowie im Weserberland 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 für die Gebietskulisse beträgt ca. 7,1 t/(ha·a).

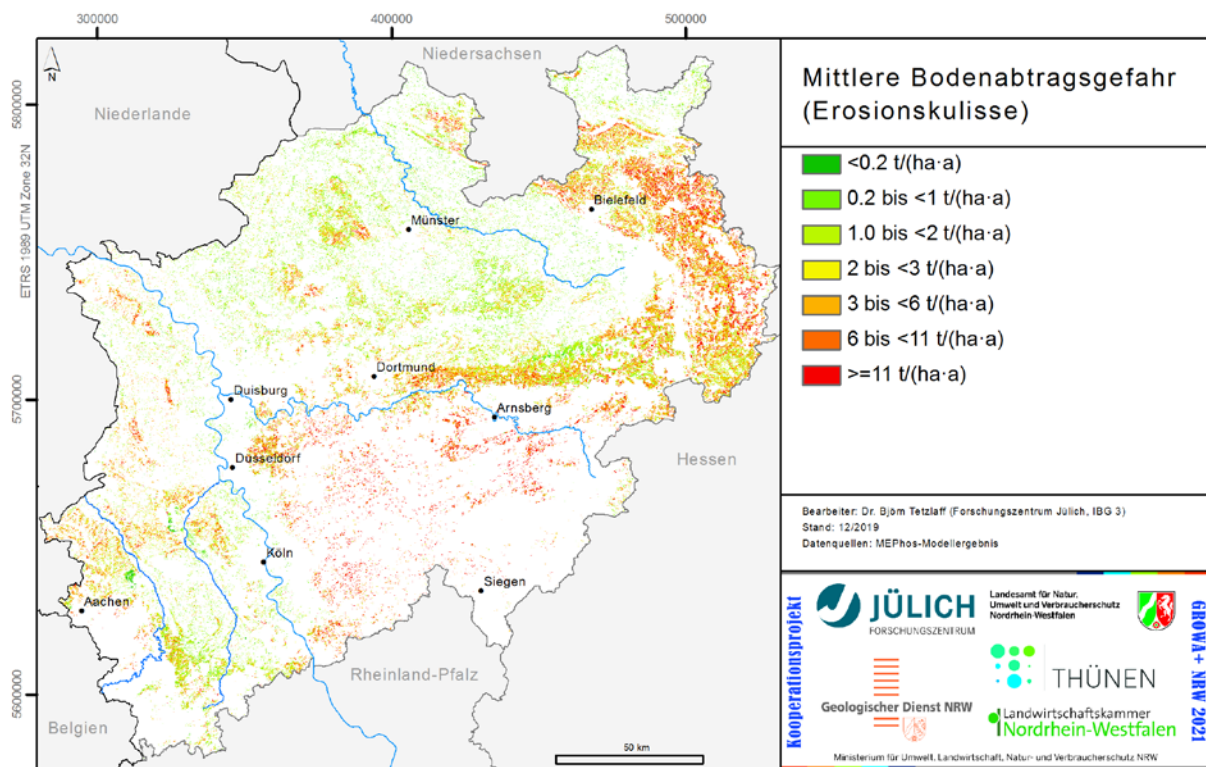


Abb. 3-12: Mittlere Bodenabtragsgefahr für die ausgewiesene Erosionskulisse

3.3 Abschwemmungsgefährdete landwirtschaftlich genutzte Flächen

Wie in Kap. 3.1.6 ausgeführt, müssen zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer N-Einträge über Abschwemmung die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände bekannt sein. Die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Teilflächen zeichnen sich durch eine Hangneigung von mehr als 2% auf, einen hohen Lehmantel im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung darstellen. Zudem müssen die löslichen / gelösten N-Verbindungen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Böden (Acker und Grünland) bekannt sein.

Die in Abb. 3-13 dargestellte Gebietskulisse für Abschwemmung weist große regionale Unterschiede auf: Trotz der räumlichen Dominanz von landwirtschaftlich genutzten Flächen im Norden und Westen NRWs ist die Abschwemmungsgefahr aufgrund der geringen Hangneigung von meist $<2\%$ vernachlässigbar. Hoch gefährdet sind, wie bei der Erosionsgefährdung, die Flächen mit starker Hangneigung und ackerbaulicher Nutzung. Hinzu kommen Flächen im Sauerland und Siegerland, untergeordnet auch in der Nordeifel, da hier viele Grünlandstandorte liegen.

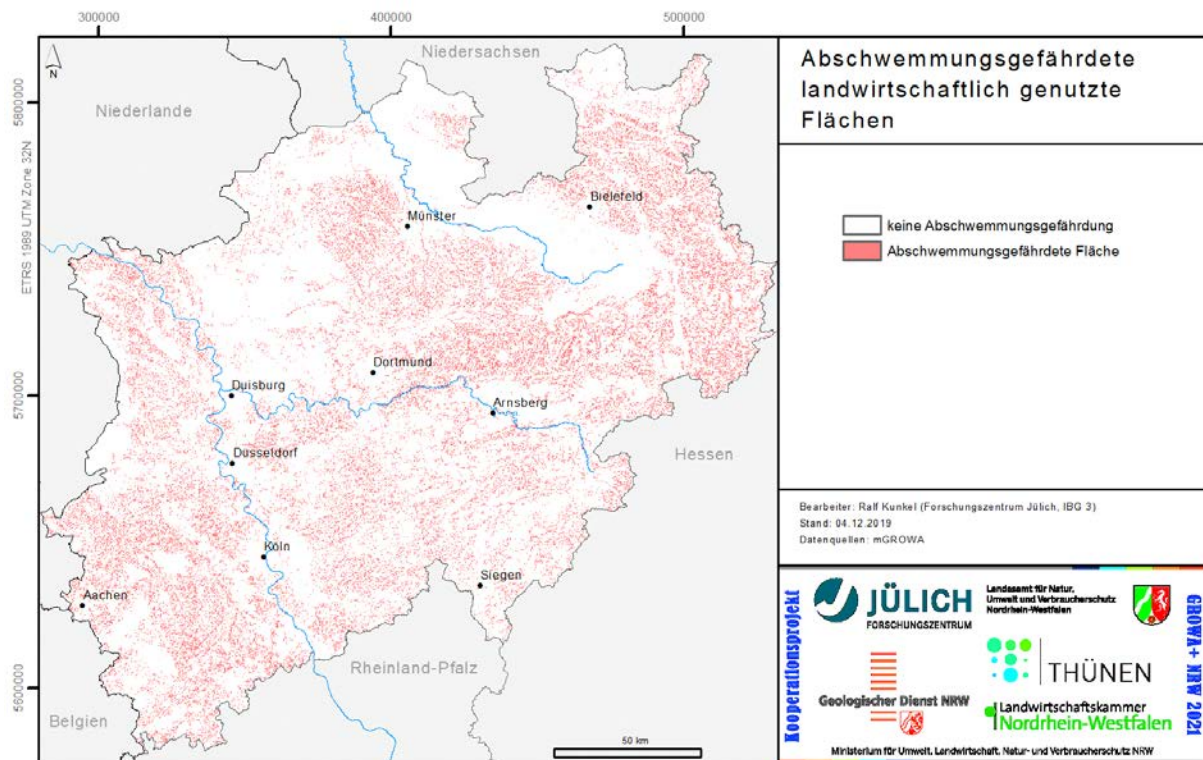


Abb. 3-13: Abschwemmungsgefährdete landwirtschaftlich genutzte Flächen

3.4 Datengrundlagen des WEKU-Modells

Wie in Kap. 3.1.6 ausgeführt, werden zur Modellierung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer neben den Nitrateinträgen in den Aquifer (vgl. Kap. 3.1.1) die Fließzeit des Grundwassers im Aquifer bis Oberflächengewässereintritt und das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer benötigt. Beide Größen sind bereits Gegenstand anderer Teilberichte. Der Verfahrensgang zur Ermittlung der Fließzeit des Grundwassers im Aquifer bis Oberflächengewässereintritt ist in Teilbericht III detailliert beschrieben. In Kap. 3.4.1 ist daher lediglich das entsprechende Modellergebnis dargestellt. Der Verfahrensgang zur Ermittlung des Nitratabbauvermögens im Aquifer ist in Teilbericht IV detailliert beschrieben. In Kap. 3.4.2 ist daher auch in diesem Falle lediglich das entsprechende Modellergebnis dargestellt.

3.4.1 Fließzeit des Grundwassers im Aquifer bis Oberflächengewässereintritt

Die Fließzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer bis zum grundwasserwirksamen Oberflächengewässer gelangt. Die Fließzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird. Die Fließzeiten des Grundwassers ergeben sich dann durch die Addition der für 100m x 100m-Raster berechneten Abstandsgeschwindigkeiten entlang des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrags- bis zum Austragsort in den Oberflächengewässern.

Die sich auf diese Weise ergebenden Fließzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannbreite auf, die zwischen weniger als einem halben Jahr und mehr als 50 Jahren liegt (Abb. 3-14).

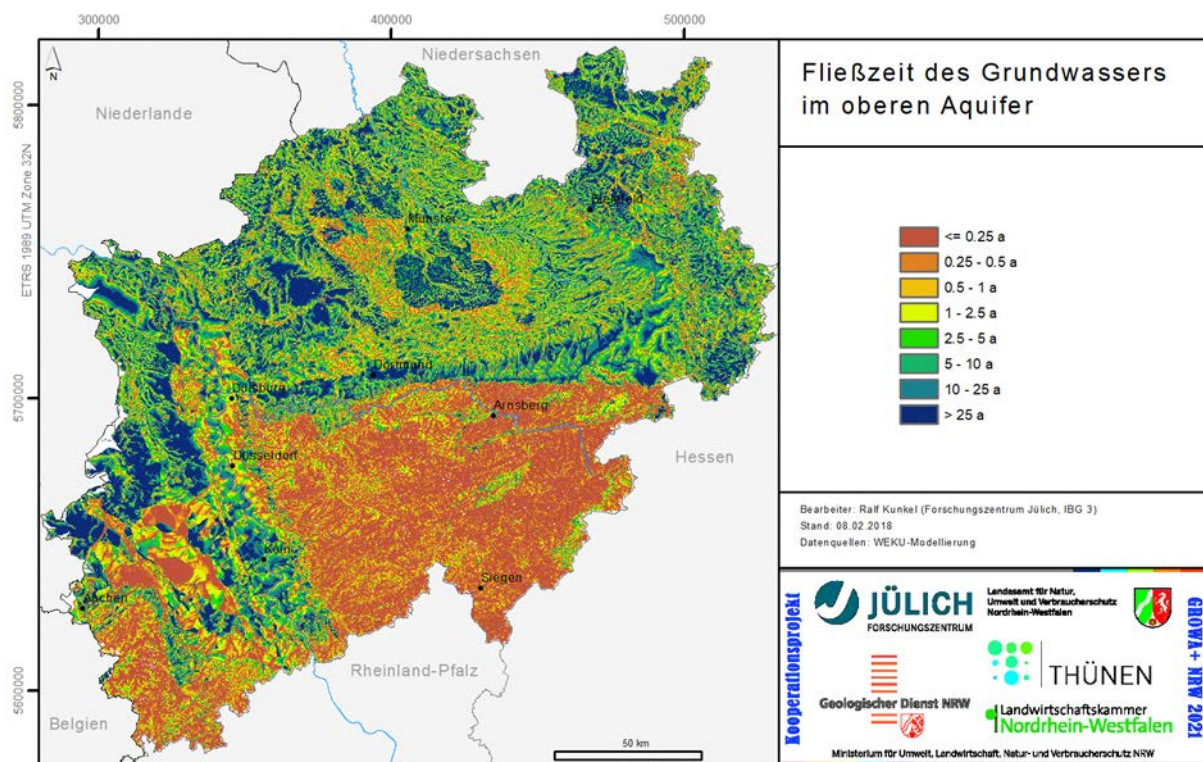


Abb. 3-14: Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer bis Oberflächengewässereintritt

In den Lockergesteinsregionen der Köln-Aachener-Bucht und des Münsterlandes können die Grundwasserfließzeiten häufig zwischen 25 und 50 Jahren liegen. Geringere Verweilzeiten ergeben sich dort generell für Regionen in der Nähe der Oberflächengewässer. Großflächig geringe Fließzeiten von weniger als einem halben Jahr sind typisch für die Festgesteinsregionen im Südtteil NRWs mit hoher Oberflächengewässerdichte und Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten. Hierzu zählt auch der sumpfungsbeeinflusste Bereich in der Köln-Aachener Bucht.

3.4.2 Nitratabbauvermögen im Aquifer

Für die Grundwasserinhaltsstoffe, deren Konzentrationsbereiche zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland u. Kunkel, 1999) geeignet sind (vgl. Tab. 2.3), wurden, wie in Teilbericht IV ausführlich beschrieben, auf Basis verfügbarer Grundwassergütedaten im Rahmen einer geostatistischen Auswertung das Nitratabbauvermögen im Grundwasser abgeleitet. Hierzu wurden die Gehalte der Indikatorparameter Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und DOC mit Hilfe eines Kriging-Verfahrens in ein 100x100 m Raster auf die Fläche von NRW interpoliert. Diesen interpolierten Konzentrationen wurden dann Punktwerte zugeordnet (siehe Abb. 3-15).

In der höchsten Klasse (2 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der nach den Angaben in Tab. 2-3 für reduzierte und damit nitratabbauende Aquifere typisch ist. In der zweiten Klasse (1 Punkte) liegen die Stoffgehalte der Einzelparameter in einem Übergangsbereich, der weder für oxidierte Aquifere, noch für reduzierte Aquifere typisch ist. In der geringsten Klasse (0 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der für oxidierte Aquifere und damit nicht-denitrifizierende Aquifere typisch ist.

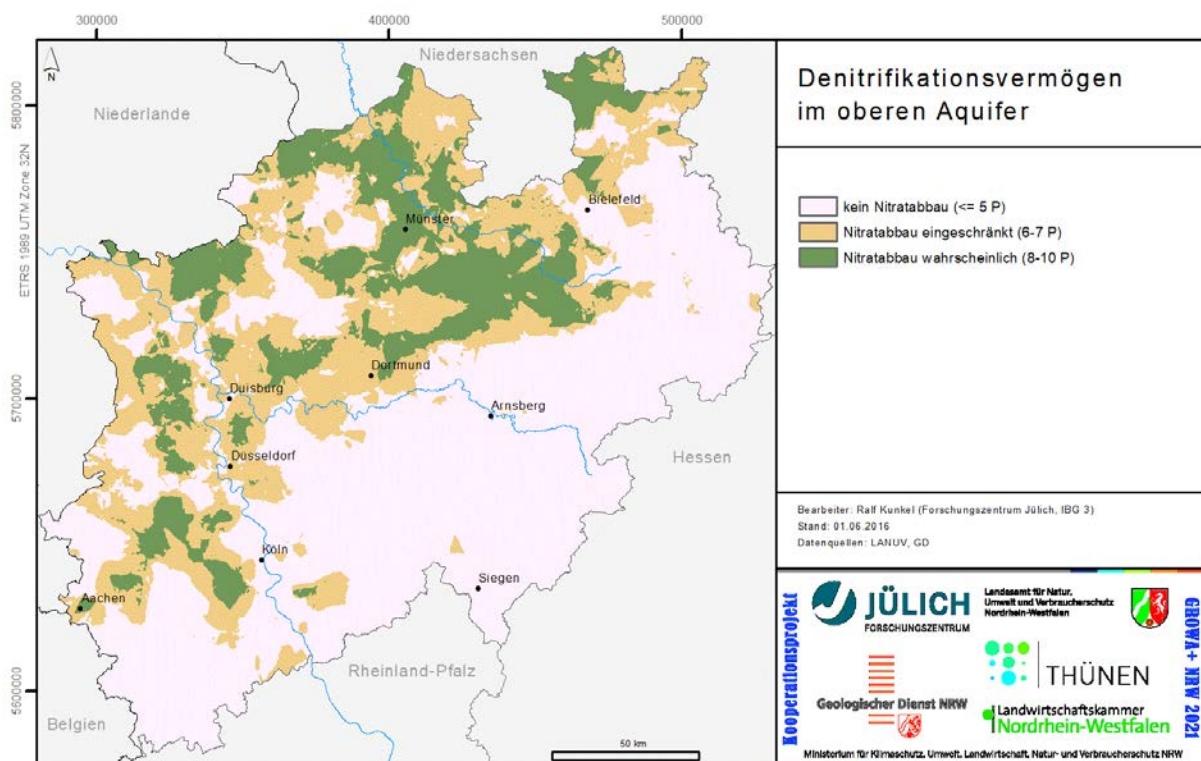


Abb. 3-15: Nitratabbauvermögen im oberen Aquifer

Die sich aus den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter ergebenden Nitratabbau-lassen wurden in einem nächsten Schritt Halbwertszeiten bzw. Geschwindigkeitskonstanten der Denitrifikation zugewiesen, damit sie in das WEKU-Modell zur Quantifizierung der Nitratreinträge in die Oberflächengewässer integriert werden können. Regionen mit einem „guten“ Nitratabbauvermögen wurde auf diese Weise Halbwertszeit von 5 Jahren zugeordnet, Regionen mit einem „mittleren“ Nitratabbauvermögen Halbwertszeiten von 10 Jahren sowie Regionen mit einem „schlechten“ Nitratabbauvermögen Halbwertszeiten von 50 Jahren.

3.5 Datengrundlagen zur Ermittlung der N-Gesamtfrachten, der gewässerinternen N-Retention sowie zur Validierung der Gesamtfrachten

Als Datengrundlage für die Ermittlung der N-Einträge in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen, Direkteinleitern und Kanalsystemen dienen die im Bericht zu Stand und Entwicklung der Abwasserbeseitigung Nordrhein-Westfalens (MKULNV 2014) enthaltenen Datengrundlagen und methodischen Ansätze.

Beim N-Eintrag aus Kleinkläranlagen wurden ausschließlich die in der Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser (D-E-A) erfassten Kleinkläranlagen (KKA), die in Oberflächengewässer abschlagen, berücksichtigt. Die N-Frachten entsprechen den in D-E-A erfassten jahresbezogenen N-Einleitungen dieser KKA.

Als Basis zur Berechnung der hydraulischen Belastung, die bei Modellierung der gewässerinternen N-Retention benötigt wird, werden die Seen-, und Gewässerflächen aus der Gewässerstationierungskarte GSK3c und der mit mGROWA (vgl. Teilbericht IIa) berechnete Gesamtabfluss in den jeweiligen MONERIS-Modelleinzugsgebieten verwendet. Dabei wurden die Breitenklassen der GSK3c so angepasst, dass die Gewässerfläche NRWs von 645 km² (ALKIS, statistische Daten des Bundes und der Länder, Stand 2016) erreicht wird. Als Grundlage für die ebenfalls zur Modellierung der gewässerinternen N-Retention benötigten Gewässertemperatur werden Temperaturmessungen des LANUV (Mittelwerte 2016) verwendet.

Als Grundlage für die Validierung der Gesamtfrachten dienen N-Gesamtmessungen an Gewässergütemessstellen des LANUV. Hierfür wurden 74 Messstellen ausgewählt, die sowohl Abflusspegeln als auch den MONERIS-Modelleinzugsgebieten zugeordnet werden konnten. Darin enthalten sind 21 Überblicksmessstellen mit guter Datenbasis (13 Beprobungen im Jahr). Die restlichen Messstellen wurden trotz weniger guter Datenbasis miteinbezogen, um eine ausreichend repräsentative Aussagekraft der Validierung für NRW zu erreichen.

Eine detaillierte Beschreibung der Datengrundlagen wird an dieser Stelle zu einem späteren Zeitpunkt ergänzt.

4 Modellergebnisse zum aktuellen Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

Über die Eintragspfade „direkte atmosphärische N-Deposition auf Gewässerflächen“, „Erosion“ und „Abschwemmung“ gelangt ein Teil der N-Menge im Boden in die Oberflächengewässer ohne vorher die Bodenpassage durchquert zu haben. Alle anderen Abflusskomponenten haben die Bodenpassage durchquert, so dass der denitrifikative N-Verlust im Boden in die Berechnung des N-Austrags aus dem Boden einzubeziehen ist.

Letzterer teilt sich nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. So gelangt ein Teil des Abflusses über die Direktabflusskomponenten Drainageabfluss und Zwischenabfluss ohne weitere Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone in die Oberflächengewässer. Ein anderer Teil des Abflusses gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Beim Durchströmen des Grundwasserraums können weitere Nitratabbauprozesse auftreten, durch welche die grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer unter Umständen deutlich reduzieren werden. Die Summe der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer über die verschiedenen Eintragspfade wird vom LANUV mit den N-Einträgen aus Punktquellen und Kanalisationssystemen zu den Gesamt-N-Einträgen in die Oberflächengewässer zusammengefasst und validiert.

4.1 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Die Ermittlung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über die direkte atmosphärische N-Deposition wurde nach Einzugsgebieten getrennt vorgenommen. Zunächst wurde aus Angaben zur Länge und Breite des Gewässernetzes die entsprechende Gebietskulisse (Gewässerfläche im Einzugsgebiet) bestimmt. Danach wurde eine Verknüpfung mit den flächenhaft für das Bundesland vorliegenden N-Depositionswerten nach Schaap et al. (2018) vorgenommen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt. Abb. 4-1 zeigt die Gewässerflächen, die bei der Ermittlung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über die direkte atmosphärische N-Deposition berücksichtigt wurden sowie die für diese Flächen berechnete Höhe der N-Deposition.

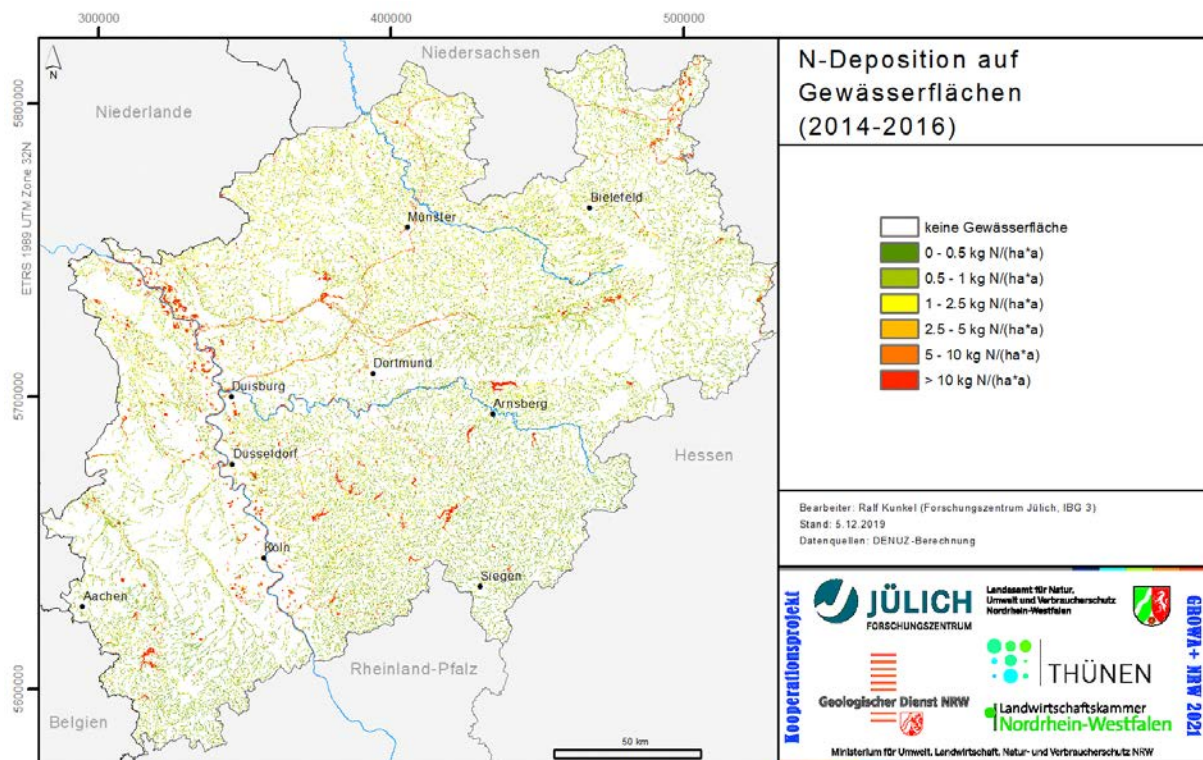


Abb. 4-1: Atmosphärische N-Deposition auf Gewässerflächen

Für die meisten Gewässerflächen NRWs ergaben sich auf diese Weise Werte von bis zu 2.5 kg N/(ha a). Höhere Werte von bis zu 10 kg N/(ha a) wurden nur dort ermittelt, wo größere offene Gewässerflächen auftreten. Aufsummiert über alle Gewässerflächen NRWs ergibt sich für die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition ein Wert von 1.207 t N/a.

4.2 N-Austrag in die Oberflächengewässer über Bodenerosion

Zur Quantifizierung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über Bodenerosion wird auf die Erosionsgefährdung von Ackerflächen aufgesetzt. Für diese Teilflächen wurde anschließend der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss bestimmt. Dabei wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses entsprechender Anteil der N-Bilanzüberschüsse und der atmosphärischen N-Deposition über Erosion in die Oberflächengewässer gelangt. Auf diese Weise ergeben sich erosionsbedingte N-Einträge in die Oberflächengewässer von 642 t N/a.

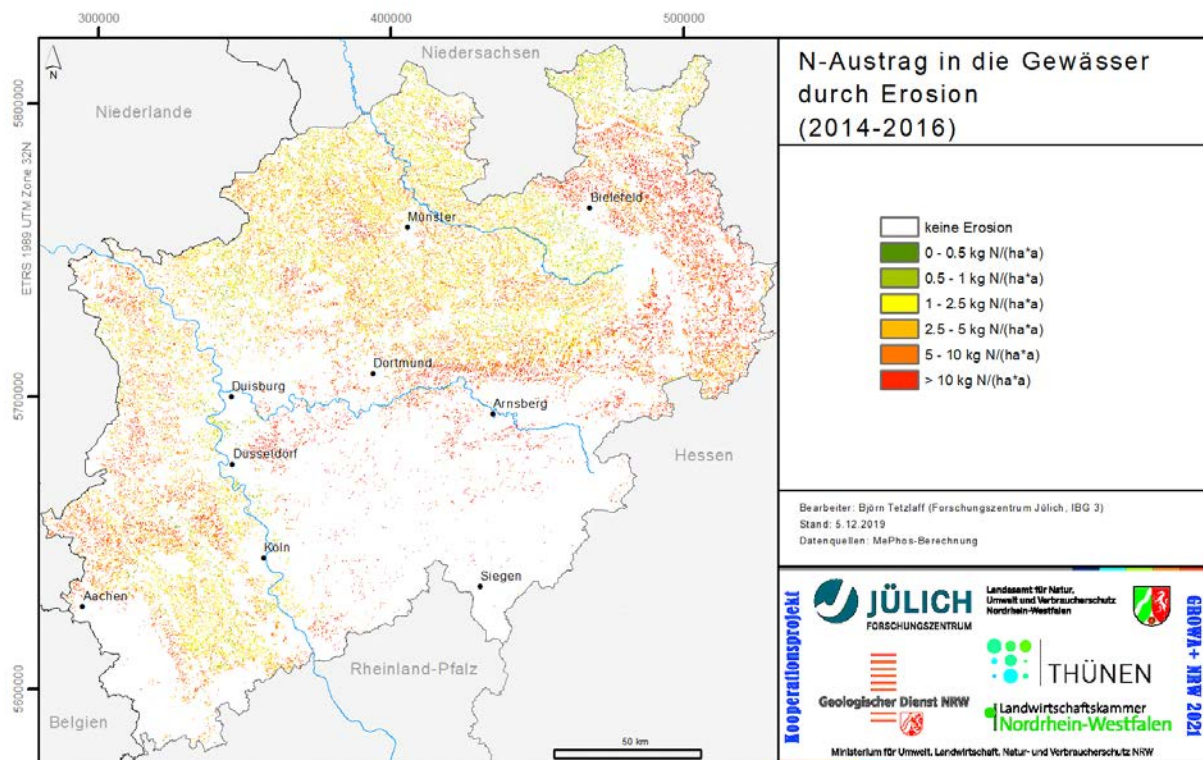


Abb. 4-2: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

4.3 N-Austräge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Abbildung 4-3 zeigt die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung. Da sich die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Standorte durch eine Hangneigung über 2% aufzeichnen und zudem einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen mit potenzieller Abschwemmungsgefährdung sowie deren Größe gering. Die Gesamtmenge des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung liegt bei 243 t N/a.

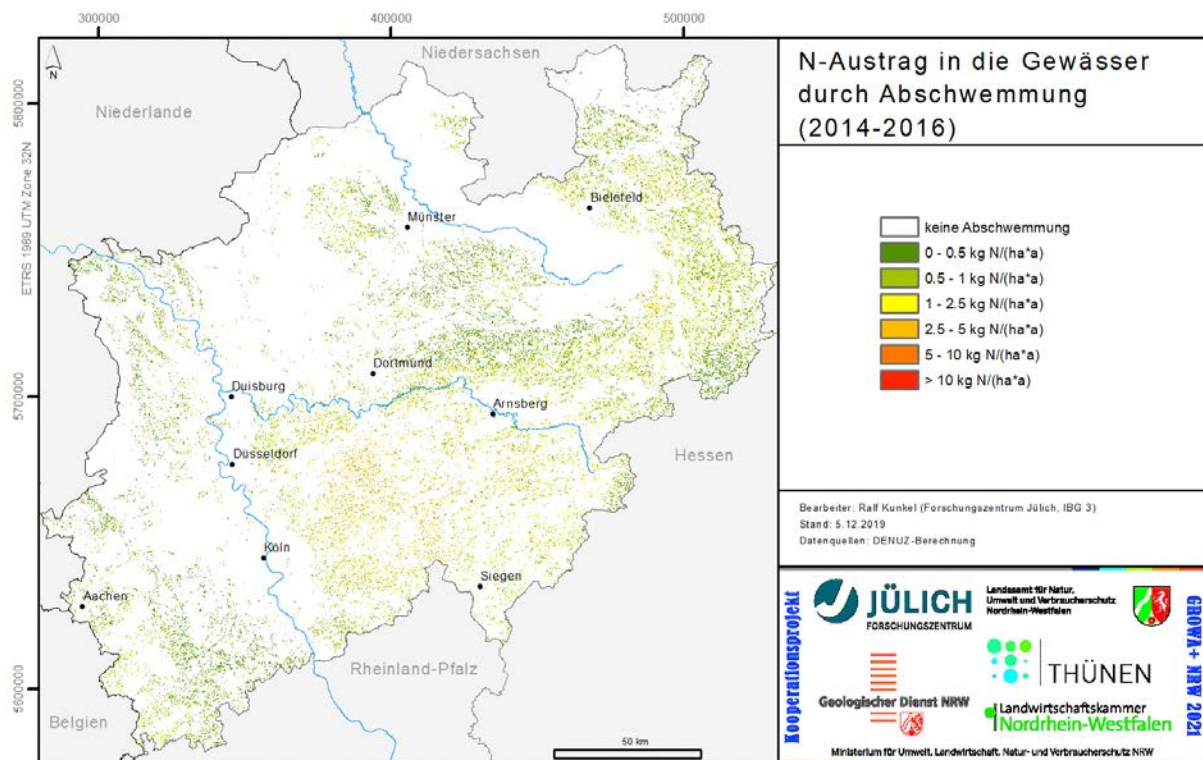


Abb. 4-3: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

4.4 Verlagerbare Stickstoffmenge im Boden

Zur Ermittlung der verlagerbaren Stickstoffmenge im Boden muss zum einen der im RAUMIS-Modell berechnete landwirtschaftliche N-Flächenbilanzüberschuss auf die Landwirtschaftsfläche der hydrologischen Modelle übertragen werden. Zum anderen muss die flächenhaft wirkende atmosphärische N-Deposition berücksichtigt werden. Zur Ermittlung der verlagerbaren N-Menge im Boden ist zusätzlich die N-Immobilisierung im Boden zu berücksichtigen.

Für Grünland wird unterstellt, dass ein Teil der dem Boden zugeführten N-Menge (N-Dünger + atmosphärische N-Deposition) nicht mit der Erntesubstanz entfernt wird. Ein Teil der N-Menge im Boden wird bei Grünland stattdessen (zumindest temporär) zwischengespeichert und trägt zum Aufbau der organischen Bodensubstanz bei. Bei der Modellkalibrierung zeigte sich, dass die Höhe der im Boden von Grünlandstandorten festgelegten N-Menge bei ca. 50% der nicht mit der Erntesubstanz entfernten N-Menge liegt.

Auch in Wäldern wird ein Teil der dem Boden zugeführten N-Menge zwischengespeichert. Da Wälder jedoch in der Regel nicht gedüngt werden, verbleibt als einzige N-Quelle die atmosphärische N-Deposition. Bei der Modellierung wird daher unterstellt, dass ein Teil der atmosphärischen N-Deposition in Waldsystemen gespeichert wird und zum Aufbau von Biomasse beiträgt. Die sich bei der Modellkalibrierung für NRW ergebende Höhe der in Waldsystemen festgelegten N-Menge lag für Nadelwald bei 10% und für Laubwald bei 20%.

Bei ackerbaulich genutzten Böden wird unterstellt, dass die Böden trotz Jahrzehnte langer Düngung wegen der permanenten Bodenbearbeitung keine nennenswerte N-Immobilisierung im Boden aufweisen, so dass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die verlagerbaren N-Mengen ackerbaulich genutzter Böden entsprechen dann der Differenz zwischen der dem Boden zugeführten N-Menge (N-Dünger + atmosphärische N-Deposition) und der mit der Erntesubstanz entfernten N-Menge. Abbildung 4-4 zeigt zusammenfassend die verlagerbare N-Menge im Boden.

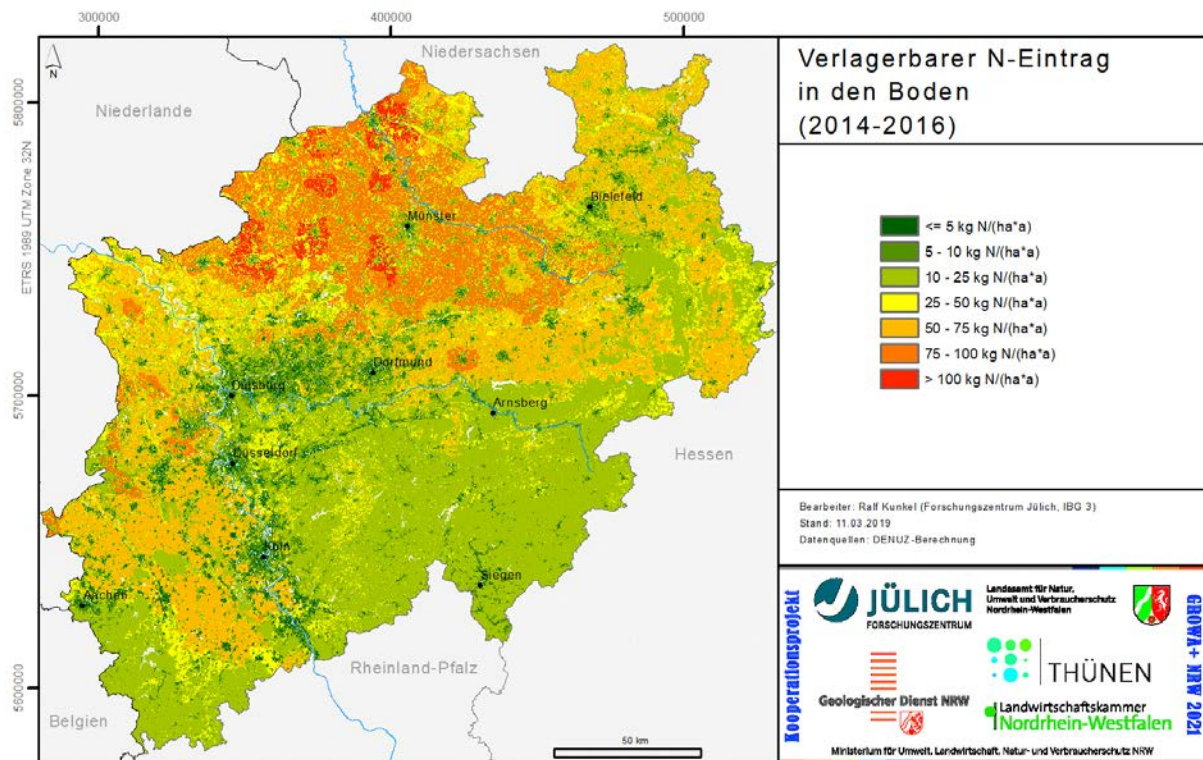


Abb. 4-4: Verlagerbare N-Menge im Boden unter Berücksichtigung der N-Speicherung

Im Landesmittel NRW liegt die verlagerbare N-Menge im Boden bei ca. 123.700 t N/a. Mit verlagerbaren N-Mengen im Boden von verbreitet mehr als 75 kg N/(ha*a) tritt das Münsterländer Becken deutlich hervor. Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung (Viehhaltung) sind dort sowohl die landwirtschaftlichen N-Überschüsse, wie auch die atmosphärische N-Deposition auf einem hohen Niveau. In den überwiegend durch Marktfruchtanbau dominierten Bördelandschaften, wie z.B. der Köln-Aachener Bucht und der Soester Börde, liegen die verlagerbaren N-Mengen im Boden dagegen im Bereich von 50-75 kg N/(ha*a), wobei die atmosphärische N-Deposition dort mit 10-15 kg N/(ha a) eine nur untergeordnete Rolle spielt. Auch ist dort von keiner nennenswerten N-Immobilisierung im Boden auszugehen. Im stark bewaldeten Rheinischen Schiefergebirge liegen die verlagerbaren N-Mengen im Boden verbreitet zwischen 10 und 25 kg N/(ha a).

4.5 N-Austrag aus dem Boden

Durch Kombination der Denitrifikationsbedingungen im Boden mit der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und den verlagerbaren N-Mengen im Boden können die Denitrifikationsverluste im Boden sowohl relativ zur verlagerbaren N-Menge im Boden (siehe Abb. 4-5) als auch absolut berechnet werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells realisiert. Das Ergebnis dieser Berechnung, der N-Austrag aus dem Boden, ist in Abbildung 4-6 dargestellt.

Umgelegt auf die Landesfläche NRWs werden ca. 55 % der verlagerbaren N-Menge im Boden von ca. 123.700 t N/a im Boden denitrifiziert, so dass der N-Austrag aus dem Boden sich auf insgesamt ca. 68.700 t N/a reduziert. Je nach Region zeigen sich aber deutliche Unterschiede.

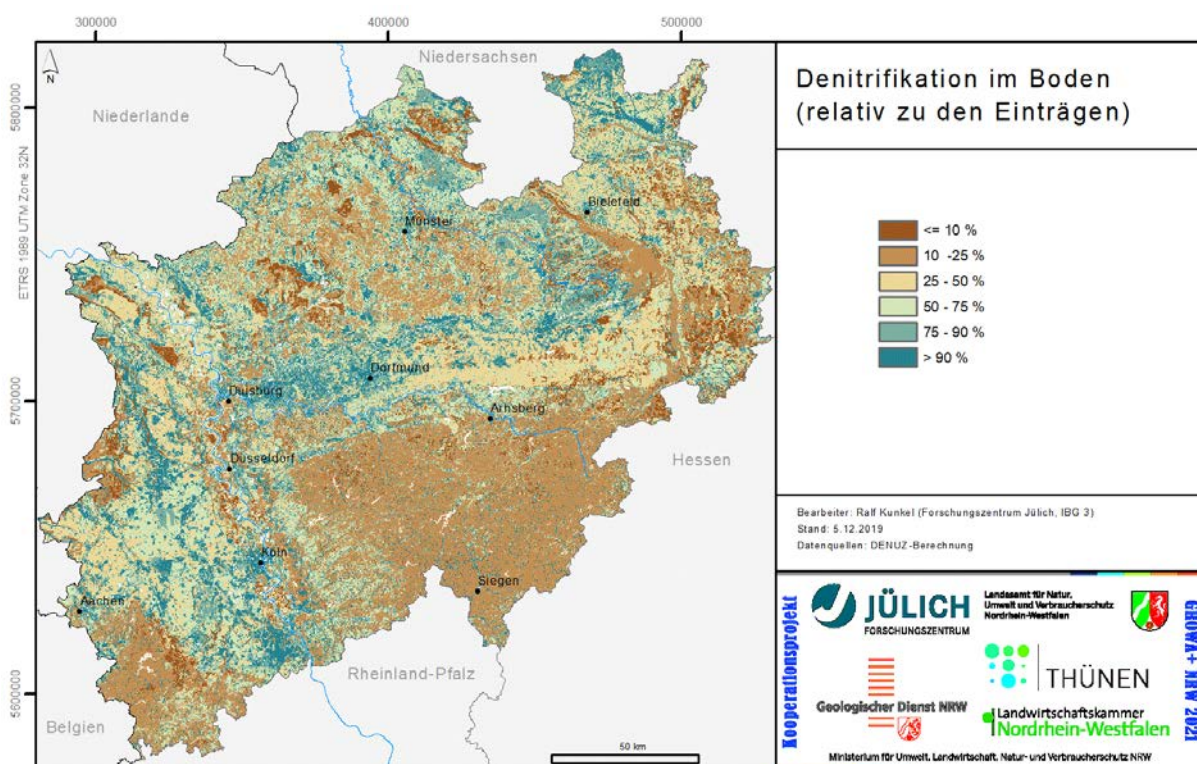


Abb. 4-5: Denitrifikationsverluste im Boden relativ zur verlagerbaren N-Menge im Boden

Gerade in den Regionen mit hohen N-Überschüssen führen schlechte Abbaubedingungen, hohe N-Überschüsse und hohe Austauschraten des Sickerwassers im Boden dazu, dass hohe N-Mengen aus dem Boden ausgetragen werden können. Dort zeigen sich aufgrund der hohen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers Werte von bis zu 75 kg N/(ha·a) N und mehr.

Wie Abb. 4-5 zeigt, werden die verlagerbaren N-Mengen im Boden durch die Denitrifikation in den flachgründigen skelettreichen Braunerden des Rheinischen Schiefergebirges um weniger als 25% vermindert. Die geringen Nitrat-Abbauraten ergeben sich in diesen Böden durch das Zusammenspiel einer geringen Verweilzeit im Boden (häufig weniger als drei Monaten) und schlechter Denitrifikationsbedingungen im Boden. Dadurch bedingt sind im Rheinischen Schiefergebirge N-Austräge aus dem Boden zwischen 10 und 25 kg N/(ha a) weit verbreitet (Abb. 4-6).

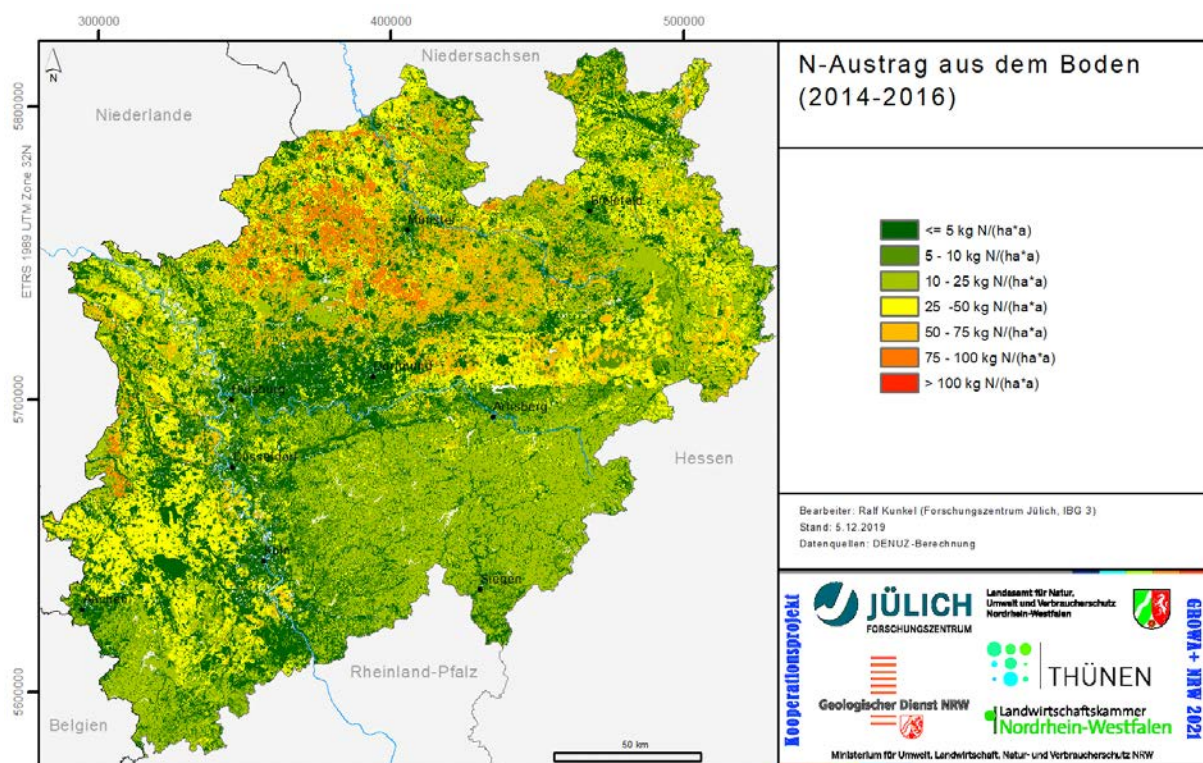


Abb. 4-6: N-Austrag aus dem Boden

In den Bördelandschaften NRW (Köln-Aachener Bucht, Soester Börde) werden dagegen bis zu 75 % des N-Eintrags in den Boden abgebaut. Dort wurden zwar die Denitrifikationsbedingungen im Boden als schlecht eingestuft, jedoch weisen die dort überwiegend auftretenden Parabraunerden ein hohes Wasserspeichervermögen auf. Hierdurch bedingt liegt die Verweilzeit im Boden häufig im Bereich von einem Jahr (oder mehr), so dass die maximal mögliche Denitrifikationsleistung im Boden annähernd erreicht, oder sogar überschritten werden kann. Wie aus Abb. 4-6 hervorgeht, liegen die N-Austräge aus dem Boden in Bördelandschaften großräumig zwischen 25 und 50 kg N/(ha a).

Im Emseinzugsgebiet, d.h. einer Region mit hohen verlagerbaren N-Mengen im Boden treten schlechte Nitratabbaubedingungen und geringe Verweilzeiten im Boden (Verbreitung von Podsolböden) und gute Nitratabbaubedingungen im Boden (Verbreitung von Niederungsböden) in einem kleinräumigen Wechsel auf. Während die grund- und staunässebeeinflussten (Gleye und Pseudogleye) Böden in den Niederungsbereichen des Münsterlandes Denitrifikationsverluste von mehr als 75% der verlagerbaren N-Mengen im Boden aufweisen, zeigen die Verbreitungsgebiete von Sandböden (Podsolböden) Denitrifikationsverluste von weniger als 25%. Dementsprechend treten dort Böden mit N-Austrägen von weniger als 25 kg N/(ha a) und Böden mit N-Austrägen von mehr als 75 kg N/(ha a) eng benachbart auf (siehe Abb. 4-6). Im Kernbereich des Münsterlandes überwiegend Böden mit mittleren Denitrifikationsbedingungen im Boden. Die verlagerbaren N-Mengen im Boden bleiben dort großflächig in größerem Umfang erhalten, so dass sich dort in Abb. 4-6 N-Austräge aus dem Boden von bis zu 75 kg N/(ha a) ergeben.

4.6 N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen

Neben den diffusen landwirtschaftlich bedingten N-Austrägen aus dem Boden kommt es auch durch urbane Systeme (Abb. 4-7) und lokale Kleinkläranlagen (Abb. 4-8) zu N-Austrägen. Im Rahmen des Projektes GROWA+NRW2021 wurden diese N-Quellen bundesweit erstmalig zusätzlich zu den landwirtschaftlich bedingten N-Austrägen aus dem Boden einbezogen.

Der N-Austrag aus urbanen Systemen (Abb. 4-7) wurde auf Basis der in Kap. 2.6 beschriebenen Annahmen ermittelt. Die ermittelten N-Austräge liegen umgelegt auf die bebaute Fläche NRWs zwischen <15 und >30 kg/(ha a). Die höchsten Werte treten erwartungsgemäß entlang der Rheinschiene und im Ruhrgebiet auf. Für die Gesamtfläche NRWs summieren sich die N-Austräge aus urbanen Systemen auf ca. 11.200 t N/a.

Beim N-Austrag aus Kleinkläranlagen (Abb. 4-8) wurde - wie in Kap 2.6 beschrieben, die in der Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser (D-E-A) erfassten KKA, die ins Grundwasser abschlagen, berücksichtigt. Die N-Frachten entsprechen den in D-E-A erfassten jahresbezogenen N-Einleitungen dieser KKA. Eine kleine Unsicherheit ergibt sich dadurch, dass der Datenbestand der KKA nicht für alle Kommunen NRW's vollständig erfasst wurde. Bei der Angabe „kg N/(ha*a)“ handelt es sich um einen Übertrag der nach D-E-A-Datenbank punktuell ins GW eingeleiteten Fracht auf eine pauschalierte Flächengröße von 100m x 100m. Auf diese Weise ergeben sich für die Gesamtfläche NRWs ca. 500 t N/a.

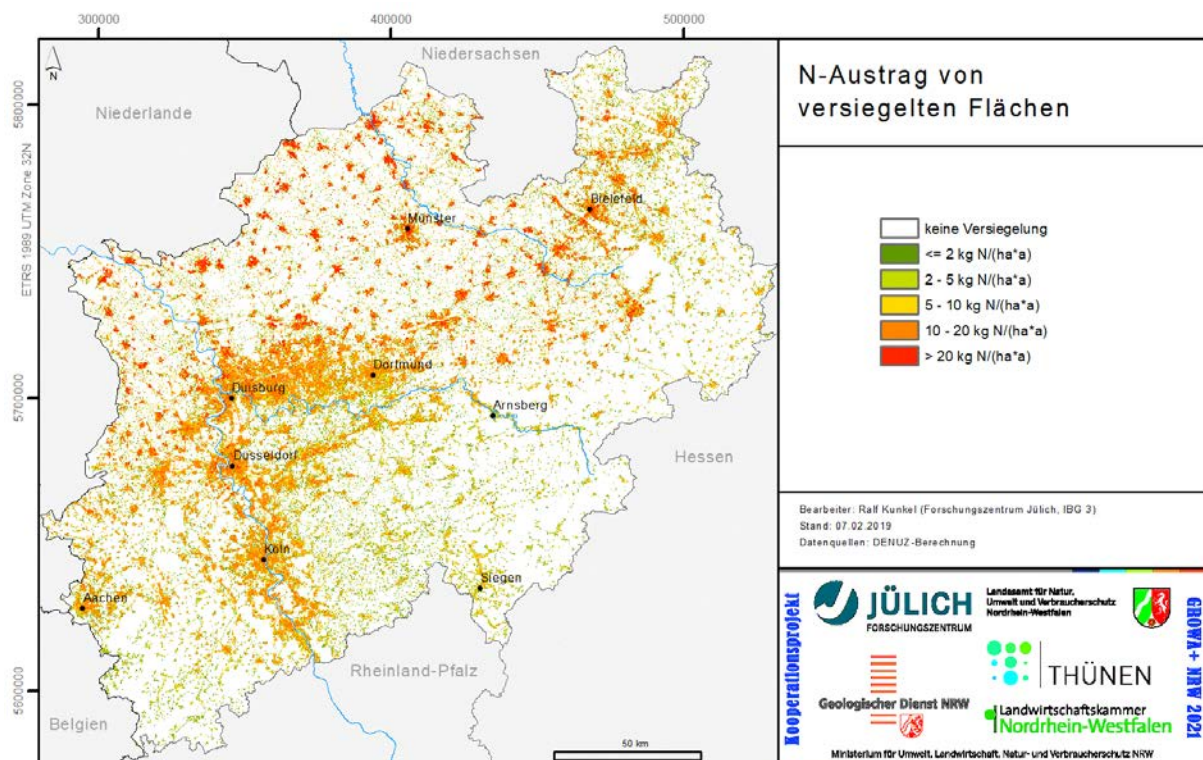


Abb. 4-7: N-Austräge aus urbanen Systemen

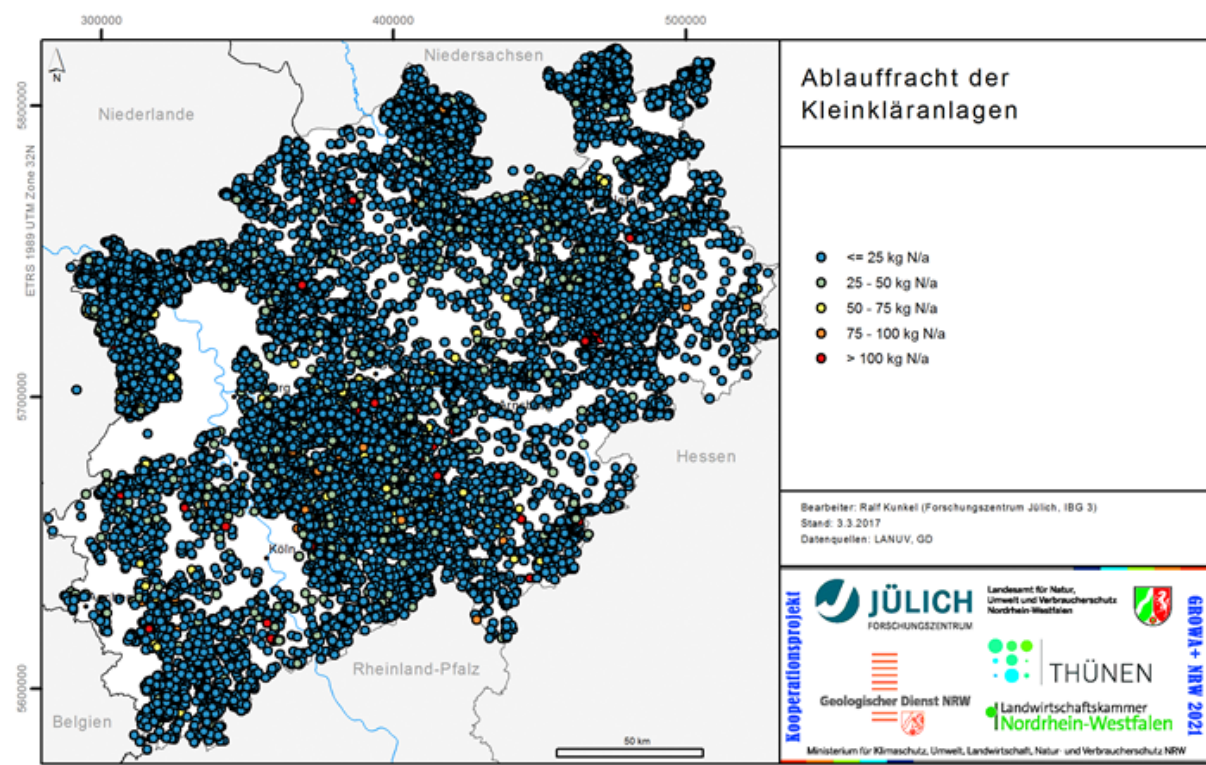


Abb. 4-8: N-Austräge aus Kleinkläranlagen

Wie Abb. 4-8 zeigt, weisen die meisten Pixel, für die N-Austräge aus Kleinkläranlagen ausgewiesen wurden, Ablauffrachten von $< 25 \text{ kg N/ha a}$ auf. Höhere Ablauffrachten treten nur vereinzelt auf, können aber durchaus Größenordnungen von $> 100 \text{ kg N/ha a}$ annehmen.

Da die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen erst unterhalb der Wurzelzone wirksam werden, Dränagesysteme aber genau in diesem Tiefenbereich angelegt worden sind, werden diese N-Austräge nicht in die Ermittlung N-Austräge über Dränagen einbezogen, sondern ausschließlich in die Ermittlung der N-Austräge über Zwischenabfluss und Grundwasser.

4.7 N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen

Wie in Teilbericht IIa ausgeführt wird in NRW eine Fläche von ca. 6.900 km^2 über Dränagen entwässert. Die entspricht ca. 39 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche NRWs. Der Abfluss aus Dränagen ist ein N-Eintragspfad, der vor allem für die Lockergesteinsregionen NRWs von Relevanz ist. Aufsummiert über die gesamten gedrännten Flächen in NRW liegen die N-Austräge in die Oberflächengewässer über Dränagen bei 11.281 t N/a .

Mit N-Austrägen von $25 - 50 \text{ kg/(ha} \cdot \text{a)}$ heben sich hier die in Abbildung 4-9 dargestellten über Grundwasserdränagen entwässerten Regionen im Münsterland deutlich ab. Diese ergeben

sich dort durch das Zusammenwirken hoher N-Austräge aus dem Boden und relativ geringer Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden.

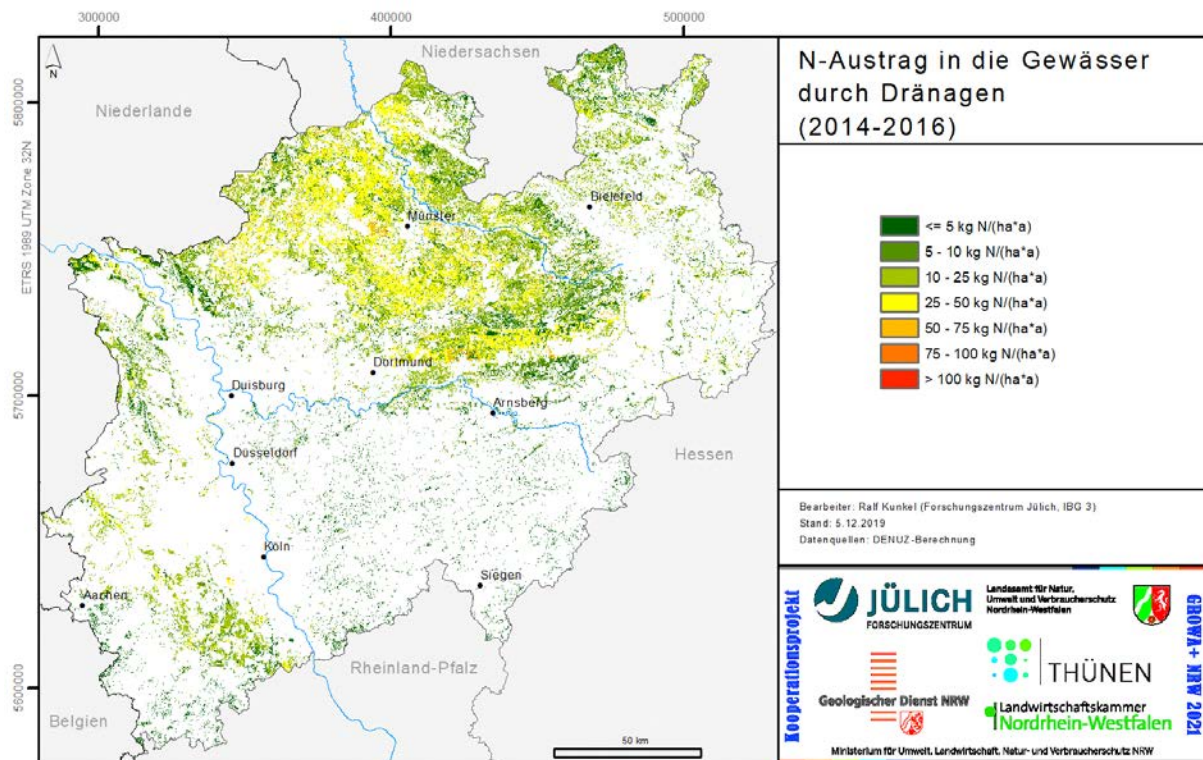


Abb. 4-9: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

Dort, wo in gedrännten Niederungsregionen ein hohes Denitrifikationspotential im Boden auftritt, wie z.B. in der Talaue der Ems, wird ein Großteil der N-Austräge aus dem Boden abgebaut, so dass die N-Austräge über Dränagen häufig bei weniger als 10 kg N/(ha a) liegen.

Gebiete mit N-Austrägen in Oberflächengewässer über Dränagen von weniger als 10 kg N/(ha a) zeigen sich auch in den Niederungsregionen am Niederrhein und im nordöstlichen Nordrhein-Westfalen (Westfälisches Tiefland) sowie im Südteil der Köln-Aachener Bucht, wo landwirtschaftlich genutzte Pseudogleyböden und Gleyböden über Stauwasserdränagen künstlich entwässert werden. Abgesehen von den Flussniederungen spielt der N-Austrag in die Oberflächengewässer über Dränagen in den Festgesteinsregionen NRWs eine nur untergeordnete Rolle.

4.8 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Zwischenabfluss

In Abbildung 4-10 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Zwischenabfluss dargestellt. Aufsummiert über die Fläche NRWs werden über diesen Eintragspfad 28.012 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen.

Wie zu erwarten ist dieser N-Eintragspfad vor allem für die Mittelgebirgsregionen NRWs von Relevanz, in denen der Zwischenabfluss fast flächendeckend auftritt und zudem die Hauptkomponente des Abflusses darstellt. Die Höhe des N-Austrags in die Oberflächengewässer über den Zwischenabfluss liegt dort daher mit 10-25 kg N/(ha a) in der Regel im Bereich der N-Austräge aus dem Boden. Höhere N-Austräge mit dem Zwischenabfluss (> 25 kg N/(ha a)) treten im Kernbereich des Münsterländer Beckens auf, nämlich in dem Fall, dass wasserundurchlässige Aquifere von grundwasser- und staunässefreien (und damit undrnierten) Böden überlagert werden.

In den Grundwasserneubildungsgebieten NRWs, zu denen z. B. die intensiv landwirtschaftlich genutzten Becken- und Bördelandschaften wie die Köln-Aachener Bucht und der Niederrheinischen Bucht zählen, sind die N-Austräge in die Oberflächengewässer mit dem natürlichen Zwischenabfluss aufgrund des geringen Anteils des Zwischenabflusses am Gesamtabfluss mit Werten unter 5 kg N/(ha·a) vernachlässigbar.

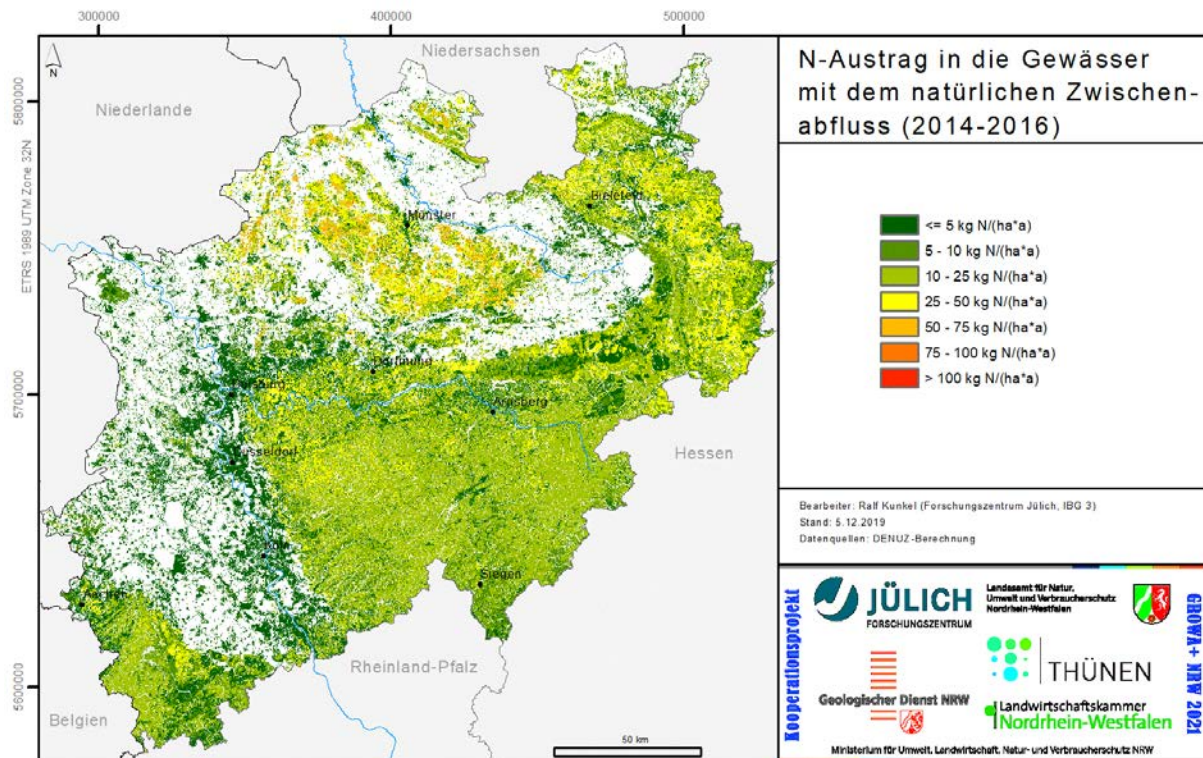


Abb. 4-10: N-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

4.9 N-Austräge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser

Gelangt Nitrat mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer, so ist die Nitratausbreitung, wie in Kap. 2.8 ausführlich beschrieben, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von mikrobiell gesteuerten Abbauprozessen im Aquifer abhängig.

Bei den N-Einträgen ins Grundwasser sind verschiedene N-Quellen zu berücksichtigen. Zum einen handelt es sich um die aus dem Boden ausgetragenen diffusen Stickstoffmengen, die nicht über die Komponenten des Direktabflusses in die Oberflächengewässer gelangen. Zusätzlich sind die N-Mengen von Kleinkläranlagen, die ins Grundwasser abschlagen, zu berücksichtigen sowie die N-Austräge aus urbanen Systemen (N-Verluste aus den öffentlichen und privaten Kanalisationen bzw. –Anschlüssen im Bereich von Siedlungen sowie N-Verluste aus sonstigen Quellen, wie z.B. Komposthaufen)

4.9.1 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser eingetragen. In Abbildung 4-11 sind die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche NRWs liegen die N-Einträge ins Grundwasser bei 40.336 t N/a.

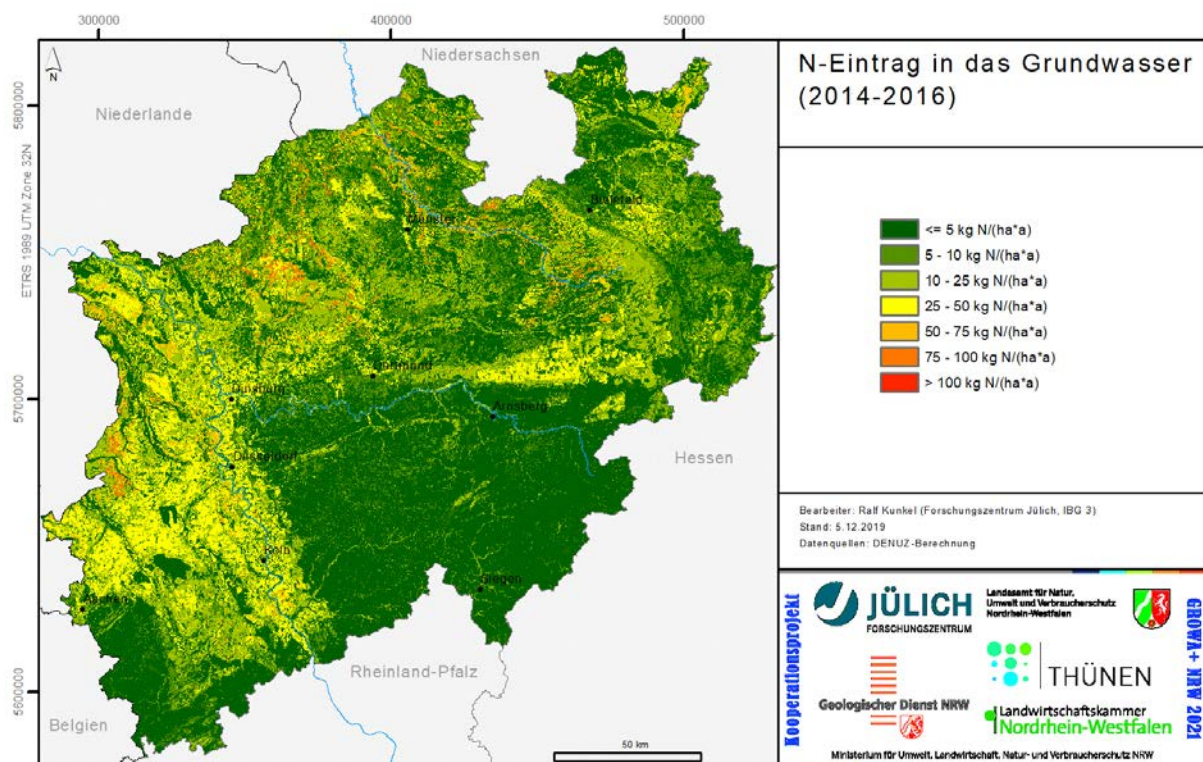


Abb. 4-11: Diffuse N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung

Insbesondere die Grundwasserneubildungsgebiete zeichnen sich erwartungsgemäß durch hohe N-Einträge ins Grundwasser aus. Für große Teile der Lockergesteinsregion ergeben sich dementsprechend vielfach N-Einträge in das Grundwasser zwischen 25 und 50 kg/(ha·a). Besonders geringe Werte ergeben sich in Regionen, wo der N-Überschuss relativ gering ist und der Haupteintrag über den Direktabfluss erfolgt, d. h. vor allem in den Mittelgebirgsregionen.

4.9.2 N-Einträge ins Grundwasser aus den öffentlichen und privaten Kanalisationen bzw. –Anschlüssen im Bereich von Siedlungen

Die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen, die nicht über Zwischenabfluss (Kap. 4.8) in die Oberflächengewässer gelangen, erreichen den Grundwasserleiter und werden, genauso wie die diffusen N-Einträge (siehe Kap. 4.9.1), mit dem Grundwasser in die Oberflächengewässer transportiert.

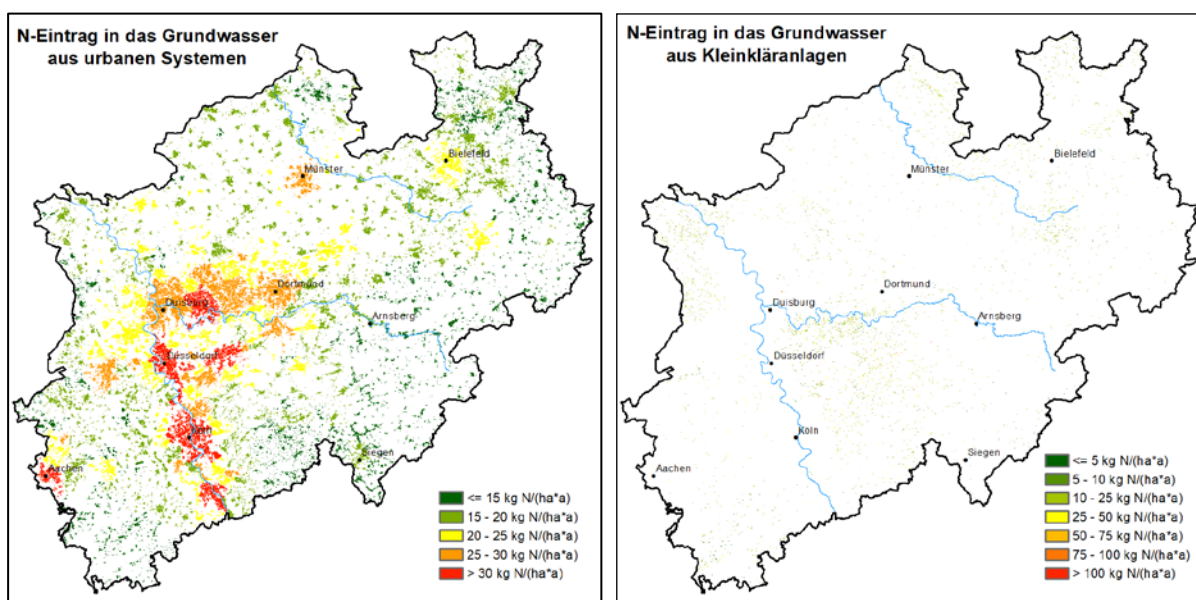


Abb. 4-12: N-Einträge ins Grundwasser aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen

4.10 Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer

4.10.1 Nitratabbauvermögen im Aquifer

Das Nitratabbauvermögen im Aquifer wurde auf Basis der in Teilbericht IV beschriebenen geostatistischen Auswertung ausgewiesen. Mit Hilfe eines Kriging-Verfahrens wurden hierzu zunächst die Gehalte der redox-sensitiven Parameter (Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff, DOC) auf ein 100x100 m Raster der Fläche von NRW interpoliert. Diesen interpolierten Konzentrationen wurden dann Punktwerte zugeordnet (vgl. Tab. 4-1). In der höchsten Klasse (2 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der für reduzierte und damit nitratabbauende Aquifere typisch ist. In der zweiten Klasse (1 Punkte) liegen die Stoffgehalte der Einzelparameter in einem Übergangsbereich, der weder für oxidierte Aquifere, noch für reduzierte Aquifere typisch ist. In der geringsten Klasse (0 Punkte) liegen die jeweiligen Stoffgehalte in einem Bereich, der für oxidierte Aquifere und damit nicht-denitrifizierende Aquifere typisch ist.

Damit aus dem regionalen Zusammenspiel der fünf Einzelparameter auf das Nitratabbauvermögen im Grundwasser zurückgeschlossen wird, wurden die Punktwerte der regionalisierten und klassifizierten Einzelparameter pro Rasterzelle (100x100 m) aufaddiert. Den auf diese

Weise ermittelten Punktzahlen wurde dann ein Denitrifikationsvermögen zugeordnet. Das entsprechende Ergebnis zeigt Abbildung 4-13.

Tabelle 4-1: Zuordnung von Punktwerten zu Konzentrationsbereichen im Rahmen der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer

Parameter		Nitratabbauvermögen		
Nr	Name	0 (schlecht)	1 (mittel)	2 (gut)
1	Fe ²⁺	bis 0,1 mg/L	> 0,1 – 0,2 mg/L	> 0,2 mg/L
2	Mn ²⁺	bis 0,025 mg/L	0,025 – 0,05 mg/L	> 0,05 mg/L
3	DOC	bis 1 mg/L	> 1 – 3 mg/L	> 3 mg/L
4	NO ₃	> 5 mg/L	> 1 – 5 mg/L	bis 1 mg/L
5	O ₂	> 4 mg/L	> 2 – 4 mg/L	bis 2 mg/L
6	GW-Stufen	3 - 5	-	1 - 2
7	Bodentypen	Übrige Böden	-	Moor & Marsch

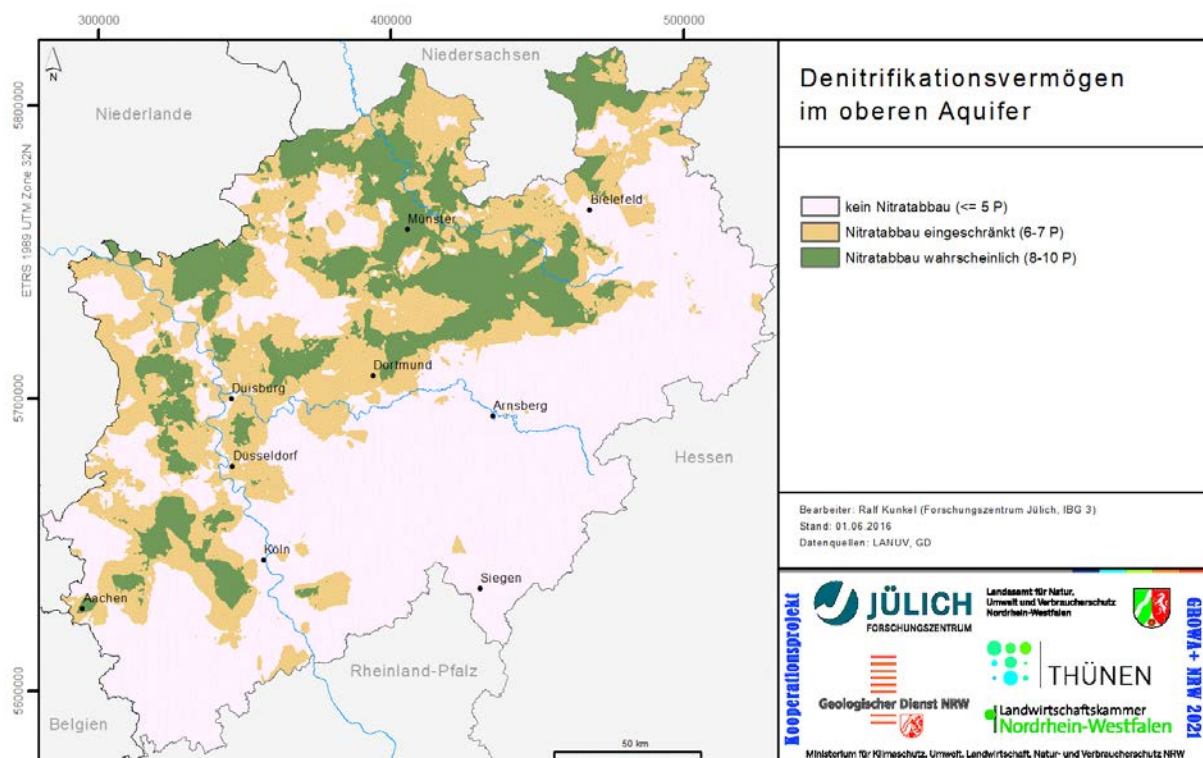


Abb. 4-13: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter

Die sich aus den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter ergebenden Nitratabbaubedingungen nach Abb. 4-13 wurden in einem nächsten Schritt Halbwertszeiten bzw. Geschwindigkeitskonstanten der Denitrifikation zugewiesen, damit sie in das WEKU-Modell zur Quantifizierung der Nitratreinträge in die Oberflächengewässer integriert werden können (vgl. Teilbericht IV). Hierzu wurden Reaktionskonstanten / Halbwertszeiten aus der Literatur genutzt, u.a. von Böttcher et al. (1989), van Beek (1987), Walther et al. (2003), Pätsch et al. (2003), Uhlig et al. (2010), Merz et al. (2009), Heidecke et al. (2015), Ackermann et al. (2015), Wendland et al. (2015), Kuhr et al. (2013), Kunkel et al. (2004), Kunkel et al. (1999), Wendland (1992), siehe Tab. 4-2.

Tabelle 4-2: Zuordnung von Punktwerten der Nitratabbauklassen zu Halbwertszeiten und Geschwindigkeitskonstanten im Aquifer für NRW

Mittelwert Nitratabbau- klasse	Bereich der veranschlagten Halbwertszeit [a]	Reaktionskinetik für die WEKU-Modellierung in NRW [a-1]
Nitratabbau wahrschein- lich (8-10 Punkte)	0,5 -3,4 (2.3)	1,386-0,203 (0,301)
Denitrifikation unwahr- scheinlich (5-7 Punkte)	5-50 (7)	0,139-0,014 (0,099)
(<5 Punkte)	120	5,77E-3

Die oberste Klasse, mit der die besten Nitratabbaubedingungen angezeigt werden, weist in NRW (vgl. Abb. 4-13) 8-10 Punkte auf. Entsprechend der Ausführungen in Teilbericht IV (Kap. 4.4.3) wurde für diese Regionen eine Denitrifikationskonstante von 0,35 a-1 als Startwert angesetzt, welches einer Halbwertszeit des Nitratabbaus von 2 Jahren entspricht (vgl. Tab. 4-2).

Für die Flächen, für die bei der Addition der regionalisierten Einzelparametern 6-7 Punkte zusammenkamen, ist eine eingeschränkte oder lokale Denitrifikation im Aquifer möglich (Abb. 4-12). Regionen, die in die Klasse „eingeschränkte Denitrifikation“ fallen, wurde eine Halbwertszeit von 7 Jahren als Startwert der WEKU-Modellierung zugeordnet (vgl. Tab. 4-2).

Dann, wenn weniger als drei der regionalisierten Einzelparameter reduzierte Bedingungen anzeigen, ist eine Denitrifikation im Aquifer nur sehr eingeschränkt möglich. Für diese als „keine Denitrifikation möglich“ eingestuft Regionen wird von einer Halbwertszeit von 120 Jahren als Startgröße ausgegangen.

Die in Tabelle 4-2 angegebenen Reaktionskonstanten und Halbwertszeiten der Denitrifikation sind als Anhaltswerte zu verstehen, die im Rahmen der WEKU-Modellierung dazu verwendet werden, grundwasserbürtige N-Einträge in den Vorfluter abzuschätzen. Bei der Modellkalibrierung werden die als Startgröße verwendeten Reaktionskonstanten so innerhalb der in Tab. 4-2 angegebenen Wertespannen modifiziert, dass sich im Mittel eine jährliche Denitrifikation ergibt, die dem grundwasserbürtigen N-Eintrag entspricht bzw. nahekommt.

Um den Modellansatz zur Denitrifikation im Grundwasser zu verfeinern, wurden vom LANUV N2/Ar-Messungen beauftragt, über die das Ausmaß der in situ Denitrifikation an ausgewählten

Standorten festgestellt wurde. Anhand dieser N₂/Ar-Messungen soll die im WEKU-Modell implementierte Denitrifikationskinetik zusätzlich überprüft und ggf. angepasst werden. Die Ergebnisse sind in einer Präsentation von Dr. M. Eisele vom 12.12.2019 (Abschließender Begleit-AK des Projektes **GROWA+NRW2021**) dargestellt: https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/6b_validierung_no3_im_sickerwasser_denitrifikation_20191212.pdf.

4.10.2 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

Wie in Kap. 2-8 beschrieben, wird bei der Modellierung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer mit dem WEKU-Modell der komplette Fließweg des Grundwassers vom N-Eintrag in den Aquifer bis hin zum N-Austrag in ein Oberflächengewässer unter Berücksichtigung des Nitratabbaus im Aquifer betrachtet. Die wesentlichen Eingangsgrößen sind die Nitratreinträge in den Aquifer (vgl. Abb. 4-11), die Fließzeit des Grundwassers (vgl. Abb. 3-13) sowie das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer (vgl. Abb. 3-14). In Abbildung 4-12 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte.

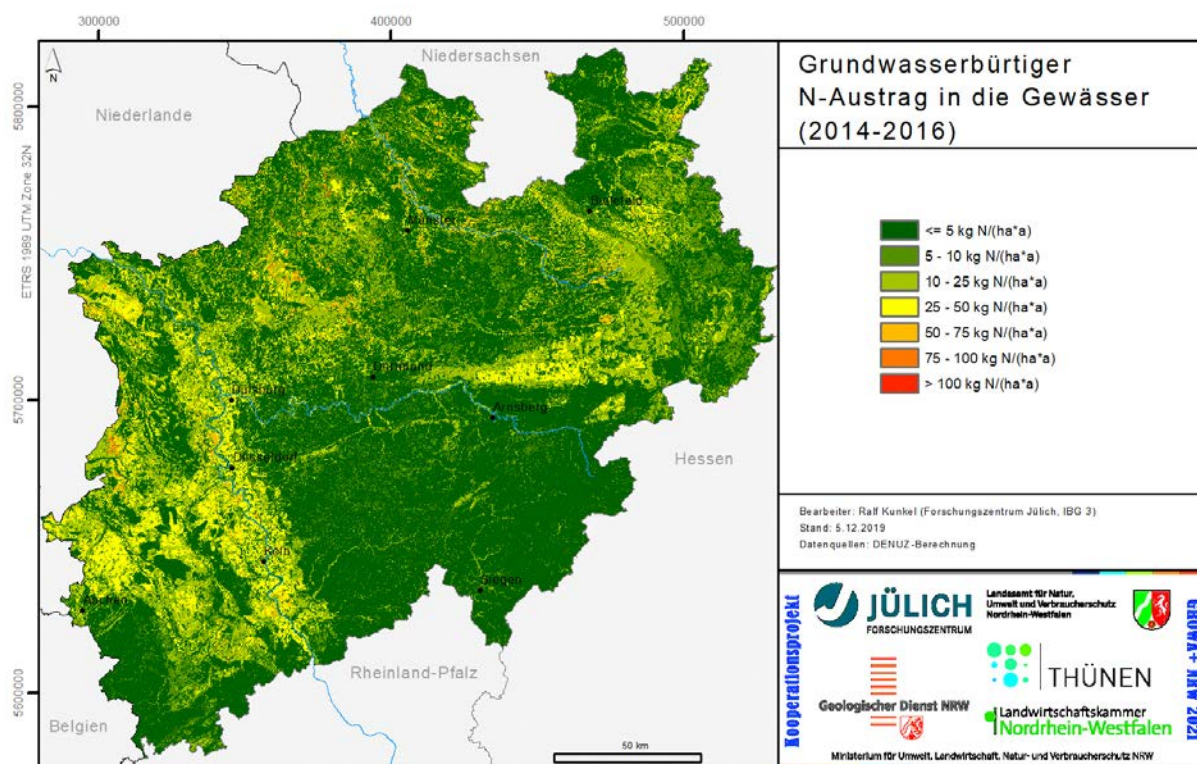


Abb. 4-12: N-Austräge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

Für die südlichen Teilgebiete NRWs im Rheinischen Schiefergebirge ist deutlich erkennbar, dass die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer ($< 5 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$) im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser entsprechen. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern.

Für Teilgebiete im Münsterland und in der Niederrheinischen Bucht zeigt sich ein anderes Bild. Dort wo gut nitratabbauende Lockergesteinsaquifere und meist lange Grundwasserverweilzeiten auftreten, wird ein Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut, so dass hier – trotz der Dominanz des Grundwasserabflusses gegenüber dem Direktabfluss – Flächen ebenfalls mit weniger als 5 kg/(ha·a) Eintrag aus dem Grundwasser in die Oberflächengewässer aus Abbildung 4-12 hervortreten.

Zu grundwasserbürtigen N-Austrägen bis 25 kg N/(ha a) kommt es generell von Flächen in Gewässernähe sowie in durch besonders hohe N-Einträge ins Grundwasser gekennzeichneten Gebieten, für welche die Fließzeit im Grundwasser zur Gewährleistung eines umfangreichen Nitratabbaus im Grundwasser –selbst bei guten Denitrifikationsbedingungen- nicht ausreicht. Grundwasserbürtige N-Austräge über 25 kg N/(ha a) treten daneben großflächig in den Bördelandschaften auf (z.B. Köln-Aachener Bucht, Soester Börde). Da es sich um Grundwasserneubildungsgebiete handelt, wird der Großteil der N-Austräge aus dem Boden ins Grundwasser eingetragen. Da zudem nitratabbauende Aquifere fehlen, bleibt der N-Austrag aus dem Boden dort in fast voller Höhe erhalten und gelangt mit dem Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer.

Aufsummiert über die Landesfläche NRWs werden ca. 29.753 t N/a über das Grundwasser in die Oberflächengewässer ausgetragen.

4.11 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer

In Abbildung 4-13 ist schließlich die Summe der N-Austräge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss dargestellt. Diese liegt bei ca. 71.138 t N/a. Die Hot-spot-Regionen des diffusen N-Austrags in die Oberflächengewässer ergeben sich aus der Aufsummierung der N-Einträge über die Einzelpfade. Vor allem der Kernbereich des Münsterlands tritt hier mit 50 – 75 kg N/(ha a) deutlich hervor. In den anderen Landesteilen betragen die N-Austräge in die Oberflächengewässer von Landwirtschaftsflächen 25 – 50 kg N/(ha a). In bewaldeten Regionen werden 10-25 kg N/(ha a) in der Regel nicht überschritten.

Die Übersicht über die diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer (Abb.4-14) zeigt, dass ca. 70% des N-Austrags in die Oberflächengewässer über die Komponenten des Direktabflusses (Dränagen und vor allem Zwischenabfluss) erfolgt.

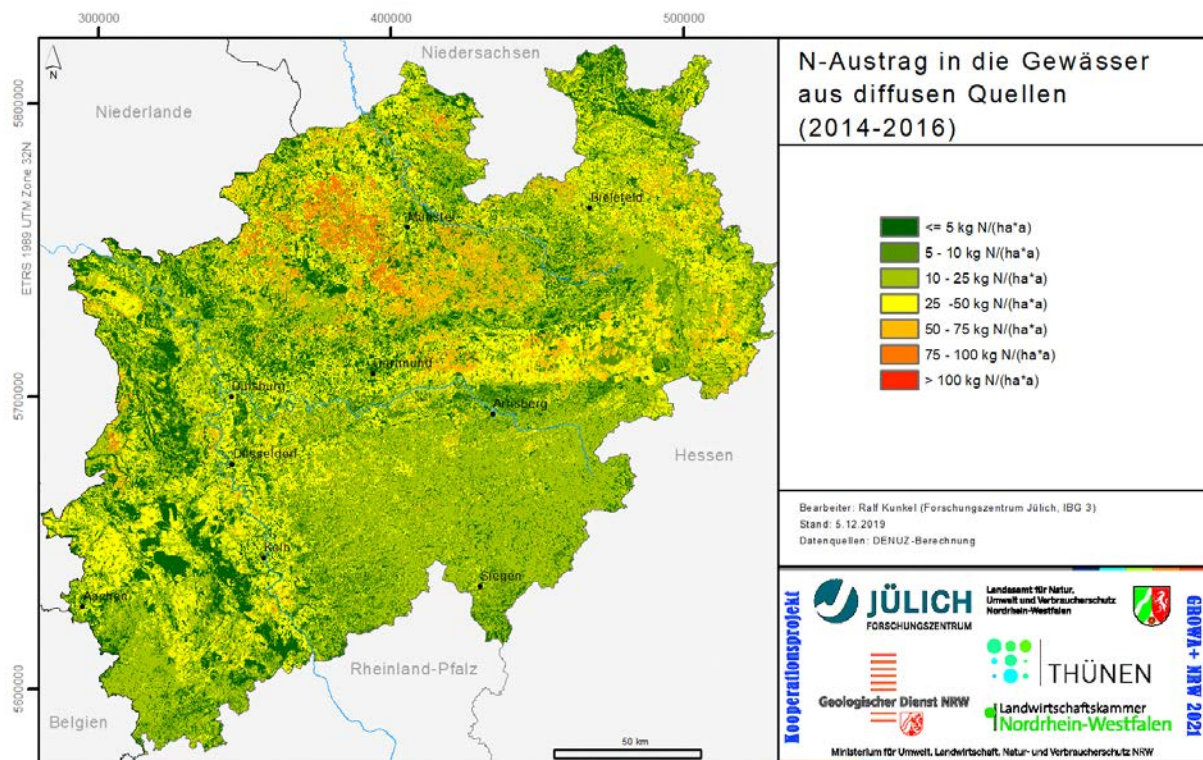


Abb. 4-13: N-Austräge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

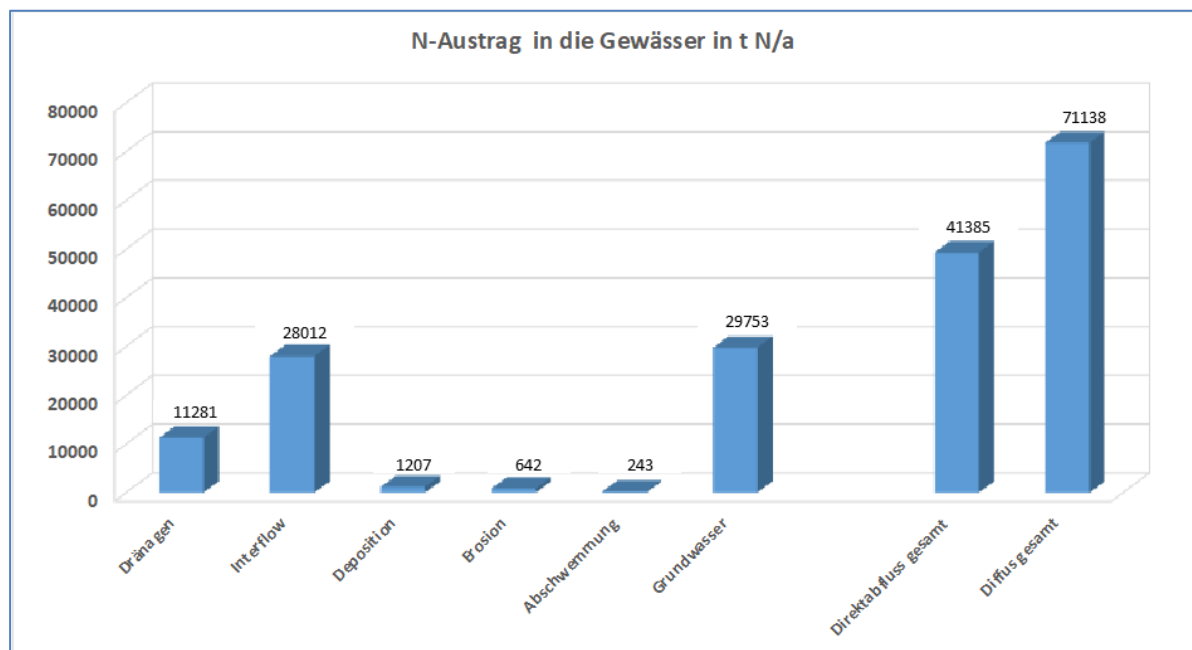


Abb. 4-14: Übersicht über die diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer

Die Summe aller im 100m x 100m – Raster berechneter diffuser N-Einträge in Oberflächengewässer werden auf Ebene der Oberflächenwasserkörper aggregiert und ans LANUV zur Berechnung der Gesamteinträge in die Oberflächengewässer übergeben.

4.12 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen Direkteinleitern, Kanalsystemen und Kleinkläranlagen

Eine detaillierte Beschreibung der Ergebnisse zu N-Einträgen in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen Direkteinleitern, Kanalsystemen und Kleinkläranlagen wird an dieser Stelle zu einem späteren Zeitpunkt ergänzt.

4.13 Mittlere N-Gesamteinträge in die Oberflächengewässer

Der diffuse N-Eintrag in die Oberflächengewässer beträgt unter Einbeziehung aller relevanten Eintragspfade (Zwischenabfluss, Drainageabfluss, Erosion, Abschwemmung, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, grundwasserbürtiger Abfluss) in NRW 71.138 t/a. Insgesamt werden in die Oberflächengewässer NRWs unter Einbeziehung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen, Direkteinleitern sowie aus Kanalisationssystemen und Kleinkläranlagen ca. 95.000 t N pro Jahr eingetragen. Flächenbezogen liegen die Einträge zwischen 5 und 63 kg/ (ha*a) je Modellteileinzugsgebiet, mit einem landesweiten Mittelwert von 27 kg/ha/a (Abb. 4-15).

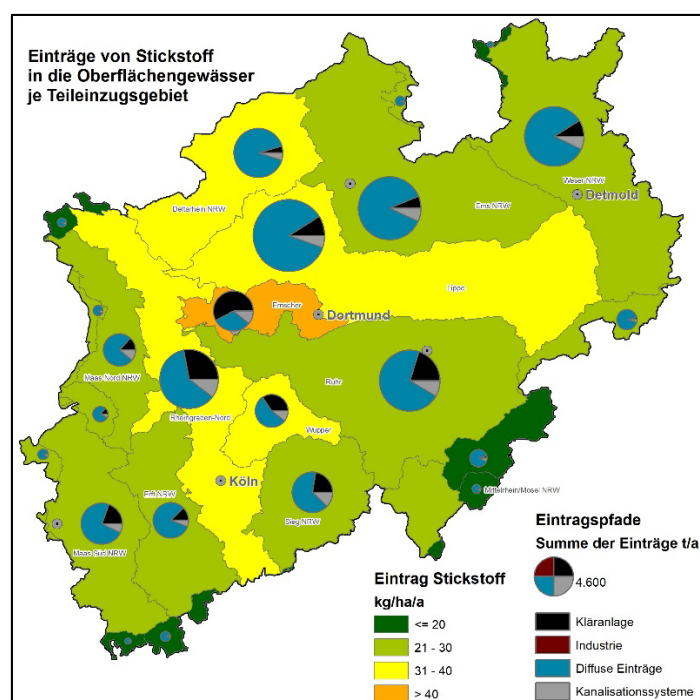


Abb. 4-15: Einträge von Stickstoff in die Oberflächengewässer und Anteile der Eintragspfade je Teileinzugsgebiet

Eine graphische Abbildung (Diagramm) der Gesamten N-Einträge in NRW, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden (t/Jahr) wird zu einem späteren Zeitpunkt ergänzt.

Die diffusen Austräge machen mit 75 % den Hauptanteil der N-Einträge in die Oberflächengewässer aus. Sie entstehen zu 16 % im Siedlungsbereich und zu 84 % in den unbesiedelten Bereichen (landwirtschaftlich genutzte Flächen, Wald). Hierbei ist zu beachten, dass die diffusen N-Einträge nicht ausschließlich landwirtschaftlichen Quellen entstammen. Die N-Einträge in den Boden aus der atmosphärischen NO_x-Deposition sowie die N-Einträge ins Grundwasser aus Urbanen Systemen und Kleinkläranlagen, die ins Grundwasser abschlagen, tragen mit hierzu bei. Nach den diffusen Einträgen stehen Einträge über Kläranlagen mit 16 %, an zweiter Stelle gefolgt von Kanalisationssystemen mit 8 %. Industrielle Direkteinleitungen spielen mit < 0,1 % landesweit eine untergeordnete Rolle.

Sowohl die Anteile der Quellen als auch die Höhen der Einträge variieren räumlich, in Abb. 4-15 sind daher die flächenbezogenen Einträge und die Anteile je Teileinzugsgebiet der Gewässer dargestellt. Die diffusen Einträge stellen - ausgenommen im Emschergebiet - in allen Teileinzugsgebieten den Haupteintragspfad dar. Nur in den durch hohe Siedlungsdichte gekennzeichneten Teileinzugsgebieten Emscher, Rheingraben-Nord und Wupper machen Kläranlagen mehr als ein Viertel des Gesamteintrags in die Oberflächengewässer aus und führen zu erhöhten N-Einträgen.

Die regionale Verteilung der Gesamteinträge von Stickstoff in den Teileinzugsgebieten zeigt erhöhte Stickstoffeinträge größer 30 kg/ha/a vorwiegend im Nordwesten NRWs, im Einzugsgebiet der Lippe sowie entlang des Rheins. Die erhöhten Einträge in den Einzugsgebieten entlang des Rheins werden deutlich durch Punktquellen (Kläranlagen, Kanalisationssysteme) beeinflusst (siehe oben).

Der mit 63 kg/ha/a besonders hohe N-Eintrag im Emschergebiet wird allerdings methodisch bedingt überschätzt. Da nicht quantifiziert werden kann, wie viel Wasser aus der Emscher gemischt mit dem Abwasser aus der Kanalisation durch die sogenannten Flusskläranlagen geleitet und geklärt wird, wurde der gesamte Eintrag aus der letzten und größten Flusskläranlage eingerechnet.

Im Nordwesten NRWs sowie im Lippe-Einzugsgebiet sind die erhöhten Einträge hauptsächlich durch die meist hohen N-Austräge aus dem Boden bedingt, die zu einem erheblichen Anteil ohne weiteren Abbau über Zwischenabfluss oder Dränagen in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Für die Teileinzugsgebiete der Mittelgebirgsregionen (z.B. Eifel, Bergisches Land, Sauerland) ergeben sich geringere Einträge, da die N-Austräge aus den Böden der hier dominierenden Grünland- und Waldnutzung gering sind und Einträge aus Kläranlagen oder urbanen Systemen aufgrund der geringen Siedlungsdichte ebenfalls niedrig sind.

4.14 Validierung der modellierten N-Gesamt-Frachten

Der Vergleich modellierten N-Gesamtfrachten mit aus gemessenen Stickstoffkonzentrationen und Abflusswerten berechneten N-Gesamtfrachten an den betrachteten geeigneten Gütemessstellenergab ergab eine gute Übereinstimmung, sofern stark anthropogen überprägte oder durch Sondereffekte beeinflusste Gewässereinzugsgebiete (z.B. Erft: Braunkohlebergbau; Emscher: Flusskläranlage) aus der Analyse herausgenommen werden (Abb. 4-16).

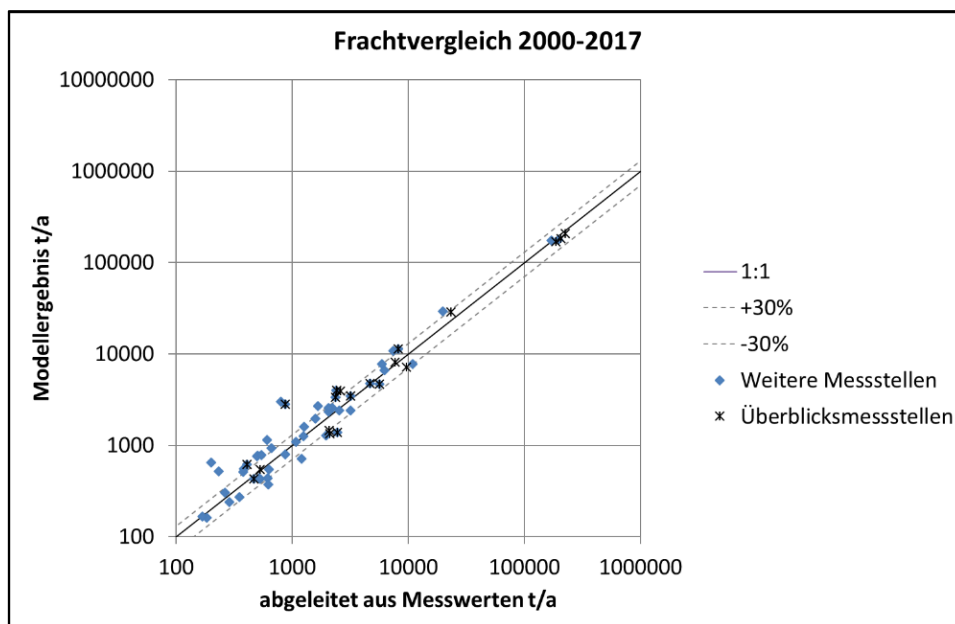


Abb. 4-16: Vergleich der aus Messwerten abgeleiteten gegenüber modellierten Frachten. Einträge von Stickstoff in die Oberflächengewässer und Anteile der Eintragspfade je Teileinzugsgebiet

4.15 Vergleich und Diskussion der Ergebnisse der aktuellen N-Eintragsberechnungen mit früheren Berechnungen (2010 und 2014)

Die im Projekt GROWA+-NRW 2021 durchgeführte Modellierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist bereits die dritte N-Eintragsmodellierung, die vom TI und dem FZ Jülich für das Bundesland NRW durchgeführt wurde. Im Projekt „*Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen*“ wurden die Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft quantifiziert und darauf aufbauend der diffuse Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ermittelt (Wendland et. al. 2010). Die Berechnungen wurden auf der Basis einer Kopplung des agrarökonomischen Modells RAUMIS des Thünen-Instituts, des Wasserhaushaltsmodells GROWA des FZ Jülich und der reaktiven Transportmodelle DENUZ und WEKU (ebenfalls FZ Jülich) durchgeführt. Dabei wurden als Grundlage für die Berechnung der Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft die Agrarstrukturdaten des Jahres 2003 und vorangegangener Jahre verwendet. Hydrologische Referenzperiode war der Zeitraum 1961-1990. Bereits in diesem Projekt wurde auf diese Weise eine regional hoch aufgelöste und nach Eintragspfaden differenzierende Quantifizierung der diffusen Stickstoff- (und Phosphor)- Emissionen ins Grundwasser und die Oberflächengewässer NRWs vorgenommen. Die Ermittlung der punktförmigen N- (und P-) Einträge in die Oberflächengewässer wurde in diesem Projekt im FZ Jülich vorgenommen.

Im Nachfolgeprojekt „Aktualisierung der regional differenzierten Quantifizierung der N-Einträge ins Grundwasser Nordrhein-Westfalens“ (Kuhr et al., 2014) wurden im Jahr 2014 die Stick-

stoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft in RAUMIS auf der Basis aktuellerer Agrarstrukturdaten (2010) berechnet sowie die Daten zur atmosphärischen N-Deposition aktualisiert. Hydrologische Referenzperiode war der Zeitraum 1971-2000. Auf dieser Basis wurde eine Neuberechnung der regionalisierten N-Überschüsse, der N-Austräge aus dem Boden, der N-Einträge in das Grundwasser sowie der Nitratkonzentration im Sickerwasser durchgeführt. Die Modellarbeiten wurden durch das Forschungszentrum Jülich (FZJ) mit den dort entwickelten Modellen GROWA und DENUZ sowie durch das Thünen-Institut (TI) mit dem Modell RAUMIS durchgeführt. In diesem Projekt wurde weder eine Berechnung der diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer, noch eine Ermittlung der punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer vorgenommen.

Seit der erstmaligen Berechnung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Nordrhein-Westfalens im Rahmen der von Wendland et al. (2010) durchgeführten Studie wurden die Teilmodelle GROWA, DENUZ und WEKU am FZ Jülich methodisch weiterentwickelt. Diese Weiterentwicklungen wurden in dem 2014 abgeschlossenen Projekt (Kuhr et al., 2014), welches ausschließlich zur Berücksichtigung aktualisierter Agrarstatistikdaten für die zweite Bestandsaufnahme (2013) gemäß EG-WRRL durchgeführt wurde, noch nicht berücksichtigt.

Im Rahmen des Projektes **GROWA+NRW 2021** wurde die Modellkette RAUMIS-(m)GROWA-DENUZ-WEKU nunmehr inklusive aller Weiterentwicklungen bei den verschiedenen Teilmodellen flächendeckend in NRW umgesetzt und bei der N-Eintragsberechnung ins Grundwasser und die Oberflächengewässer für NRW angewendet. Damit einhergehend wurden alle zu Grunde liegenden Eingangsdaten aktualisiert. Auch die Modellierungszeiträume wurden angepasst. Die Ermittlung der N-Bilanzüberschüsse erfolgte für den Zeitraum 2014-2016 und die atmosphärische N-Deposition wurde nicht nur auf einen aktuelleren Zeitraum (2013-2015) bezogen, sondern auch noch methodisch anders berechnet. Gleiches gilt für die hydrologische Modellierung. Als hydrologische Referenzperiode diente der Zeitraum 1981-2010, methodisch erfolgte eine Umstellung vom GROWA-Modell auf das mGROWA-Modell. Seit der ersten Modellierung für das Bundesland NRW (Wendland et al., 2010) wurden im GROWA+-NRW 2021-Projekt erstmals wieder punktförmige N-Einträge in die Oberflächengewässer ausgewiesen. Neben einer Aktualisierung des Bezugsjahres (2016) erfolgte methodisch die Umstellung auf das Modellpaket MONERIS (IGB) durch das LANUV.

In jedem dieser Projekte wurden / werden N-Modellierungen vorgenommen und zum Teil identische Größen berechnet, z.B. landwirtschaftliche N-Bilanzen, N-Austräge aus dem Boden, N-Einträge ins Grundwasser. Aufgrund der Weiterentwicklungen in jedem der Einzelmodelle und Änderungen in der Modellkette sowie der betrachteten Zeiträume und verfügbaren/eingesetzten Datengrundlagen sind die absoluten Höhen der berechneten Größen jedoch nicht direkt miteinander vergleichbar. Ein Beispiel soll dies verdeutlichen:

Bei den N-Austrägen aus dem Boden hat sich von 2010 bis 2018 eine Verminderung von 103.000 t N/a auf 69.500 t N/a ergeben. Die Unterschiede können bedingt durch:

1. die Landbewirtschaftung im jeweiligen N-Bilanzierungszeitraum
2. Weiterentwicklungen des RAUMIS-Modells
3. die Höhe der atmosphärischen Deposition im jeweiligen Modellierungszeitraum

4. die Verwendung von mit unterschiedlichen Berechnungsansätzen ermittelten atmosphärischen N-Depositionsraten
5. die Verwendung von Klimadaten aus unterschiedlichen Perioden für die hydrologische Modellierung
6. die Umstellung von GROWA auf mGROWA bei der Wasserhaushaltsmodellierung bzw. Ermittlung der Abflusskomponenten / Eintragspfade
7. Änderungen in der Bodenkarte 1:50.000 und bei den Bodenparametern, die zu Anpassungen bei den Denitrifikationsbedingungen im Boden geführt haben
8. Weiterentwicklungen des DENUZ-Modells

Jede der aufgeführten Änderungen / Anpassungen hat eine Auswirkung auf die Höhe der N-Austräge aus dem Boden. Bei der Modellierung überlagern sich die Einflüsse der Größen zudem. Aus der Verringerung der N-Austräge aus dem Boden um 33.500 t N/a seit 2010 kann demnach nicht darauf geschlossen werden, dass der Unterschied ausschließlich auf „Anpassungen der Landwirtschaft“ zurückzuführen ist, selbst wenn die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft die bedeutendste Startgröße darstellen.

5 Abschätzung der Nitratbelastungssituation im Rheinischen Braunkohlerevier bei einem bergbauunbeeinflussten Zustand

Im vorangegangenen Kapitel 4 sind die Ergebnisse der N-Eintragsmodellierungen für den Ist-Zustand dargestellt. In diesem Kapitel 5 wird ergänzend hierzu qualitativ abgeschätzt, wie sich die Nitratbelastungssituation im rheinischen Braunkohlerevier unter Annahme gleichbleibender Klimabedingungen und einer unveränderten Landnutzung bzw. unveränderten N-Bilanzen auf die Nitratausträge entwickeln könnte, wenn die Bergbaumaßnahmen zum Ende gekommen sind und sich quasi wieder ein Zustand der Grundwasseroberfläche wie vor der Inbetriebnahme der Tagebaue eingestellt hat. In diese Abschätzungen wurden die Ergebnisse von Szenariorechnungen einbezogen, die in Teilbericht IIa (Wasserhaushalt) und in Teilbericht III (Verweil- und Fließzeiten) für das Rheinische Braunkohlerevier für den bergbauunbeeinflussten Zustand dargestellt sind.

Wie in Teilbericht III ausgeführt, werden sich für viele Standorte des Rheinischen Braunkohlereviere mit aktuell abgesenktem Grundwasserspiegel die natürlicherweise geringeren Flurabstände einstellen. Die hierbei auftretenden Differenzen können bis zu 50 Meter und mehr betragen. Zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels kommt es in allen Bereichen der sumpfungsbeeinflussten Region. Dies hat sowohl Auswirkungen auf die ungesättigte Zone als auch auf die hydrodynamischen Verhältnisse im Aquifer.

Es stellt sich daher die Frage, wie sich dies auf die sich einstellenden Nitratkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers auswirkt. Im Folgenden werden die Wirkungen für die ungesättigte und gesättigte Zone und hinsichtlich der Gesamtwirkung zusammengefasst.

Ungesättigte Zone

Dort, wo der Grundwasserstand nicht bis in den Tiefenbereich des Bodens hineinreicht, aus dem ein kapillarer Aufstieg von Wasser erfolgen kann, bleibt die Sickerwasserbildung und die (Netto-) Grundwasserneubildung gleich. Dementsprechend ergeben sich für die Nitratkonzentration im Sickerwasser (bzw. den hieraus abgeleiteten N-Minderungsbedarf) keine Unterschiede. Soweit die Denitrifikationsprozesse in den Grundwasserdeckschichten unterhalb des Bodens als vernachlässigbar angesehen werden können, wird davon ausgegangen, dass sich bei den eingetragenen N-Frachten in die Vorfluter und in das Grundwasser für diese Fallkonstellation keine wesentlichen Unterschiede ergeben. Allerdings verändert sich die Eintragsgeschwindigkeit des emittierten Stickstoffes in das Grundwasser erheblich, da die Verweilzeiten in der ungesättigten Zone geringer werden (vgl. Teilbericht III).

Anders verhält es sich in den Niederungsregionen, in denen sich mit dem Grundwasseranstieg eine Anbindung des Bodens an den Kapillarsaum der Grundwasseroberfläche wiedereinstellen wird. Dadurch findet hier wieder eine erhöhte Grundwasserzehrung durch kapillaren Aufstieg statt. In Summe bedeutet dies für die jährliche Grundwasserneubildung, dass die Verringerung durchaus 80 mm/a und mehr betragen kann (siehe Teilbericht IIa). Im sumpfungsunbeeinflussten Zustand kann in den Niederungsregionen durch den vorhandenen Grundwassereinfluss gebildetes Sickerwasser kapillar im Boden wieder aufsteigen und dann innerhalb eines Bilanzjahres auch teilweise wieder versickern. Gegenüber dem aktuellen Zustand erhöht

sich dadurch die Sickerwasserrate, obwohl die Neubildungsmenge geringer ausfallen kann. Durch die höheren Sickerwasserraten und die verringerten Flurabstände dürfte sich die Verweilzeit im Boden verringern. Jedoch wird sich durch die geringeren Flurabstände in den Niederungsregionen andererseits ein höherer Wassergehalt einstellen, wodurch sich die Denitrifikationsbedingungen im Boden verbessern. Ob es in den Niederungsregionen zu einer Zunahme oder einer Abnahme der Nitratkonzentration im Sickerwasser kommen wird, hängt vom lokalen Zusammenspiel der drei Parameter ab und kann nicht eindeutig bzw. nicht für alle Gebiete und jeden Zeitabschnitt einheitlich beantwortet werden.

Im Hinblick auf die Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und Grundwasserdeckschichten zeigen sich aufgrund der hohen Unterschiede beim Flurabstand in der gesamten sumpfungsbeeinflussten Region Abnahmen zwischen 5 und 25 Jahren. Nach dem Berechnungsansatz nach DIN 19732 (vgl. Teilbericht III) verringert sich bei einer Abnahme des Flurabstands um 40 m und einer Grundwasserneubildung von 150 mm - selbst bei den in der Köln-Aachener Bucht verbreiteten Kiesen und Sanden mit geringem Wasserspeichervermögen mit einem beispielhaft angenommenen geringen FK-Wert von 5 mm - die Verweilzeit von 20 a auf ca. 6 Jahre. Diese Verkürzung der Verweilzeiten ist in zukünftigen Zielerreichungsprognosen zu berücksichtigen. Aktuell wirken sich anthropogen verlängerte Verweilzeiten auf den Wirkungszeitraum von Maßnahmen aus und erschweren deren Effizienzkontrolle. Dass es jedoch zu einer Änderung der N-Einträge ins Grundwasser durch die Verkürzung der Verweilzeiten in den Grundwasserdeckschichten kommt, ist jedoch nicht zu vermuten, soweit die durchsickerten Gesteine keine reduzierenden Substanzen beinhalten, die einen Nitratabbau bedingen könnten. Die aktuell in einigen Grundwasserkörpern beobachtbaren niedrigeren Nitratkonzentrationen in den abgesenkten Bereichen im Vergleich zu Gebieten ohne Sumpfungseinfluss deuten jedoch darauf hin, dass ein Nitratabbau auch in der ungesättigten Zone unterhalb des Bodens noch stattfinden kann. An Standorten mit fossilen Humusbändern und Wechselfolgen im Bodenprofil sind Denitrifikationsprozesse möglich.

Gesättigte Zone

Was die Prozesse in der *gesättigten Zone* anbelangt, ist festzustellen, dass der zu erwartende Anstieg des Grundwassers in dem von Sumpfungsmaßnahmen beeinflussten Bereich des Rheinischen Reviers Auswirkungen auf die hydrodynamischen Verhältnisse im oberen Aquifer (Teilbericht III) hat. Vor allem die hydraulischen Gradienten sind hiervon betroffen. Außerhalb der Kernbereiche der Tagebaue nehmen die hydraulischen Gradienten um weniger als ca. 0.1% ab, wohingegen innerhalb der Kernbereiche eine Abnahme von bis zu 5% und mehr erwartet werden kann. Wie zu erwarten, nimmt die Abstandsgeschwindigkeit bedingt durch die geringeren hydraulischen Gradienten ab, und zwar in einer Größenordnung von ca. 1 m/d bis mehr als 10m/d. Dies setzt sich in Form einer Erhöhung der Fließzeit des Grundwassers bis Vorflutereintritt in einer Größenordnung von ca. 1 Jahr bis mehr als 10 Jahren fort. Die Erhöhung der Fließzeit ist in zukünftigen Zielerreichungsprognosen ebenfalls Rechnung zu tragen.

In Regionen ohne nennenswerte Nitratabbaukapazitäten im Aquifer (siehe Teilbericht IV) wird die Erhöhung der Fließzeit keine Änderung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter zur Folge haben, da die Menge an reduzierenden Substanzen im Aquifer, die für den Nitratabbau im Aquifer benötigt werden, durch den Anstieg des Grundwasserspiegels unverändert bleibt. In Regionen, mit guten Nitratabbaubedingungen im Aquifer kann die Erhöhung der

Fließzeit jedoch zu einem vermehrten Nitratabbau im Grundwasser und dementsprechend geringeren N-Einträgen in die Oberflächengewässer mit dem Grundwasser führen.

Gesamtwirkung

Bei der *Gesamtbeurteilung* der Auswirkungen eines säufungsunbeeinflussten Zustands auf die Nitratbelastungssituation ergibt sich gegenüber dem aktuellen Zustand in einigen Regionen eine Verschärfung, z.B. dort wo durch kürzere Verweilzeiten im Boden und damit einhergehend geringere Nitratabbaukosten im Boden die N-Austräge aus dem Boden ansteigen. An anderen Standorten wird die Nitratbelastungssituation dagegen entschärft, z.B. dort, wo Nitratabbaukapazitäten im Aquifer vorhanden sind und ihre Wirkung wieder vermehrt entfalten. Die durch die Abnahme des hydraulischen Gradienten bedingte Zunahme der Fließzeit im oberen Aquifer führt dort zu größeren Nitratumsatzkosten im Aquifer und geringeren N-Einträgen in die Oberflächengewässer über das Grundwasser. Diese beiden gegenläufigen Effekte bewirken, dass sich die Gesamtsumme der N-Einträge in die Vorfluter im Rheinischen Braunkohlerevier bei einem bergbauunbeeinflussten Zustand vermutlich nur geringfügig verändern wird.

6 Zusammenfassung

Ziel des Projekts war es, räumliche Belastungsschwerpunkte und damit Vorranggebiete für die Umsetzung von N-Minderungsmaßnahmen zu identifizieren. Dazu wurden flächendeckend und zugleich räumlich hoch aufgelöst die eintragspfadspezifischen N-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer NRWs modelliert. Ermittelt wurden hierzu die N-Einträge über sechs diffuse Eintragspfade (Erosion, Abschwemmung, Dräne, Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss, atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen) und über fünf punktförmige Eintragspfade (kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Kleinkläranlagen, Mischwasserentlastung, Trennkanalisation).

Für die Modellierung wurden das am Thünen-Institut entwickelte agrarökonomische Modell RAUMIS, die am Forschungszentrum Jülich entwickelten Programmpakete mGROWA-DENUZ/WEKU zur Abbildung der diffusen N-Einträge sowie das Modell MONERIS zur Errechnung der Gesamteinträge in Gewässer verwendet. Die für die Modellierung benötigten hydrologischen Datengrundlagen wurden über das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) zur Verfügung gestellt. Vom Geologischen Dienst NRW (GD NRW) wurden für das Projekt umfangreiche pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen im Landesmaßstab erstellt oder aufbereitet. Die Modellrechnungen zu den diffusen N-Einträgen erfolgten für die gesamte Landesfläche NRWs mit einer räumlichen Auflösung von 100m x 100m, so dass jede Modellrechnung konsistent für jeweils ca. 34 Mio. Einzelrasterzellen durchgeführt wurde.

1. Mit dem mGROWA-Modell wurden die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den N-Eintrag abgebildet.

Die nach den Abflusskomponenten differenzierte Quantifizierung der N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer basierte auf den mGROWA-Wasserhaushaltsmodellierungen (vgl. Teilbericht IIa). Vor dem Hintergrund, dass die N-Eintragsmodellierung eine regional typische hydrologische Situation abbilden sollte, wurden die tagesscharf vorliegenden Modellergebnisse zu langjährigen Mittelwerten für die hydrologische Referenzperiode 1981-2010 zusammengefasst.

Das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung dokumentiert die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag in die Gewässer.

Vor allem in den quartären Lockersedimenten der Köln-Aachener Bucht und am Niederrhein sowie in Teilen des Münsterlandes und der verkarsteten Paderborner Hochfläche kann das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen, so dass die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe entspricht.

In den Regionen des Rheinischen Schiefergebirges werden dagegen mehr als 85% des Gesamtabflusses über den natürlichen Zwischenabfluss abgeführt. Dort, wo mesozoische Gesteine anstehen, ergeben sich mit bis zu ca. 60% in der Regel geringere Zwischenabflusshöhen. In Festgesteinsregionen ist der Zwischenabfluss daher in jedem Fall ein relevanter N-Eintragspfad.

In grundwasserbeeinflussten Niederungsregionen (Teile des Münsterlandes und des Niederrheins) und in einigen staunässebeeinflussten Regionen (Bergisches Land) wurden künstliche Entwässerungssysteme (Dränagen, Gräben) angelegt, über die dort beträchtliche N-Mengen mit dem Dränabfluss in die Oberflächengewässer gelangen.

In den meisten Siedlungsbereichen ist der urbane Direktabfluss die dominante Abflusskomponente, der dementsprechend an das MONERIS-Modell zur Ermittlung der N-Einträge aus Misch- und Trennsystem übergeben wurde.

2. Für die Modellanalysen zu den diffusen N-Einträgen ins Grundwassers und die Oberflächengewässer wird auf Bilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft und die atmosphärische N-Deposition aufgesetzt und erfolgt die weiterführende Ausdifferenzierung.

Die mittlere Stickstoffbilanz der Landwirtschaft für die Periode 2014 – 2016 wurde vom Thünen-Institut mit dem Modell RAUMIS ermittelt und ist bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den Gemeinden (vgl. Teilbericht I). In vielen Gemeinden liegen die Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 25-50 kg N/(ha·a). Für die meisten Gemeinden im Münsterland und einem Teil der Gemeinden in der Niederrheinischen Bucht werden N-Bilanzüberschüsse von mehr als 50 N/(ha·a)) ausgewiesen. Aufsummiert über die Landesfläche NRWs liegen die N-Bilanzüberschüsse der Gemeinden bei ca. 82.400 t N/a.

In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellen atmosphärische Stickstoffeinträge über die trockene und nasse Deposition neben den N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft eine weitere diffuse Eintragsquelle dar. In bewaldeten Regionen ist die atmosphärische N-Deposition die wichtigste diffuse N-Quelle für Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Als atmosphärische N-Deposition wurden die von Schaap et al. (2018) mit dem PINETI III – Ansatz ermittelten Werte der Periode 2013-2015 berücksichtigt. Vor allem in den viehstarken Regionen im Nordwesten NRWs (nördlicher Niederrhein, Münsterland) können atmosphärische N-Depositionen von mehr als 20 kg/(ha·a) auftreten. In den übrigen Landesteilen liegen die Werte dagegen in der Regel bei unter 20 kg N/(ha·a), wobei in den südlichen Landesteilen Werte von unter 15 kg N/(ha·a) überwiegen. Aufsummiert über die Landesfläche NRWs liegt die atmosphärische N-Deposition bei ca. 70.000 t N/a. Ca. 1.200 t N/a hiervon gelangen direkt auf Gewässerflächen zur Deposition.

3. Die N-Immobilisierung und der Nitratabbau im Boden sind wichtige Steuergrößen des N-Austrags aus dem Boden.

Durch die N-Immobilisierung im Boden wird ein Teil der N-Bilanzüberschüsse bzw. der atmosphärischen N-Deposition in Grünland- bzw. Waldökosystemen (zumindest temporär) gespeichert. Die Höhe der im Boden festgelegten N-Menge ergibt sich bei der Modellkalibrierung.

Für NRW zeigte sich, dass diese bei den Grünlandstandorten bei ca. 50% liegt. Die Höhe der in Waldsystemen festgelegten N-Menge lag für Nadelwald bei 10% und für Laubwald bei 20%.

Das Ausmaß des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ – Modell über die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden sowie durch das Nitratabbauvermögen des Bodens bestimmt. Danach führt die Denitrifikation im Boden zu einer nur geringen Reduzierung der N-Überschüsse im Boden in den Regionen, für welche geringe Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Boden ermittelt worden sind. In der Regel sind dies die Regionen, für die nur geringe Gesamtsummen aus landwirtschaftlichem N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer N-Deposition berechnet wurden, wie z.B. für das Rheinische Schiefergebirge. Dort führt die Denitrifikation im Boden zu einer Reduzierung der N-Überschüsse von lediglich ca. 10 – 25%. Dagegen führen in den Bördelandschaften NRWs selbst ungünstige Denitrifikationsbedingungen im durchwurzelten Bodenbereich aufgrund der langen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden dazu, dass bis zu 75% der verlagerbaren N-Menge im Boden denitrifiziert werden können. In Niederungsregionen mit guten Nitratabbaubedingungen im Boden (Ems-Niederung, Niederungsgebiete am Niederrhein) können ebenfalls 75%, in einigen Regionen sogar bis zu 90%, der verlagerbaren N-Menge im Boden denitrifiziert werden. Bedingt durch die N-Immobilisierung und den Nitratabbau im Boden vermindern sich die landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse und die atmosphärische N-Deposition auf N-Austräge aus dem Boden von zusammengerechnet ca. 68.700 t N/a.

4. Die N-Einträge über Dränagen sind insbesondere in Niederungsregionen bedeutsam.

Über die Dränagen wird vor allem in landwirtschaftlich genutzten Aueböden und Pseudogleyen in Niederungsregionen eine relevante Menge an Stickstoff in die Oberflächengewässer eingetragen. Insgesamt tragen die dränierten Flächen mit ca. 11.281 t N/a zum gesamten N-Eintrag in die Oberflächengewässer bei.

5. Die N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen sind weitere diffus wirkende N-Quellen für die Eintragspfade natürlicher Zwischenabfluss und Grundwasser.

Neben den diffusen N-Austrägen aus dem Boden tragen auch N-Austräge aus urbanen Systemen und Kleinkläranlagen zum N-Eintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (über Zwischenabfluss) bei. Im Rahmen des Projektes GROWA+NRW2021 wurden diese N-Quellen bundesweit erstmalig und getrennt von den landwirtschaftlich bedingten N-Austrägen aus dem Boden in die Berechnung einbezogen.

Der N-Austrag aus urbanen Systemen wurde abgeleitet aus den Zahlenangaben des aktuellen Berichtes „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen“ – kurz: „Lagebericht“ (MKULNV 2014). Dabei wurde unter Berücksichtigung des N-Aufkommens indirekt in die Kanalisation einleitender Betriebe eine Höhe von 11 g N/(Einwohner u. Tag) sowie eine N-Freisetzung aus urbanen Systemen von 1,65 g N/(EW*Tag) ermittelt. Hieraus resultierte dadurch eine Gesamtsumme von ca. 11.200 t N/a. Beim N-Austrag ins Grundwasser aus Kleinkläranlagen wurden nach Stand des landesweiten Einleiterkatasters ELKA (2017) die jah-

resbezogenen N-Einleitungen der KKA angesetzt, die ins Grundwasser abschlagen und hinsichtlich ihrer räumlichen Verteilung berücksichtigt werden konnten. Hierfür ergaben sich aufsummiert über NRW ca. 500 t N/a.

6. Der natürliche Zwischenabfluss ist in NRW der bedeutsamste diffuse N-Eintragspfad.

Der Untergrund NRWs besteht zu mehr als 50% aus Festgestein. Aufgrund der in NRW vorherrschenden wenig wasserwegsamem Gesteinsschichten (paläozoische Schiefer, Mergelsteine, Schluff- und Tonsteine etc.) werden erhebliche Mengen des in den Boden einsickernden Niederschlagswassers über den natürlichen Zwischenabfluss abgeführt. Entsprechend hoch ist die N-Menge, die über den natürlichen Zwischenabfluss in die Oberflächengewässer gelangt. Im Münsterland kann es über diesen Austragspfad zu N-Einträgen von zum Teil mehr als 50 kg N/(ha·a) kommen, im Rheinischen Schiefergebirge liegen die N-Einträge über diesen Austragspfad jedoch bei unter 25 kg N/(ha·a). Aufsummiert über die Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss liegen die N-Einträge bei ca. 28.000 t N/a entspricht.

7. Reduzierte Aquifere mit geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers und guten Nitratabbaubedingungen treten in NRW nur lokal begrenzt auf.

Ein Teil der N-Austräge aus dem Boden wird über die Grundwasserneubildung in das Grundwasser eingetragen und innerhalb des Aquifers zu einem Oberflächengewässer transportiert. Je nach dem vorherrschenden Denitrifikationsvermögen im Aquifer, können hierbei Nitratabbauprozesse ablaufen. Dieser reaktive N-Transport im Grundwasser wird mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit von den Grundwasserverweilzeiten, den N-Einträgen in den Aquifer und den Nitratabbaubedingungen im Aquifer flächendifferenziert modelliert.

Aquifere mit guten Nitratabbaubedingungen im Grundwasser treten in NRW regional begrenzt in einigen Niederungsregionen am Niederrhein und vor allem im Münsterland auf. Das ins Grundwasser eingetragene Nitrat wird dort auf dem Weg zum Oberflächengewässer um bis zu 75% und mehr abgebaut. In vielen Landesteilen NRWs weisen die Aquifere keine guten Nitratabbaubedingungen auf. Folglich entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer dort weitestgehend den N-Einträgen ins Grundwasser, vor allem dann, wenn die Fließzeiten des Grundwassers –wie z.B. im Rheinischen Schiefergebirge- nur gering sind. Da der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss dort aber in der Regel gering ist, liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag in die Oberflächengewässer im Rheinischen Schiefergebirge fast flächendeckend bei weniger als 10 kg N/ (ha·a). Aufsummiert über die Landesfläche NRWs liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag in die Oberflächengewässer bei 29.753 t N/a.

8. Die diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion, Abschwemmung und die atmosphärische Deposition sind von nur untergeordneter Bedeutung.

Die Eintragspfade Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme dominieren in allen Landschaftseinheiten und Flussgebieten NRWs. Mehr als 95%

der im Oberflächengewässer befindlichen diffusen N-Gesamtmenge gelangen über diese drei Eintragspfade in die Oberflächengewässer. Die diffusen N-Eintragspfade Erosion und Abschwemmung treten dagegen mit 642 t N/a bzw. 243 t N/a genauso in den Hintergrund wie die direkte N-Deposition auf Gewässerflächen mit 1.207 t N/a.

9. Die punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer machen nur ca. 25 % der gesamten N-Fracht in den Oberflächengewässern aus.

Als N-Einträge aus punktförmigen Quellen wurden kommunale Kläranlagen, industrielle Kläranlagen, Kleinkläranlagen, Mischwassersysteme und die Trennkanalisation berücksichtigt. Die Gesamtsumme dieser Einträge liegt bei ca. 23.000 t N/a. Durch den Ausbau der Kläranlagen und den Trennerlass NRW's (MUNLV, 2004) konnten die punktförmigen N-Einträge aus kommunalen und industriellen Kläranlagen deutlich reduziert werden. Dennoch stellen die kommunalen Kläranlagen aktuell mit ca. 16.000 t N/a immer noch die größte punktförmige N-Eintragsquelle dar. Mit einem Verhältnis von punktuellen zu diffusen Eintragsquellen von ca. 25% zu 75% liegt der Schwerpunkt des N-Eintrags in die Oberflächengewässer aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

10. Modellierte N-Einträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Oberflächengewässer abgeglichen.

Um die modellierten N -Einträge in die Oberflächengewässer mit im Fluss gemessenen Werten vergleichen zu können, wurden alle signifikanten Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen erfasst. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und N-Konzentration) von 74 Einzugsgebieten aus dem Zeitraum 2000-2017 zur Verfügung. Vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets wurde eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten N-Frachten erzielt.

7 Literatur

- ACKERMANN, A, HEIDECKE, C, HIRT, U, KREINS, P, KUHR, P, KUNKEL, R, MAHNKOPF, J, SCHOTT, M, TETZLAFF, B, VENOHR, M, 2015. Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen. Johann Heinrich von Thünen Institute, Federal Re-search Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries.
- AUERSWALD, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben.- Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S.
- 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.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., DUYNISVELD, W.H.M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 543-552
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., DUYNISVELD, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geologisches Jahrbuch: 3-40
- ERPENBECK, C. (1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise - ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.
- EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. . Official Journal of the European Communities.
- HEIDECKE, C., HIRT, U., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., MAHNKOPF, J., SCHOTT, M., TETZLAFF, 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.
- HOFFMANN, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- JUNG, L. U. BRECHTEL, R. (1980): Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland.- DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Berlin, 139s.
- KÖHNE, C.H., WENDLAND, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. KFA-STE IB 1/92, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.
- KREINS, P., BEHRENDT, H., GÖMANN, H., HIRT, U., KUNKEL, R., SEIDEL, K., TETZLAFF, B., WENDLAND, F. (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Landbauforschung. vTI agriculture and forestry research, Braunschweig, Germany.
- KUHR, P., KUNKEL, R., TETZLAFF, B. & WENDLAND, F (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos, Bericht FZ-Jülich, 215 S.
- KUHR ET AL. (2014): NRW-BERICHT
- KUHR, P., HAIDER, J., KREINS, P., KUNKEL, R., TETZLAFF, B., VEREECKEN, H., & WENDLAND, F. (2013): Model Based Assessment of Nitrate Pollution of Water Resources on a Federal State Level for the Dimensioning of Agro-environmental Reduction Strategies: The North Rhine-Westphalia (Germany) Case Study. - Water Resources Management, 27(3), 885-909.
- KUNKEL, R., KAPE, H.-E., KELLER, L., KOCH, F., TETZLAFF, B. & WENDLAND, F. (2016): Szenarien für die Reduzierung von Stickstoffeinträgen zum Erreichen der Grundwasser- und Meeresschutzziele in Mecklenburg-Vorpommern. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 60 (2), 119–134; DOI: 10.5675/HyWa_2016,2_2
- KUNKEL, R., WENDLAND, F. (1997): WEKU - A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. Environmental Geology (1-2): 1-9

- KUNKEL, R., WENDLAND, F. (2000): Verweilzeit und Denitrifikation - Schlüsselfaktoren bei den Nährstoffeinträgen über das Grundwasser: Eine Elbefallstudie (deutscher Teil), Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. UBA-Texte. Umweltbundesamt, Berlin, Germany, pp. 74-92.
- KUNKEL, R., WENDLAND, F. (2006): Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- MKULNV (2014): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, 17. Auflage. https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/abwasserbeseitigung_entwicklung_kurzfassung.pdf
- MULNV (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren. RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - IV-9 031 001 2104 - vom 26.05.2004.
- OBERMANN, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch: 1-217
- SCHAAP ET AL. (2017, IN REVIEW). SCHAAP, M., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., SEGERS, A., SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., RITTER, A. & BANZHAF, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland.- UBA-Texte | 79/2018, 149 S.
- SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss- und grundwassernaher Standorte. PhD Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.
- TETZLAFF, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. PhD thesis, Universität Hannover/Forschungszentrum Jülich GmbH, Hannover/Jülich, Germany.
- VOSS, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. PhD Thesis, University, Bonn, Germany, 115 pp.
- WENDLAND, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- WENDLAND, F., ALBERT, H., BACH, M., SCHMIDT, R. (EDS.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- WENDLAND, F., KELLER, L., KUHR, P., KUNKEL, R. U. TETZLAFF, B. (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHOS.- Endbericht zum Forschungsprojekt im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 300 S.
- WENDLAND, F., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., TETZLAFF, B. U. VEREECKEN, H. (2010): Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser in NRW unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen.- Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. 88, 231 S.
- WENDLAND, F., KUNKEL, R., VOIGT, H.J. (2004): Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. Environmental Geology (1): 1-9
- WIENHAUS, S., HÖPER, H., EISELE, M., MEESENBURG, H., SCHÄFER, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz - Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. GeoBerichte. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, Germany.
- Wichink Kruit, R., and Bultjes, P. J. H.: Atmospheric nitrogen deposition to terrestrial ecosystems across Germany, Biogeosciences Discuss., <https://doi.org/10.5194/bg-2017-491>, in review, 2017.
- TETZLAFF, B., KELLER, L., KUHR, P., KREINS, P., KUNKEL, R., WENDLAND, F. (2017): Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächen-gewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPHOS, Endbericht zum Forschungsprojekt, 230 S.

- TETZLAFF, B., KREINS, P., KUNKEL, R., WENDLAND, F. (2016): Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Thüringens mit eintrags-pfadbezogener und regionaler Differenzierung; Endbericht zum Forschungsprojekt, 189 S.
- UBA (2015): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoffdeposition – Ergebnisse und Daten des PINETI-Projektes- Erläuterungen des Umweltbundesamtes, Stand 3.11.2015

Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

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

www.lanuv.nrw.de