

2. Monitoringbericht zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer

Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien
für Ernährung und Landwirtschaft
sowie
für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

November 2021

Vorbemerkung

Im Unterschied zum ersten Monitoringbericht vom August 2021 enthält dieser zweite Monitoringbericht eine erweiterte Struktur, die sich aus zwei Teilberichten zusammensetzt:

Teilbericht A: *Aktuelle Ergebnisse zu den Wirkungen der Maßnahmen der Düngeverordnung (DüV)*

Teilbericht B: *Methodischer Entwicklungsstand eines Monitoringsystems zur Wirkungsabschätzung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer*

Schwerpunkt des Teilberichtes A sind die aktuellen quantitativen Ergebnisse zur Wirkung der Maßnahmen der Düngeverordnung (DüV). Teilbericht B dokumentiert hingegen den aktuellen Stand des methodischen Konzepts zur Beschreibung der Wirkung der Maßnahmen der Düngeverordnung.

Besonders hervorzuheben ist, dass es sich bei Teilbericht B um ein dynamisches Dokument handelt. Es soll bis 2023 kontinuierlich aktualisiert und verfeinert werden. Dabei wird sich auch der Charakter dieses Teilberichtes ändern: Während aktuell noch die konzeptionellen Elemente im Vordergrund stehen, wird Teilbericht B in seiner endgültigen Fassung die neu entwickelte Methodik und die verbesserte Datengrundlage enthalten, auf denen die Analyseergebnisse des Teilberichtes A basieren.

Um die Fortentwicklung des neuen Monitoringsystems besser einordnen zu können, enthält der vorliegende zweite Monitoringbericht auch die Elemente des ersten Monitoringberichts, die nicht angepasst wurden. Substanzielle Neuerungen sind farblich besonders hervorgehoben.

Inhaltsverzeichnis

A	Teilbericht A: aktuelle Entwicklungen zu den landwirtschaftlichen Emissionen sowie den Immissionen in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer	I
A.1	Aktuelle Ergebnisse zu landwirtschaftlichen Emissionsindikatoren	I
A.1.1	Entwicklung des Mineraldüngerabsatzes	I
A.1.2	Entwicklung des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern	II
A.1.3	Viehbestände	III
A.1.4	Biogaserzeugung	III
A.1.5	Importe von Wirtschaftsdüngern aus Nachbarländern	IV
A.1.6	Entwicklung des Einsatzes sonstiger Düngemittel	IV
A.1.7	Ökologischer Landbau	V
A.2	Zweite Monitoringebene: Immissionen	VI
A.2.1	Grundwasser	VI
A.2.2	Oberflächengewässer	IX
A.3	Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation (AGRUM-DE)	XII
A.4	Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen	XIII
B	Teilbericht B: Feinkonzept zur Entwicklung eines Monitoringsystems zur Wirkungsabschätzung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer	1
B.1	Gesamtüberblick	2
B.2	Struktur des Monitoringsystems	4
B.2.1	Organisationsstruktur	5
B.2.2	Anwendungsablauf / Zeitplanung	8
B.2.3	Aufbau der Datengrundlage	11
B.2.4	Monitoringbericht	15
B.2.5	Bewertungskriterien für die drei vorgesehenen Berichtsebenen Emission, Immission und die Modellierung:	18
B.3	Erste Monitoringebene: Emissionen	21
B.4	Zweite Monitoringebene: Immissionen	22
B.4.1	Kulissen und Maßnahmen	22
B.4.2	Grundwasser	35

B.4.3	Oberflächengewässer	36
B.5	Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation (AGRUM-DE)	41
B.5.1	Modellverbund	41
B.5.1.1	RAUMIS	44
B.5.1.2	mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos	56
B.5.1.2.1	Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten (mGROWA)	56
B.5.1.2.2	Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (DENUZ-WEKU)	68
B.5.1.2.3	Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)	84
B.5.1.2.4	Modellierung der Nitrataustragsgefährdung	93
B.5.1.3	MONERIS	97
B.5.1.3.1	Einträge aus urbanen Systemen	98
B.5.1.3.2	Gewässerinterne Retention, Frachtberechnung und Modellvalidierung	115
B.5.2	Datengrundlage der Modellierung	117
B.5.2.1	Themengebiet Bodendaten (Datenschablonen siehe Kapitel Themengebiet Bodendaten)	118
B.5.2.2	Themengebiet Abflussdaten	119
B.5.2.3	Themengebiet Hydrogeologie (Datenschablone siehe Kapitel Themengebiet Hydrogeologie)	120
B.5.2.4	Themengebiet Klimadaten	120
B.5.2.5	Themengebiet Landbedeckung	121
B.5.2.6	Themengebiet Dränflächen	122
B.5.2.7	Themengebiet Hydrodynamik	122
B.5.2.8	Themengebiet InVeKoS / Landnutzung	123
B.5.2.9	Themengebiet Viehhaltung (Datenschablone siehe Kapitel Themengebiet Viehhaltung)	125
B.5.2.10	Themengebiet Wirtschaftsdüngertransporte	126
B.5.2.11	Themengebiet Düngedaten	126
B.5.2.12	Themengebiet Agrarstrukturerhebung (ASE)	128

B.5.2.13	Themengebiet Klärschlamm, Kompost und weitere Dünger	128
B.5.2.14	Themengebiet Biogas/Biomethan	129
B.5.2.15	Themengebiet Erträge und Milchleistung	130
B.5.3	Ergebnisse	131
B.5.4	Anwendungsablauf der Modellierung	131
B.5.5	Weiterentwicklungen des Modellsystems AGRUM-DE	135
B.6	Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen	136
B.6.1	Organisationsstruktur	139
B.6.2	Einrichtung der Modellregionen	139
B.6.3	Einrichtung der Kleinsteinzugsgebiete	142
B.6.4	Modellbetriebe	143
B.6.5	Testflächen	145
B.6.6	Messprogramm in Modellregionen	146
B.6.7	Messprogramm in Kleinsteinzugsgebieten	149
B.6.8	Pflichtenhefte	150
B.6.9	Bodenkundlich-geohydrologische Beschreibung	150
B.6.10	Auswertung	151
B.6.11	Schnittstellen mit dem Modellverbund AGRUM	151
B.6.12	Datenschnittstelle zur Bundesdatenbank	152
B.6.13	Eutrophierte Gebiete	152
B.6.14	Grünland in den belasteten Nitrat-Gebieten	153
B.7	ANLAGE: Immissionen	154
B.7.1	Stammdaten Grundwassermessstellen	154
B.7.2	Messwerte Grundwassermessstellen	155
B.8	ANLAGE: Modellierung	156
B.8.1	Grundlegende Formate der Datendateien und der Datensätze	156
B.8.1.1	Formate von Datendateien	156
B.8.1.1.1	CSV-Dateien	156
B.8.1.1.2	Raster-Dateien	157
B.8.1.1.3	Shapefiles	157
B.8.1.2	Zusätzliche Anforderungen an betriebsbezogene Datensätze (InVeKoS / Landnutzung, Düngung und Tierhaltung)	158

B.8.1.2.1	Allgemeines	158
B.8.1.2.2	Pseudonymisierte Betriebsnummer als Schlüsselbrücke	158
B.8.1.2.3	Nicht belegte Spalten	158
B.8.2	Spezifische Datenschablonen	158
B.8.2.1	Themengebiet Bodendaten	158
B.8.2.2	Themengebiet Hydrogeologie	162
B.8.2.3	Themengebiet Viehhaltung	164
B.8.2.4	Themengebiet Erträge und Milchleistung	167
Literaturverzeichnis		170

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung A.1-1:	Düngemittleinsatz in Deutschland, gleitendes Mittel (drei Jahre).	I
Abbildung A.1-2:	Flächenanteile des ökologischen Landbaus in Prozent der LF. Unterschiede in Erhebungsmethodik begründet.	V
Abbildung A.2-1:	Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EU-Nitratmessnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in den Klassen des Berichtsleitfadens für die Umsetzung der Nitratrictlinie.	VI
Abbildung A.2-2:	Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EU-Nitratmessnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in verschiedenen Konzentrationsklassen.	VII
Abbildung A.2-3:	Beispielhafte Darstellung der Entwicklung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EU-Nitratmessnetzes (in mg/l) für die Jahre 2017-2019/20 in den Klassen des Berichtsleitfadens für die Umsetzung der Nitratrictlinie.	VII
Abbildung A.2-4:	Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EUA-Messnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in den Klassen des Berichtsleitfadens für die Umsetzung der Nitratrictlinie.	VIII
Abbildung A.2-5:	Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EUA-Messnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in verschiedenen Konzentrationsklassen.	VIII
Abbildung A.2-6:	Beispielhafte Darstellung der Entwicklung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EUA-Messnetzes (in mg/l) für die Jahre 2017-2020 in den Klassen des Berichtsleitfadens für die Umsetzung der Nitratrictlinie.	IX
Abbildung A.2-7:	Auswertung des Indikators Eutrophierungseinstufung für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes	X
Abbildung A.2-8:	Auswertung des Indikators Phosphor Konzentration in Fließgewässern für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes	XI
Abbildung B.2-1:	Grundstruktur des Wirkungsmonitorings.	5
Abbildung B.2-2:	Organisationsstruktur des Monitoringsystems zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer	7
Abbildung B.2-3:	Struktur des Abstimmungsprozesses	9
Abbildung B.2-4:	Struktur der Datenflüsse	12
Abbildung B.2-5:	Ablauf des Datenaustauschs	14
Abbildung B.4-1:	Regionale Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete in Deutschland.	23
Abbildung B.4-2:	Anteile der mit Nitrat belasteten Gebiete an Acker- und Grünlandflächen. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021	25

Abbildung B.4-3:	Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete in Gemeinden mit einem relevanten Anteil Sonderkulturflächen Klassengrenzen als Quartile der Grundgesamtheit (Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021)	26
Abbildung B.4-4:	Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete in Gemeinden mit einem relevanten Anteil Gemüsebau Klassengrenzen als Quartile der Grundgesamtheit. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021	27
Abbildung B.4-5:	Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach Anteil der GVE/ha auf Gemeindeebene Klassengrenzen als Quantile der Grundgesamtheit. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021	28
Abbildung B.4-6:	Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach gemeindebezogenen Flächenanteilen von Biogasanlagen (Leistung ja 100/ha) Klassengrenzen als Quartile der Grundgesamtheit.	28
Abbildung B.4-7:	Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach gemeindebezogenen Flächenanteilen für Silomais Klassengrenzen als Quantile der Grundgesamtheit.	29
Abbildung B.4-8:	Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach flächenbezogenen Niederschlagsmengen Klassengrenzen als Quantile der Niederschlagsverteilung für Gesamtdeutschland nach den durchschnittlichen jährlichen Niederschlägen 1980-2010 laut DWD.	30
Abbildung B.4-9:	Regionale Verteilung mit eutrophierten Gebieten in Deutschland.	33
Abbildung B.5-1:	Nährstoffeintragsquellen und -pfade aus diffusen und punktuellen Quellen sowie aus urbanen Systemen	42
Abbildung B.5-2:	Ablaufschema im Modellverbund AGRUM	43
Abbildung B.5-3:	Stickstoffbilanzierung im Modell RAUMIS. Die Bilanzierung anderer Nährstoffe erfolgt analog.	45
Abbildung B.5-4:	Schematische Darstellung der Nährstoffbilanzierung in RAUMIS	46
Abbildung B.5-5:	Schnittstellenraster von RAUMIS zur hydrologischen Modellierung	48
Abbildung B.5-6:	zeigt exemplarische Ergebnisse aus RAUMIS aus AGRUM-DE auf Gemeindeebene für Stickstoff	55
Abbildung B.5-7:	Die Komponenten des Abflusses	56
Abbildung B.5-8:	mGROWA-Modellkonzept	58
Abbildung B.5-9:	Schematische Darstellung des „natürlichen“ Jahresganges des Grundwassers sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers	62

Abbildung B.5-10:	Schematische Darstellung des variablen Grundwasserflurabstands in Verbindung mit Drainagen (rechts). MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers	62
Abbildung B.5-11:	Hierarchisches Modell zur Abflusssparation in die Eintragspfade	65
Abbildung B.5-12:	Exemplarische mGROWA-Modellergebnisse	67
Abbildung B.5-13:	Schematische Darstellung des AGRUM Modellverbundes (RAUMIS – mGROWA – DENUZ – WEKU – MoNERIS) zur Simulation der N-Einträge in die Oberflächengewässer mit Fokus auf die Simulation des diffusen N-Austräge.	68
Abbildung B.5-14:	Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung	78
Abbildung B.5-15:	Exemplarische DENUZ-WEKU-Modellergebnisse	83
Abbildung B.5-16:	Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos	85
Abbildung B.5-17:	Exemplarische MEPhos-Modellergebnisse	93
Abbildung B.5-18:	Exemplarisches Ergebnis zur Nitrataustragsgefährdung	96
Abbildung B.5-19:	Schematische Darstellung der Datenschnittstellen zwischen FZJ (beige) und IGB (blau) zur Modellierung der Nährstoffeinträge aus urbanen Systemen. WK-Ebene: Wasserkörper nach EU-WRRL	98
Abbildung B.5-20:	Schematische Darstellung der berücksichtigten Eintragspfade für urbane Systeme	98
Abbildung B.5-21:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus der Mischkanalisationsüberläufen	103
Abbildung B.5-22:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus der Trennkanalisation	105
Abbildung B.5-23:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus Kleinkläranlagen mit Direkteinleitung in Oberflächengewässer	106
Abbildung B.5-24:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus Kleinkläranlagen mit Einleitung in Oberflächengewässer über die Kanalisation	107
Abbildung B.5-25:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus Kleinkläranlagen mit Einleitung in Oberflächengewässer über eine Boden-Grundwasserpassage	107
Abbildung B.5-26:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen	108

Abbildung B.5-27:	Zusammenhang zwischen dem Alter und der unmittelbaren Sanierungsbedürftigkeit von Kanälen in Bayern nach Krönlein u.a. (2015) und abgeleitet für Deutschland auf Basis von Angaben der Berger u.a. (2016) und Daten des FDZ für das Jahr 2013	109
Abbildung B.5-28:	Anteil der Kanalhaltungen mit einem Alter von mehr als 40 Jahren (Baujahr 1980) nach FDZ (2013) auf Gemeindeebene	110
Abbildung B.5-29:	Ableitung der Länge der privaten Kanalisation in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte, basierend auf Daten des FDZ und einer angenommenen Gesamtlänge der privaten Kanalisation von $1100 \cdot 10^3$ km nach Berger u. a. (2016)	111
Abbildung B.5-30:	konzeptionelle Abbildung des Berechnungsansatzes zur Abschätzung der Exfiltrationsverluste aus Kanalleckagen	113
Abbildung B.5-31:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen	114
Abbildung B.5-32:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus kleinen Kläranlagen mit 50 – 2000 EW	114
Abbildung B.5-33:	Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus kleinen Kläranlagen mit 50 – 2000 EW	115
Abbildung B.6-1:	Modellregionen (Testgebiete) aus dem Demonstrationsvorhaben des Bundes.	138
Abbildung B.6-2:	Agrarstrukturen und Standorteigenschaften in Bereichen mit besonders hohen Anteilen nitratbelasteter oder belastungsgefährdeter Grundwasserkörper.	141
Abbildung B.6-3:	Statistische Sicherheit (Power), dass eine Änderung der Stickstoffschlagbilanzsalden der Schlagbilanzen in Höhe von 10 kg N/ha erkannt wird in Abhängigkeit von der Anzahl an Modellbetrieben je Testgebiet.	144
Abbildung B.6-4:	Statistische Sicherheit (Power), dass eine Änderung der Stickstoffschlagbilanzsalden der Schlagbilanzen in Höhe von 10 kg N/ha erkannt wird in Abhängigkeit von der Anzahl an Modellbetrieben je Testgebiet.	144
Abbildung B.6-5:	Statistische Sicherheit (Power), dass eine Änderung der Herbst-Nmin-Werte in Höhe von 30 kg N/ha erkannt wird in Abhängigkeit von der Anzahl an Modellbetrieben je Testgebiet.	145
Abbildung B.6-6:	In den Modellregionen geplantes „Basis-Messprogramm“ in Abhängigkeit von der vertikalen Bezugsebene	146

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle A.1-1:	Entwicklung des Wirtschaftsdüngeranfalls.	II
Tabelle B.2-1:	Bewertungskriterien	19
Tabelle B.4-1:	Übersicht der Maßnahmen zur Minderung landwirtschaftlicher Phosphoreinträge nach §13a Düngeverordnung. Der Anteil bezieht sich auf die bundesweite Landwirtschaftsfläche (Stand: 26. Januar 2021).	33
Tabelle B.4-2:	Einstufung in die Eutrophierungsklassen der Berichterstattung zum Nitratbericht	39
Tabelle B.5-1:	Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (Wienhaus et al., 2008, modifiziert)	74
Tabelle B.5-2:	Orientierungswerte für Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland u. Kunkel, 1999)	81
Tabelle B.5-3	Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe	86
Tabelle B.5-4:	Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten	91
Tabelle B.5-5:	Anwendungsablauf der Modellierung	134

A Teilbericht A: aktuelle Entwicklungen zu den landwirtschaftlichen Emissionen sowie den Immissionen in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer

A.1 Aktuelle Ergebnisse zu landwirtschaftlichen Emissionsindikatoren

In den folgenden Unterkapiteln werden Entwicklungen der Emissionen auf Basis kurzfristig zur Verfügung stehender Indikatoren skizziert. Diese beruhen auf statistischen Daten und sind entweder selbst Maße für landwirtschaftliche Emissionen (Absatz von Mineraldünger, Klärschlamm und Kompost) oder lassen zumindest Schlüsse auf diese zu (Viehbesatz, Biogasanlagenbestand). Die Daten sind gegenüber dem ersten Monitoringbericht vom August 2021 so weit wie möglich aktualisiert worden. Diejenigen Unterkapitel aus dem ersten Monitoringbericht, zu denen keine neuen Informationen vorliegen, wurden gekennzeichnet. Auf eine erneute Berichterstattung der bereits bekannten Daten wurde verzichtet.

A.1.1 Entwicklung des Mineraldüngerabsatzes

Im vorhergehenden Monitoringbericht wurde die Absatzmenge an mineralischem Stickstoffdünger auf 1,4 Mio. t N (84 kg N/ha) im Wirtschaftsjahr 2019/20 beziffert (vgl. Abbildung 4-1). Dieser reduzierte sich zum Wirtschaftsjahr 2020/21 noch einmal deutlich um etwa 100.000 t N auf 1,3 Mio t N (80 kg N / ha).

Der Absatz von mineralischem Phosphat reduzierte sich im Wirtschaftsjahr 2020/21 im Vergleich zum Vorjahr um rund 3.000 t. Bezogen auf das dreijährige Mittel bleibt der Absatz von mineralischem Phosphat allerdings nahezu konstant.

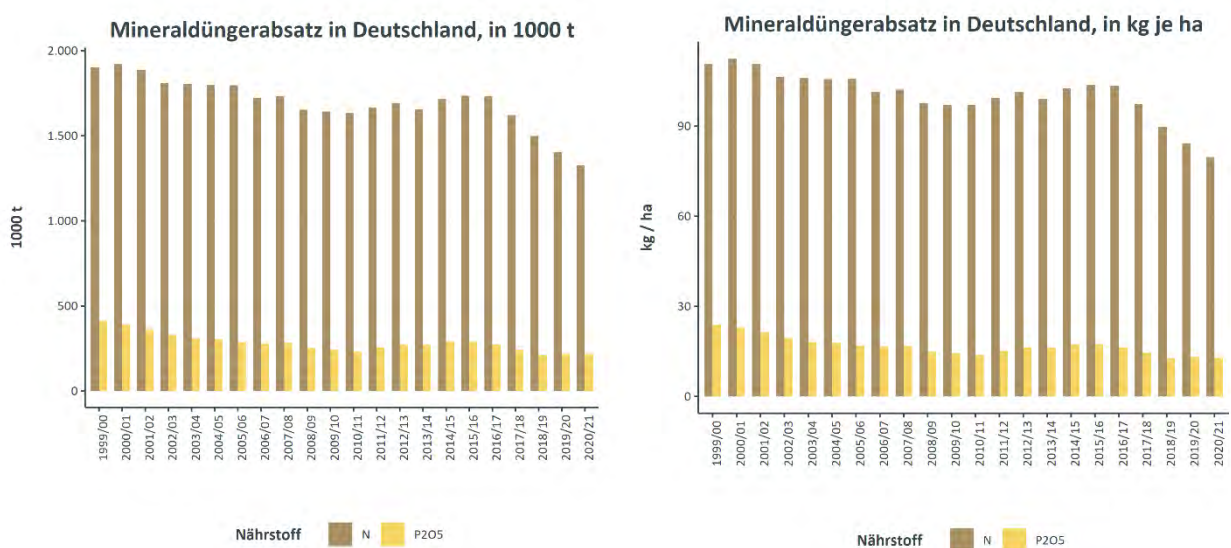


Abbildung A.1-1: Düngemiteinsatz in Deutschland, gleitendes Mittel (drei Jahre).

Der Mineraldüngerabsatz ist als gleitendes dreijähriges Mittel dargestellt, da die Absatzmenge eines Jahres aufgrund von überjähriger Lagerhaltung nur bedingt Rückschlüsse auf die tatsächlich gedüngte Menge zulässt. Jahre mit niedrigen Düngemittelpreisen bewirken einen Anreiz zum Lageraufbau; in Hochpreisphasen werden Lagerbestände auf den Betrieben tendenziell aufgebraucht.

Der seit 2016 zu beobachtende deutliche Rückgang beim Absatz mineralischer Düngemittel hat sich auch im Wirtschaftsjahr 2020/21 weiter fortgesetzt. Ein wichtiger Grund dafür dürfte die Anpassung der Betriebe an die Novelle der Düngeverordnung von 2017 sein, die eine umfängliche Neuregelung der Düngebedarfsermittlung mit sich brachte. Hinzu kommen die Trockenjahre 2018, 2019 und (in Teilen Deutschlands) 2020, die mit Mindererträgen und damit in den Folgejahren mit erhöhten / erniedrigten verfügbaren N-Mengen im Boden einhergingen. Es ist zu erwarten, dass die Absatzmengen auch im kommenden Jahr rückläufig sein werden, da zum einen die ergriffenen düngerechtlichen Maßnahmen eine langfristige Wirkung und darüber hinaus die aktuelle Hochpreisphase bei mineralischen Stickstoffdüngern nur eine verhaltene Nachfrage seitens der landwirtschaftlichen Betriebe erwarten lässt.

A.1.2 Entwicklung des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern

Zur Verbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und aus der Biogasproduktion stehen keine sektoralen Zeitreihen zur Verfügung. Eine Erfassung der Wirtschaftsdüngermengen erfolgte in Deutschland zuletzt im Rahmen der Agrarstrukturhebungen 2010, 2016 und 2020 (vgl. Tabelle 1).

Tabelle A.1-1: Entwicklung des Wirtschaftsdüngeranfalls.

			2010	2015	2020
Flüssiger Wirtschaftsdünger	m ³		191.000.000	204.000.000	188.000.000
insgesamt					
Davon Rindergülle	m ³		115.000.000	106.000.000	95.000.000
Davon Schweinegülle	m ³		37.000.000	31.000.000	28.000.000
Davon Jauchen und sonstige Gülle	m ³		7.000.000	4.000.000	3.000.000
Davon flüssiger Biogas-Gärrest	m ³		32.000.000	62.000.000	63.000.000
Fester Wirtschaftsdünger insgesamt	t		28.000	22.000	21.000

Quelle: Stat. Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 2.2.2, Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben, versch. Jgg.

Im Jahr 2020 wurden in Deutschland insgesamt 188 Mio. m³ flüssiger Wirtschaftsdünger ausgebracht, darunter 95 Mio. m³ Rindergülle, 28 Mio. m³ Schweinegülle, rund 3 Mio. m³ Jauchen und sonstige Gülle sowie 63 Mio. m³ flüssiger Biogas-Gärrest. Das sind 16 Mio. m³ oder rund 8 %

weniger verglichen mit der letzten Erhebung 2015. Der Rückgang des Wirtschaftsdüngeraufkommens ist insbesondere beim Wirtschaftsdünger aus der Rinder- und Schweinehaltung zu beobachten. Neben den flüssigen Wirtschaftsdüngern wurden zusätzlich insgesamt 21.000 t fester Wirtschaftsdünger (Festmist, fester Biogas-Gärrest, Geflügeltrockenkot) verbraucht, wobei auch diese Wirtschaftsdüngerform eine Abnahme beim Anfall zu verzeichnen hat.

Detailliertere Aussagen über die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern können aber auch aus der Entwicklung der Viehbestände und der Kapazitäten von Biogasanlagen abgeleitet werden, für die längere statistische Zeitreihen zur Verfügung stehen. In den folgenden beiden Unterkapiteln wird deren Entwicklung kurz dargestellt.

A.1.3 Viehbestände

Im ersten Monitoringbericht wurden Entwicklungen zum Viehbestand bis zum Jahr 2020 berichtet. Zum Zeitpunkt der Erstellung des zweiten Berichts lagen keine neueren Statistiken vor.

A.1.4 Biogaserzeugung

Gärreste sind nährstoffhaltige Rückstände aus Gärprozessen, die häufig in der Landwirtschaft als Dünger verwendet werden. Ihr Volumen hängt vorwiegend von der Kapazität einer Anlage ab, die in der Regel anhand der installierten elektrischen Leistung gemessen wird. Der über die Gärreste verbundene Nährstoffanfall (Anlagenoutput) entspricht dabei in etwa der Nährstoffmenge, die durch Gärsubstrate (Anlageninput) in die Anlagen gelangt. Die Anlagenkapazitäten in Deutschland haben in Folge des Erneuerbare-Energien-Gesetzes von 2004 stark zugenommen (vgl. Abbildung 4-4).

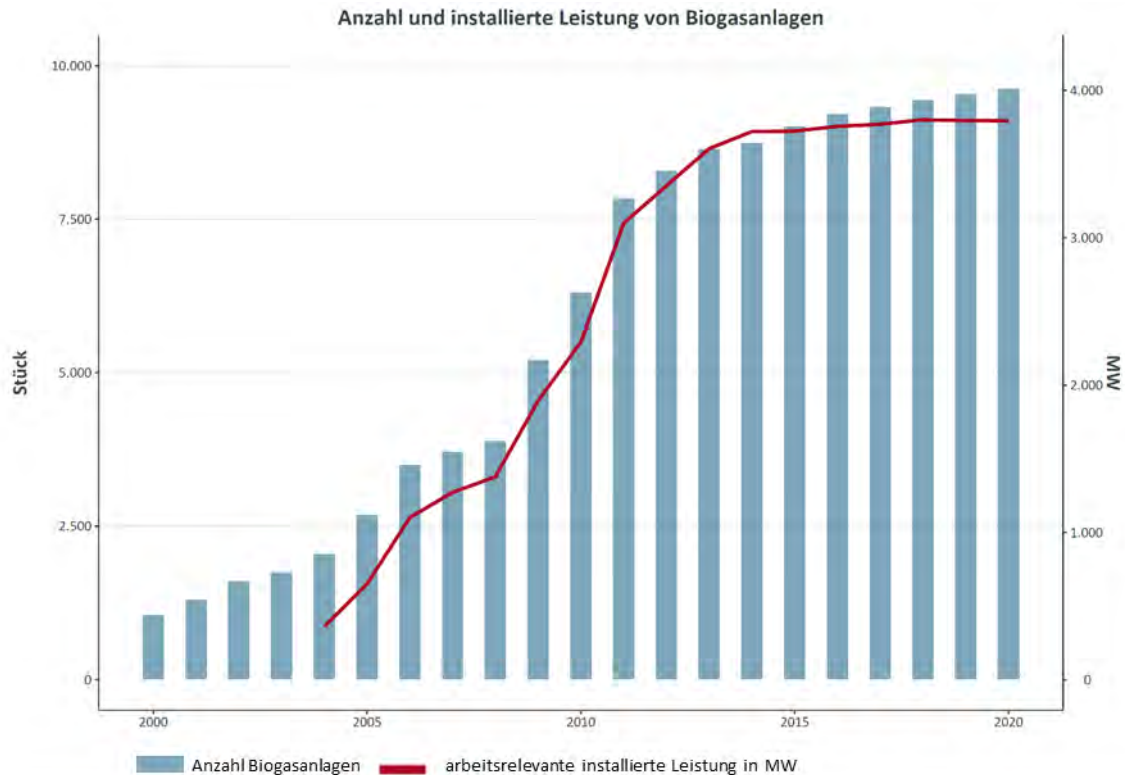


Abbildung A-4: Entwicklung des Biogasanlagenbestandes und der installierten elektrischen Leistung (ohne Überbauung).
 Quelle: Eigene Darstellung mit Daten des Fachverbands Biogas. Entnommen aus:
https://www.biogas.org/edcom/webfwb.nsf/id/de_branchenzahlen

Die gesamte installierte Leistung beträgt im Jahr 2020 etwa 3.800 MW und ist gegenüber dem Vorjahr konstant geblieben. In den letzten zehn Jahren hat sich allerdings der Zuwachs verlangsamt. Die Zahl der Anlagen ist 2020 im Vergleich zu 2019 leicht gewachsen. Unter der Annahme etwa konstanter Substratinputs, insbesondere des Anteils von Wirtschaftsdüngern, kann von einer zur Entwicklung der Leistung analogen Entwicklung der Nährstoffzufuhr ausgegangen werden.

A.1.5 Importe von Wirtschaftsdüngern aus Nachbarländern

Zu Wirtschaftsdüngerimporten stehen, gegenüber dem ersten Bericht vom August 2021, keine aktuelleren Informationen zur Verfügung.

A.1.6 Entwicklung des Einsatzes sonstiger Düngemittel

Hinsichtlich der Verwendung von Kompost und Klärschlamm als Düngemittel stehen, gegenüber dem ersten Bericht vom August 2021, keine aktuelleren Informationen zur Verfügung.

A.1.7 Ökologischer Landbau

Der ökologische Landbau ist eine ressourcenschonende Art der Landbewirtschaftung. Der Öko-Flächenanteil ist ein Indikator der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie. Der ökologische Landbau zeichnet sich durch positive Umwelteffekte aus, die durch im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft niedrigere Bewirtschaftungsintensitäten erreicht werden. Damit gehen geringere Nährstoffzufuhren und der Verzicht auf mineralische Düngemittel einher. Durch in der Regel geringere Erträge sind allerdings auch die Nährstoffabfuhr geringer. Insgesamt ist eine höhere Nährstoffeffizienz im Vergleich zu konventionell wirtschaftenden Betrieben zu erwarten, wobei zwischen Regionen und Betrieben große Heterogenität besteht.

Der Flächenanteil unter ökologischer Bewirtschaftung steigt seit Ende der 1990er Jahre kontinuierlich an. Seit Mitte der 2010er-Jahre konnte der Zuwachs nochmals deutlich gesteigert werden (Abbildung 4-6). Im Jahr 2020 lag der Öko-Flächenanteil bei 10,3 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche, das bedeutet einen Anstieg um 0,6 Prozentpunkte gegenüber 2019.

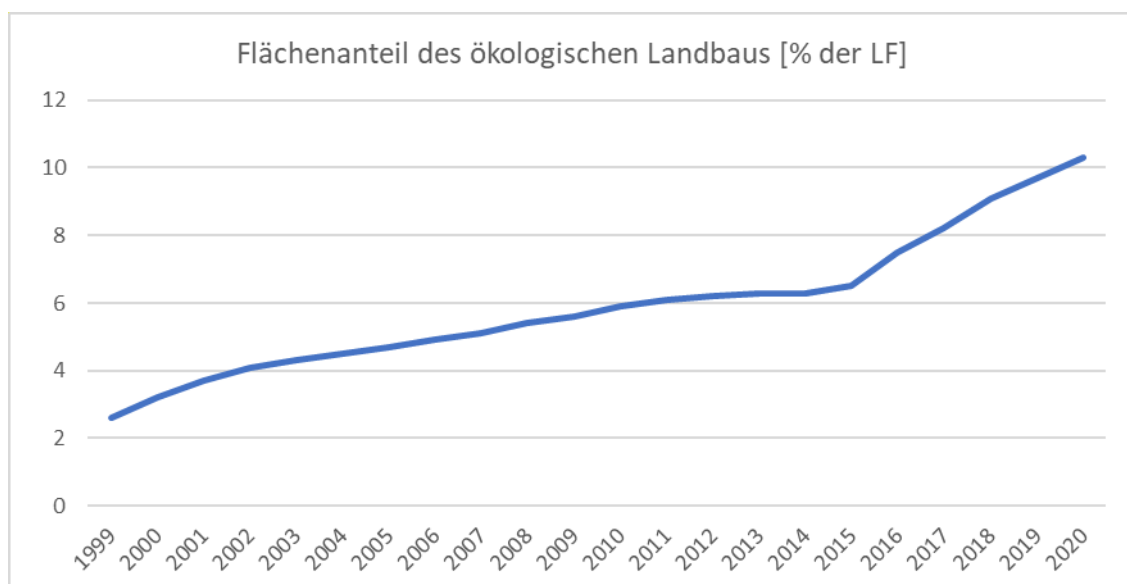


Abbildung A.1-2: Flächenanteile des ökologischen Landbaus in Prozent der LF. Unterschiede in Erhebungsmethodik begründet.

Quelle: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/oekologischer-landbau#oekolandbau-in-deutschland>

A.2 Zweite Monitoringebene: Immissionen

A.2.1 Grundwasser

Beispielhafte Ergebnisse aus vorhandenen Messergebnissen

Die Abbildung A-10 zeigt beispielhaft, wie die jährliche Verteilung der Nitratkonzentrationen nach der Klassifizierungsvorgabe des Berichtsleitfadens für die Nitratrictlinie dargestellt werden kann. Die in dieser Abbildung verwendeten Daten stellen die Ergebnisse der Messstellen des deutschen EU-Nitratmessnetzes für das Jahr 2020 dar. Dieses Messnetz beschreibt repräsentativ den Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers in Deutschland. Die Darstellung ist eine Fortschreibung der im Nitratbericht 2020 publizierten Ergebnisse, bei denen Messwerte bis einschließlich 2018 berücksichtigt wurden.

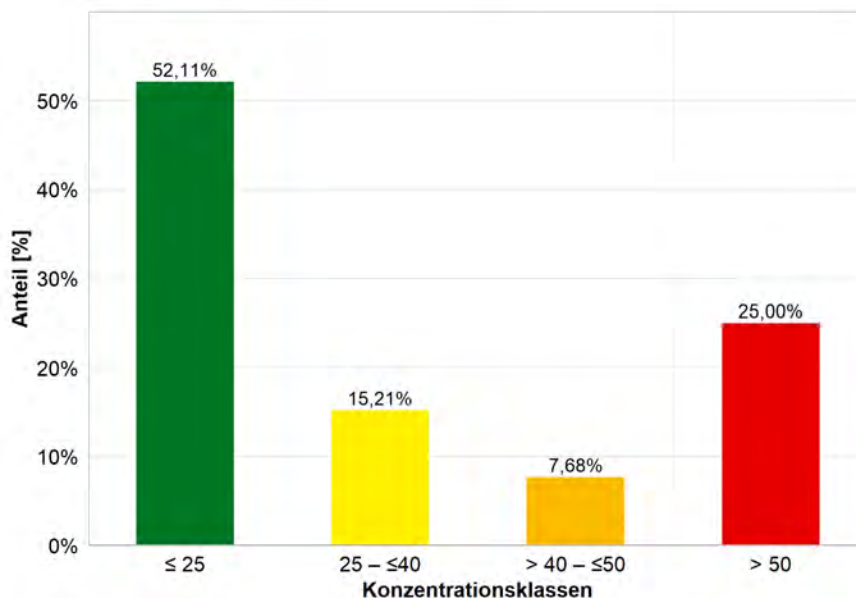


Abbildung A.2-1: Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EU-Nitratmessnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in den Klassen des Berichtsleitfadens für die Umsetzung der Nitratrictlinie.

Eine weitere Möglichkeit, um auch die Entwicklungen steigender Trends im Bereich > 37,5 mg/l Nitrat in den Blick zu nehmen, ist eine weitere Aufteilung der Klassen, um ein differenziertes Gesamtbild der Belastungssituation zu erhalten – wie in Abbildung A-11 dargestellt.

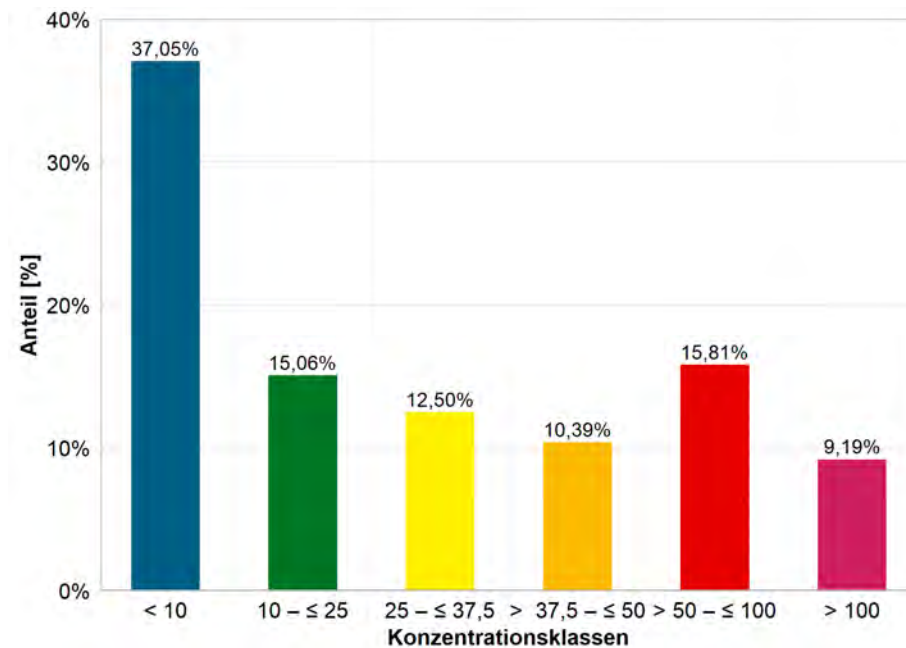


Abbildung A.2-2: Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EU-Nitratmessnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in verschiedenen Konzentrationsklassen.

Um Belastungstrends über die Zeit aufzuzeigen, kann über ein Liniendiagramm die Entwicklung in den einzelnen Konzentrationsklassen dokumentiert werden. Dieses Diagramm kann jährlich fortgeschrieben werden. Die Abbildung A.2-3 zeigt ein solches Diagramm auf Basis der Daten des EU-Nitratmessnetzes für die Jahre 2017-2020. Die gezeigte Entwicklung der letzten Jahre bestätigt den im Nitratbericht aufgezeigten positiven Trend.

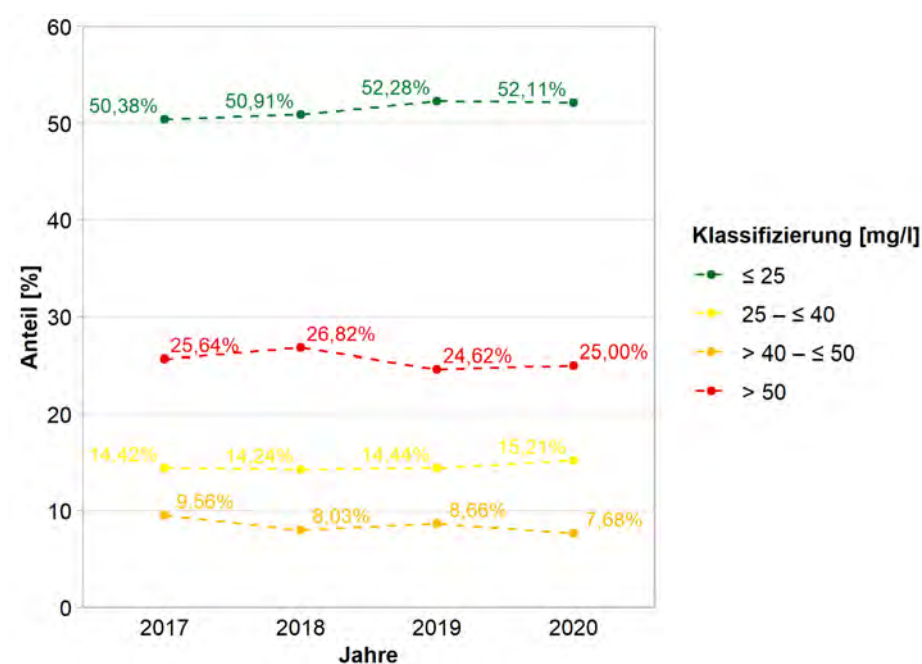


Abbildung A.2-3: Beispielhafte Darstellung der Entwicklung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EU-Nitratmessnetzes (in mg/l) für die Jahre 2017-2019/20 in den Klassen des Berichtsleitfadens für

die Umsetzung der Nitratrichlinie.

Zusätzlich zu den Auswertungen zum EU-Nitratmessnetz 2020 werden im Folgenden beispielhaft auch die Daten des repräsentativen EUA-Messnetzes, mit dem die Belastungssituation über alle Landnutzungen abgebildet wird, dargestellt (vgl. Abbildung A.2-4, Abbildung A.2-5, Abbildung A.2-6).

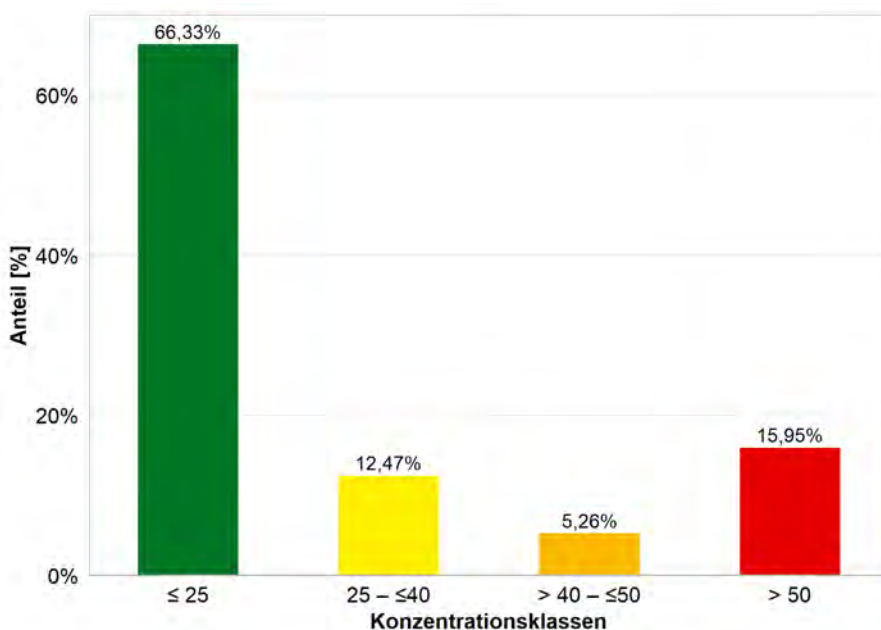


Abbildung A.2-4: Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EUA-Messnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in den Klassen des Berichtsleitfadens für die Umsetzung der Nitratrichlinie.

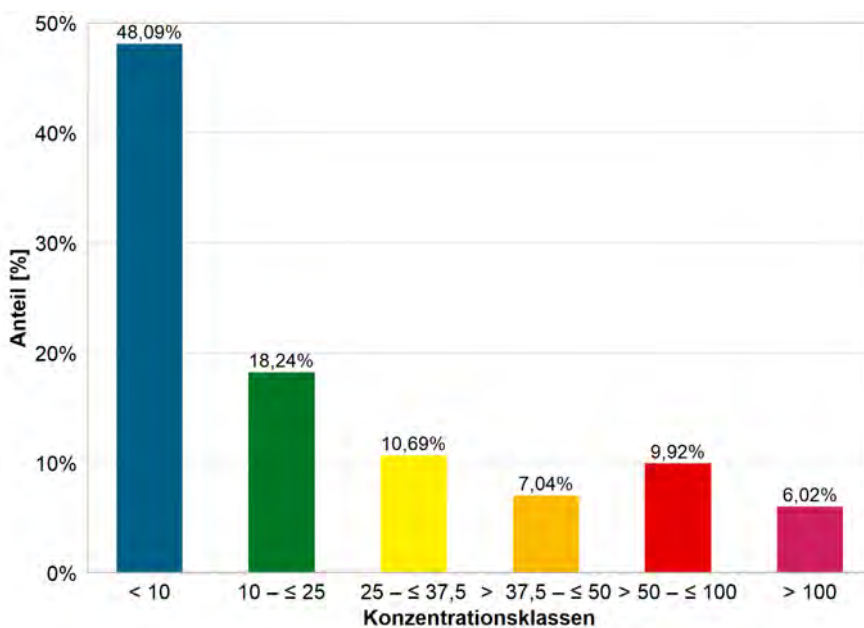


Abbildung A.2-5: Beispielhafte Darstellung der Verteilung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EUA-Messnetzes (in mg/l) für das Jahr 2020 in verschiedenen Konzentrationsklassen.

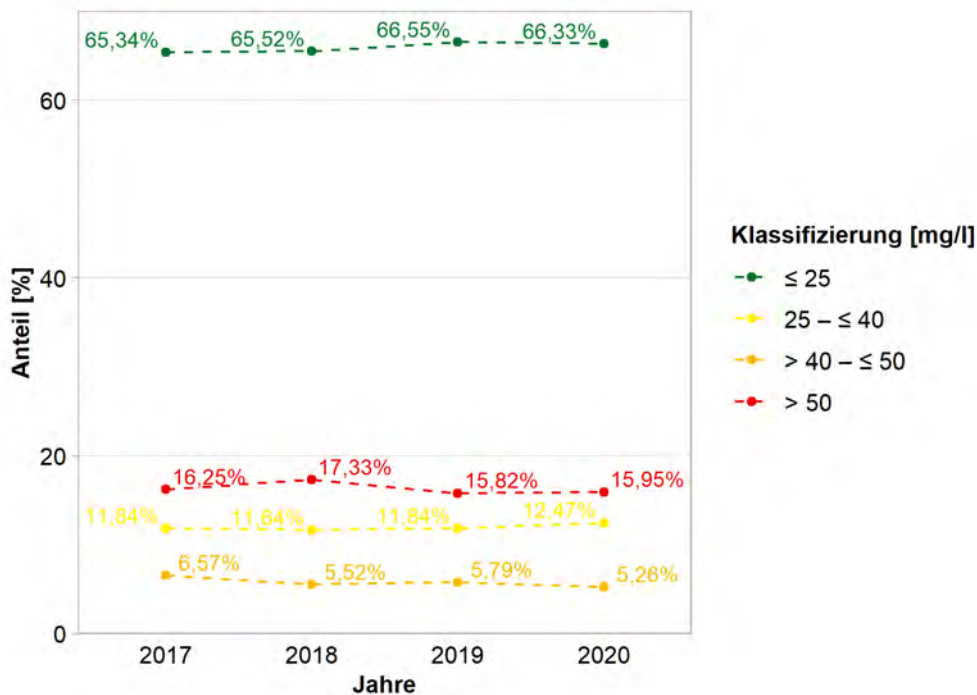


Abbildung A.2-6: Beispielhafte Darstellung der Entwicklung der Nitratkonzentrationen der Messstellen des EUA-Messnetzes (in mg/l) für die Jahre 2017-2020 in den Klassen des Berichtsleitfadens für die Umsetzung der Nitratrichtlinie.

Die für diesen Bericht verwendeten Daten des EU-Nitrat- bzw. EUA-Messnetzes haben exemplarischen Charakter und stellen noch kein finales Ergebnis im Sinne des Endzustandes des Wirkungsmonitorings dar. Die Anzahl der Messstellen für das dauerhafte Wirkungsmonitoring wird deutlich umfangreicher sein. Die Daten dafür liegen zum jetzigen Zeitpunkt aber noch nicht vollständig vor. Detailliertere Ergebnisse auf Basis eines weiter ausgebauten Messnetzes werden frühestens mit dem nächsten Bericht bereitgestellt werden können.

A.2.2 Oberflächengewässer

Die Untersuchungen an den repräsentativen Messstellen für die dritten Bewirtschaftungspläne zur WRRL ergeben für den Indikator Eutrophierungseinstufung (s. Nitratberichterstattung 2020):

- 20 % der Messstellen werden als „non-eutrophic“ eingestuft
- 28 % der Messstellen sind „in the near future may become eutrophic“ und
- 52 % der Messstellen müssen mit „eutrophic“ bewertet werden.

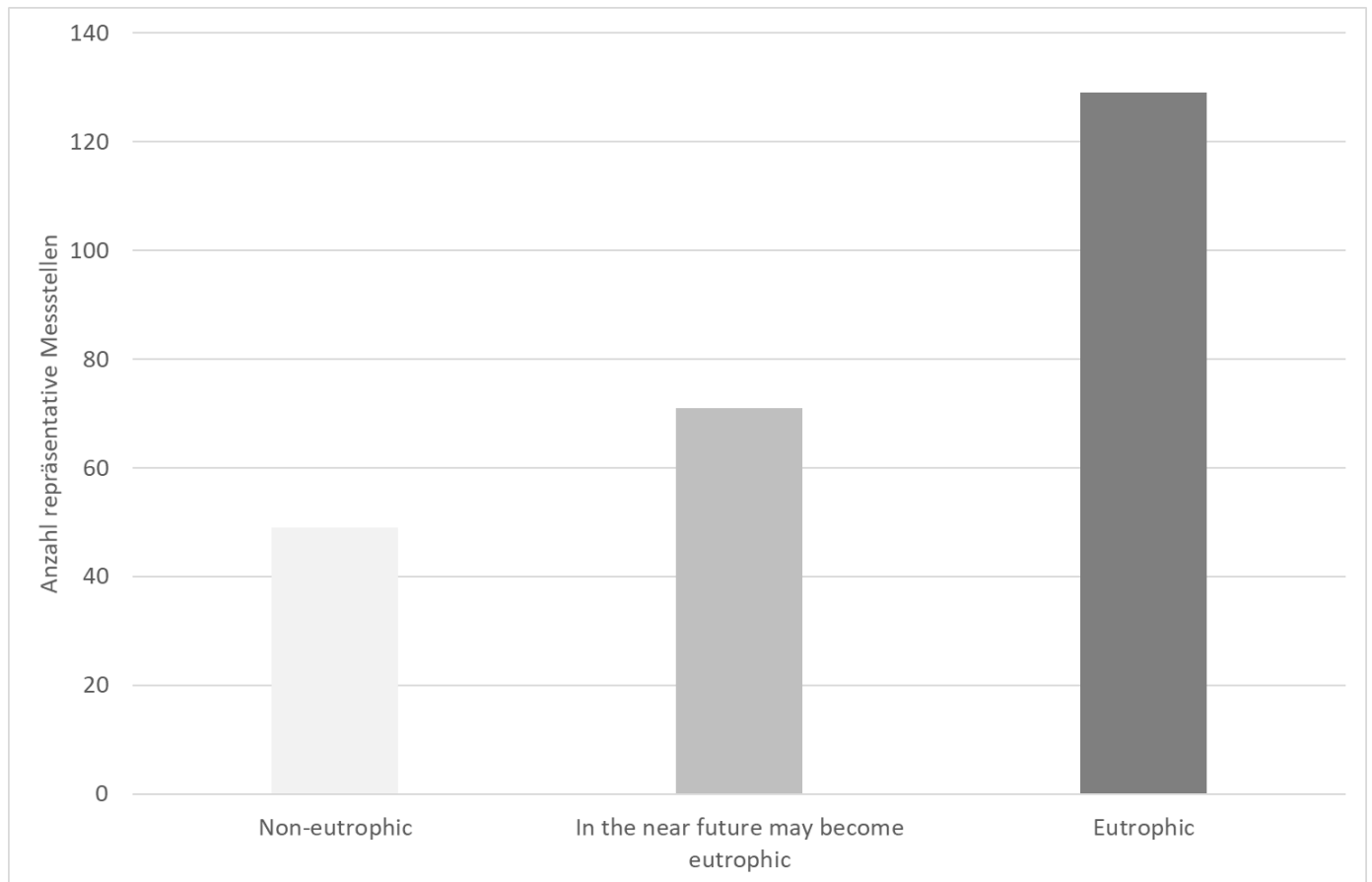


Abbildung A.2-7: Auswertung des Indikators Eutrophierungseinstufung für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes

Der Indikator Phosphor Konzentration in Fließgewässern wird jährlich berechnet. Die nachfolgende Abbildung zeigt, dass nicht für jede Messstelle in jedem Jahr Daten vorliegen und die Konzentrationen schwanken. Für 2019 liegen für 208 der repräsentativen Messstellen Phosphordaten vor. An 13 % dieser Messstellen wird die Klasse „sehr gut“ erreicht, 43 % sind als „gut“ einzustufen und 44 % als „schlechter als gut“.

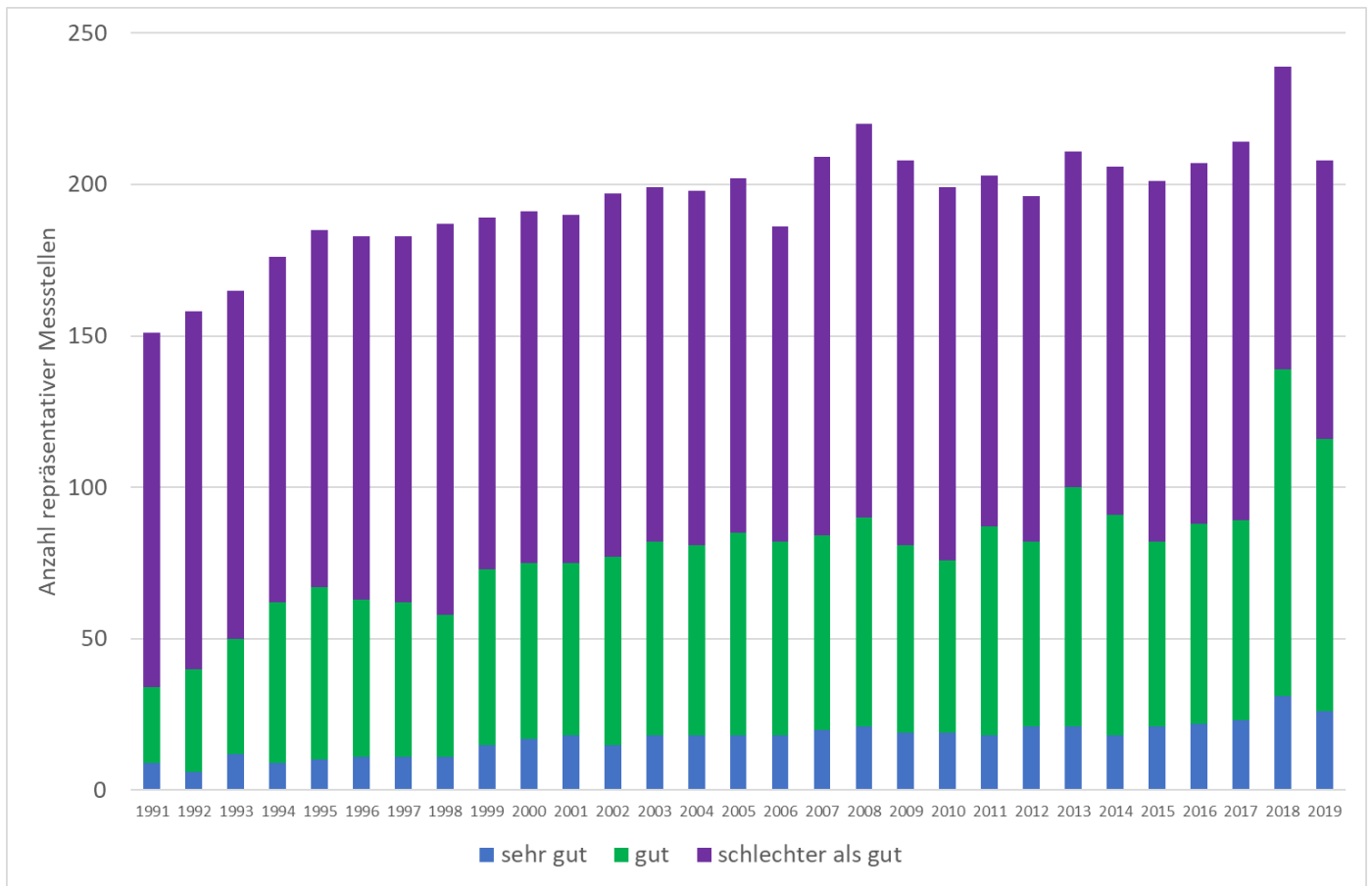


Abbildung A.2-8: Auswertung des Indikators Phosphor Konzentration in Fließgewässern für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes

A.3 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation (AGRUM-DE)

Die Monitoringebene zur Modellierung wird aufbauend auf dem Modellansatz AGRUM-DE (siehe Kapitel B.6) in Abstimmung mit den Bundesländern weiterentwickelt. Dabei soll der Modellverbund insbesondere hinsichtlich der Datengrundlage verbessert werden (siehe Kapitel B.6.5). Ab dem Berichtszeitraum 2023 wird es, wie in Kapitel B.1.1 beschrieben, eine erste verbesserte Datengrundlage geben, welche danach, einhergehend mit dem Aufbau der entsprechenden Datenerfassungssysteme in den Ländern, eine stetige Verbesserung erfahren wird. Die auf dieser verbesserten Datengrundlage basierenden Modellierungsergebnisse werden ab 2023 in diesem Kapitel dargestellt werden.

A.4 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen

Das Konzept der Bund-Länder-PG Monitoring vom April 2020 für ein Monitoring zur DüV sieht neben einer bundesweiten, flächendeckenden Modellierung mit dem Modellverbund AGRUM auch eine detaillierte und hochaufgelöste Betrachtung der Stickstoffflüsse auf einzelbetrieblicher Ebene in einer begrenzten Anzahl von Modellregionen vor. Das Monitoring befindet sich im Aufbau und dient dazu nachzuvollziehen, wie die Maßnahmen nach DüV auf der Ebene der Anwendung, also auf Betriebs- und Schlagebene, wirken. Des Weiteren sollen innerhalb von Modellregionen in begrenzten Kleinstinzugsgebieten ergänzende Untersuchungen zu Abfluss- und Konzentrationsmessungen zur Abbildung der räumlichen und zeitlichen Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichen Nährstoffausträgen und der Nährstoffbelastung von Oberflächengewässern sowie dem Grundwasser erfolgen. Dieses Vorgehen orientiert sich vom Ansatz her am Monitoring-Programm Dänemarks. Der Fokus dieser kleinräumigen geohydrologisch geprägten Erhebungen liegt darauf, Informationen über den Stofftransport im zeitlichen und räumlichen Zusammenhang abzubilden. Die zukünftig hier dargestellten Ergebnisse können perspektivisch mit dem Modellverbund AGRUM verknüpft werden.

B Teilbericht B: Feinkonzept zur Entwicklung eines Monitoringsystems zur Wirkungsabschätzung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer

Stand

November 2021

B.1 Gesamtüberblick

Im Rahmen des Vertragsverletzungsverfahrens zur Nitratrichtlinie hatte die Europäische Kommission Deutschland aufgefordert, ein Monitoringprogramm einzurichten, das in kurzen Berichtszeiträumen Aussagen über die Wirkung der Maßnahmen der Düngeverordnung (DüV) zulässt. Hierzu wurde ein gemeinsames, länderübergreifendes Grobkonzept für ein Wirkungsmonitoring entwickelt („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“), um Verbesserungseffekte des Aktionsprogramms Nitrat (u. a. DüV 2020) festzustellen (oberstes Ziel). Dieses Konzept wurde der EU-Kommission im Sommer 2020 übersandt. Anschließend wurde eine Projektgruppe beauftragt, das Grobkonzept des Monitoringprogramms weiterzuentwickeln und die Etablierung eines auf diesem Konzept beruhenden Monitoringprogramms in Deutschland vorzubereiten.

In einem ersten Schritt wurde von der Projektgruppe in Abstimmung mit den Bundesländern eine geeignete Organisations- und Abstimmungsstruktur, der grundlegende Anwendungsablauf, der länderübergreifende Aufbau einer Datengrundlage sowie die Struktur der kurz- und mittelfristigen Berichte zum Wirkungsmonitoring der DüV in Form von detaillierten Konzepten entwickelt. Diese Entwicklungen sowie die wissenschaftliche Grundkonzeption des zukünftig geplanten Wirkungsmonitorings ergänzt um erste beispielhafte Ergebnisse wurden im ersten Monitoringbericht aufgezeigt und der EU-Kom berichtet.

In Abstimmung mit den Bundesländern wurde anschließend ab Mitte 2021 ausgehend von dem konzeptionellen Stand, wie er im ersten Monitoringbericht dargestellt wurde, die wissenschaftliche Grundkonzeption der Modellierung sowie der Modellregionen weiter konkretisiert und zu einem Feinkonzept (siehe Kapitel B.5 und B.6) ausgearbeitet.

Der aktuelle Stand zum Feinkonzept gliedert sich in sieben Hauptkapitel.

Nach dieser Einleitung (Kapitel B.1) wird in Kapitel B.2 die Struktur des Monitoringsystems dargestellt. Die Struktur des Monitoringsystems wurde bereits im zweiten Quartal 2021 in Abstimmung mit den Bundesländern entwickelt und im ersten Monitoringbericht detailliert dargestellt. Im Vergleich zum ersten Monitoringbericht wurde dieses Kapitel um die „Bewertungskriterien für die drei vorgesehenen Berichtsebenen Emission, Immission und die Modellierung“ (siehe Unterkapitel B.2.5) ergänzt. Darüber hinaus wurden kleinere textliche Anpassungen vorgenommen.

In Kapitel B.3 wird die erste Monitoringebene „Emissionen“ derzeit noch in der Grundstruktur beschrieben. Für die statistischen Datengrundlagen und Indikatoren zur Berechnung und Analyse der betrieblichen Emissionen, sollen künftig auch die Daten der Düngebedarfsermittlung und des Nährstoffeinsatzes nach § 10 der DüV herangezogen werden. Nach einer Konkretisierung der zu erhebenden Daten und der Schaffung der rechtlichen Rahmenbedingungen wird das Feinkonzept für die erste Monitoringebene der „Emissionen“ mit den Bundesländern **weiter konkretisiert**.

Die zweite Monitoringebene „Immissionen“ wird in Kapitel B.4 beschrieben. Wie bereits im ersten Monitoringbericht dargestellt, werden im ersten Unterkapitel die Kulissen der belasteten Gebiete sowie die länderspezifischen Maßnahmen zur Reduzierung der Phosphoreinträge in die Gewässer aufgezeigt. In den beiden darauffolgenden Unterkapiteln wird das Feinkonzept bzgl. der Immissionen in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer beschrieben.

In Kapitel B.5 wird die dritte Monitoringebene dargestellt. Die dritte Monitoringebene gliedert sich in die Teilbereiche Modellierung sowie Modellregion. Für beide Teilbereiche wird der aktuelle Stand der methodischen Vorgehensweise detailliert beschrieben. Insbesondere für den Teilbereich der Modellierung stellt die detailliert beschriebene Vorgehensweise den Ausgangspunkt zur Wirkungsabschätzung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer bzw. zur Weiterentwicklung des Modellsystems dar.

In den Anlagen 8 und 9 werden detailliert die Anforderungen an die grundlegenden Dateiformate sowie den Datenschemata zur Definition der Datenschnittstelle zwischen den Dateneigentümern und der Bundesdatenbank beschrieben. Ziel ist es, vielfältige inhaltliche Daten mit unterschiedlichen Datenstrukturen und Datenformaten für die drei Monitoringebenen zu bundesweiten konsistenten Datensätzen zusammenzuführen und effiziente Datenflüsse zu schaffen.

B.2 Struktur des Monitoringsystems

Deutschland hat im Frühjahr 2020 ein Grobkonzept für ein Wirkungsmonitoring aufgestellt. Dieses Konzept wurde gemeinsam von den Landwirtschafts- und Umweltverwaltungen von Bund und Ländern erarbeitet. Es besteht aus den Ebenen (1) Emission, (2) Immission und (3) Modellierung und Modellregionen. Diese Ebenen sollen Grundlage für die Monitoringberichte an die EU-Kommission sein, um die Wirkung der Düngeverordnung auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen zu erfassen. Dabei werden Stickstoff und Phosphor betrachtet.

Auf der Ebene der Emissionen werden statistische Daten und Indikatoren auf der betrieblichen Ebene zusammengestellt und analysiert. Sie beinhalten keine Modellergebnisse. Die Datensätze sind Indikatoren, um Aussagen über die Entwicklung der Düngung im Rahmen der Nährstoffzufuhr zu treffen. Hieraus lassen sich in relativ kurzen Zeitabständen qualitative Aussagen zu erwartbaren Wirkungen hinsichtlich der Gewässerbelastung ableiten. Insbesondere die Entwicklungen des mineralischen Düngemitelesinsatzes, des Viehbestands, der Gärreste aus der Biogasproduktion, sekundärer Rohstoffdünger und der Erträge – als Maß für die Entzüge – ermöglichen einen vertieften Einblick in die Reaktion der landwirtschaftlichen Praxis auf die veränderten Rechtsvorgaben. Auf der Ebene der Emissionen sind Veränderungen daher relativ kurzfristig innerhalb weniger Jahre nach Inkrafttreten der novellierten Düngeverordnung sichtbar.

Auf der Ebene der Immissionen werden wie bisher im Nitratbericht die Ergebnisse der Gewässerüberwachung im Grundwasser für Stickstoff sowie in Oberflächengewässern für Phosphor ausgewertet. Die Bundesländer haben nach den Vorgaben der AVV GeA (Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten) Kulissen für die Gebiete festgesetzt, in denen verschärfte Auflagen bei der Landbewirtschaftung gemäß § 13a DüV gelten. Die Wirkung der Düngeverordnung wird aufgrund längerer Wirkungsprozesse im Boden oder auch im Grundwasser in vielen Regionen erst mittel- bis langfristig im Grund- und Oberflächengewässer messbar sein.

Die Ergebnisse und Entwicklungen in der ersten und zweiten Ebene können nicht direkt miteinander verglichen werden. Wirkungsprozesse in der Landwirtschaft, im Boden sowie unterschiedliche Verweil- und Fließzeiten lassen keinen direkten Bezug zwischen der ersten Ebene der Emissionen und der zweiten Ebene der Immissionen zu. Die dritte Ebene Modellierung / Modellregionen dient vor diesem Hintergrund als sinnvolles Bindeglied zwischen der ersten und zweiten Ebene (s. Abbildung B.2-1).

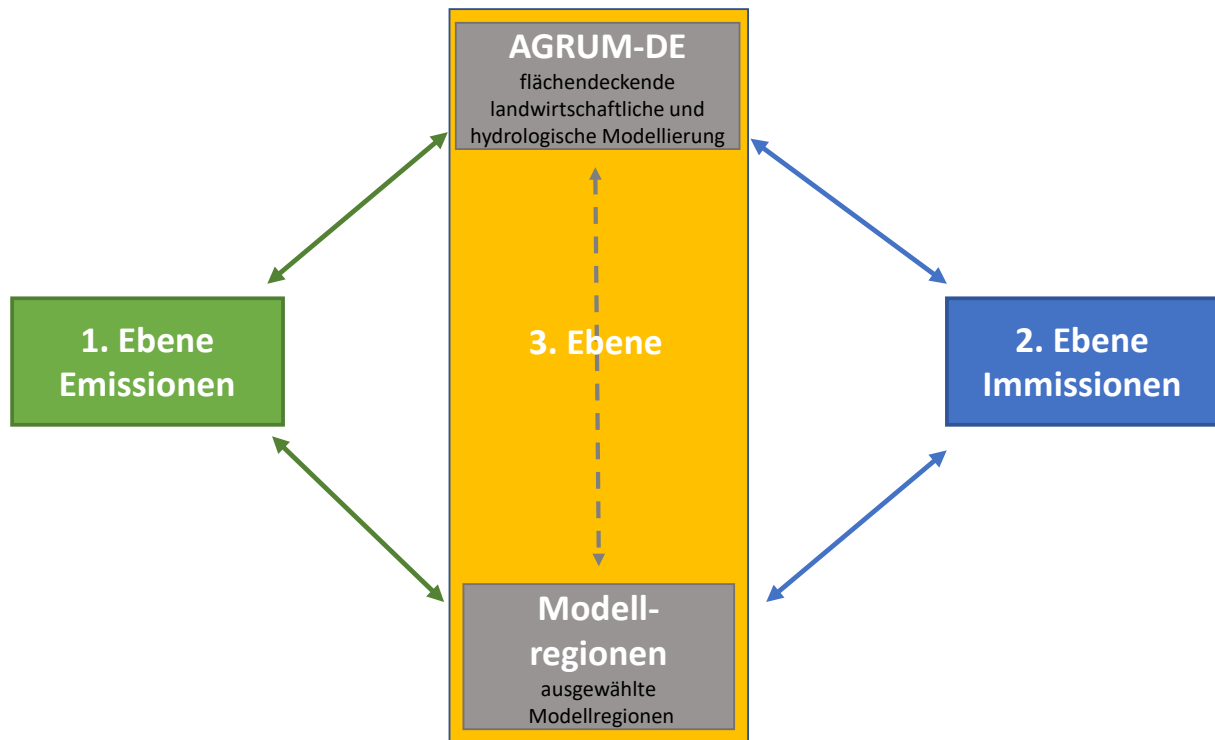


Abbildung B.2-1: Grundstruktur des Wirkungsmonitorings.
Quelle: eigene Darstellung

Im Rahmen der Modellierung wird der Bezug zwischen der Ebene 1 (Emissionen) und der Ebene 2 (Immissionen) bundesweit sowie flächendeckend hergestellt. Sehr kurzfristige Wirkungen der DüV können durch die explizite Berücksichtigung von einzelbetrieblichen Wirkungsprozessen abgebildet werden. Ergebnisse aus den Modellregionen sollen zusätzlich zur Plausibilitätsüberprüfung der AGRUM-DE-Modellierungen dienen und zur Weiterentwicklung der Modelle des AGRUM-DE-Verbundes beitragen.

B.2.1 Organisationsstruktur

Eine Beteiligung aller relevanten Institutionen (BMEL, BMU, Bundesländer, Forschungseinrichtungen) aus den betroffenen Sektoren Landwirtschaft und Wasserwirtschaft ist die wesentliche Voraussetzung für eine Berücksichtigung von regionalen Besonderheiten und für die notwendige Akzeptanz der Ergebnisse des Wirkungsmonitorings. Aus diesem Grund wird nachfolgend eine differenzierte Organisationsstruktur des Monitoringsystems auf den verschiedenen Bearbeitungsebenen eingerichtet (vgl. Abbildung B.2-2).

Projektgruppe „Monitoring der DüV“: Das Bundeslandwirtschafts- und das Bundesumweltministerium (BMEL und BMU) haben gemeinsam die Projektgruppe (PG) „Monitoring der DüV“ beauftragt, in einer ersten Phase auf der Basis des Konzeptes für ein Wirkungsmonitoring („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“) ein Feinkonzept des Monitoringsystems zu entwickeln und einen Entwurf für den inzwischen bereits vorgelegten ersten Monitoringbericht zu entwerfen. Die PG setzt sich aus acht Personen unterschiedlicher Institutionen mit Expertise in den

Bereichen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zusammen. Die Leitung der PG erfolgt gemeinsam durch einen Vertreter aus der Landwirtschaft und einem Vertreter aus der Wasserwirtschaft.

Begleitarbeitskreis: Der Auftrag des Bundes sieht vor, dass die Bundesländer bei der Entwicklung des Feinkonzeptes sowie der Monitoringberichte und bei der Anwendung des Monitoringsystems einbezogen werden. Aus diesem Grund wurde durch den Bund ein Begleitarbeitskreis eingerichtet. Der Begleitarbeitskreis setzt sich aus rund 30 Fachleuten der Bundesländer aus den Bereichen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zusammen und wird ebenfalls durch eine Doppelspitze aus der Wasser- und Landwirtschaft geleitet. Die Zwischenergebnisse der Projektgruppe „Monitoring der DüV“ werden mit dem Begleitarbeitskreis ausgetauscht, abgestimmt und dokumentiert.

Bund-Länder-Lenkungsgremium: Die übergreifende Steuerung des Projektes erfolgt durch ein gemeinsames Bund-Länder-Lenkungsgremium, welches von BMEL und BMU geleitet wird. Die Vertreter*innen der Länder in dieser Steuerungsgruppe wurden paritätisch aus den Bereichen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft besetzt. Die Ergebnisse aus dem Abstimmungsprozess zwischen der Projektgruppe „Monitoring der DüV“ und dem Begleitarbeitskreis werden als Vorschlag dem Bund-Länder-Lenkungsgremium übermittelt.

Temporäre inhaltliche Arbeitsgruppen: Es wird erwartet, dass während der Umsetzung des Monitoringsystems auch neue inhaltliche Fragestellungen auftauchen, die eine umfassende Klärung auf Basis fachlicher Analysen erfordern. Hierzu sollen dann themenspezifische Arbeitsgruppen eingerichtet werden, deren Zusammensetzung entsprechend der inhaltlichen Fragestellung erfolgt. Der zeitliche Bestand dieser Arbeitsgruppen ist beschränkt. Ihre Aufgabe besteht darin, abgegrenzte Konzepte/Lösungsvorschläge für entsprechende inhaltliche Fragestellungen zu entwickeln und diese der Projektgruppe „Monitoring der DüV“ und dem Begleitarbeitskreis zur Diskussion zu stellen.

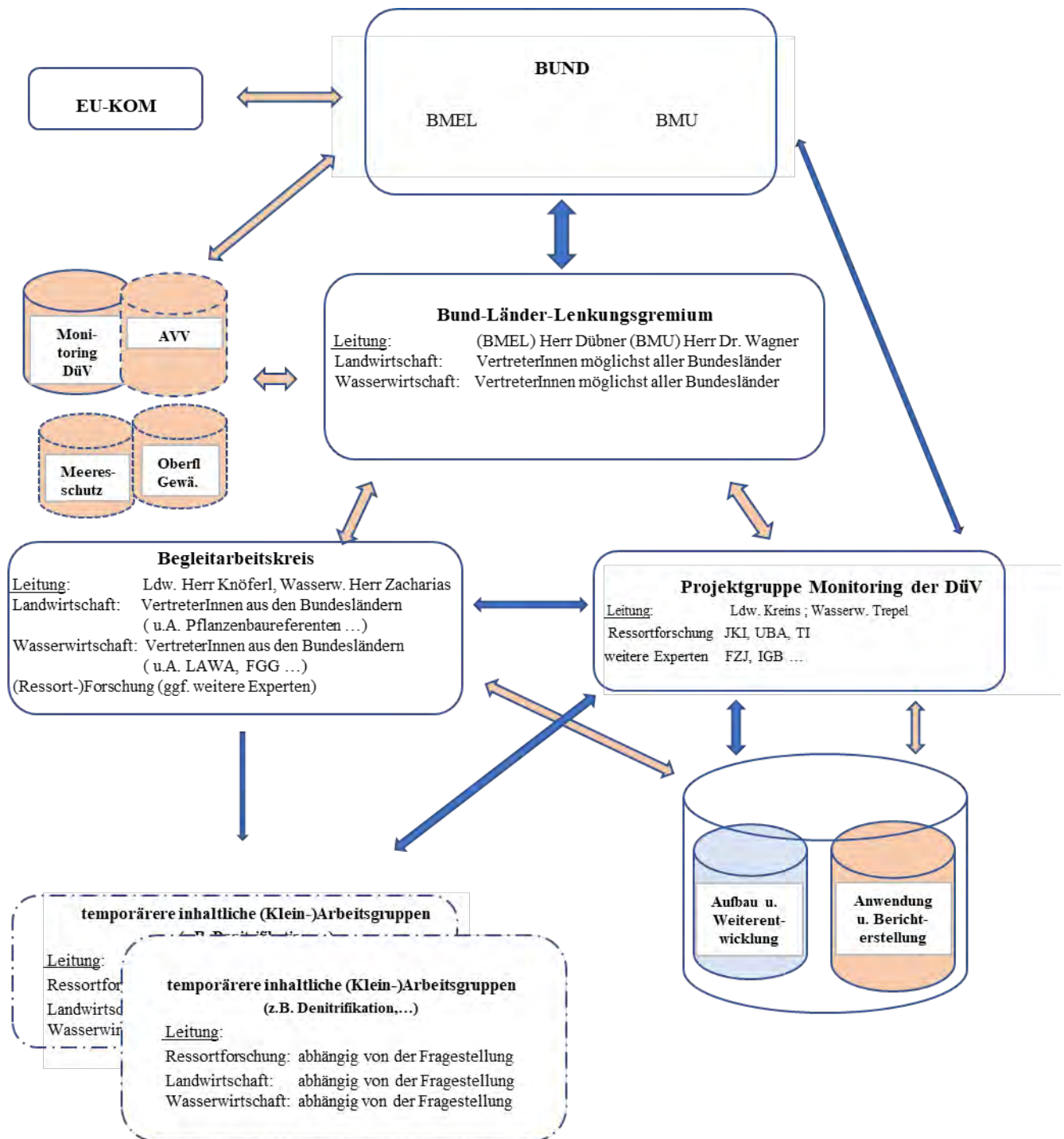


Abbildung B.2-2: Organisationsstruktur des Monitoringsystems zur Wirkung der Düngverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer

Die im Rahmen des Monitoringsystems generierten Wirkungsanalysen dienen in erster Linie der Erstellung der Monitoringberichte. Der Abbildungsbereich des Monitoringsystems erlaubt es darüber hinaus, dass Ergebnisse für die Ausweisung von mit Nitrat belasteten oder eutrophierten Gebieten gemäß AVV-GeA genutzt werden können. Auch lassen sich die Ergebnisse hinsichtlich der zu erwartenden Nährstoffsituation in Oberflächengewässer bzw. hinsichtlich der Frachten in die Nord- und Ostsee einordnen.

B.2.2 Anwendungsablauf / Zeitplanung

In der nachfolgenden Abbildung B.2-3 werden der zeitliche Ablauf wichtiger Abstimmungsprozesse sowie die vorgesehenen Berichtszeitpunkte gegenüber der EU-Kommission aufgezeigt.

In den Spalten wird die Zeitachse über die vorgesehenen drei Phasen der Erstellung des Monitoringsystems dargestellt (Januar 2021 bis Dezember 2023). Jede Phase wird durch einen Monitoringbericht an die EU-Kommission abgeschlossen.

Die erste Entwicklungsphase des Monitoringsystems bezieht sich auf den Zeitraum von Januar 2021 bis Juni 2021. In dieser Phase wurde ein erster Entwurf des Feinkonzeptes entwickelt.

In der zweiten Phase, die sich unmittelbar an die erste Phase anschließt, wird mit der Umsetzung des Feinkonzeptes begonnen. Der Schwerpunkt der zweiten Phase liegt dementsprechend im Aufbau des Monitoringsystems. Die zweite Phase erstreckt sich von Juni 2021 bis November 2022. Im November 2021 wird der 2. Monitoringbericht vorgelegt. Mit dem 3. Monitoringbericht an die EU-Kommission wird die zweite Phase bis November 2022 abgeschlossen. Die dritte Phase reicht bis November 2023. Der Schwerpunkt der dritten Phase liegt in der Anwendung des bis dahin aufgebauten Monitoringsystems. **Ab dem Berichtszeitraum 2023 wird es voraussichtlich eine verbesserte Datengrundlage geben und diese wird mit dem Aufbau der entsprechenden Datenerfassungssysteme in den Ländern danach fortlaufend optimiert.** Auch die dritte Phase wird mit einem Monitoringbericht abgeschlossen.

Alle drei Zeitphasen werden durch einen Begleitprozess, bestehend aus dem Begleitarbeitskreis (grüne Quadrate) sowie der Bund-Länder-Steuerungsgruppe (blaue Quadrate), flankiert.

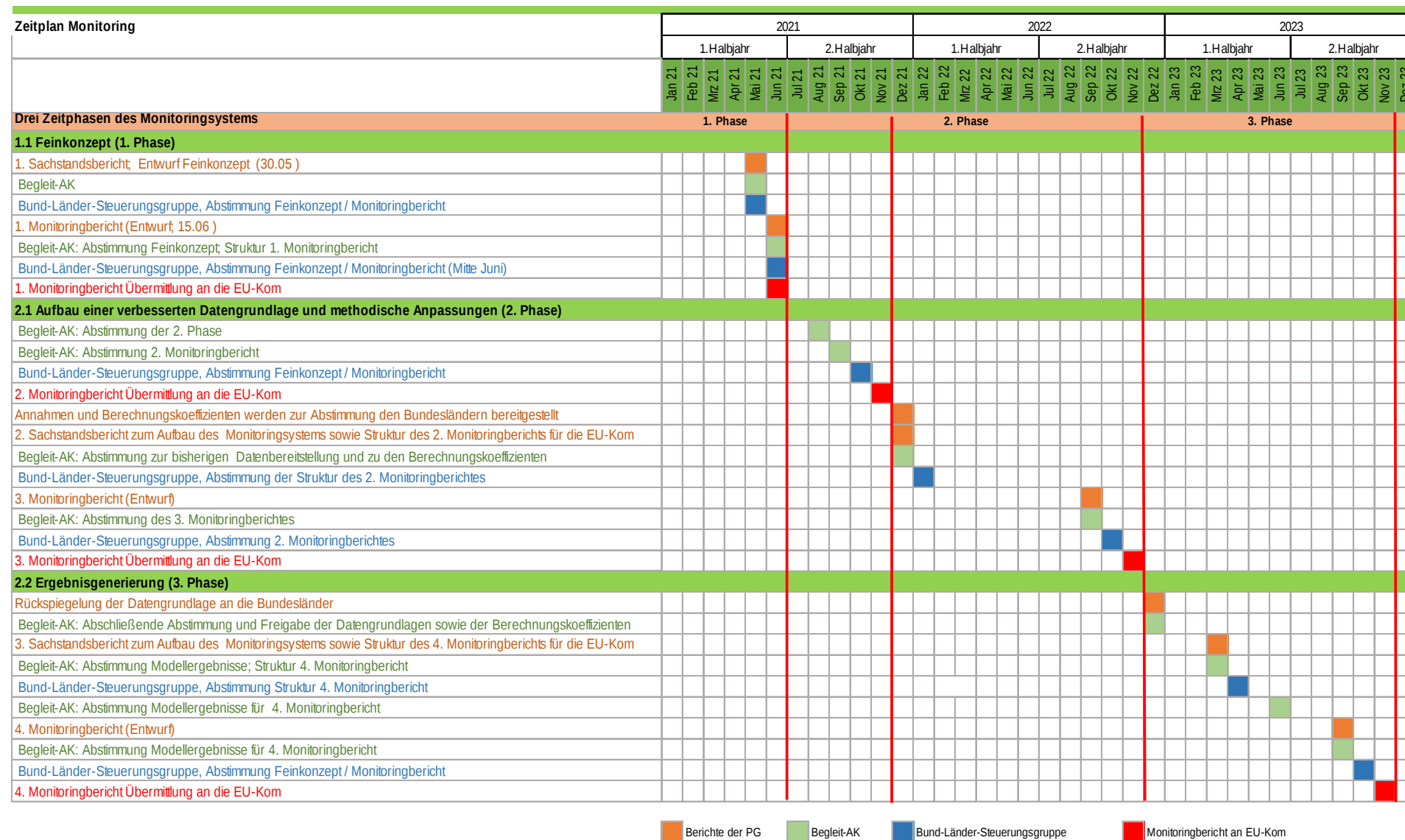


Abbildung B.2-3: Struktur des Abstimmungsprozesses

Monitoringberichte im Zeitablauf (2021 bis 2023):***Veränderung der Berichtszeitpunkte auf Ende November des jeweiligen Jahres:***

Im Konzept für ein Wirkungsmonitoring von April 2020 („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“) wurde ursprünglich angekündigt, dass die Monitoringberichte der Europäischen Kommission ab Mitte 2021 jährlich vorgelegt werden, um über die Auswirkungen der DüV auf den Schutz der Gewässer und die entsprechenden Entwicklungen der vergangenen zwölf Monaten zu berichten.

Um zu aussagekräftigen Ergebnissen am Ende eines Düngejahres zu kommen, wurde der Zeitpunkt der Übermittlung des Monitoringberichts auf November verändert (siehe „1. Monitoringbericht zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer“). Diese Veränderung ist darin begründet, dass eine wesentliche Datengrundlage zur Abbildung der ersten Ebene (Emissionen) die zu erhebenden Daten der Düngebedarfsermittlung **und des Nährstoffeinsatzes** nach § 10 der DüV sein werden. Laut § 10 Abs. 1 haben die Aufzeichnungen bis zum 31. März des folgenden Kalenderjahres zu erfolgen. Somit stehen diese Daten in der Mitte des Folgejahres in plausibilisierter Form für die Modellierung zur Verfügung. Aus diesem Grund ist geplant, den Zeitpunkt der Übermittlung des Monitoringberichts auf **Ende November** zu terminieren. Mit diesem eingeschobenen 2. Monitoringbericht wird diese Veränderung eingeleitet.

Im Laufe der hier betrachteten drei Phasen sind vier Monitoringberichte für die EU-Kommission vorgesehen. Die Monitoringberichte werden im Zeitablauf inhaltlich fortentwickelt. Sie reflektieren in ihrer Struktur zum Berichtszeitpunkt den jeweiligen Entwicklungsstand des Monitoringsystems.

Der bereits vorgelegte 1. Monitoringbericht beinhaltet Ergebnisse zu den landwirtschaftlichen Emissionen, zu den Immissionen in das Grundwasser, exemplarische Ergebnisse aus der Modellierung und aus den Modellregionen, sowie den Entwurf eines Feinkonzeptes des Monitoringsystems. Dieser erste Monitoringbericht beinhaltet, bedingt durch die zur Verfügung stehende Datengrundlage, Ergebnisse auf der noch relativ aggregierten Regionsebene. In der zweiten Phase des Aufbaus des Monitoringsystems ist vorgesehen, die Voraussetzungen für die Nutzung einer deutlich verfeinerten Datengrundlage für das Monitoringsystem zu schaffen und die Datengrundlage des Monitoringsystems in den Folgejahren sukzessive deutlich zu verfeinern.

2. und 3. Monitoringbericht: In der zweiten Phase wird das Monitoringsystem aufgebaut. Dabei ist u. a. beabsichtigt, den AGRUM-DE-Modellverbund im Zeitablauf auf eine deutlich detailliertere Datengrundlage umzustellen. „Für den deutschlandweiten Bericht soll als Mindeststandard das Daten-Maßstabsniveau von AGRUM-DE aus dem Jahr 2020 zugrunde gelegt werden. Für die Detailberichte aus den nach § 13a Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 bis 4 DüV ausgewiesenen Gebieten und die Berichte aus den Modellregionen sollen je nach Datenlage ein Maßstab von

wenn möglich 1: 50.000 bzw. 1: 5.000 verwendet werden.“ („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“). Für die hydrologische Modellierung bedeutet dies eine Umstellung von z. B. im Maßstab 1 : 200.000 vorliegenden, bundesweit konsistent verfügbaren Datengrundlagen auf räumlich höher aufgelöste, landesweit konsistent verfügbare Datengrundlagen, z. B. im Maßstab 1 : 50.000.

Zur Abbildung der landwirtschaftlichen Emissionen sollen „Daten aufgrund von § 10 DüV, und zwar für die als belastet ausgewiesenen Gebiete schlagbezogen oder auf eine Bewirtschaftungseinheit bezogen, ansonsten für die übrigen Gebiete aggregiert und damit betriebsbezogen“ („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“) erhoben werden. Diese Datengrundlage, die die Abbildungsgüte des Modellverbunds signifikant verbessert, liegt derzeit noch nicht vor und wird frühestens in zwei Jahren plausibilisiert für die Modellierung verfügbar sein und somit folglich frühestens für den 4. Monitoringbericht 2023 genutzt werden können. Um die Daten zum Zwecke des Monitorings verfügbar zu machen, müssen die entsprechenden rechtlichen Rahmenbedingungen vom Gesetzgeber geschaffen werden.

Der 2. und insbesondere auch der 3. Monitoringbericht werden somit ebenfalls noch „Übergangsberichte“ darstellen, in denen in Abstimmung mit dem Begleitarbeitskreis auf der Basis der jeweils vorliegenden Statistiken und Datengrundlagen über folgende Punkte berichtet wird:

- 1.) Entwicklungen zu den Emissionen (sektorale Ebene),
- 2.) Ergebnisse zu den Immissionen für das Grundwasser und die Oberflächengewässer,
- 3.) den aktuellen Umsetzungsstand des Monitoringsystems bzgl. Modellierung und Modellregionen sowie
- 4.) die zukünftige Struktur der fortfolgenden Monitoringberichte (ab 2023).

Für den 4. Monitoringbericht werden bereits verbesserte Datengrundlagen sowohl hinsichtlich der Emissionen und der Immission für das Oberflächengewässer als auch für die Modellierung genutzt werden können. Diese Datengrundlagen sollen danach fortlaufend optimiert werden. Zudem wird dieser Bericht erstmals die grundlegende Struktur der folgenden Monitoringberichte aufweisen.

B.2.3 Aufbau der Datengrundlage

Die Datengrundlage des Monitorings zur DüV soll im Wesentlichen auf Daten der Bundesländer – möglichst Verwaltungsdaten – basieren. Hierzu sind vielfältige inhaltliche Daten mit unterschiedlichen Datenstrukturen und Datenformaten zu bundesweit konsistenten Datensätzen zusammenzuführen. Dies erfolgt durch den Aufbau einer Bundesdatenbank am Thünen-Institut (TI) sowie durch die Entwicklung von geeigneten Datenschnittstellen mit den Ländern. Die zu entwickelnde Datenschnittstelle erlaubt es, dass Bundesländer die Daten direkt in die Bundes-

datenbank einspeisen können. Sowohl die Erstellung der Bundesdatenbank als auch die Entwicklung von geeigneten Datenschnittstellen erfordert einen hohen Abstimmungsbedarf mit den Bundesländern. Abbildung B.2-4 zeigt die Struktur der Datenflüsse zwischen den Bundesländern, den an der Umsetzung des Monitorings beteiligten Institutionen und der Bundesdatenbank im Überblick.

Entsprechend dem Monitoringkonzept von April 2020 („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“) erheben die Bundesländer **nach der jeweiligen rechtlichen Umsetzung** der dafür vorgesehenen Rechtsgrundlage im Düngegesetz **und dem Aufbau bzw. der Ertüchtigung entsprechender Datenerfassungssysteme und Schnittstellen** die erforderlichen landwirtschaftlichen Daten Grundlagen. Sofern benötigte Emissionsdaten bei anderen Verwaltungen vorliegen, sind diese der Landwirtschaftsverwaltung für das Monitoring zu übermitteln.

Analog dazu erheben die Bundesländer in der Verantwortung der Wasserwirtschaftsverwaltungen die Gewässerdaten (Immissionsdaten). Die Datengrundlagen für die hydrologische Modellierung werden von den jeweils zuständigen Bundes- oder Landesbehörden beigesteuert.

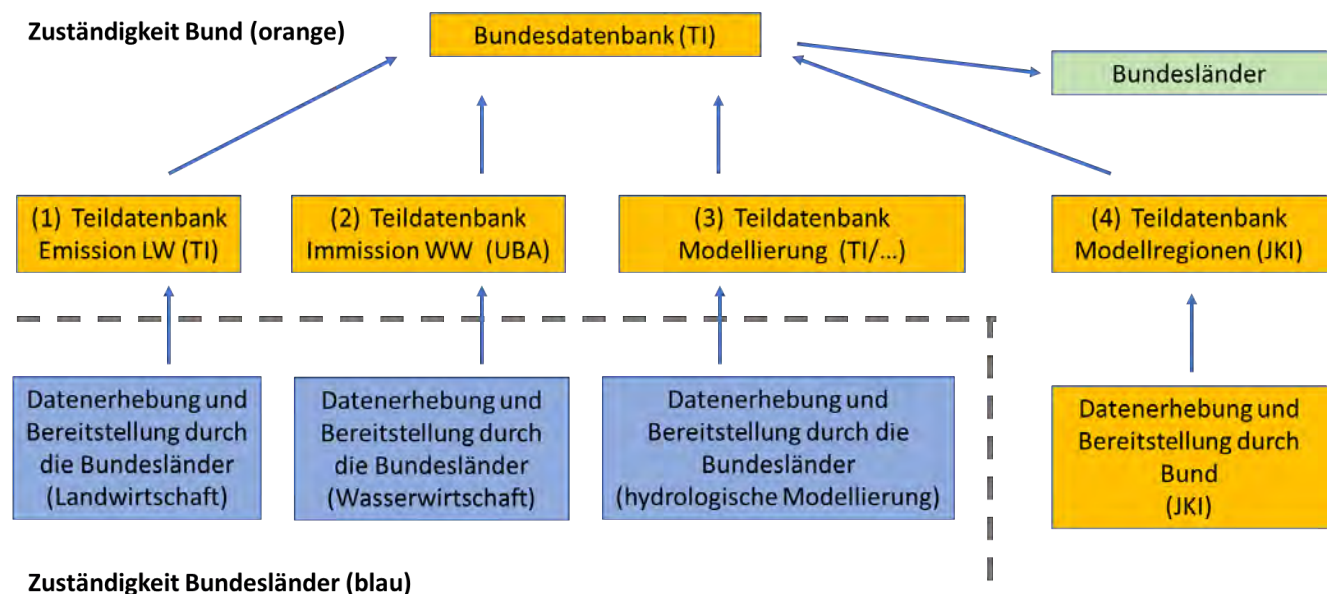


Abbildung B.2-4: Struktur der Datenflüsse

Alle Datengrundlagen werden in Schablonen erfasst, die von der Projektgruppe erarbeitet und mit den Ländern abgestimmt werden. Beim Bund werden die landwirtschaftlichen Daten (Emission) direkt vom Thünen-Institut (TI), die Gewässerdaten (Immission) vom Umweltbundesamt (UBA) verarbeitet. Die Datengrundlagen für die hydrologische Modellierung werden in der o. a. Bundesdatenbank zentral zusammengeführt und in den modellierenden Institutionen (TI-FZJ-IGB)¹ federführend verarbeitet und die Ergebnisse in die Bundesdatenbank abgespeichert. Die Daten aus den Modellregionen werden vom Julius-Kühn-Institut (JKI) erfasst und

1 FZJ: Forschungszentrum Jülich;
IGB: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

federführend verarbeitet und die Ergebnisse ebenfalls in der Bundesdatenbank gespeichert. Sowohl die Datengrundlage als auch die Analyseergebnisse werden den Bundesländern für eigene Untersuchungen/Auswertungen zur Verfügung gestellt.

In einer zentralen Bundesdatenbank, welche durch das TI betrieben wird, werden die vier Teildatenbestände von UBA, TI, Modellierung und JKI zusammengeführt (s. Abbildung B.2-4).

Datenschnittstellen und Datenaustausch:

In diesem Abschnitt wird kurz der organisatorisch-technische Ablauf der Datenübermittlung zwischen den Bundesländern, den beteiligten Institutionen und der Bundesdatenbank skizziert. Der jährliche Ablauf ist in vier aufeinander folgenden Phasen unterteilt, deren Ende durch feste jährliche Termine gekennzeichnet sind.

In Phase 1 werden die für das Vorhaben zu verwendenden Daten, sofern sie nicht durch die beteiligten Institutionen (UBA, JKI, TI, FZJ, IGB) selbst erhoben werden oder nicht schon bereits in den Modellen vorliegen und durch die Bundesländer geprüft wurden, durch die Bundesländer jeweils für die Modellierung bereitgestellt (vgl. schematische Darstellung der Datenbanken in Abbildung B.2-5). Für die Datenlieferung von den Bundesländern an den Bund sowie die Übermittlung von Ergebnisdaten vom Bund an die Bundesländer werden jährliche, feste Termine vereinbart. Um eine fristgerechte Ergebnisbereitstellung für den jährlichen Bericht zu gewährleisten, erfolgt die Datenübergabe in einer in den abgestimmten Datensablonen festgelegten Form. Die organisatorische Abwicklung, insbesondere die Kommunikation, soll zukünftig durch zuständige Personen für das Monitoring in den Bundesländern effizient koordiniert werden.

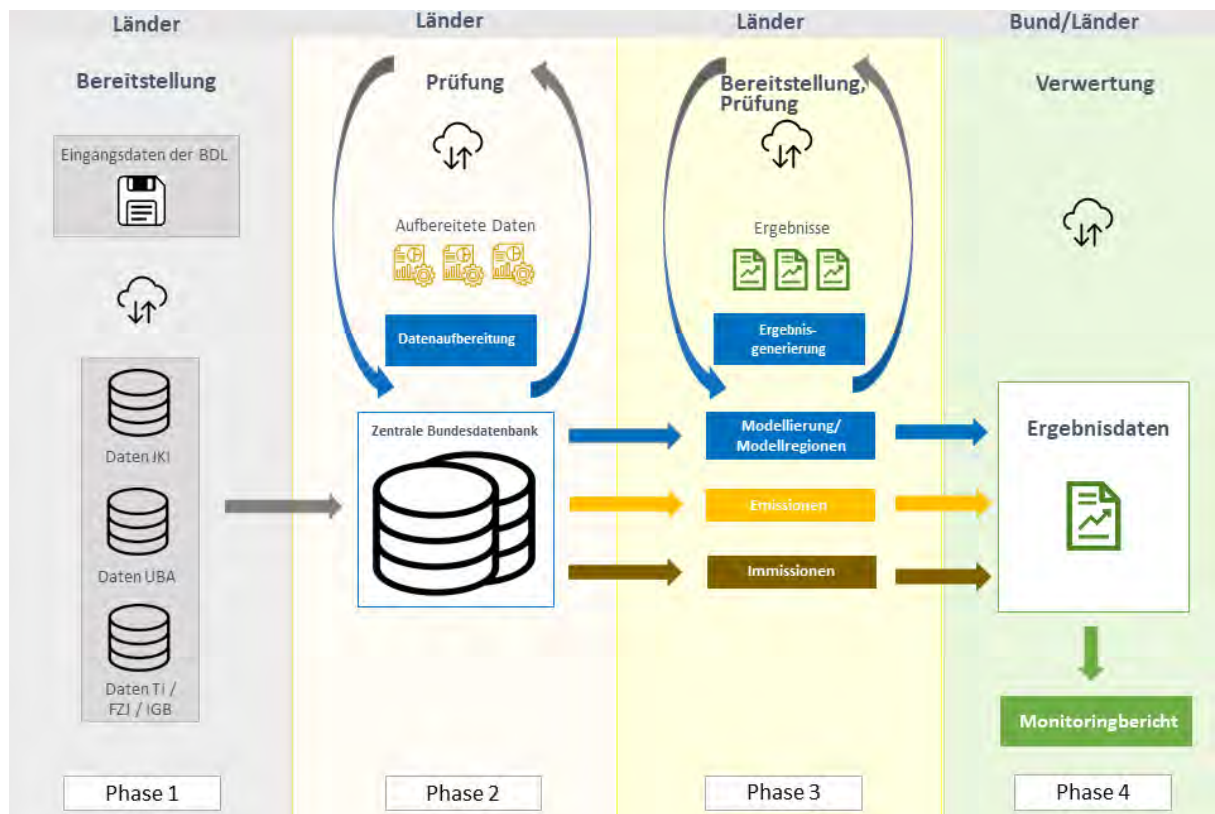


Abbildung B.2-5: Ablauf des Datenaustauschs

In **Phase 2** erfolgen die Aufbereitung, Prüfung und Plausibilisierung der Emissions- und Modelleingangsdaten durch die im Begleitprozess (vgl. Kapitel B.2.1) beteiligten Institutionen. In dieser Phase werden die Daten auf ihre Konsistenz geprüft, um Datenlücken und Artefakte identifizieren und schließen bzw. beheben zu können (zweite Qualitätskontrolle). Die aufbereiteten Daten werden an die Bundesländer zu einer letzten Prüfung zurückgespiegelt. Damit ist sichergestellt, dass ausschließlich abgestimmte Daten für das Monitoring herangezogen werden.

Die Ergebnisgenerierung erfolgt in **Phase 3**. Sämtliche Modellierungen und Berechnungen erfolgen auf Basis der in Phase 2 abgestimmten Datengrundlagen. Die Modellierungsergebnisse werden im Begleitarbeitskreis diskutiert und im Bund-Länder-Lenkungsgremium im Hinblick auf die hieraus abzuleitenden Implikationen für das Wirkungsmonitoring abgestimmt. Dabei wird vorab festgelegt, welche Ergebnisse in welchem Format und in welchem Aggregationsniveau zur Prüfung bereitgestellt werden sollen. Der Umfang soll dabei mindestens die im Monitoringbericht zu verwendenden Daten abdecken. Die generierten Ergebnisse werden in der Bundesdatenbank gespeichert und zur Übernahme in die Länderdatenbanken bereitgestellt.

Mit den geprüften Ergebnissen wird in **Phase 4** ein Entwurf des Monitoringberichts erstellt und im Bund-Länder-Lenkungsgremium final abgestimmt.

Sämtliche für jeden Berichtszyklus verwendeten Daten und Ergebnisse werden in der Bundesdatenbank zusammengeführt und archiviert. Alle Aufbereitungs- und Verarbeitungsschritte werden dokumentiert.

B.2.4 Monitoringbericht

Das „Monitoring zur Düngeverordnung 2020“ soll den Nitratbericht nach Artikel 10 der EU-Nitratrichtlinie ergänzen. Es soll in jährlichen Zeiträumen Aussagen über die Wirkung der Maßnahmen der DüV 2020 treffen. Der beabsichtigte deutschlandweite Gesamtbericht an die Europäische Kommission wird in Detailberichten über die als belastet ausgewiesenen Gebiete sowie über zusätzliche Erkenntnisse aus besonderen „Modellregionen“ und über mögliche Verlagerungseffekte berichten. Dabei sollen keine Einzeljahre, sondern gleitende Mehrjahreszeiträume betrachtet werden.

Die Grundstruktur des Monitoringberichts soll sich entsprechend der Organisationsstruktur des Monitoringsystems (vgl. Kapitel B.2) aus drei Ebenen zusammensetzen. Betrachtet werden die kurzfristige Entwicklung der Anwendungen von Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Flächen (Emissionen aus der Landwirtschaft) und die hiervon ausgehenden langfristigen Auswirkungen auf die Gewässer (Immissionen auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer). Beide Module sollen um eine bundesweit einheitliche integrative Modellierung ergänzt werden, um die Erkenntnislücke zwischen kurzfristigen Effekten und langfristigen Entwicklungen zu schließen, Informationen aus Gewässeruntersuchungen auf die Fläche zu übertragen und damit Prognosen zur Entwicklung des Zustandes von Grundwasser und Oberflächengewässern insgesamt zu ermöglichen.

In mindestens zehn „Modellregionen“ soll die Wirkung der vorgeschriebenen Maßnahmen frühzeitig ermittelt werden. Die Untersuchungen dienen auch der boden-klimatischen Anpassung der Parameter und der Verbesserung des Systemverständnisses für die Modellierung.

Die Grundstruktur des Monitoringberichts baut auf den Vorschlägen des Konzeptes von April 2020 auf. Es wurden Anpassungen an die veränderten Rahmenbedingungen sowie Konkretisierungen hinsichtlich der Bewertungskriterien vorgenommen. Eine weitere Konkretisierung der Struktur des Monitoringberichts und der anzuwendenden Bewertungskriterien erfolgt in der zweiten Phase des Aufbaus des Monitoringsystems in Abstimmung mit dem Begleitarbeitskreis, wie bereits in Kapitel B.2.2 dargelegt. Der Monitoringbericht soll sich dabei ab 2023 wie folgt untergliedern:

Gliederung:

1. Nitrateinträge in das Grundwasser

- 1.1. Entwicklungen der Emissionen aus der Landwirtschaft

Im Bericht sollen zunächst die Entwicklungen der Emissionen aufgezeigt werden. Insbesondere soll über die Wirkungen der Reduzierung des ermittelten Düngedarfs in den ausgewiesenen Nitrat-Gebieten und die damit verbundene mögliche Ertragsentwicklung berichtet werden.

Die Bewertungsindikatoren für die Emissionen aus der Landwirtschaft werden in der zweiten Entwicklungsphase des Monitoringsystems in Abhängigkeit der zukünftig verfügbaren Datengrundlage sowie deren Aussagefähigkeit entwickelt und konkretisiert. Auf der Basis in Kapitel B.2.5 beschriebenen Indikatoren werden die Minderungspotenziale der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge in die Gewässer nachvollzogen und sich hieraus entwickelnde Trends aufgrund der DüV 2020 ermittelt.

Zur Unterstützung und Plausibilisierung sollen Entwicklungen beim Tierbestand, bei der Verwertung weiterer organischer Düngemittel (Gärreste, Kompost und Klärschlamm), bei den Kulturarten, bei den gasförmigen Verlusten und beim Leguminosenanbau genutzt werden.

1.2. Entwicklungen der Beschaffenheit des Grundwassers (Immissionen)

Gleichzeitig soll über die langfristigen Entwicklungen der Grundwasserbeschaffenheit berichtet werden. Als Bewertungsmaßstäbe sollen der Grenzwert 50 mg/l der Nitratrichtlinie sowie Trends oberhalb des Wertes von 37,5 mg/l gemäß § 10 Grundwasserverordnung in Verbindung mit § 13a Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 bis 3 DüV herangezogen werden. Auch oberhalb des Grenzwertes von 50 mg/l sollen Trends ermittelt werden, um die langfristigen Entwicklungen besser prognostizieren zu können.

1.3. Prognosen aufgrund von Modellierungen / Modellregionen

Um die Wissenslücke zwischen kurz- und langfristigen Entwicklungen zu schließen, werden auf der Grundlage von AGRUM-DE-Modellierungen die erwarteten Entwicklungen der N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer prognostiziert und berichtet. Diese sollen sich an methodischen Vorgaben des entsprechenden Leitfadens CIS 26 (Guidance Document No. 26. Guidance on Risk Assessment and the Use of Conceptual Models for Groundwater Technical Report – 2010 – 042) orientieren.

In den Modellregionen werden auf Schlag- und Betriebsebene rechnerische und analytische Indikatoren zur Bewertung der Wirkung der Maßnahmen der DüV auf der Ebene der Anwendung bei repräsentativen Praxisbetrieben erhoben. Die Erhebungen dienen zunächst einer differenzierten Erfassung des Ist-Zustands und der spezifischen bewirtschaftungs- und standortbedingten Faktoren, welche eine Nitratbelastung bedingen. Hieraus kann bereits eine erste Prognose auf die voraussichtliche Wirkung bestimmter Maßnahmen getroffen werden. Im zeitlichen Fortlauf wird dann auch die Entwicklung der Stickstoffausträge zunehmend betrachtet werden können. Durch die umfangreichen Datenerhebungen auf den Betrieben, das Messprogramm sowie die Erfassung von Begleitparametern kann die Ausprägung der jeweiligen Indikatoren detailliert nachvollzogen werden.

2. Eutrophierung der Oberflächengewässer

2.1. Entwicklungen der Emissionen aus der Landwirtschaft

Zur Beurteilung der Entwicklung der Phosphatsituation sollen vorrangig die nach § 14 AVV GeA als eutrophierte Gebiete ausgewiesenen Einzugs- und Teileinzugsgebiete betrachtet und deren Entwicklung mit geeigneten Indikatoren verfolgt werden.

Kurz- und mittelfristig können Indikatoren in einer räumlichen Auflösung unterhalb der Länderebene abgebildet werden, sofern hierzu die erforderlichen Eingangsdaten durch die Bundesländer bereitgestellt werden können. **Zusammen mit den Ländern wird daher kurzfristig geprüft, ob räumlich differenzierte Erhebungen der Erosionsschutzmaßnahmen sowie der Phosphor-Bodenversorgung möglich sind.**

2.2. Entwicklungen der Beschaffenheit der Oberflächengewässer (Immissionen)

Die Ermittlung und Einstufung der ortho-Phosphat-Konzentration in Fließgewässern sowie des ökologischen Zustands der relevanten biologischen Qualitätskomponenten ist gemäß den Vorgaben der §§ 4, 5 und 10 Oberflächengewässerverordnung durchzuführen. Als übergeordneter Bewertungsmaßstab für die langfristigen Entwicklungen der Beschaffenheit der Oberflächengewässer ist daher § 5 Oberflächengewässerverordnung und AVV GeA heranzuziehen. Die jeweils konkreten Bewertungsmaßstäbe für die verschiedenen Gewässertypen enthält die Anlage 7 zu § 5 c).

2.3. Prognosen aufgrund von Modellierungen / Modellregionen

Ergänzend sollen schließlich auf der Grundlage von AGRUM-DE (und ggf. ergänzender Ländermodelle) Modellierungen über

- das Bodenabtragspotenzial,
- den Phosphoraustrag von landwirtschaftlichen Flächen durch Abschwemmung, Wassererosion und Dränagen,
- ergänzend den diffusen Phosphoraustrag über Zwischenabfluss, Grundwasser, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen sowie
- den Phosphoraustrag aus Punktquellen

durchgeführt werden.

Um die Auswirkungen der DüV auf den P-Austrag aus landwirtschaftlichen Flächen abschätzen zu können, sind künftig detaillierte Daten und/oder Modellierungen erforderlich, insbesondere zur P-Bodenversorgung, der Art und Intensität der Bewirtschaftung sowie der Bodenbearbeitung und der Bodenbedeckung. Die weitere Vorgehensweise ist kurzfristig mit den Ländern abzustimmen.

Liegen detailliertere Daten künftig vor, soll wie folgt vorgegangen werden: Zunächst wird der Ausgangszustand differenziert vor dem Hintergrund der Bewirtschaftung erfasst und Ansatzpunkte zur Minderung aufgezeigt. Im zeitlichen Verlauf kann dann die Entwicklung betrachtet werden. Das Monitoring könnte langfristig zudem weitere Erkenntnisse über die Verlagerung von N und P mit Sicker- und Dränagewasser liefern – auch unter Berücksichtigung der Maßnahmenumsetzung nach EU-WRRL.

Bereits im Monitoringkonzept aus 2020 („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“) wurde festgestellt: Die bestehenden Vorgaben des Wasserrechts bilden dann die rechtlichen Maßstäbe, an denen das Monitoring ausgerichtet wird. Als Bewertungsmaßstäbe sollten, wie im damaligen Konzept beschrieben, für die Grundwasserbelastung mit Nitrat die Vorgaben der Nitrat-RL sowie der Grundwasserverordnung, als Bewertungsmaßstäbe für die Eutrophierung der Oberflächengewässer die Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung herangezogen werden.

In den folgenden Kapiteln (Kapitel B.3 bis Kapitel B.5) werden die drei Ebenen des Monitoringsystems ausführlich beschrieben, wobei auf erste aktuelle Ergebnisse (Ebene Emissionen und Ebene Immissionen) eingegangen wird bzw. zur Veranschaulichung exemplarische Ergebnisse (Ebene hydrologische Modellierung / Modellregionen) eingefügt wurden.

B.2.5 Bewertungskriterien für die drei vorgesehenen Berichtsebenen Emission, Immission und die Modellierung:

Aus den vorliegenden Ergebnissen der Emission, der Immission und der Modellierung wurden in Abstimmung mit dem Begleitarbeitskreis festgelegt, welche Bewertungskriterien für die Monitoringberichte bundesweit ausgewiesen werden:

Tabelle B.2-1: Bewertungskriterien

Bewertungskriterien Nitrat – Emission

(Betrachtungsebene GWK oder Landkreise)

1. Anteil rotes Gebiet in ha (LF) bzw. % an LF
2. N-Flächensaldo (Gesamt-N)
3. Mineraldüngereinsatz
4. N-Aufbringung aus organischen Düngern insgesamt
5. Kulturartenspektrum (Hauptarten)
6. Ertragsentwicklung der Hauptkulturen
7. Tierbestand

Bewertungskriterien Nitrat – Immission

Monitoringmessnetz = landw. beeinflusste Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes ; Bewertung und Mittelwertbildung nach AVV ; Trendermittlung über 6 Jahre (gemäß LAWA-Papier); Messstellen mit und ohne Nitratgebiet abzugrenzen

1. Anzahl Messstellen mit > 50 mg Nitrat/Liter
2. Nitratgehalt an Messstellen > 50 mg/Liter
3. Anzahl Messstellen mit > 37,5 mg Nitrat /Liter + ohne fallenden Trend
4. Nitratgehalt an Messstellen > 37,5 mg/Liter und steigenden Trend
5. Anzahl Messstellen Messtellens <= 37,5 mg Nitrat/Liter + > 37,5 mg Nitrat/Liter ohne steigenden Trend
6. Nitratgehalt an Messstellen <= 37,5 mg/Liter Nitrat+ > 37,5 mg Nitrat/Liter ohne steigenden Trend

Bewertungskriterien Nitrat – Modellierung

1. Nitratkonzentration im Sickerwasser
2. Nitratkonzentration im neu gebildeten Grundwasser (erfordert Weiterentwicklung von AGRUM)
3. Nitrat-Eintrag ins Grundwasser
4. N-Einträge in Oberflächengewässer differenziert nach Eintragspfaden (punktförmig und diffus)
5. N-Eintrag in Nord- und Ostsee

Bewertungskriterien Phosphor-Emissionen

1. Anteil gelbes (eutrophiertes) Gebiet in ha LF bzw. % der LF
2. Bodenbedeckung (C-Faktor)
3. mind. 5m Randstreifen/Stilllegung am Gewässer (Ackerfläche) verpflichtend ja/nein?
4. P-Versorgung im Oberboden nach § 4 (4) DüV (mg – Bezug auf Analysemethode)
5. P-Mineraldüngereinsatz
6. P-Aufbringung aus organischen Düngern insgesamt

Indikatoren Phosphor – Immission

1. Phosphor Konzentration in Fließgewässern
2. ökologischer Zustand biologischer Qualitätskomponenten (wie in AVV)

Indikatoren Phosphor – Modellierung

1. P-Einträge in Oberflächengewässer differenziert nach Eintragspfaden (Abschwemmung, Erosion, Dränagen, punktförmig, etc.)
2. P-Frachteintrag in Nord- und Ostsee

B.3 Erste Monitoringebene: Emissionen

Ziel des Teilmoduls

Als zu berichtende Emission wird „*die kurzfristige Entwicklung der Anwendungen von Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Flächen (Emissionen aus der Landwirtschaft)*“ (vgl. Konzept vom April 2020, S. 7) verstanden. Ziel ist es, die kurzfristige Entwicklung des reduzierten Düngedarfes und des Ertragsniveaus, insbesondere in mit Nitrat belasteten Gebieten, aufzuzeigen.

Vorgehensweise

Einschätzungen zur Entwicklung der Emissionen werden aus vorliegenden statistischen Daten und den zukünftig zu erhebenden „Düngedaten“ abgeleitet. Diese beinhalten keine Modellergebnisse, d. h., es fließen keine Erkenntnisse aus den Bereichen „Modellierung“ und „Modellregionen“ in dieses Modul ein. Betriebliche Düngedaten stellen die Basis für erste differenzierte Aussagen zur Entwicklung der Emissionen dar, insbesondere in den mit Nitrat belasteten Gebieten. Bis diese Daten zur Verfügung stehen, werden statistische Angaben herangezogen.

Die statistischen Informationen werden für die Monitoringbericht so ausgewählt, dass sie direkte Maße oder bestmögliche Näherungen für landwirtschaftliche Emissionen sind (bspw. der sektorale Absatz von Mineraldüngern) oder ansonsten zumindest Rückschlüsse auf diese zulassen (bspw. Entwicklung der Viehbesatzdichte als Proxy für den Anfall an Wirtschaftsdüngern). Das Modul „Emissionen“ wird durch die Hinzunahme der Düngedaten in Zukunft noch wesentlich detaillierter dargestellt werden können.

Wie bereits in Kapitel B.2.2 dargestellt können voraussichtlich ab 2023 zum 4. Monitoringbericht erste jährliche Aussagen zur regionalen Entwicklung des Düngemiteleinsatzes und der Erträge durch die Verwendung der durch die Bundesländer zu erhebenden Düngedaten getroffen werden. Nichtsdestotrotz sind auch danach noch stetige Verbesserungen in den Datengrundlagen zu erwarten. Die Daten sollen in mit Nitrat belasteten Gebieten flächenbezogen, in den übrigen Gebieten betriebsbezogen erhoben und in der Bundesdatenbank zusammengeführt und ausgewertet werden. Diese Datengrundlage ermöglicht ein regionales Monitoring der Nährstoffzufuhr und erlaubt so ein frühzeitiges Erkennen ungünstiger Entwicklungen. Weiterhin können diese im Sinne „einzelbetrieblicher Daten“ zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten für die AVV GeA herangezogen werden.

Der 4. Monitoringbericht wird zudem erstmals die grundlegende Struktur der folgenden Monitoringberichte aufweisen. Diese Struktur wird in der 2. Projekthase, in der der Aufbau des Monitoringsystems im Vordergrund steht, in Abstimmung mit den Bundesländern entwickelt werden.

B.4 Zweite Monitoringebene: Immissionen

B.4.1 Kulissen und Maßnahmen

Grundwasser

Das Wirkungsmonitoring dient sowohl der Beobachtung der Wirkungen der gesamten DüV als auch der Beobachtung der Wirkungen der belasteten Gebiete.

Die Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten nach AVV GeA erfolgte in einem ersten Schritt auf Grundlage der Grundwasserkörper nach EU-Wasserrahmenrichtlinie, die wegen Nitrat in einem schlechten chemischen Zustand. Zusätzlich wurden auch Grundwasserkörper im guten chemischen Zustand herangezogen, bei denen mindestens eine landwirtschaftlich beeinflusste Messstelle Nitratkonzentrationen über 50 mg/l bzw. 37,5 mg/l und einen steigenden Trend aufwiesen. Im letzten Bewirtschaftungszyklus (Stand 2016) waren 27,1 % der Grundwasserkörper in Deutschland in einem schlechten chemischen Zustand. Die Gebietsausweisung 2020 erfolgte auf Grundlage aktuellerer Daten des dritten Bewirtschaftungszyklus. Eine Zusammenfassung dieser Ergebnisse auf Bundesebene ist in Vorbereitung und wird 2022 vorgelegt und veröffentlicht. Die Ergebnisse des letzten Nitratberichts 2020 zeigen insbesondere an den unter landwirtschaftlichem Nutzungseinfluss stehenden Messstellen des EU-Nitratmessnetzes, bei denen rund 27 % den Schwellenwert überschreiten, ein hohes Belastungsniveau. Hauptquelle für die Belastung sind Stickstoffüberschüsse durch Düngung. In einigen Regionen Deutschlands, insbesondere in den Viehhaltungsregionen Nordwestdeutschlands, wo große Mengen an tierischen Wirtschaftsdüngern anfallen, wird die Qualitätsnorm zum Teil erheblich überschritten. Verstärkt wird diese Situation durch den in den letzten Jahren erfolgten Zuwachs an Biogasanlagen in den Viehhaltungsregionen. Diese verwenden neben Wirtschaftsdüngern vor allem Mais als Gärsubstrat für die Stromerzeugung. Die anfallenden Gärreste sind nährstoffreich und werden zusätzlich zu den anfallenden Wirtschaftsdüngern auf die Flächen ausgebracht. Obwohl neben der aktuellen Düngung auch eine lediglich in der Vergangenheit überhöhte Düngung (wie z.B. im Weinbau) und weitere, auch naturräumlich bedingte Faktoren für die Nitratbelastung des Grundwassers ursächlich sind, insbesondere auch in Regionen mit geringen Niederschlägen und geringer Grundwasserneubildung wie in Ostdeutschland, dem Maindreieck und im nördlichen Oberrheingraben, wird der jetzigen Landwirtschaft der größte Handlungsbedarf, aber auch das größte Minderungspotenzial zur Reduzierung der Nitratreinträge in das Grundwasser zugesprochen. Zur Verringerung der Belastungssituation (Trendumkehr) sind deshalb umfassende Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftung notwendig. Hierzu gehört zur Umsetzung der Nitratrichtlinie die Düngeverordnung im Bereich der Landwirtschaft einschließlich der erwähnten Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten. In den ausgewiesenen Gebieten gelten strengere Anforderungen an die Düngung, um lokale Nährstoffeinträge weiter zu reduzieren. Eine deutschlandweite Darstellung der regionalen Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete ist in der folgenden Karte (Abbildung B.4-1) abgebildet:

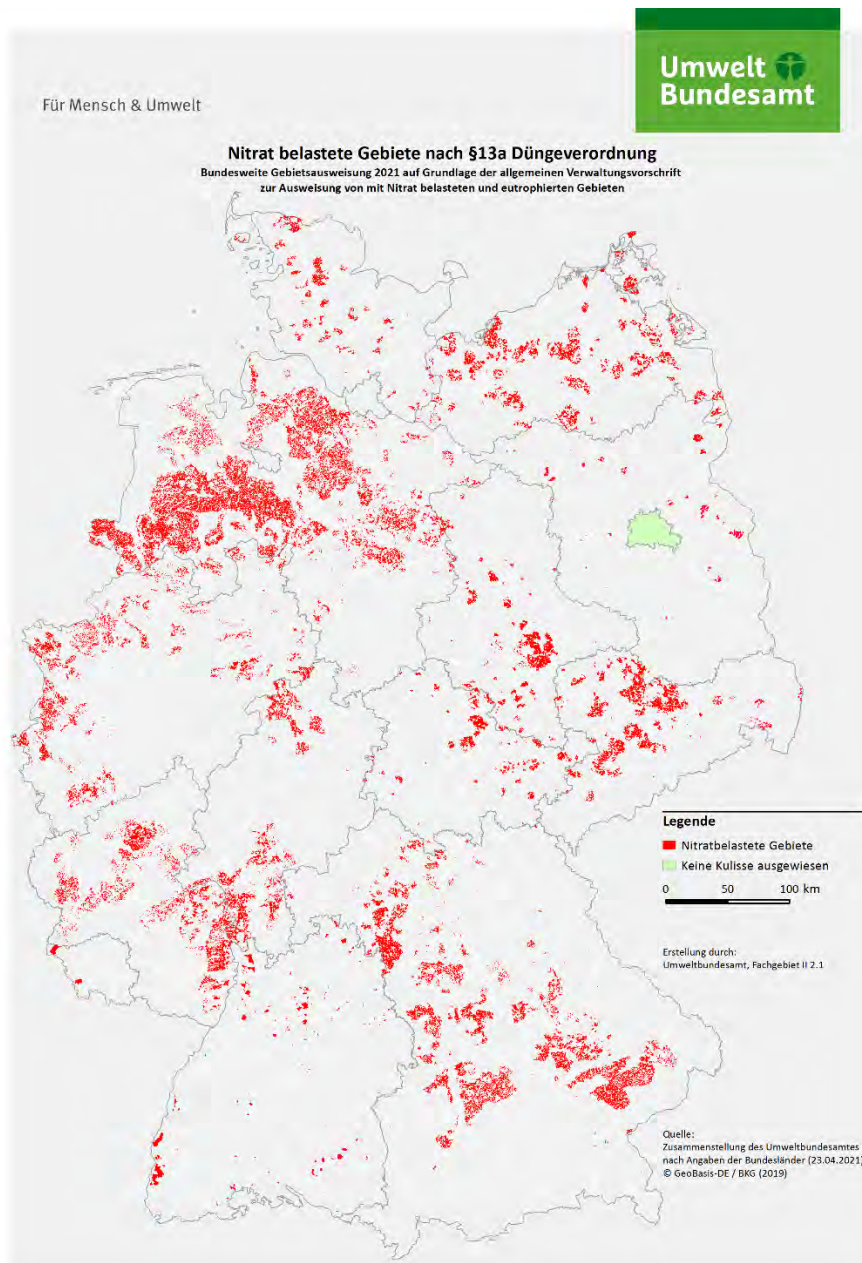


Abbildung B.4-1: Regionale Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete in Deutschland.

Die Messstellenauswahl für die erstmalige Gebietsausweisung und das Wirkungsmonitoring orientieren sich an den Vorgaben des § 5 AVV GeA. Darin ist das Ausweisungsmessnetz definiert, das für eine immissionsbasierte Abgrenzung von belasteten und unbelasteten Gebieten in den Grundwasserkörpern nach § 4 Absatz 1 Nummer 1 bis 3 AVV GeA auf Basis der gemessenen Nitratkonzentration heranzuziehen ist. Das Ausweisungsmessnetz umfasst mindestens alle landwirtschaftlich beeinflussten Grundwassermessstellen des Wasserrahmenrichtlinienmessnetzes, des EUA-Messnetzes und des EU-Nitratmessnetzes. Zusätzlich haben einige Bundesländer Messstellen Dritter (z. B. Wasserversorger) für die Gebietsausweisung verwendet. Ausgenommen sind Messstellen im Abstrom von dominierenden Punktquellen anthropogenen, nicht-landwirtschaftlichen Ursprungs, die zur wesentlichen Veränderung der hydrochemischen Verhältnisse führen und damit Nitratwerte über 50 mg Nitrat pro Liter bzw. steigende Trends

ab 37,5 mg Nitrat pro Liter verursachen. Weiterhin muss gewährleistet sein, dass an den Messstellen kein signifikanter Zufluss von ungefiltertem Oberflächenwasser über Schadstellen, Drainagen oder Fremdwasser erfolgt. Die Messstellen müssen im Hauptgrundwasserleiter, also dem oberflächennächsten wasserwirtschaftlich bedeutsamen Grundwasserleiter, verfiltert sein und dürfen keine Mehrfachfilter oder Grundwasserleiter übergreifende Filter in unterschiedlichen Stockwerken haben. Die Messstellen müssen gemäß den allgemein anerkannten Regeln der Technik ausgebaut sein. In den Messstellendatenbanken der Länder sind die Angaben zur Funktionstüchtigkeit der Messstellen zu dokumentieren. Alle weiteren Anforderungen ergeben sich aus den Regelungen des Anhangs 1 der AVV GeA. Da mit dem Ausweisungsmessnetz nicht überall die Entwicklung außerhalb der ausgewiesenen mit Nitrat belasteten Gebieten überwacht werden kann, verbleiben im Messstellenpool des zukünftigen Wirkungsmonitorings auch Messstellen der bisher unbelasteten Gebiete. Damit soll im Rahmen des Monitorings sichergestellt werden, dass sich diese Gebiete nicht negativ entwickeln. Zur Gebietsausweisung wurden deutschlandweit rund 13.600 Messstellen verwendet. Bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands² entspricht das einer mittleren Messstellendichte von rund 26 km² je Messstelle. Wird nur die landwirtschaftliche Fläche betrachtet, sind es 13 km² je Messstelle. Teile dieses Messnetzes werden in Zukunft auch für die Berichterstattung zum Wirkungsmonitoring und zusätzlich für die Berichterstattung zur EU-Nitratrichtlinie verwendet. Um die notwendige Messstellendichte nach AVV in allen Bundesländern zu erreichen, werden die Länder in den kommenden Jahren ihre Landesmessnetze weiter ausbauen, optimieren und wo nötig weitere Messstellen einrichten. Dadurch kann in der Gesamtheit der jährlichen Vergleichsbetrachtung in den nächsten Jahren ein gewisser Versatz entstehen.

Gebietsanteile an Landnutzungs- und Naturraumkategorien

Nachfolgend werden die Flächenanteile der Gebietsausweisungen durch die Bundesländer in Bezug zu verschiedenen Landnutzungskategorien und naturräumlichen Faktoren gegenübergestellt. Der Anteil der mit Nitrat belasteten Gebiete an Acker- und Grünlandflächen ist in Abbildung B.4-2 dargestellt. Dabei wird deutlich, dass der überwiegende Teil der Flächen einer ackerbaulichen Nutzung unterliegt.

2 357.600 km² Landesfläche gesamt, 181.303 km² landwirtschaftliche Fläche, Quelle: DESTATIS 2021. https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/_inhalt.html

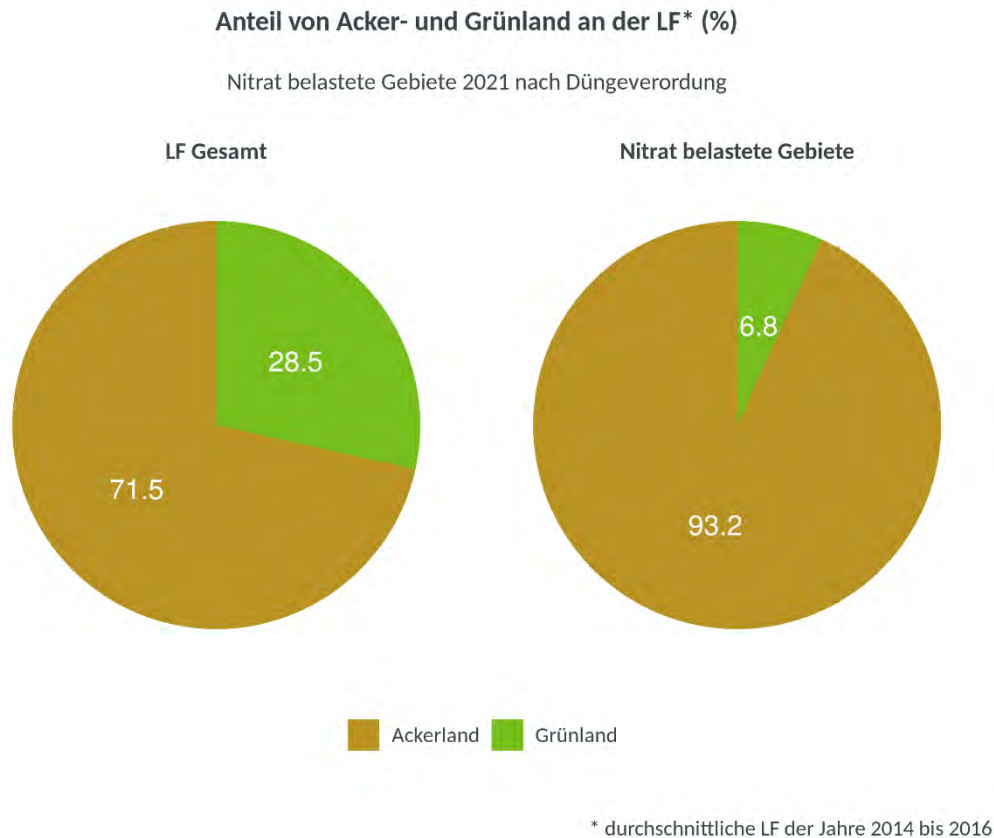
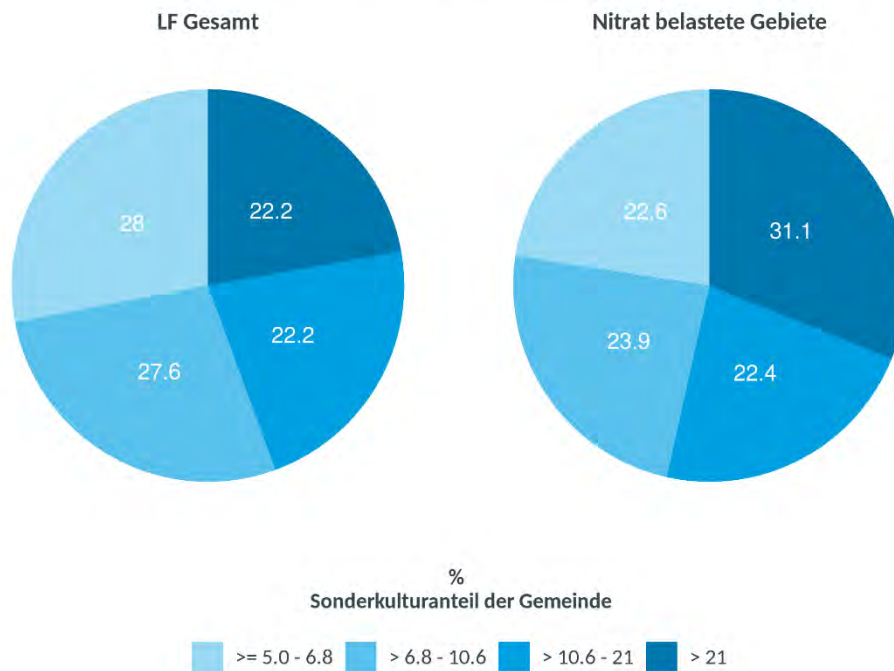


Abbildung B.4-2: Anteile der mit Nitrat belasteten Gebiete an Acker- und Grünlandflächen. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021

Neben Acker- und Grünlandgebieten sind auch einige Regionen mit einem hohen Anteil von Sonderkulturen, insbesondere Gemüse, die zur Erreichung der Qualitäten teilweise intensiv gedüngt werden müssen, von hohen Nitratreinträgen in das Grundwasser betroffen. Die folgende Abbildung B.4-3 zeigt, dass bei der Gebietsausweisung diese Regionen besonders berücksichtigt wurden. Mehr als die Hälfte der ausgewiesenen Flächen, die sich in Regionen mit einem relevanten Sonderkulturanbau befinden, liegen in Gemeinden mit einem hohen oder sehr hohen Anteil Sonderkulturanbau.

Flächenverteilung der LF* nach dem Anteil an Sonderkulturen der jeweiligen Gemeinde (%)
(für Gemeinden mit min. 5 % Sonderkulturfläche)

Nitrat belastete Gebiete 2021 nach Düngeverordnung



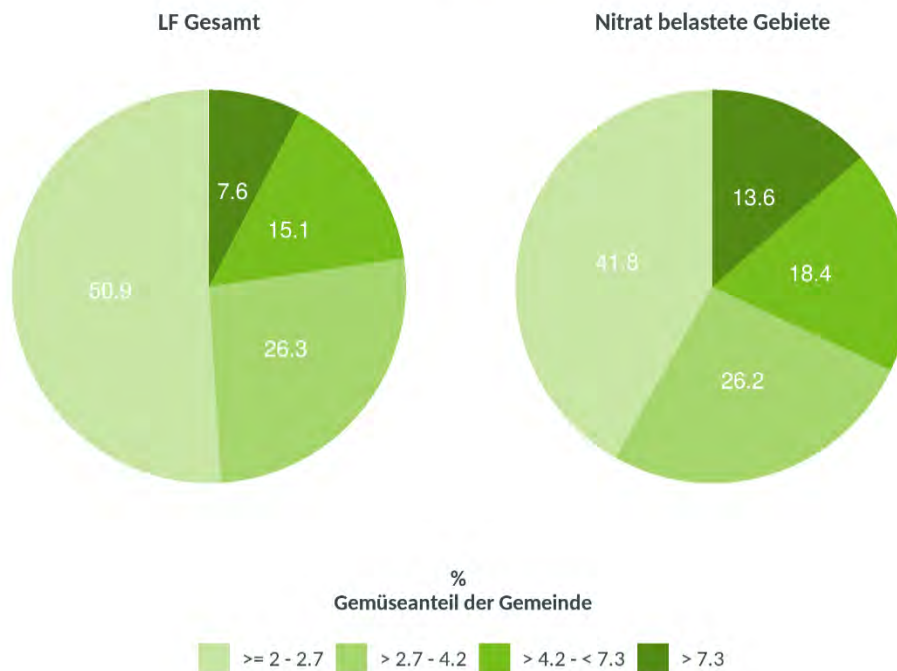
* durchschnittliche LF der Jahre 2014 bis 2016

Abbildung B.4-3: Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete in Gemeinden mit einem relevanten Anteil Sonderkulturflächen | Klassengrenzen als Quartile der Grundgesamtheit (Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021)

Bei einer ausschließlichen Betrachtung der Gemüsebauregionen zeigt sich ein ähnliches Bild (s. Abbildung B.4-4). In Regionen mit einem hohen Anteil Gemüseanbau sind auch entsprechend viele belastete Gebiete ausgewiesen worden.

Flächenverteilung der LF* nach dem Anteil an Gemüse der jeweiligen Gemeinde (%)
(für Gemeinden mit min. 2 % Gemüsefläche)

Nitrat belastete Gebiete 2021 nach Düngeverordnung



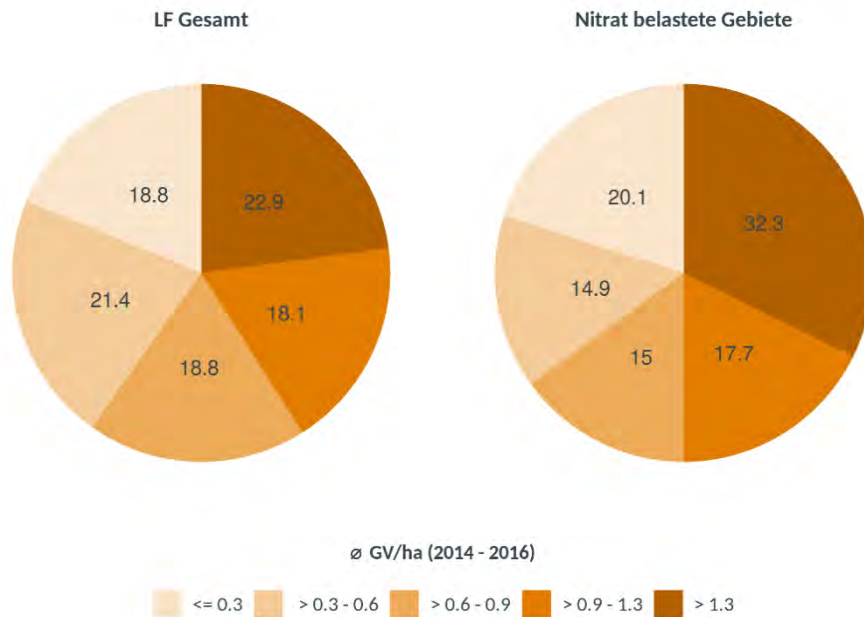
* durchschnittliche LF der Jahre 2014 bis 2016

Abbildung B.4-4: Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete in Gemeinden mit einem relevanten Anteil Gemüsebau | Klassengrenzen als Quartile der Grundgesamtheit. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021

Abbildung B.4-5 verdeutlicht, dass sich ein Schwerpunkt der ausgewiesenen Gebiete in Regionen mit hohen Viehbesatzdichten befindet. Während der Flächenanteil in Regionen mit sehr geringem Viehbesatz bis maximal 0,3 GVE/ha in beiden Diagrammen nahezu identisch ist, ist in Regionen mit hohen Viehdichten mit rund 50 % ein deutlich höherer Anteil der mit Nitrat belasteten Gebiete verortet. Ein ähnliches Bild zeigt sich in Regionen mit vielen Biogasanlagen (s. Abbildung B.4-6) und Silomaisanbau (s. Abbildung B.4-7).

Flächenverteilung der LF* nach Großvieheinheiten pro Hektar (%)

Nitrat belastete Gebiete 2021 nach Düngeverordnung

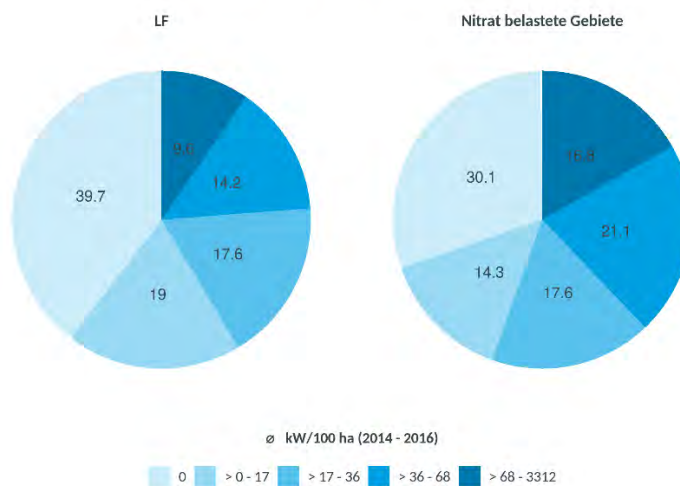


* durchschnittliche LF der Jahre 2014 bis 2016

Abbildung B.4-5: Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach Anteil der GVE/ha auf Gemeindeebene | Klassengrenzen als Quantile der Grundgesamtheit. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021

Flächenverteilung der LF* nach der inst. Leistung pro 100 Hektar der jeweiligen Gemeinde (%)

Nitrat belastete Gebiete 2021 nach Düngeverordnung



* durchschnittliche LF der Jahre 2014 bis 2016

Abbildung B.4-6: Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach gemeindebezogenen Flächenanteilen von Biogasanlagen (Leistung je 100/ha) | Klassengrenzen als Quartile der Grundgesamtheit. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021

Flächenverteilung der LF* nach dem Anteil von Silomais in der jeweiligen Gemeinde (%)

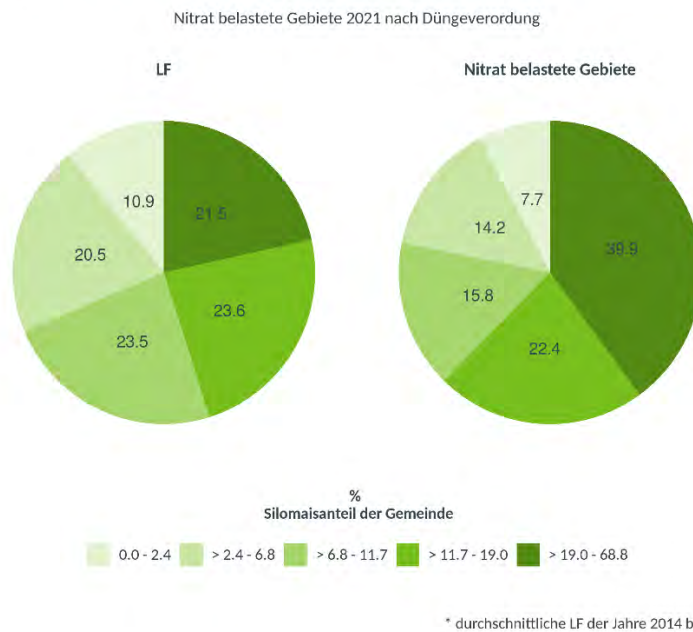


Abbildung B.4-7: Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach gemeindebezogenen Flächenanteilen für Silomais | Klassengrenzen als Quantile der Grundgesamtheit.
Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021

Neben den anthropogen bedingten Ursachen spielen auch naturräumliche Faktoren für die Nitrateinträge ins Grundwasser eine wichtige Rolle.

Die deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach flächenbezogenen Niederschlagsmengen ist in Abbildung B.4-8 dargestellt. Besonders in Regionen mit hohen Niederschlägen können sich wegen des Verdünnungseffektes unterdurchschnittliche Nitratkonzentration einstellen. In trockenen Regionen können aufgrund des fehlenden Verdünnungseffektes bereits geringe N-Einträge ins Grundwasser zu erhöhten Nitratkonzentrationen führen. Diese müssen aber nicht zwingend immer mit erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser verbunden sein, da es in einigen Regionen zu einer Denitrifikation im Grundwasser bzw. bereits in den überlagernden Grundwasserdeckschichten kommen kann. Auch kann in diesen Regionen bei mächtigen Deckschichten aufgrund der langen Fließzeiten der Grundwasserzustand auf Jahrzehnte zurückliegende Einträge zurückzuführen sein.

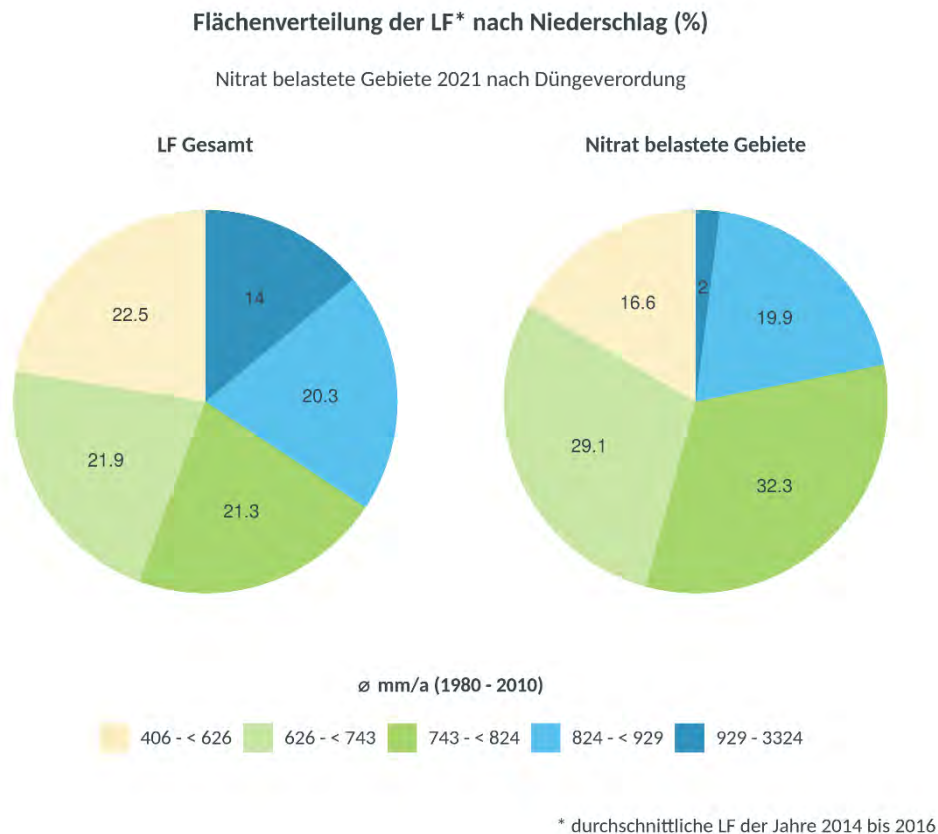


Abbildung B.4-8: Deutschlandweite Verteilung der mit Nitrat belasteten Gebiete nach flächenbezogenen Niederschlagsmengen | Klassengrenzen als Quantile der Niederschlagsverteilung für Gesamtdeutschland nach den durchschnittlichen jährlichen Niederschlägen 1980-2010 laut DWD. Quelle: Thünen-Institut/UBA, eigene Berechnung 2021

Die Abbildungen 4-2 bis B.4-8 zeigen in ihrer Gesamtheit, dass die von Deutschland ausgewiesenen Gebiete sich zu einem überwiegenden Teil auch tatsächlich in den Regionen befinden, in denen durch entsprechende landwirtschaftliche Tätigkeiten – häufig in Verbindung mit verschiedenen Produktionsschwerpunkten innerhalb einer Gemeinde – oder aufgrund von Standortbedingungen (Trockenstandorte) ein hohes Belastungsniveau im Grundwasser vorliegt. Damit bildet die Gebietsausweisung in Deutschland eine maßgebliche Grundlage, um den Anforderungen des Artikels 1 der Nitratrichtlinie vollumfänglich gerecht zu werden.

Oberflächengewässer

Phosphorverbindungen gelangen über unterschiedliche Eintragspfade in Oberflächengewässer und fördern dort das Wachstum bestimmter Arten von Algen und bestimmten Arten höherer Wasserpflanzen, wohingegen eutrophierungssensible Arten von Algen und höheren Wasserpflanzen verdrängt werden.“. Neben Einträgen aus der Abwasserbehandlung, der Kanalisation oder dem Niederschlag tragen insbesondere auch Einträge aus der Landwirtschaft zur Eutrophierung bei. Zur Verbesserung der Nährstoffsituation sind Maßnahmen an allen quantitativ bedeutsamen Eintragspfaden notwendig. Hierzu gehört die Umsetzung der Düngeverordnung

im Bereich der Landwirtschaft mit der Ausweisung von eutrophierten Gebieten, sowie die Umsetzung von Maßnahmen der Wasserrahmenrichtlinie im Bereich Landwirtschaft und aus anderen Verursacherbereichen.

Eutrophierte Gebiete sind nach § 13a Absatz 1 Nr. 4 DüV (2020) auszuweisen, wenn drei Kriterien erfüllt sind:

(I) Der Anteil landwirtschaftlich bedingter Phosphoreinträge in einem Einzugsgebiet ist „signifikant“. Verstanden wird darunter ein Wert von größer als 20 %, der sich aus der Rechtsprechung des EuGH herleitet. Der Landwirtschaft werden die diffusen Eintragspfade Erosion, Abschwemmung und Dränagen zugeordnet. Die Eintragspfade Zwischenabfluss (Interflow) oder Grundwasser können von den Bundesländern berücksichtigt werden, wenn sie nachweislich landwirtschaftlich bedingt sind. Die Ermittlung der Eintragspfade ist nur mit an Messdaten der Gewässerüberwachung validierten Modellsystemen, wie zum Beispiel AGRUM, MONERIS, MoRe oder STOFFBILANZ möglich. Für die Ausweisung in 2020 konnten die Länder ihre eigenen Modellansätze verwenden, wenn diese vom Systemverständnis grundsätzlich vergleichbar waren. Ab 2024 sollen Berechnungsergebnisse einheitlich aus dem Modellsystem AGRUM-DE verwendet werden, wenn dieses bis dahin ausreichend fortentwickelt ist.

(II) Die Orientierungswerte für die ortho-Phosphat-Konzentration in Fließgewässern und die Gesamt-Phosphor-Konzentration in Seen werden nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) 2016 nicht eingehalten. Die Orientierungswerte wurden für Gewässertypen aufgestellt. Bei Überschreitungen kann der gute ökologische Zustand gemäß WRRL meistens nicht erreicht werden. Die Prüfung, ob die Orientierungswerte eingehalten sind, basiert auf regelmäßigen Messungen in den Oberflächengewässern, die im Rahmen des WRRL-Monitorings nach den Vorgaben der OGewV 2016 durchgeführt werden.

(III) Der Zustand der Gewässerflora (Phytoplankton und Makrophyten/Phytobenthos) ist mit schlechter als „gut“ eingestuft; hier wird ebenfalls auf Ergebnisse der WRRL-Bewertung bezogen auf die Wasserkörper für den ökologischen Zustand zurückgegriffen.

Wenn alle drei Bedingungen erfüllt sind, kann ein Einzugsgebiet in eine Kulisse der eutrophierten Gebiete aufgenommen werden. Zudem muss der regionalabhängig definierte flächenspezifische Phosphoreintrag aus der Landwirtschaft einen Schwellenwert überschreiten, da Phosphoreinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht vollständig vermeidbar sind.

Für die so ausgewiesenen Gebiete müssen in der Landesdüngeverordnung mindestens zwei Maßnahmen festgelegt werden, die geeignet sind, den landwirtschaftlich bedingten Phosphoreintrag in Gewässer wirksam zu reduzieren. Weist ein Bundesland keine Kulissen aus, erhöhen sich nach § 13a Absatz 5 DüV (2020) landesweit die mit Düngeverböten belegten Abstände zu Oberflächengewässern in Abhängigkeit von der Hangneigung.

In Deutschland haben sieben Bundesländer (Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt, Thüringen) eine Kulisse der eutrophierten Gebiete ausgewiesen. Fünf Bundesländer (Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Saarland, Sachsen, Schleswig-Holstein) nutzen § 13a Absatz 5 DüV (2020). Niedersachsen hat für Seen eine Kulisse ausgewiesen und nutzt für Fließgewässer § 13a Absatz 5 DüV (2020). In Berlin, Bremen und Hamburg werden keine Kulissen ausgewiesen, da die dafür erforderlichen Kriterien nicht erfüllt sind. Die ausgewiesenen Kulissen sind je nach regionalen Verhältnissen unterschiedlich groß und reichen von 1,3 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Niedersachsen, über etwa 7 % LF in Sachsen-Anhalt, bis zu etwa 29 % LF in Bayern oder 45 % LF in Thüringen.

Eine deutschlandweite Darstellung der regionalen Verteilung der eutrophierten Gebiete ist in der folgenden Karte dargestellt (Abbildung B.4-9):

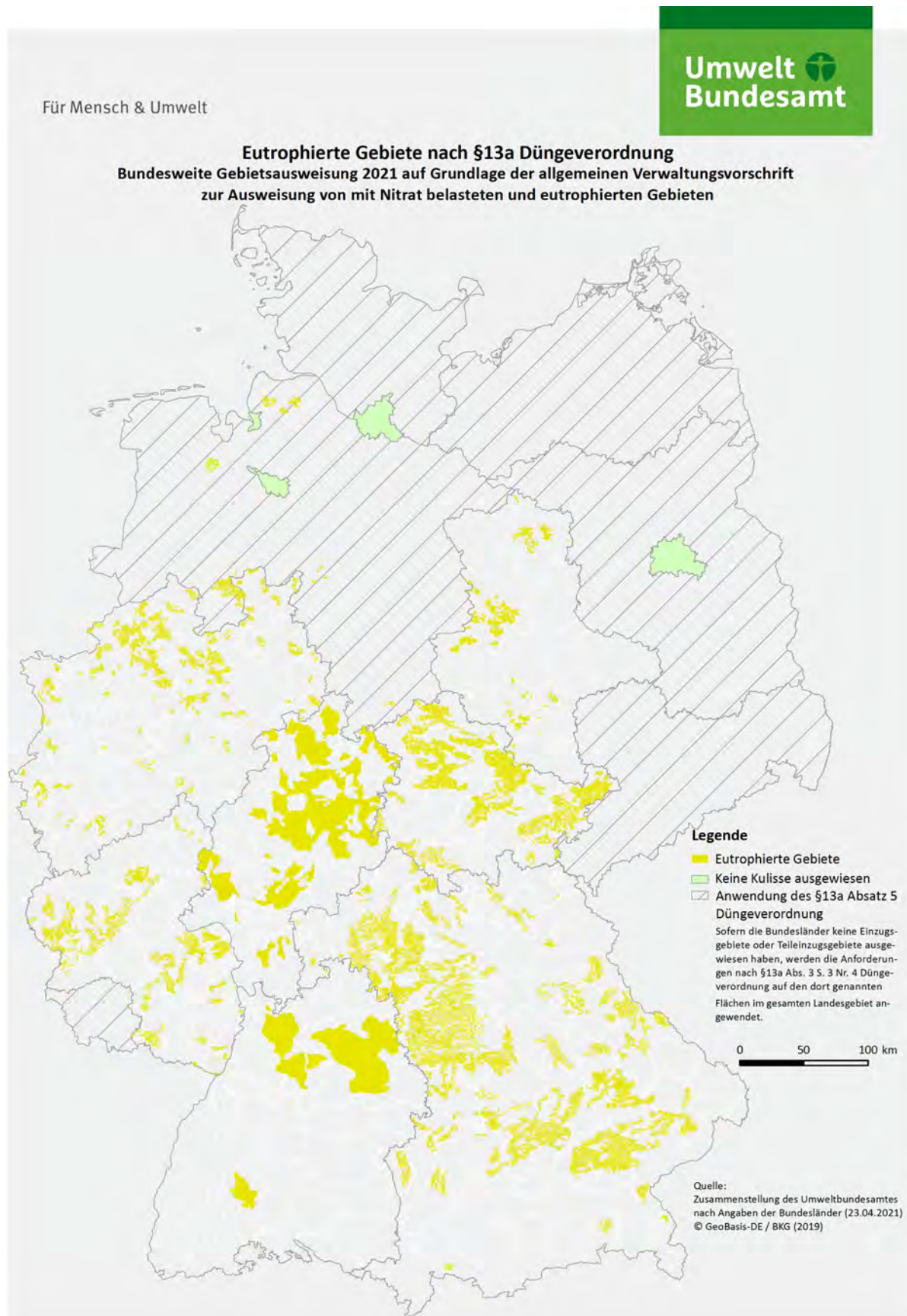


Abbildung B.4-9: Regionale Verteilung mit eutrophierten Gebieten in Deutschland.

Tabelle B.4-1: Übersicht der Maßnahmen zur Minderung landwirtschaftlicher Phosphoreinträge nach §13a Düngeverordnung. Der Anteil bezieht sich auf die bundesweite Landwirtschaftsfläche

(Stand: 26. Januar 2021).

Maßnahme	Bundesland
Erweiterte Gewässerabstände bei der Düngung	BB*, BW, BY, HE, MV*, NI*, SL*, SN*, SH*
Analyse der Wirtschaftsdünger	BW, HE, NW, RP, ST, TH
Zwischenfruchtanbau im Herbst des Vorjahrs	BY
5 m Randstreifen begrünt ohne Düngung	TH
Schulung P-Düngung alle drei Jahre	NW
Sperrzeitenverlängerung um 1 Monat	ST
Phosphat-Bodenuntersuchungspflicht für alle Schläge	RP
Aufzeichnungspflicht kleine Betriebe	RP
Meldepflicht für Düngedbedarfsermittlung, Dokumentation der Düngung	NI
Reduzierte P-Düngung	NI
* flächendeckend nach § 13a Absatz 5 DüV 2020	

Die Bundesländer haben zur Verminderung der Eutrophierung zehn verschiedene Maßnahmen zur Verringerung der landwirtschaftlich bedingten Phosphoreinträge ergriffen (s. Tabelle B.4-1). Bundesweit gelten auf mehr als der Hälfte der LF erweiterte Abstände zur Böschungsoberkante von Gewässern bei der Düngung nach §13a Abs. 5 DüV (2020): Die Maßnahme wurde von neun Bundesländern gewählt; sie gilt in sechs Ländern landesweit und in drei Bundesländern innerhalb der Kulissen. Die Pflicht, Wirtschaftsdünger vor der Ausbringung auf Stickstoff- und Phosphorgehalte zu analysieren, wurde von sechs Bundesländern gewählt und gilt häufig nicht nur in deren Kulissen für die eutrophierten Gebiete (~8 % der LF), sondern meist auch in den Nitrat-Kulissen. Die übrigen sechs Maßnahmen wurden von jeweils einem Bundesland ergriffen und gelten bundesweit jeweils auf weniger als 5 % der LF; dabei sind die Maßnahmen auf die jeweiligen Verhältnisse im Bundesland zugeschnitten.

Zum Beispiel führt Rheinland-Pfalz eine Aufzeichnungspflicht für kleinere Betriebe ein und setzt damit an der besonders kleinteiligen Agrarstruktur in den Weinbaugebieten an. Niedersachsen führt eine Pflicht zur Absenkung der Düngegaben auf hoch und sehr hoch versorgten Boden auf 1,3 % der LF ein, um die Austräge dieser Flächen langfristig zu verringern. Rheinland-Pfalz und Niedersachsen haben drei Maßnahmen angeordnet.

Die Regelungen der Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung eutrophierter Gebiete tragen dazu bei, dass die landwirtschaftlich bedingten Phosphorausträge in Deutschland zurückgehen werden.

B.4.2 Grundwasser

Ziel des Moduls

Im Rahmen der Umsetzung des Wirkungsmonitorings ist die Dokumentation der Entwicklung des Grundwasserzustandes von zentraler Bedeutung. Maßgeblich ist der in der Nitratrichtlinie festgelegte Schwellenwert von maximal 50 mg Nitrat pro Liter bzw. eine Trendumkehr bei steigenden Werten oberhalb von 37,5 mg/l. Ziel dieses Moduls ist es, die Entwicklung der Belastungssituation zu dokumentieren, positive Entwicklungstrends aufzuzeigen und negative Entwicklungen frühzeitig zu erkennen. Auch soll über die Dokumentation der Nitratbelastung an den Grundwassermessstellen ein Zusammenhang zu den landwirtschaftlichen Emissionen hergestellt werden, um zielgerichtete Minderungsmaßnahmen vornehmen zu können. Hierbei gilt es im Rahmen des Wirkungsmonitorings auch jene Bereiche in den Blick zu nehmen, in denen bislang keine Überschreitung des Nitratgrenzwertes im Grundwasser gemessen wurde, in denen aber anhand der Modellierungen (vgl. Kapitel B.5.1.2) Minderungsbedarfe bei den Nährstoffüberschüssen ermittelt wurden. Mittelfristig soll an allen Messstellen der Schwellenwert der Richtlinie eingehalten und an nicht-belasteten Messstellen der gute Zustand erhalten werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Änderung der Grundwasserbeschaffenheit stark von den geologischen/hydrogeologischen Gegebenheiten abhängt. Maßnahmen an der Oberfläche können mitunter erst mit mehrjährigen Verzögerungen im Grundwasser Wirkung zeigen. Damit wird eine Zielerreichung oder Trendänderung unter Umständen erst mit zeitlicher Verzögerung an Messstellen ablesbar sein.

Kurze Beschreibung Untersuchungsansatz

Um die Entwicklung der Nitratbelastung an diesen Messstellen beurteilen zu können und für das Monitoring zu verwenden, ist eine gute Datenbasis notwendig. Die Datenerhebung erfolgt durch die Bundesländer. Ausgangsbasis für den Parameterumfang, Beprobungsturnus und die erforderlichen Stammdateninformationen ist der Anhang 1 der AVV GeA.

Messnetzkonzeption

Die Auswahl und die Verwendung der Messstellen sind in Kapitel B.4.1 bereits beschrieben.

Zukünftig erwartete Ergebnisse

Zukünftig werden im Rahmen der Auswertung der Nitratgehalte an den Grundwassermessstellen für das Wirkungsmonitoring folgende Ergebnisse in den Bericht einfließen:

- Jährliche Entwicklung der Nitratbelastung im gesamten Messnetz anhand feststehender Konzentrationsklassen wie im voranstehenden Teil (s. Abbildung B.4-11 und B.4-12) dargestellt
- Jährliche Beschreibung der Entwicklungstrends im gesamten Messnetz orientiert an den Jahresmittelwerten der Messstellen
- Anteile steigender/sinkender Werte adäquat zum Nitratbericht
- Darstellung der aktuellen Situation und Trendbetrachtung der Belastungssituation in den roten Gebieten
- Darstellung der aktuellen Situation und Trendbetrachtung der Belastungssituation in den unbelasteten Gebieten,
- Individuelle statistische Betrachtung der Hochbelastungsstandorte. Darstellung der Entwicklung der mittleren Konzentrationen an hoch belasteten Messstellen.
- Weitere Konkretisierung des Messnetzes im Hinblick auf die landwirtschaftlichen Nutzungseinflüsse und die Betrachtung der Denitrifikationsstandortbedingungen
- Aufzeigen von Zusammenhängen zwischen der Entwicklung landwirtschaftlicher Emissionen und der Belastungssituation im Grundwasser

Ferner bilden die verwendeten Daten die Grundlage für den vierjährigen Nitratbericht.

B.4.3 Oberflächengewässer

Ziel des Moduls

Der Teil Oberflächengewässer im Bericht zum Wirkungsmonitoring umfasst die Beurteilung der Entwicklung von Phosphorkonzentrationen und der biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos sowie – falls relevant – Phytoplankton in Fließgewässern. Seen

werden nicht betrachtet, weil deren Chemismus zu langsam auf Belastungsänderungen reagiert und durch Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment beeinflusst sein kann.

Es ist zu erwarten, dass sich i.d.R. kein direkter und vor allem auch messbarer Zusammenhang zwischen den Monitoringergebnissen (Änderung der Phosphorkonzentrationen, Änderung der biologischen Einstufungen) im Gewässer und der alleinigen Wirkung der Düngeverordnung (DüV) herstellen und ermitteln lässt. Gründe dafür sind:

- an einer Messstelle werden alle Phosphoreinträge im Einzugsgebiet des Gewässers (z.B. auch die von Kläranlagen) erfasst,
- die Konzentrationen von Phosphor in Fließgewässern sind abflussabhängig und können daher von Jahr zu Jahr stark schwanken,
- eine Reduzierung der Phosphor-Einträge aus der Landwirtschaft spiegelt sich erst mit Zeitverzug in den chemischen Messwerten und den biologischen Qualitätskomponenten wider (Hamilton 2011, Jarvie et al. 2013).

Messnetzkonzeption

Neben den Messstellen des bisherigen Messnetzes des Nitratberichts (repräsentatives Messnetz) werden die Untersuchungsergebnisse zusätzlicher Messstellen für den Bericht zum Wirkungsmonitoring berücksichtigt. Durch Einbindung der Messstellen, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eingerichtet worden sind, werden Synergien genutzt und Kongruenzen geschaffen. Das entspricht den Bestrebungen der EU Kommission ihre Richtlinien stärker zu verknüpfen (s. EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil').

Repräsentatives Messnetz

Das repräsentative Messnetz umfasst i.d.R. die Messstellen der überblicksweisen Überwachung nach OGewV Anlage 10. Für diese Messstellen liegen langjährige Datenreihen vor, die hinsichtlich der Phosphorkonzentrationen seit 2016 Bestandteil der Auswertung der deutschen Nitratberichte sind. Das repräsentative Messnetz dient der Beobachtung und Prüfung der längerfristigen Entwicklung der Phosphorgehalte in Fließgewässern sowie der Kontrolle, dass sich in den jeweiligen Gewässern die Phosphorkonzentrationen nicht erhöhen.

Die Datenreihen werden auch für die Validierung und Kalibrierung der Modellierungen mit AGRUM-DE und deren Weiterentwicklung im Rahmen des Wirkungsmonitorings genutzt.

Auswahl zusätzlicher Messstellen

Für die Erstellung des Berichts zum Wirkungsmonitoring der DüV werden in Fließgewässern ergänzend zum o.g. repräsentativen Messnetz durch die Bundesländer jeweils 10 Messstellen

ausgewählt. Sie sind i.d.R. Bestandteil des Ausweisungsmessnetzes nach AVV GeA oder des Messnetzes nach OGewV.

Diese Messstellen müssen folgende 3 Kriterien erfüllen:

- 1.) An den Messstellen sind die Werte für den guten Zustand für den Parameter Orthophosphat-Phosphor (OGewV, Anlage 7) in den Ländern mit P-Kulisse nach § 13a Abs. 1 Nr. 4 DüV bzw. für den Parameter Gesamtposphor (OGewV, Anlage 7) in den Ländern mit den landesweiten Anforderungen nach § 13a Abs. 5 DüV überschritten.
- 2.) Die Messstellen liegen in Wasserkörpern, für die die biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos oder Phytoplankton schlechter als gut eingestuft werden.
- 3.) Bezüglich des Eintrags von Phosphor gelten dabei folgende Vorgaben:
 - o Für Länder, die § 13a Abs. 5 DüV anwenden (Sachsen, Brandenburg, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Saarland, Schleswig-Holstein) ist der Phosphoreintrag aus landwirtschaftlichen Quellen am Gesamtposphoreintrag im Einzugsgebiet der Messstellen größer als 20 %.
 - o In den Ländern, die eutrophierte Gebiete ausgewiesen haben (Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Thüringen) sollten die Messstellen in unmittelbarem Zusammenhang mit den nach AVV GeA ausgewiesenen eutrophierten Gebieten liegen. Das heißt, im Einzugsgebiet der Messstellen liegt mindestens ein nach AVV GeA ausgewiesenes eutrophiertes Gebiet.

Darüber hinaus sollten die untersuchten Gewässer voneinander möglichst unabhängig sein (nicht mehrere voneinander abhängige Messstellen in einem Gewässer).

In Berlin, Bremen und Hamburg sind die Kriterien zur Ausweisung nach § 13a Abs. 1 Nr. 4 DüV nicht gegeben. Daher werden von diesen Bundesländern auch keine zusätzlichen Messstellen für den Bericht zum Wirkungsmonitoring benannt.

Zusammen mit der Evaluierung der AVV GeA erfolgt eine Evaluierung der Auswahl der zusätzlichen Messstellen. Sind die Belastungen gesunken, so dass die o.g. Kriterien nicht mehr erfüllt sind, wird die betreffende Messstelle aus dem Messnetz „Wirkungsmonitoring“ herausgenommen. Es wird dann auch geprüft, ob dafür neue oder weitere Messstellen in das Wirkungsmonitoring aufgenommen werden müssen.

Messungen

Um die Entwicklung der Eutrophierung und der Phosphorbelastung an den Messstellen des Wirkungsmonitorings beurteilen zu können, ist eine gute Datenbasis notwendig. Daher sind an

diesen Messstellen sowohl die Konzentrationen von Orthophosphat als auch von Gesamtphosphor jährlich durch möglichst 12 Messungen zu bestimmen. Mindestens eine der biologischen Qualitätskomponenten, die eine Eutrophierung indizieren (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos), wird innerhalb von 3 Jahren einmal an den repräsentativen Messstellen des zugehörigen Wasserkörpers untersucht, um eine Einstufung der Zustandsklasse zu ermöglichen.

Die Messungen ab 2022 gehen in den Bericht zum Wirkungsmonitoring ein. Ab diesem Jahr sollten an den Messstellen die Parameter Orthophosphat und Gesamtphosphor jährlich gemessen werden.

Indikatoren

Beurteilt werden Monitoringergebnisse der überwachten Messstellen. Diese spiegeln die örtliche Situation wider und sind nicht grundsätzlich auf Wasserkörper im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie übertragbar. Als Indikatoren zur Beurteilung der Monitoringergebnisse werden die Forderungen der Reporting Guidelines 2020 (NITRATES' DIRECTIVE, 91/676/CEE) zur Beurteilung der Eutrophierung umgesetzt. Danach wird eine Einstufung in „non-eutrophic“, „eutrophic“ und „in the near future may become eutrophic“ gefordert. Um diese Einstufung mit den Bewertungsmaßstäben nach Wasserrahmenrichtlinie zu harmonisieren, wurde folgende Zuordnung getroffen:

Tabelle B.4-2: Einstufung in die Eutrophierungsklassen der Berichterstattung zum Nitratbericht

		Biologische Qualitätskomponenten i.d.R. Makrophyten/Phytobenthos		
		ÖZK 1 oder 2 (Bewertung „sehr gut“ oder „gut“)	ÖZK 3 – 5 (Bewertung schlechter als gut)	Nicht bestimmt
Orientierungswerte 1)	alle eingehalten	„Non-eutrophic“	wenn Phytoplankton relevant und Zustand „gut“ oder „sehr gut“, dann i.d.R. „non-eutrophic“	Wenn WRRL Impact „Nutrient“, dann „in the near future may become eutrophic“
			wenn Phytoplankton nicht relevant und Hinweise vorliegen, dass Zielverfehlung von Makrophyten/Phytobenthos nicht aufgrund zu hoher Nährstoffeinträge vorliegen (= bei WRRL keine Angabe Impact Nutrient), dann „non-eutrophic“	
			Ansonsten „in the near future may become eutrophic“	Ansonsten „non-eutrophic“

	nicht eingehalten	“in the near future may become eutrophic”	“eutrophic”	“in the near future may become eutrophic”
	nicht bestimmt	kann nicht vorkommen		
1) Anforderungen nach OGewV, Anlage 7, Tabelle 2.1.2				

ÖZK: Ökologische Zustandsklasse

Als zweiter Indikator werden die mittleren Phosphorkonzentrationen der Messstellen entsprechend den Anforderungen der Anlage 7 OGewV eingestuft:

Farbe	Einstufung	Kriterium
	sehr gut	Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potenzial erreicht (Absatz 1.1.2)
	gut	Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial erreicht (Absatz 2.1.2)
	schlechter als gut	Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial nicht erreicht

Die Indikatoren geben nur die Gewässersituation wider und sind noch kein Hinweis auf die Belastungsursache. Eine Eutrophierung kann durch landwirtschaftliche Belastungen aber auch durch andere Quellen verursacht sein. Eine als eutroph eingestufte Messstelle muss daher nicht zwangsläufig in einem eutrophierten Gebiet nach DÜV liegen. Für die Ausweisung eutrophierter Gebiete werden zudem nicht nur Monitoringergebnisse an Messstellen sondern auch die Situation in Einzugsgebieten von Wasserkörpern betrachtet. In diesem Fall kann es vorkommen, dass eine als eutroph eingestufte Messstelle nicht direkt in einem eutrophierten Gebiet liegt, da sie nicht von ihrer unmittelbaren Umgebung, sondern von Agrarflächen im weiteren Einzugsgebiet beeinflusst wird.

B.5 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation (AGRUM-DE)

Die Ergebnisse der ersten und der zweiten Monitoringebene können (kurzfristig) unterschiedliche Entwicklungen aufzeigen (vgl. Kapitel B.2). Wirkungsprozesse in der Landwirtschaft, im Boden sowie unterschiedliche Verweilzeiten lassen keinen direkten Bezug zwischen der ersten Ebene der Emissionen und der zweiten Ebene der Immissionen zu. Aus diesem Grund werden die beiden ersten Ebenen durch eine dritte Ebene „Modellierung und Modellregionen“ ergänzt. Die Modellierung sowie die Modellregionen soll als Bindeglied zwischen der Ebene 1 (Emissionen) und der Ebene 2 (Immissionen) dienen und darüber hinaus Aussagen zu sehr kurzfristigen Wirkungen der DüV erlauben.

B.5.1 Modellverbund

Nachfolgend werden zunächst die Anforderungen an das Gesamtsystem der Modellierung, die sich aus der Zielsetzung des „Monitoring-Konzeptes für die Bewertung der Düngeverordnung 2020“ ergeben, beschrieben. In weiteren Schritten wird anschließend die Methodik der Teilmödelles Landwirtschaft, diffuse sowie punktuelle Einträge in die Gewässer aufgeführt.

Die nachfolgenden Anforderungen an die Modellierung zur regionalen Abbildung der Nährstoffgesamtsituation (N und P) leiten sich von dem bestehenden Modellverbund AGRUM-DE-Projekt (siehe Abbildung B.5-1) ab. Hierbei kommt konzeptionell das DPSIR –Modell (Driving force-Pressure-State-Impact-Response) der Europäischen Umweltagentur zum Einsatz. Zunächst stehen im Zentrum des Indikatorrahmens die Identifikation der „treibenden Kräfte“ sowie die Quantifizierung der resultierenden Umweltbelastungen. Dies erlaubt eine Beschreibung des Umweltzustandes sowie die spezifische Wirkung der Umweltbelastung als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Handlungsoptionen.

Um den Ausgangszustand der regionalen Nährstoffsituation realitätsnah und flächendeckend modellieren zu können, ist es erforderlich, dass alle relevanten N und P-Eintragsquellen (landwirtschaftliche und nichtlandwirtschaftliche) erfasst werden. Nur so können die Fracht- und Konzentrationsberechnungen für die Einträge in die Umweltmedien Luft, Boden, Grundwasser, Oberflächengewässer und das Grundwasser sowie Nord- und Ostsee unter Berücksichtigung der jeweiligen Retentions- und Abbauprozesse durchgeführt werden (siehe Abbildung B.5-2).

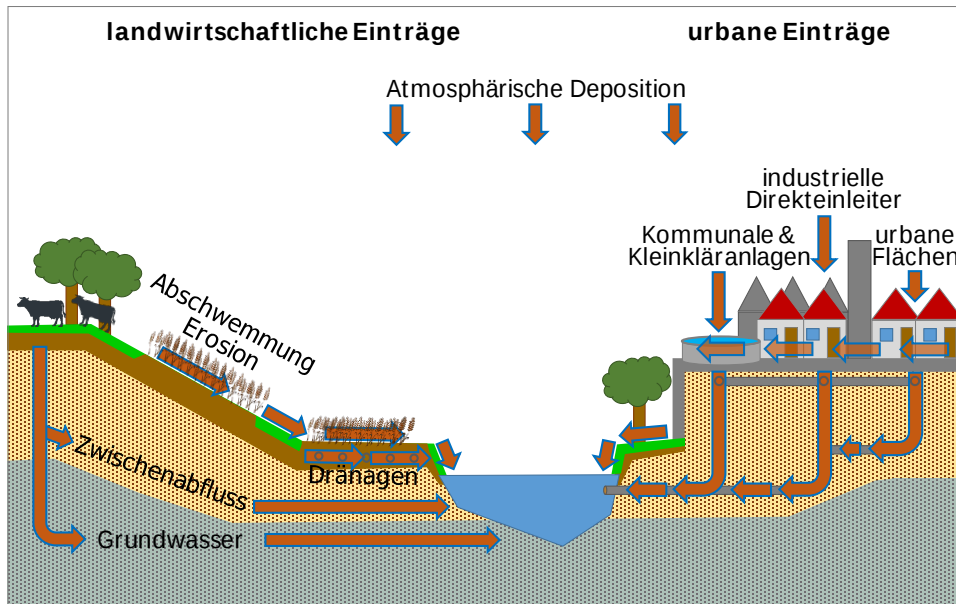


Abbildung B.5-1: Nährstoffeintragsquellen und -pfade aus diffusen und punktuellen Quellen sowie aus urbanen Systemen
Quelle: Schmidt et al. 2020

Eine hohe zeitliche Auflösung der klimatischen Eingangsdaten und eine entsprechende, zeitlich hoch aufgelöste hydrologische Modellierung soll Aussagen zur zeitlichen Wirkungsdimension hinsichtlich des Austrages aus dem Oberboden, der Verweilzeiten in der ungesättigten Zone und der Fließzeiten im Grundwasser sowie der daraus ableitbaren „time lags“ von Maßnahmenwirkungen unter Berücksichtigung relevanter (klein)regionaler Besonderheiten, wie zum Beispiel Trockenregionen, ermöglichen und entsprechende Handlungsoptionen, z.B. zu regional differenzierten Sperrzeiten, erlauben.

Die Akzeptanz der modellierten räumlich hoch aufgelösten Nährstoffsituationsbeschreibung ist Grundvoraussetzung für die Akzeptanz der hierauf aufbauenden Handlungsoptionen. Aus diesem Grund ist bei der Umsetzung des Modellierungskonzeptes ein partizipativer Ansatz vergleichbar mit dem Vorgehen im AGRUM-DE-Projekt vorgesehen. Die in den Kapiteln B.5.1.1, B.5.1.2 und B.5.1.3 dargestellt Methodik beschreibt den derzeitigen Stand der Modelle und spiegelt eine mehr als fünfzehnjährige stetige Weiterentwicklung des Modellverbundes wider, die im Rahmen von mehr als einem Dutzend Länderprojekte vorgenommen wurde. Dieser aktuelle Entwicklungsstand des Modellverbundes stellt die Ausgangsbasis für das Monitoringssystem dar, der in einem intensiven Abstimmungsprozess mit den Bundesländern weiterentwickelt wird. In einem iterativen Diskussions-/ Abstimmungsprozess werden die verfügbaren Datengrundlagen, die Koeffizienten, die eingesetzte Methodik sowie alle Zwischen- und Endergebnisse der Modellierung (Emissionen, Immissionen) mit Vertretern der Landwirtschaft und Wasserwirtschaft von Seiten des Bundes und der Bundesländer diskutiert und ggf. angepasst. Zwischen- und Endergebnisse der Modellierung werden hierdurch nachvollziehbar und mit größtmöglicher Transparenz erstellt und weitergegeben. Eine bundeseinheitliche Vorgehensweise sowie eine hohe allgemeine Akzeptanz der Vorgehensweise ist hierdurch sich gestellt.

Das bereits bestehende Modellkonzept AGRUM-DE, welches die oben beschriebenen standörtlichen Wirkungszusammenhänge regional differenziert abbildet, soll schrittweise durch eine verfeinerte Datengrundlage (z.B. beste landesweit verfügbare Datengrundlagen) und die Berücksichtigung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse stetig verbessert werden. Der modulare Aufbau des Modellsystems (siehe Abbildung B.5-2) sowie die Abgrenzung der Module nach fachspezifischen Schwerpunkten erleichtern die unabhängige Weiterentwicklung und Aktualisierbarkeit von Einzelmodulen oder von Einzelergebnissen wie z.B. einzelner Nährstoffbilanzglieder. Darüber hinaus ermöglicht der modulare Aufbau vielfältige Optionen zur Konsistenz- und Plausibilitätsüberprüfung des Gesamtmodellsystems bzw. der Einzelmodule.



Abbildung B.5-2: Ablaufschema im Modellverbund AGRUM
Quelle: Schmidt et al. 2020

Die Umsetzung des Monitoring-Konzeptes gewährleistet, dass in relativ kurzen Zeiträumen Aussagen über die Wirkung der Maßnahmen der Düngeverordnung (DüV) gemacht werden können. Dies erfordert im Rahmen einer Szenariofähigkeit die Möglichkeit einer Fortschreibung von langfristigen Entwicklungen in der Landwirtschaft (z.B. technischer Fortschritt), die Abbildung von veränderten agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen sowie die Berücksichtigung von geänderten globalökonomischen Entwicklungen mit Auswirkungen auf die Nährstoffsituation.

B.5.1.1 RAUMIS

Das **R**egionalisierte **A**grar- und **U**mwelt**i**nformation**s**ystem für die Bundesrepublik Deutschland (**RAUMIS**)

Die landwirtschaftliche Modellierung erfolgt mit dem Modellsystem RAUMIS. RAUMIS ist ein partielles Angebotsmodell der Landwirtschaft in Deutschland (Henrichsmeyer et al. 1996). Es ermöglicht eine vollständige, regional differenzierte Beschreibung des landwirtschaftlichen Sektors, u.a. die gesamte Produktion, alle Vorleistungen, Bewirtschaftungsintensitäten, innersektorale Verflechtungen, z.B. zwischen Tierhaltung und Pflanzenproduktion, Umweltindikatoren sowie das landwirtschaftliche Einkommen. Die räumliche Differenzierung und die Abbildungsgüte des Modells hängen von der regionalen Datenverfügbarkeit ab (Kreins et al. 2009).

Neben der zur Sektorstatistik konsistenten Abbildung des Agrarsektors durch Zusammenführung von Datengrundlagen unterschiedlicher Herkunft erlaubt RAUMIS die komparativ-statische Simulation von Wirkungsalternativen von Agrar- und Umweltpolitiken, insbesondere deren Auswirkungen auf die vielfältigen Verflechtungen von Landwirtschaft und Umwelt. Hierbei erfolgt eine endogene Abbildung des regionalen Anpassungsverhaltens landwirtschaftlicher Betriebe, womit vielfältige Ansatzpunkte der Maßnahmenwirkungsanalyse geboten werden.

RAUMIS fand in der Vergangenheit in einer Vielzahl an Studien Anwendung, u. A. zu Fragen des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes im Modellverbund AGRUM (Ackermann et al. 2016; Heidecke et al. 2015; Ackermann et al. 2015), des Klimaschutzes (Henseler et al. 2015; Henseler et al. 2020) sowie als Regionalmodell in einem agrarökonomischen Modellverbund (Haß et al. 2021).

Nährstoffbilanzierung in RAUMIS

Ein Teil der in RAUMIS abgebildeten Umweltindikatoren sind Nährstoffbilanzen (vgl. Kreins et al. 2009; Henrichsmeyer et al. 1996). Nach der Pariser Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung (PARCOM) (1993) werden methodisch u. a. zwischen der nationalen Grundmineralbilanz (auch sektorale oder „Hofor-Bilanz“) und der vollständigen Mineralbilanz unterschieden. Die hier gewählte Vorgehensweise zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffflüsse stellt eine Zwischenposition der beiden Methoden dar. Bei der nationalen Grundmineralbilanz wird der Agrarsektor als ein „Hof“ im Sinne einer Black Box betrachtet, in den Nährstoffe einfließen (Mineraldünger, extern erzeugte Futtermittel) bzw. dem Nährstoffe entzogen werden (Verkauf landwirtschaftlicher Produkte an andere Sektoren). Eine Betrachtung der Nährstoffflüsse innerhalb des „Hofes“ ist nicht möglich. Die vollständige nationale Mineralbilanz stellt eine Ergänzung der oben geschilderten sektoralen Bilanz dar, da sie einen Einblick in die intrasektoralen Stoffflüsse des Agrarsektors gestattet, beispielsweise zwischen den Bereichen „Boden“ und „Stall“.

Ergänzend zur nationalen Grundbilanz ist die Abbildung einzelner intrasektoraler Stoffflüsse, wie z. B. die ausgebrachte Menge an Wirtschaftsdünger. Den Anspruch einer vollständigen nationalen Mineralbilanz erfüllt die Vorgehensweise im RAUMIS jedoch nur teilweise, da u. A. Stoffströme durch (Import-) Futtermittel nicht differenziert ausgewiesen werden (vgl. Abbildung B.5-3).

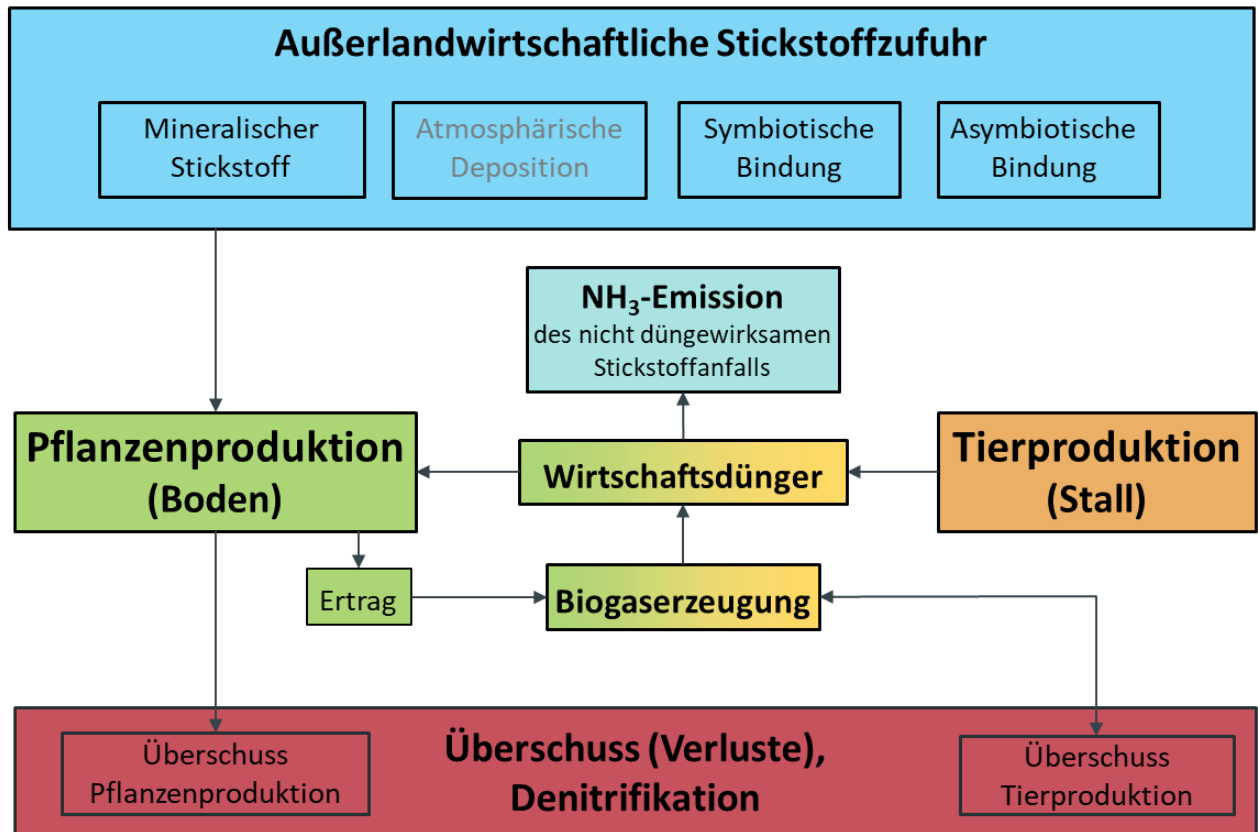


Abbildung B.5-3: Stickstoffbilanzierung im Modell RAUMIS. Die Bilanzierung anderer Nährstoffe erfolgt analog.
Quelle: Eigene Darstellung nach Kreins et al. (2009)

Die Nährstoffbilanzierung ist technisch als Zusatzmodul des Kernmodells umgesetzt, welches die flexible Implementation heterogener Eingangsdaten und alternativer oder zusätzlicher Algorithmen erlaubt. Bei der Berechnung der Flächenbilanzen werden für jede Recheneinheit die gesamte Nährstoffzufuhr, je für Stickstoff und Phosphor, aus Düngemitteln (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft, Gärreste, Klärschlamm, Kompost, sonstige organische oder organisch-mineralische Düngemittel bzw. Pflanzenhilfsstoffe oder Kultursubstrate) und der symbiotischen Stickstofffixierung der Leguminosen der gesamten Nährstoffabfuhr durch Ernteprodukte (Haupt- und Nebenprodukte) und gasförmige Verluste (bei Stickstoff) gegenübergestellt und saldiert (siehe Abbildung B.5-4). Die atmosphärische Stickstoffdeposition wird im AGRUM Modellsystem bei der hydrologischen Modellierung berücksichtigt.

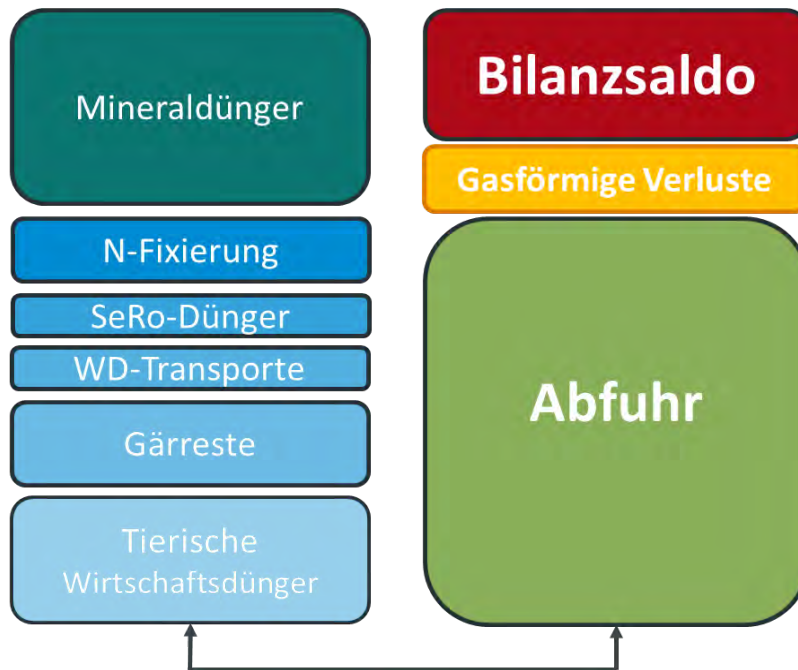


Abbildung B.5-4: Schematische Darstellung der Nährstoffbilanzierung in RAUMIS
 SeRo-Dünger (Sekundärrohstoffdünger) bezeichnet sonstige Düngemittel, bspw. Klärschlamm und Bioabfall-Komposte. Quelle: Thünen-Institut für Ländliche Räume

Die gesamte Nährstoffzufuhr ergibt sich aus der Summe der einzelnen Komponenten (blau). Von der Gesamtzufuhr abgezogen werden die gasförmigen Emissionen der organischen Düngemittel sowie die Abfahren über das Erntegut, daraus resultiert der Flächenbilanzsaldo bzw. -überschuss.

Die einzelnen Modellergebnisse für Stickstoff werden im Folgenden kurz dargestellt und sollen eine schrittweise Nachvollziehbarkeit der Modellierung in AGRUM-DE ermöglichen. Die regionale Bilanzierung in RAUMIS ist eine konsistente Disaggregation der nationalen Stickstoffflächenbilanz ohne atmosphärische Deposition (siehe Abbildung B.5-4). Die Summe der modellierten Regionalbilanzen entspricht, innerhalb einer relativ engen Toleranzgrenze für methodische Abweichungen und datenbedingte Unsicherheiten, der durchschnittlichen Sektorbilanz. Die in der Folge gezeigten beispielhaften Ergebnisse entsprechen dem Mittel der Jahre 2014-2016.

Die Methodik der kleinräumigen Modellierung von Nährstoffflüssen hängt in starkem Maße von der zur Verfügung stehenden Datengrundlage ab (vgl. Kapitel B.2.3). So waren in bisherigen Projekten regionale Daten zum Mineraldüngereinsatz in der Regel nicht verfügbar; Daten zur überregionalen Verbringung von Wirtschaftsdüngern wurden bislang nur in manchen Bundesländern systematisch erfasst und konnten daher nicht flächendeckend Berücksichtigung finden.

Dort wo keine regionalen Daten genutzt werden können, müssen modelltechnische Lösungen zur Regionalisierung der einzelnen Bilanzglieder gefunden werden. Eine Abschätzung der Mineraldüngung auf Gemeindeebene wird beispielsweise auf Basis ertragsabhängiger, linearer

Nährstoffbedarfsfunktionen vorgenommen (Henrichsmeyer et al. 1996). Durch die für das Monitoring vorgesehene Erfassung der dokumentationspflichtigen Daten nach DüV werden für das Gros der Betriebe erstmals betriebs- oder flächenscharfe Informationen zur Düngung verwendet werden können, was für einige Bilanzglieder eine Anpassung des Modells an die neue Datengrundlage erfordert.

Flächenabdeckung und räumliche Auflösung des Modells

Entsprechend dem Ziel einer flächendeckenden Modellierung umfasst der Abbildungsbereich der landwirtschaftlichen Modellierung zum einen alle Flächen, die von landwirtschaftlichen Betrieben bewirtschaftet werden, und zum anderen auch weitere Landwirtschaftsflächen, die nicht von landwirtschaftlichen Betrieben genutzt werden. Hier runter fallen zum Beispiel Flächen, die für die private Pferdehaltung bzw. als private Streuobstwiesen genutzt oder in Form von Brachflächen keiner landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt werden.

Im bestehenden Modellsystem RAUMIS ist die Rechenebene der Flächenbilanzen die Thünen-Atlas-Gemeinde³. Die errechneten Bilanzen werden dann auf die in ein Raster überführten Flächen aus dem InVeKoS übertragen werden. Durch dieses Vorgehen wird eine präzise Abbildung der tatsächlichen Landnutzung über die Modellkette hinweg erreicht und eine Übertragung der Flächenbilanzen auf die tatsächliche landwirtschaftliche Fläche ermöglicht. Für das Monitoring ist die Verwertung schlagbezogener Daten innerhalb von mit Nitrat belasteten Gebieten und betriebsbezogener Daten in den restlichen Gebieten vorgesehen (vgl. Grobkonzept PG Monitoring April 2020). Außerdem geht mit der Anforderung der AVV GeA, betriebsspezifische Daten zu verarbeiten und ggf. Einzelflächen zu bewerten, die Erfordernis der einzelflächenbezogenen Modellierung einher. Aus diesen Gründen wird die Berechnung der Flächenbilanzen flächendeckend auf Schlagebene durchgeführt, die dann beliebig (bspw. für den Bericht an die EU-Kommission) auf andere Flächenbezüge aggregiert werden können.

Die speziell in AGRUM-DE entwickelte Schnittstelle stellt den konsistenten Austausch von Informationen zwischen dem landwirtschaftlichen und den hydro(geo)logischen Modellen sicher. Diese repräsentiert die bundesweite Landnutzung gemäß der InVeKoS-Flächennutzung in jenem 100x100m Raster, welches der hydrologischen Modellierung als Bezugsebene dient (vgl. Abbildung B.5-5). Die Übertragung der Bilanzsalden auf das Schnittstellenraster gewährleistet eine möglichst exakte Abbildung der landwirtschaftlichen Emissionen und eine unverzerrte Übertragung in die hydrologischen Modelle.

3) <https://www.thuenen.de/de/infrastruktur/thuenen-atlas-und-geoinformation/thuenen-atlas/hochaufgeloest-schaetzung-auf-gemeindeebene/>

Durchschnittliche InVeKoS-LF (2014 - 2016)

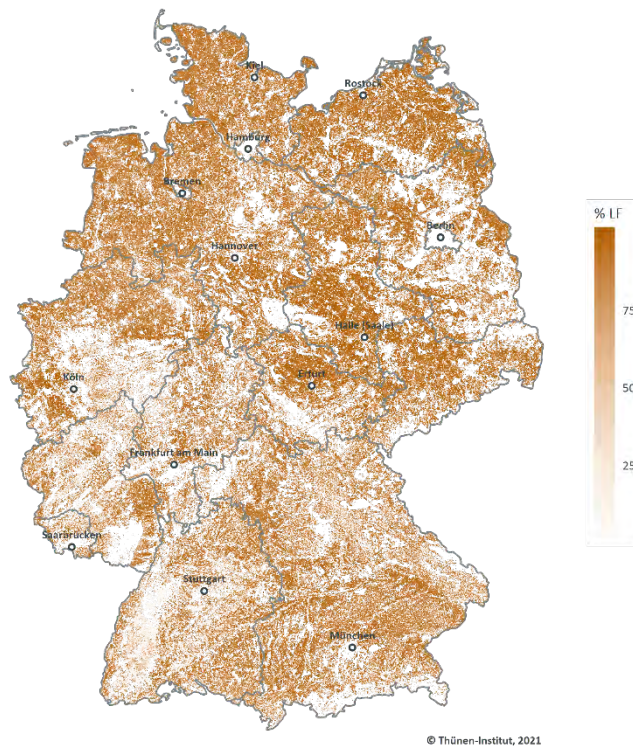


Abbildung B.5-5: Schnittstellenraster von RAUMIS zur hydrologischen Modellierung

Komponenten der Nährstoffbilanzierung

In diesem Abschnitt wird zunächst das Vorgehen bei der Bilanzierung im Allgemeinen beschrieben. Die grundsätzliche Methodik ist ebenfalls detailliert in Henrichsmeyer et al. (1996) und Kreins et al. (2009) beschrieben und im Rahmen der verschiedenen AGRUM Länderprojekte immer wieder an die jeweils zur Verfügung gestellte Datengrundlage angepasst worden. Die vorgesehene Anpassung von RAUMIS an die verbesserte Datengrundlage und die methodische Berücksichtigung der erstmals zur Verfügung stehenden Düngedaten sowie die Konsistenzrechnung sind im Anschluss skizziert.

Berechnung des Bilanzsaldo:

Die Nährstoffbilanzsaldo werden als Differenz zwischen Nährstoffzufuhr und Nährstoffabfuhr für jede Recheneinheit berechnet und über die Schnittstelle an die hydrologische Modellierung übergeben. Die Nährstoffzufuhr umfasst, je für Stickstoff und Phosphor, Nährstoffe aus Düngemitteln (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft, Gärreste, Klärschlamm, Kompost, sonstige organische oder organisch-mineralische Düngemittel bzw. Pflanzenhilfsstoffe oder Kultursubstrate) sowie die symbiotische Stickstofffixierung der Leguminosen und die Nährstoffzufuhr mit dem Saatgut. Die Nährstoffabfuhr setzt sich aus Abfahren durch Haupt- und Nebenprodukte und gasförmige Stickstoffverluste zusammen.

Die atmosphärische Stickstoffdeposition ist noch nicht enthalten, diese wird bei der hydrologischen Modellierung berücksichtigt. Für die Darstellung (bspw. in Kartenform) kann auf beliebige räumliche Ebene aggregiert werden.

Nährstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung:

Zur Berechnung des Nährstoffanfalls aus der Tierhaltung auf betrieblicher Ebene werden den Tierzahlen Ausscheidungskoeffizienten zugeordnet und multipliziert. Für Stickstoff werden davon gasförmige Verluste (Stall, Lager, Ausbringung) abgezogen. Die Berechnung der Verluste kann, bei ausreichender Datenverfügbarkeit, differenziert nach Haltungssystemen (Gülle, Festmist, Weide) und Ausbringungsmodus erfolgen.

Für Milchkühe werden abweichend Nährstoffausscheidungen in Abhängigkeit von der jährlichen Milchleistung berechnet. Dieses Vorgehen stellt ein Analogon zu den gestaffelten Ausscheidungskoeffizienten der Düngeverordnung dar. Die regionalen N-Ausscheidungen durch Milchvieh N_{MIKU} [kg N / Tier*a] werden als lineare Funktion der Milchleistung E_{MIKU} [kg / Tier*a] ausgedrückt:

Der resultierende Nährstoffanfall entspricht noch nicht der für die Flächenbilanz relevanten Nährstoffmenge, da Wirtschaftsdüngervergärung in Biogasanlagen und überregionale Wirtschaftsdüngertransporte noch berücksichtigt werden müssen. Anschließend werden die verbleibenden Nährstoffe auf die Betriebsflächen umgelegt und Ausbringungsverluste abgezogen.

Nährstoffzufuhr aus Gärrückständen

Zur Bestimmung der Nährstoffzufuhr durch Gärreste ist es erforderlich, die Stoffflüsse in Biogasanlagen durch die vergorenen Substrate zu bestimmen. Maßgeblich für die Berechnung der eingesetzten Substratmenge einer Biogasanlage ist deren produzierte Strommenge und die anlagenspezifische Substratzusammensetzung. Daraus lässt sich, mit Hilfe des substratspezifischen Methangehalts, die pro Anlage und Jahr vergorene Substratmenge (Wirtschaftsdünger und NaWaRo) ableiten.

Die Menge vergorenen Wirtschaftsdüngers wird, um Doppelzählungen zu vermeiden, vom regionalen Wirtschaftsdüngeranfall aus der Viehhaltung abgezogen, unter Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngertransporten. Für die Berechnung der Nährstoffflüsse durch nachwachsende Rohstoffe wird angenommen, dass die durchschnittlichen Nährstoffgehalte der Substrate den mittleren Nährstoffgehalten im Erntegut aller Energiepflanzen einer Gemeinde entsprechen, wodurch Konsistenz zur regionalen Nährstoffabfuhr hergestellt wird.

Generell wird angenommen, dass keine gasförmigen Verluste beim Gärprozess auftreten und somit die Nährstoffmengen des Substratinputs im Gärrest, abgesehen von Lager- und Ausbringungsverlusten, wiedergefunden werden.

Nährstoffzufuhr aus Wirtschaftsdüngertransporten sowie regionalen und überregionalen Nährstoffströmen

Vorhandene Meldedatenbanken enthalten unter anderem Informationen zur Wirtschaftsdünger- und Gärrückstandverbringung, oft auch mit Angaben zur Art der Abnehmer (Biogasanlagen, Händler, landw. Betriebe). Falls diese Informationen zur Verfügung stehen, können diese Transportbewegungen einfach mit den entsprechenden Bilanzgliedern bzw. den betrieblichen oder regionalen Plausibilisierungsgrößen verrechnet werden.

Existiert keine Datengrundlage zu Transportbewegungen, können bei kleinräumiger Modellierung regional sehr hohe Nährstoffmengen anfallen, etwa im Falle großer Tierhaltungsanlagen oder Biogasanlagen. Außerdem müssen dann Verlagerungsprozesse, die durch die Verwendung von Wirtschaftsdüngern als Gärs substrat entstehen, simuliert werden. Dazu wird eine vereinfachte Form des Wirtschaftsdüngertransportmoduls von RAUMIS auf Gemeindeebene angewandt (Kreins et al. 2007). Dabei werden Stoffströme unter Berücksichtigung von distanzabhängigen Transportkosten simuliert. Es werden in Abhängigkeit der rechtlichen Vorgaben die erwartbare Stickstoffmenge je Gemeinde, die Wirtschaftsdüngervergärung in Biogasanlagen und der überregionale Nährstofftransport berücksichtigt.

Bei der Darstellung der Ergebnisse wird die Nährstoffzufuhr aus Wirtschaftsdüngertransporten nicht als eigenes Bilanzglied ausgewiesen, sondern wird mit den in den Bilanzgliedern zur organischen Düngung verrechnet und ist damit in diesen enthalten.

Nährstoffzufuhr aus Klärschlamm, Kompost und anderen Düngern:

Klärschlämme, Komposte und andere Sekundärrohstoffdünger werden entsprechend ihrer Düngemengen und ihren Nährstoffgehalten bilanziert. Sofern keine gemessenen Nährstoffgehalte vorhanden sind, werden Literaturwerte veranschlagt. Daten zur Klärschlammverbringung stammen häufig aus Katasterdatenbanken mit flächenscharfen Informationen zur Verbringung, diese stehen allerdings nicht von allen Bundesländern zur Verfügung. Für Kompost und andere Dünger sind uns keine Regionaldatensätze bekannt. In diesem Fall gehen Landes- oder Bundesstatistiken in das Modell ein. Für diese Düngemittel wird, sofern keine regionalen Eingangsdaten vorliegen, durch RAUMIS eine Disaggregation der statistischen Absatzmengen entsprechend ihrer pflanzenbaulichen Eignung vorgenommen.

N-Zufuhr aus Fixierung durch Leguminosen

Die N-Fixierung durch Leguminosen im Ackerbau wird durch kulturartabhängige Pauschalbeträge je Hektar bilanziert. Die N-Fixierung auf Grünland wurde bislang in Abhängigkeit der Standortgüte und der Nutzungsart durch von Experten angegebenen Pauschalwerten berechnet. Dabei wurden für Gunststandorte 25 kg N / ha und für Weiden 12 kg N / ha veran-

schlägt, für das restliche Grünland 10 kg N / ha (insb. in Trockengebieten). Diese Koeffizienten werden, wie im Kapitel 2.1 beschrieben, bei den zukünftigen Berechnungen im Begleitarbeitskreis vorgestellt, diskutiert und abgestimmt werden.

Nährstoffzufuhr durch Saatgut

Die Nährstoffzufuhr durch Saatgut wird durch Multiplikation der Saatstärke und dem Nährstoffgehalt des Saatguts für die wesentlichen Hauptkulturen geschätzt. Spezialkulturen mit geringen Anbauumfängen werden, mangels Datenverfügbarkeit, vernachlässigt.

Nährstoffzufuhr durch Mineraldünger

Statistiken zum Mineraldüngereinsatz sind auf nationaler Ebene verfügbar. Absatzmengen, die auf Großhandelsstufe für die Bundesländer ausgewiesen werden, können zumindest für einzelne Bundesländer aufgrund überregionalen Düngerhandels verzerrt sein. Da keine weiteren Regionaldaten bislang vorlagen, wurde der regionale Mineraldüngereinsatz unter Einhaltung der Konsistenz zur statistischen Referenzmenge für jede Recheneinheit berechnet.

Als Hilfsgröße zur Verteilung des Mineraldüngereinsatzes wird im RAUMIS der kultur- und standortabhängige Nährstoffbedarf mit Hilfe linearer, ertragserwartungsabhängiger Bedarfsfunktionen berechnet. Da die Ertragshöhe eines Anbaujahres zur Aussaat nicht bekannt ist, werden, in Abhängigkeit von der Datenverfügbarkeit, Ertragserwartungswerte durch Trendberechnungen bestimmt. Die Ableitung der Bedarfsfunktionen fußt auf Angaben des KTBL (Kreins et al. 2009).

Aufgrund seiner chemischen Beschaffenheit steht der auf der Fläche verbleibende Stickstoff nicht vollständig der Folgefrucht zur Verfügung. Diesem Umstand wird im RAUMIS durch die Anwendung eines Stickstoffrücklieferungsindex begegnet. Die Stickstoffrücklieferung ergibt sich aus dem Stickstoffgehalt der Gesamtpflanze abzüglich des Stickstoffgehaltes ihres Haupternteproduktes. Das Ergebnis dieser Subtraktion wird in einem zweiten Schritt mit dem jeweiligen fruchtartspezifischen Stickstoffrücklieferungsindex multipliziert. Im Falle von Leguminosen wird zusätzlich deren Stickstofffixierungsleistung berücksichtigt.

Bei der Ermittlung der Nährstoffbedarfe fließen in RAUMIS ebenfalls die Standortverhältnisse mit ein. Diese Vorgehensweise wird gewählt, da in Abhängigkeit des Klimas und des Bodens einer Region die Gefahr einer Auswaschung von Nährstoffen unterschiedlich hoch ist und insofern zur Sicherung landwirtschaftlicher Erträge ein mehr oder weniger hoher Bedarf an Nährstoffen veranschlagt werden muss. Dieser hängt laut Krüll (1988) von der nutzbaren Feldkapazität des Bodens, seiner Wasserdurchlässigkeit und den Jahresniederschlägen ab.

Entsprechend der obigen Ausführungen wird der regionale Mineraldüngereinsatz in RAUMIS mit folgenden funktionalen Zusammenhängen beschrieben (vgl. Kreins et al. 2009):

$$(1) \text{ Bed Nminr} = f(\text{Efr}, \text{SBFNr}, \text{NRLf}, \text{NODr}, \text{NMDÄr}, \text{KFN})$$

$$(2) \text{ Bed Pminr} = f(\text{Efr}, \text{PAUSf}, \text{PODr}, \text{PMDÄ}, \text{KFP})$$

Bed Nminr, Bed Pminr: regionale Mineraldüngerbedarfe Stickstoff, Phosphor

Efr: regions- und fruchtartenspezifische Ertragserwartungen

SBFNr: regionsspezifischer Stickstoffbedarfsfaktor

NRLf: fruchtartenspezifische Stickstoffrücklieferung

NODr, PODr: regionaler Anfall organischer Dünger Stickstoff, Phosphor

NMDÄr: regionale Mineraldüngeräquivalente für org. Dünger Stickstoff

PMDÄ: Mineraldüngeräquivalente für org. Dünger Phosphor

PAUSf: fruchtartenspezifische Auswaschung Phosphor

KFN, KFP: Korrekturfaktoren für den Mineraldüngereinsatz Stickstoff, Phosphor. Hierdurch wird die Konsistenz des modellierten Mineraldüngereinsatzes zur Mineraldüngerabsatzstatistik sichergestellt.

Die Höhe der Gesamtzufuhr von mineralischem Dünger wird in Abhängigkeit der jahresspezifischen Ertragserwartung für die verschiedenen Feldfrüchte unter Berücksichtigung regionaler Boden- und Klimaverhältnisse berechnet. Zur Erfüllung des Gesamtbedarfs eines Nährstoffes wird zunächst der pflanzenverfügbare Anteil der organischen Dünger herangezogen. Die Deckung des verbleibenden Defizits wird im RAUMIS durch die Anrechnung mineralischer Düngemittel erreicht. Die auf Grundlage dieser Vorgehensweise berechneten regionalen Mineraldüngermengen werden in einem zweiten Schritt über alle Regionen und Verfahren aggregiert und anhand der aus der Officialstatistik bekannten Sektorwerte kalibriert.

Zukünftig sollen betriebliche Meldungen zur Düngung die Hauptdatengrundlage für die Abschätzung des regionalen Mineraldüngerabsatzes bilden und eine normative Ermittlung des regionalen Mineraldüngereinsatzes erübrigen.

Nährstoffabfuhr

Die Abfuhr durch Ernteprodukte errechnet sich aus dem Nährstoffgehalt des Ernteprodukts unter Berücksichtigung der Erntequalität (z. B. Proteingehalte) multipliziert mit dem regionalen Ertrag. Nebenprodukte (z. B. Stroh) werden größtenteils in der Viehhaltung als Einstreu genutzt und gelangen so wieder auf die Flächen. Es wird vereinfachend angenommen, dass die Rückführung verlustfrei erfolgt und die Abfuhr von Nebenprodukten, und folglich auch deren Zufuhr im Mist, vernachlässigt werden können.

Anpassung des Modells an die neue Datengrundlage

Wie im Eingang zu Kapitel B.5.1.1 ausgeführt, ist die Abbildung von Schlägen im Modell erforderlich. Aus diesem Grund wird RAUMIS technisch höher als die Gemeindeebene aufgelöst und als neue Rechenebene die Schlagebene gewählt. Die Eingangsdaten des Modells umfassen in der Regel Informationen unterschiedlicher Auflösung, von der Ebene des Schlages bis hin zur nationalen Ebene. Sofern keine Datenpunkte für die jeweilige Berechnungsebene zur Verfügung stehen, werden Daten von der jeweils nächsthöheren Aggregationsebene umgelegt (Beispiel: stehen keine schlagbezogenen Erträge zur Verfügung, werden betriebsbezogene Erträge oder Kreiserträge verwendet) oder modelliert. Der Verknüpfbarkeit der verschiedenen Datengrundlagen kommt hier eine zentrale Rolle zu, da diese eine möglichst exakte Zuordnung von Daten unterschiedlicher Erhebungsform und Systematik ermöglicht und damit die Notwendigkeit von potentiell fehleranfälligen Schätzungen oder Plausibilisierungen minimiert.

Um eine möglichst exakte Abbildung der Bilanzen auf der Rechenebene zu gewährleisten, insbesondere dort wo keine schlaggenauen Düngedaten vorliegen, werden zusätzlich Randinformationen zum Standort und zu Bewirtschaftungsauflagen (z. B. Berücksichtigung von Düngemaßnahmen durch Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen oder Ökologische Vorrangflächen in Abhängigkeit des Flächenanteils unter der Maßnahme) integriert. Dieses Vorgehen ermöglicht die Harmonisierung von räumlichen Daten und Plausibilisierungsschritte auf unterschiedlichen Bezugsebenen, beispielsweise auf Ebene der Fläche, des Betriebes, der Gemeinde oder des Kreises. Dadurch wird eine konsistente Abbildung der Nährstoffflüsse über alle räumlichen Ebenen hinweg gewährleistet.

Berücksichtigung von Düngedaten

Für dieses Vorhaben werden erstmals räumlich hochaufgelöste Informationen zum Mineraldüngereinsatz und zur Verwendung anderer Düngemittel als Eingangsdatensätze für RAUMIS zur Verfügung stehen. Diese neue Datengrundlage ermöglicht es, die einzelnen Bilanzglieder wesentlich genauer zu bestimmen und die Anzahl der Modellierungsschritte und der damit verbundenen Annahmen deutlich zu reduzieren. Im Zuge der Anpassung von RAUMIS wird es außerdem möglich sein, Düngedaten unterschiedlicher Bezugsebenen (Schlag bzw. Fläche, Betrieb, Bewirtschaftungseinheit) zu verarbeiten.

Im Zuge des Abstimmungsprozesses mit den Bundesländern wird die konkrete Einbeziehung der neuen Datengrundlage diskutiert werden. Darunter fallen i) das modelltechnische Füllen von Datenlücken, die durch die Bagatellgrenze oder anderweitig bedingt sind, ii) die Plausibilisierung der Düngedaten mit den agrarstrukturellen Gegebenheiten, iii) die Modellierung schlaggenauer Bilanzen mit betrieblich aggregierten Eingangsdaten sowie iv) die notwendige Aktualisierung der Modellparameter.

Plausibilisierung der Datengrundlagen und füllen von Erfassungslücken

Eine wesentliche Komponente der Modellierung ist die Plausibilisierung der heterogenen Datengrundlagen und das Schließen von Erfassungslücken.

Erfassungslücken in den Datengrundlagen sind insbesondere durch die Bagatellgrenze bei der Dokumentationspflicht der Düngung bzw. Düngedarfsplanung gegeben (vgl. §10, Abs. 2 DüV und der ggf. erfolgten Anwendung von § 13a Abs 7). Die Identifikation dieser Betriebe erfolgt über die Anspielung der Düngedaten an das InVeKoS. Für im InVeKoS registrierte Betriebe, für die keine Düngedaten zur Verfügung stehen, muss eine Modellierung der Nährstoffflüsse mit der grundlegenden Methodik von RAUMIS erfolgen.

Die Plausibilisierung der Daten dient der Identifikation und Behebung von Datenartefakten (Qualitätssicherungsaspekt) und der nachvollziehbaren Einordnung der verwendeten Daten und der Ergebnisse im Hinblick auf andere Berichterstattungspflichten und statistische Erhebungen (Plausibilitätsaspekt). Dadurch wird gewährleistet, etwaige strukturell bedingte Divergenzen zwischen den Ergebnissen anderer Vorhaben frühzeitig zu erkennen und ggf. kommunizieren zu können. Als Referenzen werden beispielsweise agrarstatistische Daten von Bund und Ländern und Informationen aus nationalen Berichtspflichten (bspw. landwirtschaftliches Emissionsinventar) herangezogen. Die konkreten Schritte werden im Laufe des Prozesses mit den Ländern diskutiert und abgestimmt.

Den Bundesländern wird nach Abschluss dieses Prozesses die vollständige Eingangsdatengrundlage zur Prüfung übermittelt.

Die wichtigsten RAUMIS Modellergebnisse im Überblick

Die Berechnung räumlich differenzierter Nährstoffbilanzen ist die Grundvoraussetzung für die Nährstoffsimulationen der hydrologischen Modellierung. Folgende wichtige Größen werden mit RAUMIS quantifiziert:

- Landnutzung und Landwirtschaftliche Nutzfläche
- Höhe des berechneten regionalen Nährstoffbedarfs
- Anfall von Nährstoffen Wirtschaftsdüngern tierischen Ursprungs
- Anfall von Nährstoffen aus Gärresten
- Anfall von Nährstoffen aus der Düngung mit Klärschlamm
- Anfall von Nährstoffen aus der Düngung mit Kompost
- Anfall von Nährstoffen aus mineralischen Düngemitteln
- Umfang symbiotischer Stickstofffixierung
- Nährstoffflüsse durch Wirtschaftsdüngertransporte
- Nährstoffzufuhr insgesamt
- Nährstoffabfuhr durch das Erntegut
- Menge gasförmiger Stickstoffverluste
- Flächenbilanzüberschüsse (N und P)

In der Abbildung B.5-6 werden ausgewählte Ergebnisparameter kartographisch dargestellt. Die Ergebnisse stellen nicht die aktuelle regionale Situation dar und können aus diesem Grund nicht inhaltlich interpretiert werden. Die exemplarischen Ergebnisse sollen einen Eindruck vermitteln, auf welchen Zwischenergebnisse die Modellierung aufbaut und welche Ergebnisparameter zukünftig für eine regionale Analyse vorliegen werden.

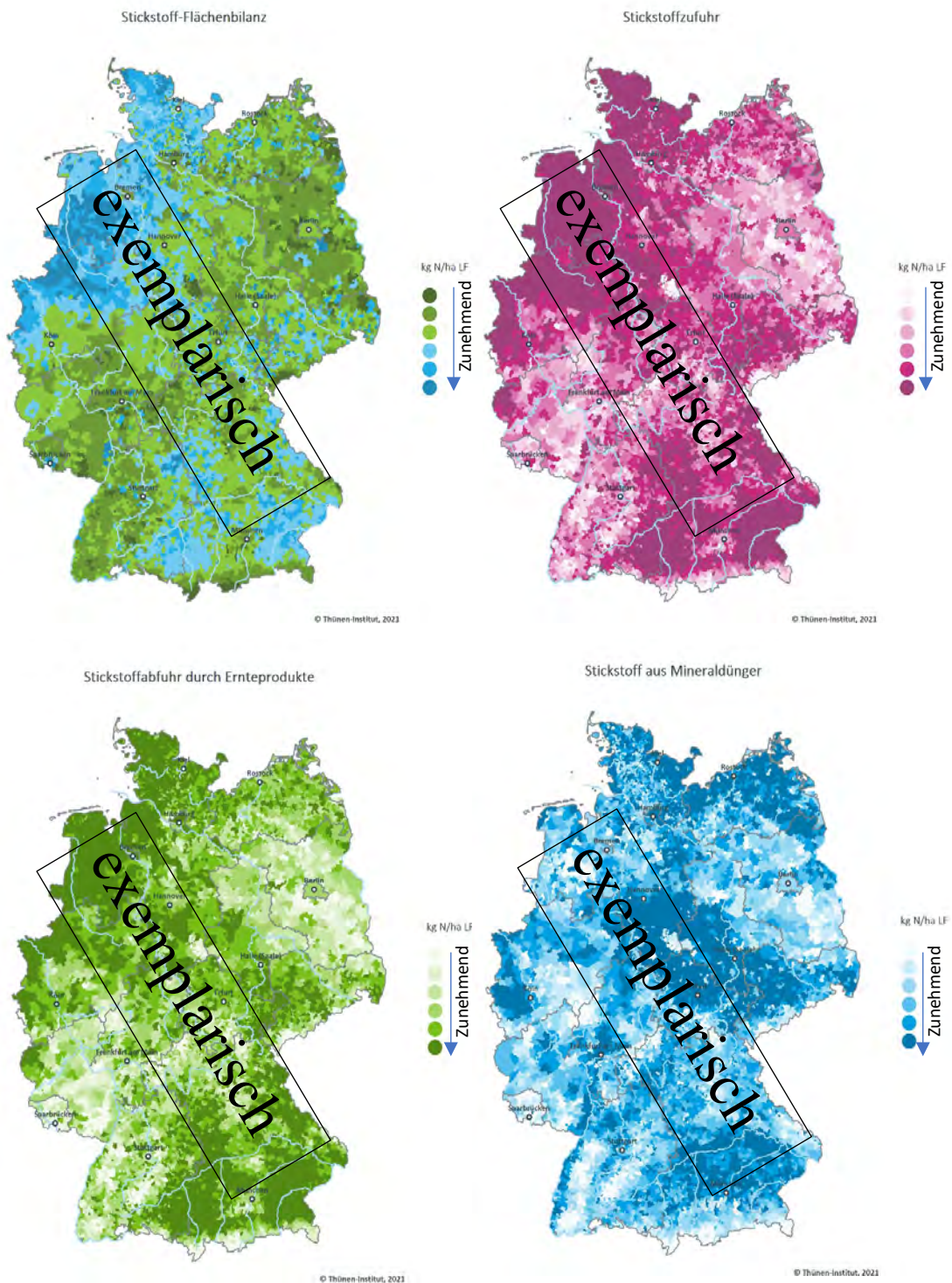


Abbildung B.5-6: zeigt exemplarische Ergebnisse aus RAUMIS aus AGRUM-DE auf Gemeindeebene für Stickstoff
Quelle: AGRUM-DE

B.5.1.2 mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos

Die Modellierung der diffusen Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer erfolgt flächendeckend in hoher räumlicher Auflösung (z.B. mindestens 100*100 Meter) auf Basis der besten landesweit konsistent verfügbaren Datengrundlagen. Für die Abbildung der diffusen N-Einträge werden die Modelle mGROWA-DENUZ-WEKU und für Phosphor die Modelle mGROWA-MEPhos eingesetzt. Die einzelnen Modelle werden in den Folgekapiteln ausführlich beschrieben.

B.5.1.2.1 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten (mGROWA)

Grundlage für die nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen N- und P-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation. Hierzu wird das mGROWA-Modell (Herrmann et al., 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2021) eingesetzt. Die räumlich hoch aufgelöste Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten (siehe Abbildung B.5-7) ist eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter.

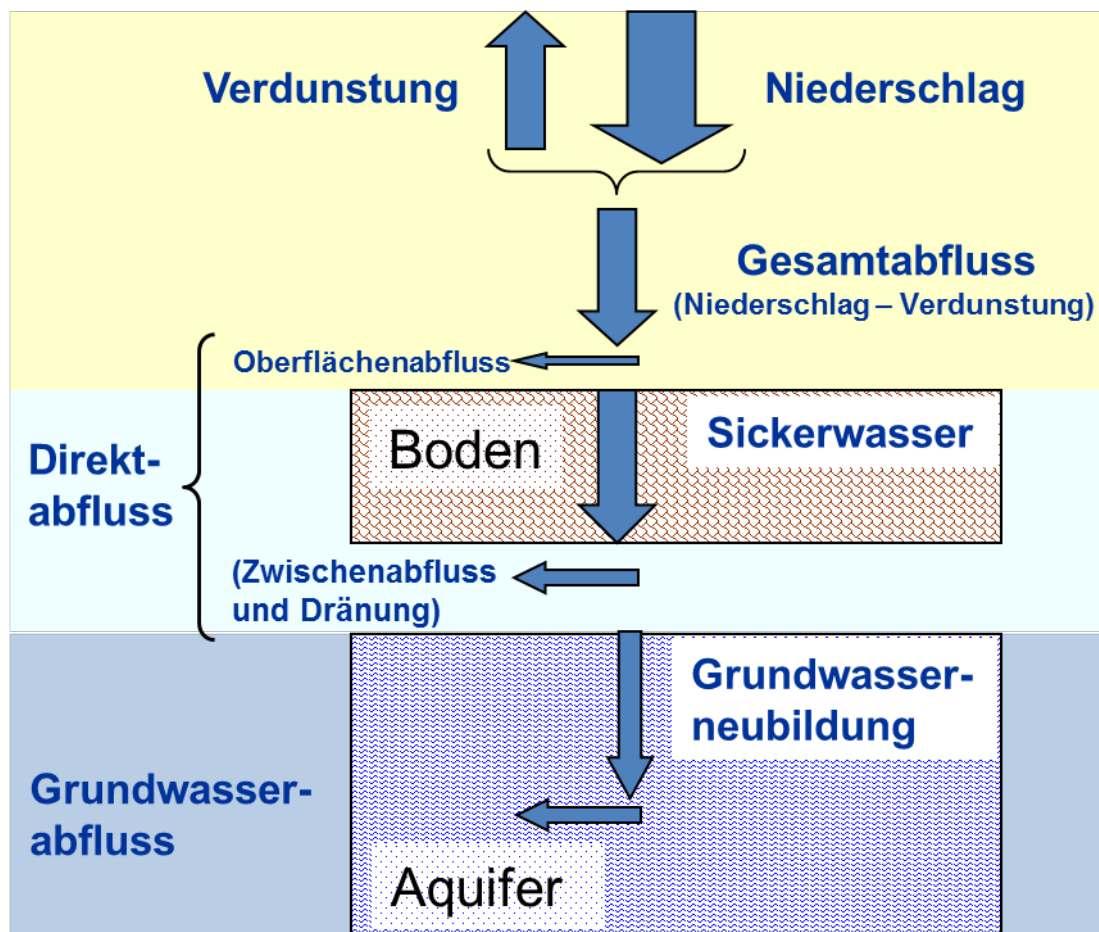


Abbildung B.5-7: Die Komponenten des Abflusses

Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Der Oberflächenabfluss gehört zu den Direktabflusskomponenten. Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Erosion spielt vor allem als Eintragspfad für Phosphor eine wesentliche Rolle.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen Fragestellungen oft mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen. Aufgrund der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren langjährigen Nährstoffüberschüsse ist eine ereignisbezogene Ermittlung der Höhe des Oberflächenabflusses bzw. der über Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten im Rahmen des Projektes nicht angemessen.

Die Bestimmung der über Abschwemmungs- und Erosionsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgte daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Zu deren Berechnung wurde ein Ansatz verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird (US Soil Conservation Service, 1972):

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

mit:	Q_O	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	N_{Jahr}	=	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Ob und in welchem Umfang der auf einer Rasterzelle 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.

mGROWA Modellkonzept

Die Simulation der hydrologischen Situation erfolgt basierend auf dem mGROWA-Modell (Herrmann et al., 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2021; Ehlers et al., 2016). mGROWA ist ein konzeptionelles rasterbasiertes Modell zur Simulation der tatsächlichen Evapotranspiration, und der Abflusskomponenten Zwischenabfluss, Abfluss aus Drainagen, urbaner Direktabfluss und Grundwasserneubildung in Modellgebieten beliebiger Größe (wenige km² bis >100.000 km²), vgl. Abbildung B.5-8. Im Sinne von Becker und Serban (1990) handelt es sich um ein deterministic conceptual distributed grid based hydrologic model.

Die räumliche und zeitliche Variabilität der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration wird bei der mGROWA-Modellierung im Rahmen der Datenaufberei-

tung abgebildet, und in der Simulation als Modellinput verwendet. Für das AGRUM-DE-Projekt werden Klimadaten aus dem Climate Data Center (CDC) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verwendet. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen bodenkundlichen, topografischen, geologischen Verhältnisse sollen für zukünftige mGROWA-Modellierung auf Bundesebene die räumlich höchst-aufgelösten auf Länderebene konsistent verfügbaren Datengrundlagen verwendet werden.

Die rasterbasierte Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Modell mGROWA erfolgt in zwei Stufen (Abbildung B.5-8), der Simulation der Abflussbildung im Boden in Tagesschritten folgt eine Abflusseparation in Monatsschritten. In der prozessorientierten ersten Stufe wird in Tagesschritten die tatsächliche Evapotranspiration von der Erdoberfläche und die Abflussbildung in Form des Sickerwasserabflusses aus dem Boden flächendifferenziert berechnet. Die Berechnung erfolgt für die Oberflächentypen Boden mit Vegetation, versiegelte Fläche und freie Wasseroberfläche mit einer jeweils an die spezifische Wasserspeicherfähigkeit angepassten speziellen Simulationsmethodik (Speicherfunktionen).

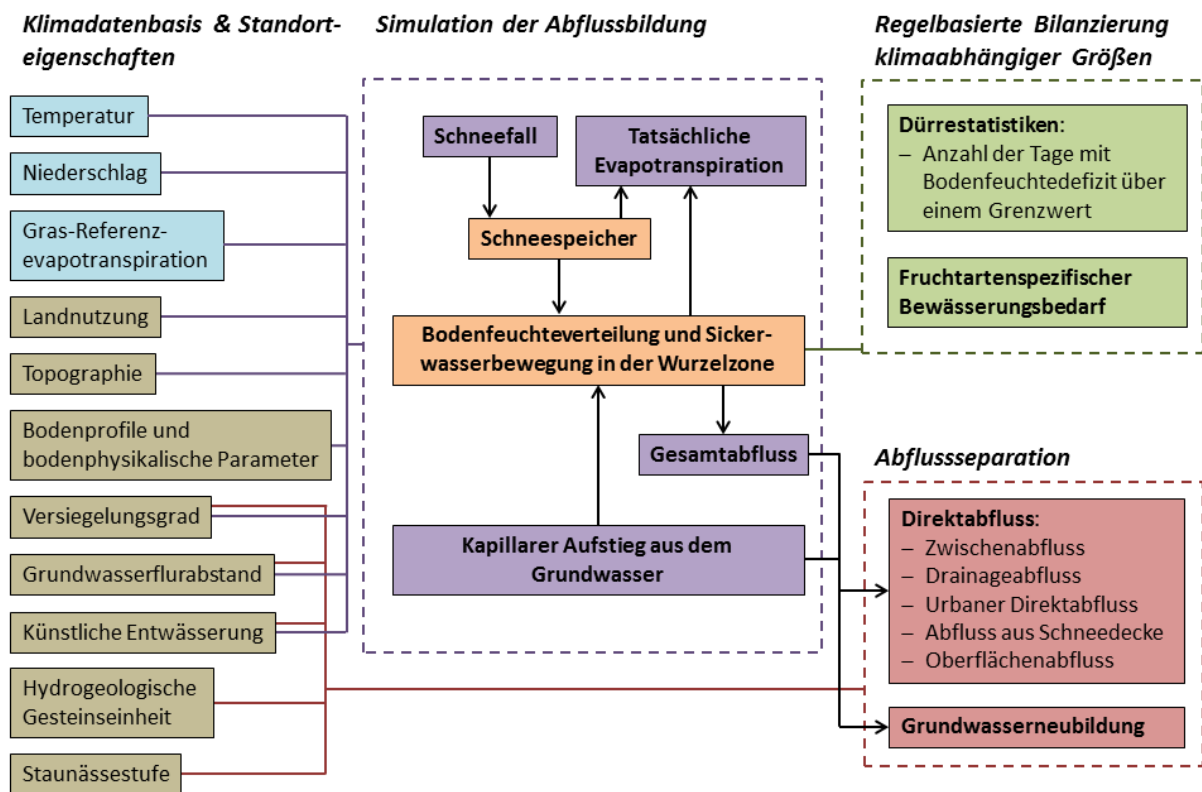


Abbildung B.5-8: mGROWA-Modellkonzept

Durch die Abflusseparation wird der Sickerwasserabfluss aus dem Boden in die Grundwasserneubildung und die Direktabflusskomponenten urbaner Direktabfluss, Zwischenabfluss und Dränabfluss aufgeteilt. Weitere Funktionalitäten des mGROWA-Modells, z.B. zur Ermittlung eines fruchtartenspezifischen Bewässerungsbedarfs oder die Erstellung von Dürrestatistiken) kommen im AGRUM-DE-Projekt nicht zum Einsatz.

Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente

Die innerhalb einer diskreten Zeitspanne durch die verschiedenen Prozesse des Wasserkreislaufs in einem diskreten Modellelement des Modellraumes bewegte Wassermenge wird durch die Wasserhaushaltsgleichung (Gl. 2) bilanziert:

$$p + q_{in} = et_a + q_t + (s_2 - s_1) \quad \text{Gl.2}$$

Hierbei ist p der Niederschlag, q_{in} die dem Modellelement zugeströmte Wassermenge (z.B. durch kapillaren Aufstieg), et_a die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration, q_t der gesamte gebildete Abfluss von diesem Modellelement, s_1 der Speicherfüllstand zu Beginn und s_2 der Speicherfüllstand am Ende der Zeitspanne. Die linke Seite der Gleichung umfasst alle Volumenströme in ein Modellelement hinein, die rechte Seite alle Volumenströme aus diesem heraus sowie die Veränderung der im Modellelement gespeicherten Wassermenge, z.B. der Bodenfeuchte oder des Niederschlagswassers auf versiegelten Flächen. Alle in den folgenden Absätzen beschriebenen Gleichungen und Verfahren dienen dazu, die einzelnen Größen der Wasserhaushaltsgleichung zu simulieren. Mit Hilfe der Wasserhaushaltsgleichung wird sichergestellt, dass bei der großräumigen Simulation des Wasserhaushalts auf allen Rasterzellen (Modellelementen) des Untersuchungsgebietes keine methodischen Bilanzfehler auftreten.

Berechnung der landnutzungsspezifischen Verdunstung

Als wesentliche Größe der Wasserhaushaltsgleichung muss die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration flächendeckend berechnet werden. Die im Wasserhaushaltsmodell mGROWA realisierte Berechnung erfolgt für einzelne Tage auf Basis der sogenannten Gras-Referenzevapotranspiration (et_0), eines landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktors (k_{LN}), einer Funktion zur Berücksichtigung der Hangexposition und -neigung ($f(\beta, \gamma)$) sowie einer Speicherfunktion ($f(s)$) zur Berücksichtigung der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassermengen nach Gl. 3:

$$et_a = et_0 \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma) \cdot f(s) \quad \text{Gl. 3}$$

Die Gras-Referenzevapotranspiration als grundlegende Größe wird mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung berechnet (z.B. Allen et al., 1998; Allen et al., 1994; ATV-DVWK, 2002; Monteith, 1965). Diese Gleichung bildet den physikalischen Prozess der Verdunstung auf Grundlage der meteorologischen Eingangsgrößen sowie standortspezifischer Oberflächen- und Pflanzenparameter ab (Albedo, aerodynamischer Verdunstungswiderstand, Bestandeswiderstand). Mit ihrer Hilfe ist eine Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration möglich, ohne dass weitgehende empirische Annahmen einfließen müssen. Die Gras-Referenzevapotranspiration ist das Ergebnis der Penman-Monteith-Gleichung für eine standardisierte Gras-Oberfläche bei gegebenen verdunstungsrelevanten meteorologischen Größen. Für eine von den Referenzbedin-

gungen abweichende Landoberfläche und die darauf befindliche abweichende Vegetation können mit Hilfe der landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktoren die entsprechenden Parameter der Penman-Monteith-Gleichung angepasst werden, sodass sich aus der Gras-Referenzevapotranspiration für beliebige Oberflächen eine tatsächliche Evapotranspiration ableiten lässt.

Verdunstungsfaktoren für einzelne Feldfrüchte (z.B. Allen et al., 1998; Dommermuth und Trampf, 1991; DVWK, 1996; Engel et al., 2012) oder auch Landnutzungsklassen (z.B. ATV-DVWK, 2002) sind vielfach publiziert worden. Aufgrund des Wachstums der Vegetation verändern sich die Albedo, die Bestandeshöhe sowie die verdunstungsrelevanten Widerstandswerte und es resultiert für die meisten Landoberflächen ein Jahresgang der Verdunstungsfaktoren. Für die Simulation des Wasserhaushalts mit mGROWA im AGRUM-Deutschland-Projekt steht zur Berücksichtigung des Einflusses der Vegetation das ATKIS® Basis-DLM des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) zur Verfügung.

In den Modellierungen für große Gebiete, wie z.B. für die gesamte Bundesrepublik wurden detaillierte Informationen zur Fruchtfolge auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen noch nicht berücksichtigt, so dass keine feldfruchtspezifische Verdunstungssimulationen durchgeführt wurden, obwohl diese prinzipiell mit mGROWA möglich ist. Zukünftig können detaillierte Informationen zur Fruchtfolge, z.B. auf Basis der InVeKoS-Daten, berücksichtigt werden. Für die im Rahmen von AGRUM-DE durchgeführten Simulationen des Wasserhaushalts wurden die Objektarten des DLM in Landnutzungsklassen eingeordnet. Für diese Klassen und die Einzelmonate des Jahres waren landnutzungsspezifische Verdunstungsfaktoren verfügbar.

Bei der Berechnung der Gras-Referenzevapotranspiration mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung wird eine ebene Landoberfläche vorausgesetzt. Im Gegensatz zu dieser erhalten Hangflächen jedoch, abhängig von ihrer Neigung und Exposition, einen veränderten Energieeintrag durch die einfallende Strahlung. Die Verdunstung ist auf nördlich ausgerichteten Hängen kleiner und auf südlich ausgerichteten Hängen größer als auf einem vergleichbaren Standort in der Ebene. Aus diesem Grund muss eine Korrekturfunktion (Gl. 4) berücksichtigt werden. Kunkel und Wendland (1998) haben diese Korrekturfunktion auf Basis der Untersuchungen von Golf (1981) ermittelt.

$$f(\beta, \gamma) = (1,605 \cdot 10^{-2} \cdot \sin(\beta - 90) - 2,5 \cdot 10^{-4}) \cdot \gamma + 1 \quad \text{Gl. 4}$$

Hierin sind β die Hangexposition gegenüber Nord und γ die Hangneigung (jeweils in °).

Mit dem letzten Faktor in Gl. 3 wird die für die Verdunstung zur Verfügung stehende Wassermenge berücksichtigt. Die Funktion $f(s)$ ist für die verschiedenen Standorttypen:

- Standorte mit Vegetation,
- versiegelte Standorte und
- freie Wasseroberflächen

unterschiedlich definiert und wird in den nächsten Abschnitten erläutert.

Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation

Die Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts auf Flächen mit Vegetation und damit des für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassers erfolgt im Modell mGROWA auf Basis des von Engel et al. (2012) entwickelten Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAB. Dieses Modell dient in der Praxis zur feldfruchtspezifischen Berechnung des im Boden insgesamt gespeicherten Wassers, des pflanzenverfügbaren Wassers, der Sickerwasserrate und des Bewässerungsbedarfs auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Tagesschritten. Nach einer Anpassung der relevanten Parameter ist die Methodik prinzipiell für die Simulation des Bodenwasserhaushalts unter beliebigen Vegetationstypen verwendbar.

Die Berechnungsmethodik des Modells BOWAB wurde im Rahmen der Implementierung in mGROWA ergänzt und erweitert. Einerseits wurden wichtige Parameter für neue Vegetationstypen festgelegt. Andererseits wurde die Bilanzierung des kapillar aufsteigenden Wassers überarbeitet. Die Prozessschritte zur automatisierten Erzeugung und Parametrisierung der Modellgeometrie, zur Bilanzierung des im Bodenprofil gespeicherten und sich bewegenden Wassers, zur Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration, der Sickerwasserbewegung sowie der kapillar aufsteigenden Wassermengen sind z.B. in Herrmann et al. (2013) und Herrmann et al. (2014) detailliert erläutert.

Auf grundwasserbeeinflussten Böden erfolgt die Wasserversorgung der Vegetation aus dem im Wurzelraum gespeicherten und dem von der Grundwasseroberfläche kapillar aufsteigenden Wasser. Das in diesen Böden kapillar aufsteigende Wasser stellt quasi eine Grundwasserzehrung dar. Im Modell mGROWA ist der Grundwasserflurabstand eine Randbedingung und kann variabel als Jahresgang in Monatsschritten vorgegeben werden. Abbildung B.5-9 zeigt schematisch die mit dem Jahresgang des Grundwasserflurabstandes in Verbindung stehenden Prozesse.

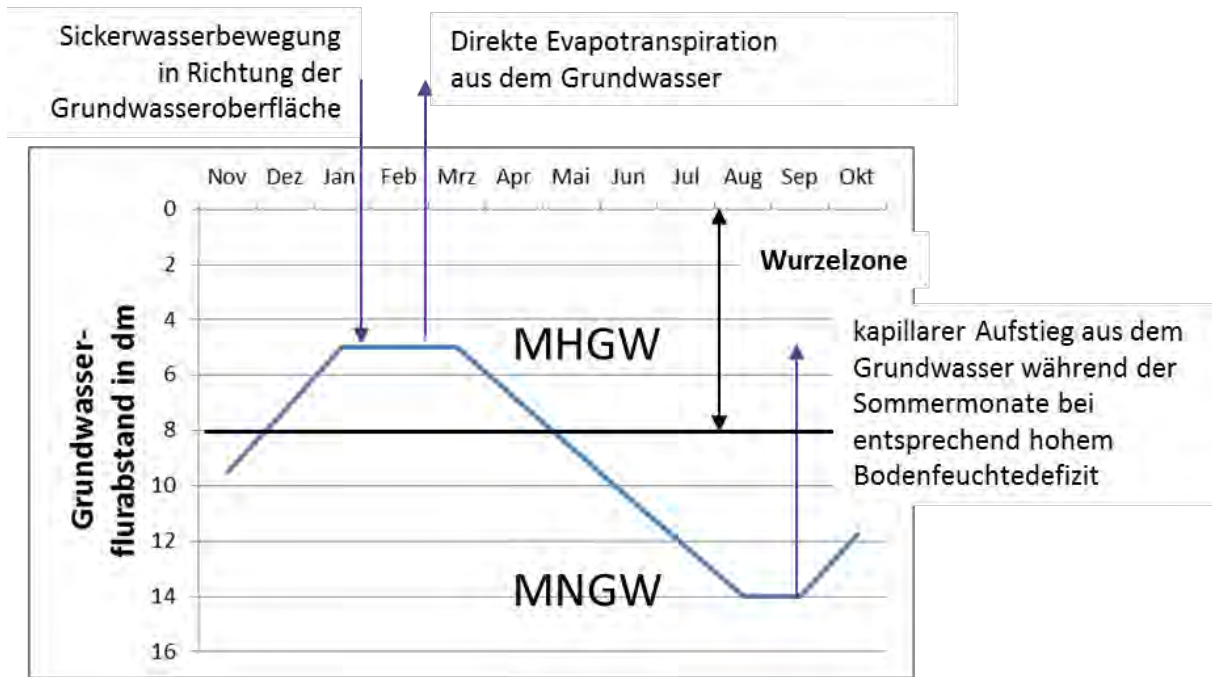


Abbildung B.5-9: Schematische Darstellung des „natürlichen“ Jahresganges des Grundwassers sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers

Als Datenbasis zur Berechnung des Jahresganges des Grundwasserflurabstandes dient die Information zur Grundwasserstufe aus Bodenkarten. Den Grundwasserstufen können mittlere Hoch- und Niedrigstände des Grundwassers (MHGW und MNGW) zugewiesen werden, die jeweils den mittleren Schwankungsbereich des Grundwassers begrenzen. Auf Basis dieser Werte können flächendeckend monatliche Grundwasserflurabstände mit dem in Engel et al. (2012) für das Modell BOWAB vorgeschlagenen Algorithmus interpoliert werden. Diese Vorgehensweise erlaubt die Abbildung der Aktivierung landwirtschaftlicher Drainagesysteme mit hohen Drainageabflüssen während des Winterhalbjahres. Abbildung B.5-10 zeigt, wie die Grundwasserdrainagen im Modell den Jahresgang der Randbedingung Grundwasserflurabstand beeinflussen.

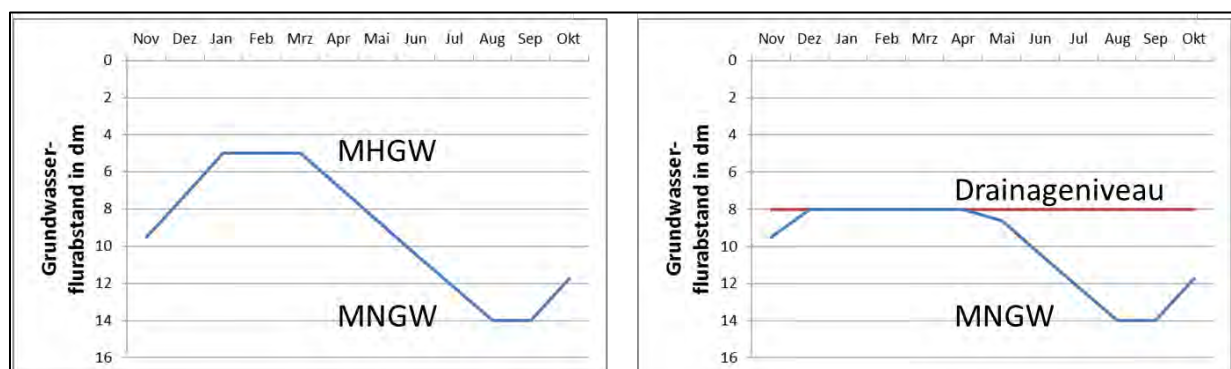


Abbildung B.5-10: Schematische Darstellung des variablen Grundwasserflurabstands in Verbindung mit Drainagen (rechts). MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers

Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen

Auf den versiegelten Flächen der urbanen Räume – z.B. Asphaltflächen, Dachflächen mit Entwässerung, Straßenpflaster – ist der Betrag der Verdunstung ebenfalls abhängig von der zur Verfügung stehenden Wassermenge. Im Gegensatz zum Boden kann von den versiegelten Flächen jedoch nur das Wasser verdunsten, welches auf der Oberfläche auch gespeichert werden kann. Auf typischen versiegelten Flächen urbaner Räume kann etwa 1 mm Regenwasser gespeichert werden (abgeleitet aus Untersuchungen von Wessolek und Facklam, 1997). Der Anteil des Niederschlages, der nicht gespeichert werden kann, bildet den Abfluss von versiegelten Flächen.

Für die Ermittlung der tatsächlichen Evapotranspiration für Rasterzellen mit versiegelten urbanen und ruralen Flächen wird nicht auf das DLM als Datengrundlage aufgesetzt, weil dort nur zwei Versiegelungsklassen „dicht bebaute Fläche, > 80 % versiegelt“ und „locker bebaute Flächen und Siedlungen“ ausgewiesen sind. Stattdessen werden für die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration dieser Flächen die rasterbasierten Versiegelungsgrade (in %) verwendet, die von der European Environment Agency („High Resolution Layer Imperviousness, EEA 2012“) im 20 m Raster als flächendeckender europäischer Datensatz (Pan-European High Resolution Layer, HRL) zur Verfügung gestellt wird. Der Anteil der versiegelten Flächen wird dort durch den Versiegelungsgrad k_V angegeben. Urbane Flächen werden entsprechend ihres Versiegelungsgrades zwischen 0 und 100 % parametrisiert. Dadurch können viele Kombinationen aus individuellem Versiegelungsgrad p_i (engl. percentage imperviousness) sowie Landnutzungs- und Vegetationstypen berücksichtigt werden. Auf den einzelnen Rasterzellen werden dann die mit der jeweiligen speziellen Simulationsmethodik einzeln berechneten Wasserhaushaltsgrößen mit Hilfe des individuellen Versiegelungsgrades zusammengesetzt. Der auf dem versiegelten Anteil gebildete urbane Abfluss q_u wird separat bilanziert und in der Abflussseparation weiterverarbeitet.

Im Modell mGROWA wird demzufolge auf urbanen Flächen der Verdunstungsprozess mit Hilfe von zwei unterschiedlich definierten Speicherfunktionen simuliert und nachfolgend die resultierende Wasserbilanz für die entsprechenden Rasterzellen anhand des durch den Versiegelungsgrad vorgegebenen Flächenverhältnisses ermittelt.

Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen

Auf freien Wasseroberflächen steht für den Evaporationsprozess immer ausreichend Wasser zur Verfügung. Die Speicherfunktion in Gl.2-5 ist in diesem Fall als $f(s)=1$ definiert. Die Korrekturfunktion ($F(\beta y)$) nimmt ebenfalls den Wert 1 an, was dazu führt, dass die Evaporation nur durch die atmosphärischen Bedingungen gesteuert wird. An Tagen, an denen die tatsächliche Verdunstung den Niederschlag überschreitet, wird in der Bilanz Wasser aus dem Reservoir der Fläche entnommen. Diese entnommene Wassermenge hat ebenfalls den Charakter eines Modellinputs – die Wassermenge strömt quasi in den Bilanzraum ein – und wird für die entsprechenden Rasterzellen des Modellgebietes nach Gl. 5 bilanziert.

$$q_{in,i} = \begin{cases} et_{a,i}, & p_i = 0 \\ et_{a,i} - p_i, & p_i < et_{a,i} \\ 0, & p_i > et_{a,i} \end{cases} \quad \text{Gl. 5}$$

Gesamtabfluss wird von freien Wasseroberflächen an Tagen gebildet, an denen die Niederschlagshöhe die tatsächliche Evaporationshöhe überschreitet.

Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten

Die Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses (Interflow, Drainageabfluss, Abfluss von urbanen Flächen, Oberflächenabfluss) und die Grundwasserneubildung (Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser, DIN 4049-3) wird mit Hilfe von BFI-Werten (Verhältnis von Basisabfluss zu Gesamtabfluss) vorgenommen. Hinter diesem Konzept steht die Prämisse, dass im langjährigen Mittel Basisabfluss und Grundwasserneubildung eines Einzugsgebietes gleichgesetzt werden können, wenn der gesamte Grundwasservorrat des Gebietes im langjährigen Mittel unverändert bleibt.

Durch BFI-Werte wird demnach ein konstant bleibender Anteil des Gesamtabflusses ausgedrückt, der die gesamte ungesättigte Zone durchsickert, d. h. den Grundwasserleiter erreicht und dadurch zu Grundwasserneubildung transformiert wird. BFI-Werte wurden in Europa bereits vielfach flächendifferenziert für charakteristische Gebietseigenschaften bestimmt (z. B. Bloomfield et al., 2009; Ehlers et al., 2016; Haberlandt et al., 2001; Kunkel und Wendland, 2002; Panagopoulos et al., 2015; Tetzlaff et al., 2015; Wendland et al., 2003). Dieses impliziert, dass die Abflusskomponenten als relative Anteile an der Sickerwasserhöhe (q_{SW}) angegeben werden können. Die für die Separation verwendete Grundgleichung lautet:

$$q_{SW} = BFI \cdot q_{SW} + (1 - BFI) \cdot q_{SW} \quad \boxed{} \quad \text{Gl. 6}$$

Es wurde ein hierarchischer Ansatz verwendet, bei dem jeweils nur eine Gebietskenngröße als bestimmend für den Basisabflussanteil angesehen wird. Weitere Parameter werden erst dann betrachtet, wenn die primäre Gebietskenngröße nicht relevant ist. Jeder Eigenschaft wird dabei ein charakteristischer BFI-Wert zugeordnet. Der hierarchische Ansatz ist sechsstufig gegliedert (vgl. Abbildung B.5-11).

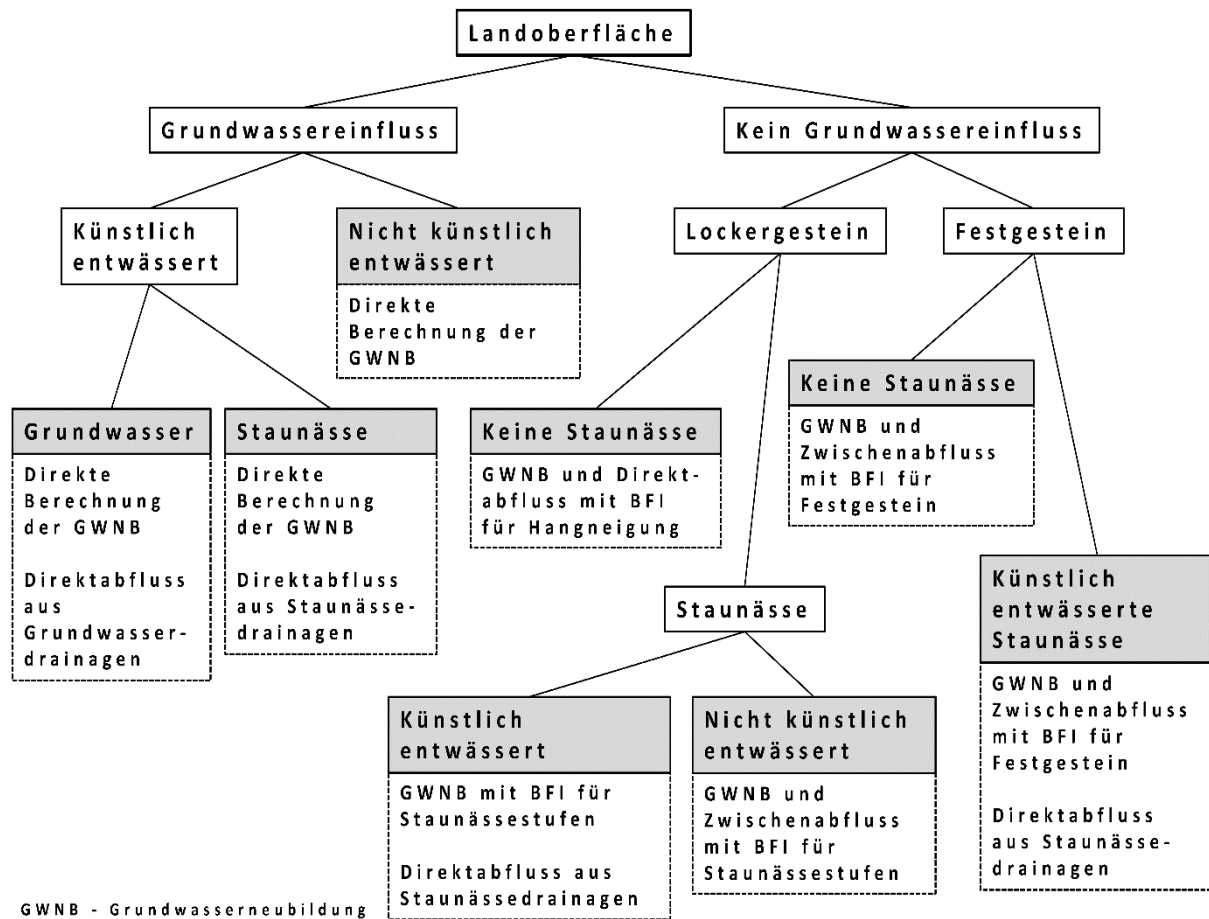


Abbildung B.5-11: Hierarchisches Modell zur Abflusseparation in die Eintragspfade

Hierbei wird für den betreffenden Standort zunächst bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor, wird überprüft, ob eine künstliche Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall werden nach dem Ansatz von Kuhr (2006) und Tetzlaff et al. (2008) potenziell gedränkte landwirtschaftliche Nutzflächen ausgewiesen und in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Bodennutzung ein fester Dränabflusssanteil zugeordnet. Ist eine künstliche Entwässerung eher unwahrscheinlich, werden für Lockergesteinsbereiche zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. In Festgesteinsbereichen wird die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen.

Für unversiegelte Oberflächen wird als nächstes der Grundwasserflurabstand für die Aufspaltung des Gesamtabflusses in die Komponenten relevant. Auf ebenen grundwassernahen Standorten wird im Modell mGROWA in vertikaler Richtung in der gesamten ungesättigten Zone die Wasserbewegung bilanziert. Auf diesen Flächen findet kein relevanter Direktabfluss statt. Das Sickerwasser aus den bilanzierten Modellschichten erreicht aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes direkt die Grundwasseroberfläche und wird somit per Definition Grundwasserneubildung. Durch kapillar aufsteigendes Grundwasser kann auf diesen Standorten vor allem in den Sommermonaten jedoch auch eine Grundwasserzehrung einsetzen. Um diesen Wechselwirkungen Rechnung zu tragen, wird die sogenannte Netto-Grundwasserneubildung

berechnet, die in den Monaten negative Werte annimmt, in denen der kapillare Aufstieg überwiegt. Darauf aufbauend kann durch Bildung der Jahressummen bestimmt werden, ob im mehrjährigen Mittel netto eine Grundwasserzehrung stattfindet. Die entsprechende Rasterzelle ist dann Teil eines Zehrgebietes. Für den Fall, dass auf grundwassernahen Standorten Drainagen für eine zusätzliche Entwässerung und Absenkung der natürlichen Grundwasserstände sorgen, wird ein Drainageabfluss berechnet. Eine Drainage sorgt zusätzlich zum bereits beschriebenen Mechanismus der Grundwasserzehrung für eine reduzierte Grundwasserneubildung vor allem in den Wintermonaten.

Auf Standorten ohne Einfluss des Grundwassersystems auf die bilanzierte Bodenzone durch kapillaren Aufstieg sind die vorliegenden Gesteinsarten relevant für den Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss. Im Festgesteinsbereich sind die BFI-Werte abhängig von der hydraulischen Durchlässigkeit der hydrogeologischen Einheiten, im Lockergesteinsbereich vom Einfluss bindiger Bodenschichten (Staunässehorizonte), die die Grundwasserneubildung herabsetzen. Diese Staunässe kann gegebenenfalls durch Drainagen künstlich entwässert sein. In diesem Fall wird ebenso ein einsetzender Drainageabfluss bilanziert. Existiert auf einem Standort keiner der genannten Einflussfaktoren, so wird angenommen, dass das gesamte bilanzierte Sickerwasser als Grundwasserneubildung wirksam wird.

Die wichtigsten mGROWA-Modellergebnisse im Überblick

Die räumlich hoch aufgelöste Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten ist eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter. Quantifiziert werden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen:

- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Grundwasserneubildungshöhe
- Direktabflusshöhe:
 - Oberflächenabflusshöhe
 - Höhe des Abflusses über Dränagen
 - Höhe des natürlichen Zwischenabflusses
 - Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen.

Exemplarische mGROWA-Modellergebnisse

Abbildung B.5-12 zeigt exemplarische mGROWA-Modellergebnisse aus dem AGRUM-DE-Projekt im 100 m x 100 m – Raster. Die Ergebnisse stellen nicht die aktuelle regionale Situation dar und können aus diesem Grund nicht inhaltlich interpretiert werden. Die exemplarischen Ergebnisse sollen einen Eindruck vermitteln, auf welchen Zwischenergebnisse die Modellierung aufbaut und welche Ergebnisparameter zukünftig für eine regionale Analyse vorliegen werden. Durch die hohe räumliche Auflösung ist sichergestellt, dass die im Rahmen der Berichtserstattung für unterschiedliche Gebietskulissen (GWK, Flussgebiete etc.) zu erstellenden

Auswertungen hinsichtlich der N- und P- Austragsgefährdung problemlos aggregiert werden können und dennoch konsistent zueinander sind.

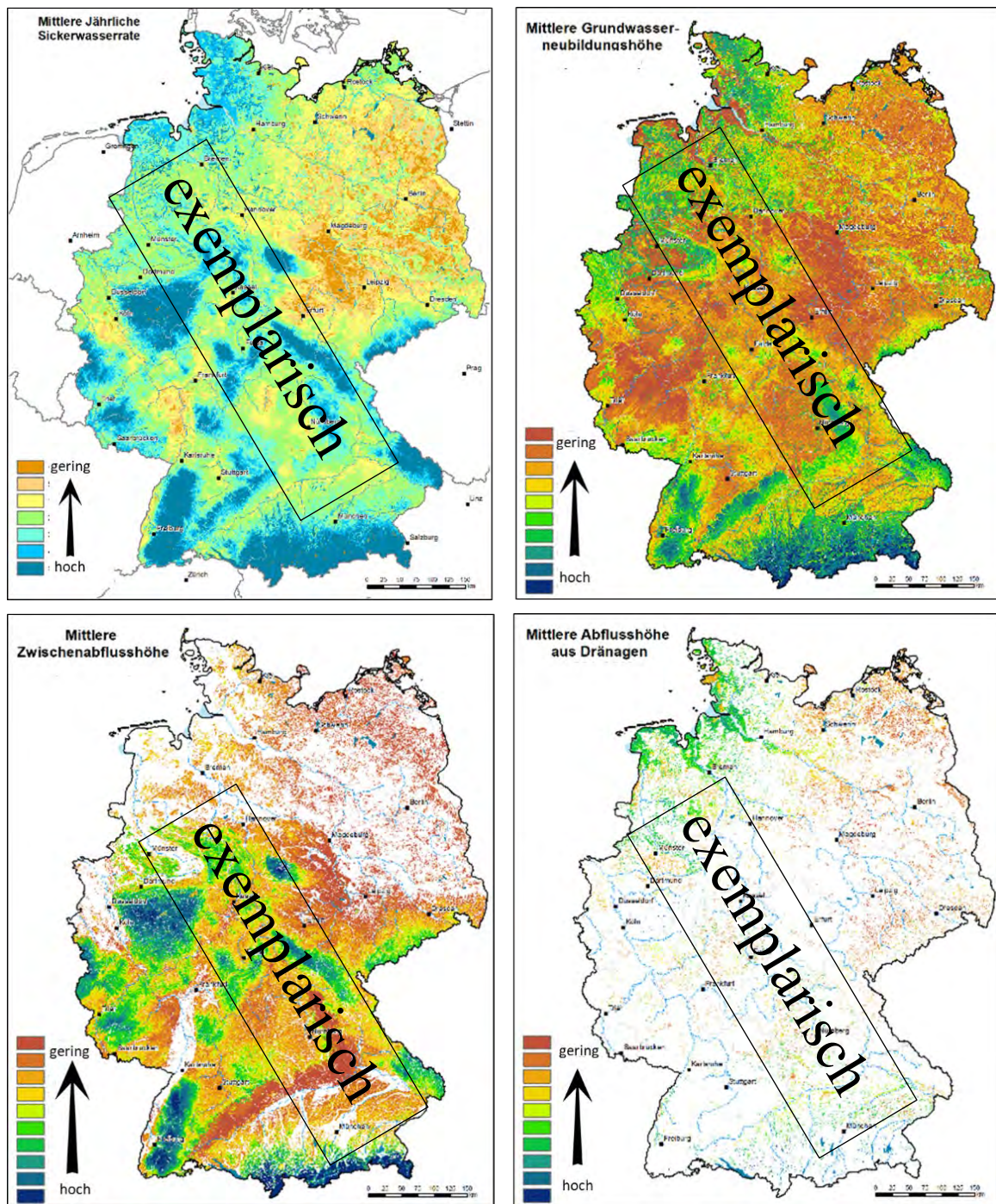


Abbildung B.5-12: Exemplarische mGROWA-Modellergebnisse

Abbildung B.5-12 links oben zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Sickerwasserhöhen, die sich als Differenz aus Gesamtabflusshöhe und Oberflächenabflusshöhe und urbanem Direktabfluss ergibt. Die in den Boden einsickernden Abflussanteile gelangen als natürlicher Zwischenabfluss (Abbildung B.5-12 rechts oben), Drainageabfluss (Abbildung B.5-12

links unten) oder mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser (Abbildung B.5-12 rechts unten) in die Oberflächengewässer. Die Nitratmenge teilt sich dabei nach dem Verhältnis der Abflusskomponenten zueinander auf die einzelnen Eintragspfade auf.

B.5.1.2.2 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (DENUZ-WEKU)

Abbildung B.5-13 zeigt schematisch, wie die einzelnen Modellbausteine des AGRUM-Modellverbundes zur Simulation der N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer miteinander gekoppelt sind. Schwerpunkt der Darstellung in Abbildung B.5-13 ist die Simulation der diffusen N- Austräge mit den Modellen DENUZ und WEKU.

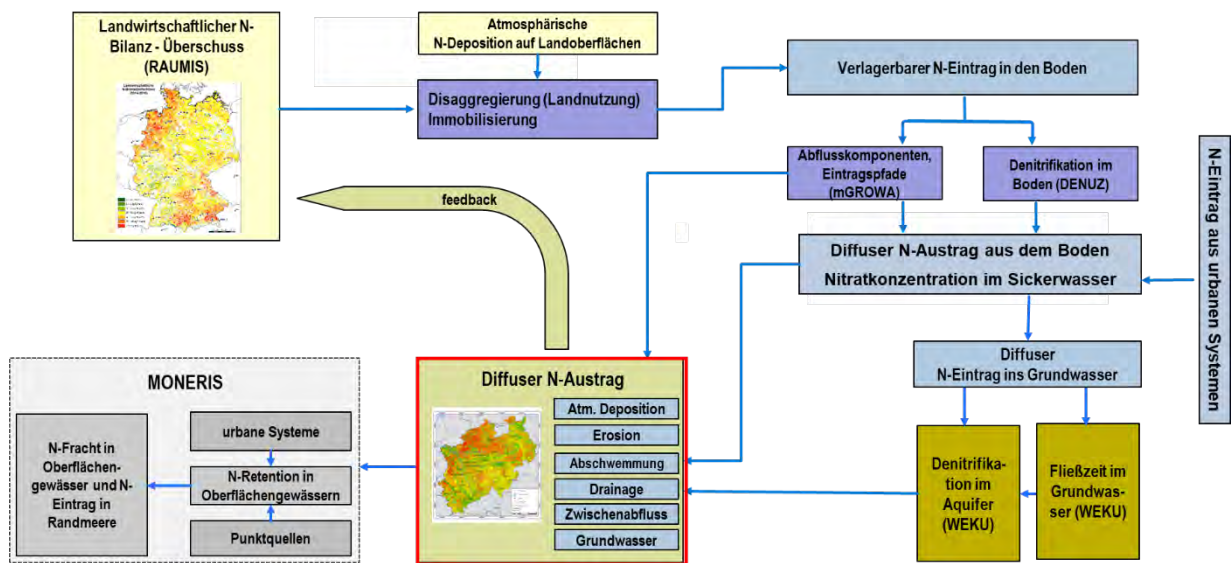


Abbildung B.5-13: Schematische Darstellung des AGRUM Modellverbundes (RAUMIS – mGROWA – DENUZ – WEKU – MoNERIS) zur Simulation der N-Einträge in die Oberflächengewässer mit Fokus auf die Simulation des diffusen N- Austräge.
Quelle: eigene Darstellung

Mit den Modellen DENUZ-WEKU des FZ Jülich wird im AGRUM-DE-II-Projekt eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen. Wenn im Folgenden von N-Einträgen gesprochen wird, sind damit N-Emissionen aus der Fläche in die Oberflächengewässer gemeint.

Als N-Quellen gehen die regional differenzierten mit dem RAUMIS-Modell berechneten N-Bilanzen, die atmosphärische N Deposition aus der PINETI3-Modellierung (Schaap et al., 2018) und die mit dem MoNERIS-Modell berechneten N-Austräge aus urbanen Systemen ein. Die Simulation des reaktiven N-Transports im Boden und des N-Austrags aus dem Boden erfolgt mit dem Modell DENUZ (Kunkel u. Wendland, 2006). Der Nitratabbau im Grundwasser wird im Modell WEKU (Kunkel und Wendland, 1997) abgebildet. Unter Berücksichtigung relevanter standortbezogener Informationen (Klima, Bodeneigenschaften, Aquifereigenschaften etc.) erfolgt auf diese Weise eine Berechnung des N-Eintrages in die Umweltmedien Grund-

wasser und Oberflächengewässer für alle relevanten diffusen Eintragspfade (natürlicher Interflow, Drainagen, Erosion, Abschwemmung, Sickerwasser, urbaner Direktabfluss, atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, Eintrag ins Grundwasser, grundwasserbürtiger Austrag in Oberflächengewässer).

Besonderer Wert wird bei der Modellierung auf eine Konsistenz- und Plausibilitätsüberprüfung zu Messwerten im Grundwasser und in Oberflächengewässern gelegt. Zudem erfolgt eine explizite Ausweisung von Verweil- und Fließzeiten sowie von Retentions- und Abbauprozessen im Boden und im Grundwasser zur Ableitung sensitiver Räume.

Die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen werden auf Ebene der Teileinzugsgebiete aufsummiert und ans MONERIS-Modell übergeben. Dort werden die modellierten Werte anhand von im Flusslauf gemessenen Nitratkonzentrationen nach Anwendung der Methode der OSPAR-Commission (1998) auf Plausibilität überprüft. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, 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 die N-Einträge über Trennkanalisationen, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleitungen, Bürgermeisterkanäle sowie über Mischwasserentlastungen im MONERIS gesondert ausgewiesen. Zudem wird dort die gewässerinterne N-Retention berücksichtigt.

Nachfolgend werden die Berechnungsansätze beschrieben, die im Modell DENUZ-WEKU zur Ermittlung der diffusen N-Einträge verwendet werden. Wenn im Folgenden von N-Einträgen gesprochen wird, sind damit Emissionen von Ngesamt aus der Fläche in die Oberflächengewässer gemeint.

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 N-Deposition abgeleitet. Gebietskulisse hierfür waren sämtliche Wasserflächen des DLM25, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies 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 des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

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

Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Über die Abschwemmung wird gelöster Stickstoff (Nitrat) mit dem Oberflächenabfluss (d.h. an der Erdoberfläche) in den Vorfluter 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 Anbindung an ein Oberflächengewässer
Hierbei wird unterstellt, dass nur von Flächen mit einer direkten Anbindung an ein Oberflächengewässer Abschwemmungsprozessen unterliegen.

Zur Modellierung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über Abschwemmung werden darüber hinaus diejenigen Flächen identifiziert, die eine hydraulische Anbindung ans Gewässer haben. Die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Teilflächen zeichnen sich also durch eine Hangneigung von mehr als 2 % auf, einen hohen Lehmanteil 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 eine Verknüpfung mit den modellierten Oberflächenabflusshöhen vorgenommen. Für diese Teilflächen wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses entsprechender Anteil der verlagerbaren N-Menge im Boden über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangt.

Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Zur Modellierung des P-Eintrags über Erosion müssen Ackerflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss sowie Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Hierzu wurde eine Modellierung mit dem MEPhos-Modell vorgenommen. Der MEPhos-Verfahrensgang hierzu ist detailliert in Zusammenhang mit der Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion beschrieben (Kapitel Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)).

Die Höhe der partikulären N-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom N-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Ngesamt zur Verfügung stehen.

Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge

Bei der Modellierung des verlagerbaren N-Eintrags in den Boden wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitrat vorliegt. Bei ackerbaulich genutzten Böden wird davon ausgegangen, dass die Böden durch die jahrelange Düngung eine N-Sättigung aufweisen, so dass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die N-Austräge aus ackerbaulich genutzten Böden entsprechen dann genau den nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N- Zufuhren (vor allem N-Überschüsse aus der RAUMIS-N-Bilanz und atmosphärische Deposition) minus den Denitrifikationsverlusten im durchwurzelten Bodenbereich. Für Grünland sowie bewaldete Flächen wird unterstellt, dass über die Denitrifikationsverluste hinaus ein Teil der N-Zufuhren im Boden gespeichert wird und zum Aufbau der organischen Bodensubstanz beiträgt. Diese N-Immobilisierung wurde im AGRUM-DE-Projekt im Rahmen der Modellkalibrierung ermittelt und liegt für Grünland bei 30 %, für Nadelwald bei 20 % und für Laubwald bei 10 % der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition.

Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

Der verlagerbare N-Eintrag in den Boden gelangt 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. Ausmaß und Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und mit einem reduzierten 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 eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt:

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl.7}$$

mit:	N(t):	N-Gehalt im Bodens nach der Verweilzeit t	[kg N/(ha a)]
	t:	Verweilzeit	[a]
	$D_{\max}$:	maximale Denitrifikationsrate	[kg N/(ha a)]
	k:	Michaelis-Konstante	[kg N/(ha a)]

$D_{\max}$ bezeichnet hierbei die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Zur Bestimmung der maximalen Denitrifikationsrate wurde auf Ergebnisse vorliegender Studien zurückgegriffen, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis von Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen worden sind (z.B. Wendland, 1992; Kuhr et al., 2014; Wienhaus et al., 2008). Dort wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten voneinander unterscheiden. Die in Tabelle B.5-1 angegebenen Denitrifikationsraten sind jedoch als jährliche Abschlüsse zu verstehen, um die die N-Einträge in den Boden im Mittel verringert werden. Sie berücksichtigen aber nicht die unterschiedlichen Fließzeiten im Boden, die beim DENUZ-Ansatz explizit in die denitrifizierte N-Menge eingehen und können somit nicht direkt als DENUZ-Parameter verwendet werden.

Aus diesem Grund wurden die in Tabelle B.5-1 angegebenen Denitrifikationsraten unter Einbeziehung der Ergebnisse aus den eigenen Forschungsarbeiten in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Thüringen und dem Einzugsgebiet der Weser auf die im Mittel auftretenden Fließzeiten im Boden bezogen und so modifiziert, dass das Zusammenspiel aus auftretenden Fließzeiten, verlagerbaren N-Mengen im Boden und Abbauraten im Mittel eine jährliche Denitrifikation ergibt, die innerhalb der Wertespannen von Tabelle B.5-1 liegt. Dies erfolgte iterativ über mehrere DENUZ-Rechnungen.

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Konzentrationen bestimmt, wurde nach Wendland, (1992) auf Werte zwischen 18,7 kg N/(ha a)

(schlechte Denitrifikationsbedingungen) und 2,5 kg N/(ha a) (gute Denitrifikationsbedingungen) gesetzt. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}) bestimmt.

Tabelle B.5-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (Wienhaus et al., 2008, modifiziert)

Denitri-fika-tions-stufe	Jährli-cher N-Abbau [kg N/(ha a)]	Grund-/ Stau-wassereinfluss	Geologische Aus-gangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
1: sehr gering	< 10 [10]	[trocken] ganzjährig keine Was-sersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festge-steine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine, sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syro-sem, Ranker, Regosol, Rendzina, Braunerde, Podsol
2: gering	10 – 30 [20]	[trocken] ganzjährig keine Was-sersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina, Parabraun-erde, Pelosol, Tscherno-sem, Auenboden, Kolluvi-sol, Plaggenesch
		[zeitweise nass] Grund- oder Stauwas-sereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3: mittel	30 – 50 [40]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwas-sereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Lockerge-steine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseu-dogley-Gley, Haftnässep-seudogley
4: hoch	50 – > 150 [60]	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwas-sereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limno-gene und marine Lockerge-steine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden
		Grundwasser nur zeit-weise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoortorfe	Niedermoor, Hochmoor
5: sehr hoch	>> 150 [100]	[nass] ganzjähriger Grund-wassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limno-gene und marine Lockerge-steine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S)	Gley-Tschernosem, Marschböden
			[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Gl.8) wurde aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings, 2000; Müller u. Raissi, 2002), wobei der Index i dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils läuft:

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{\text{SW}}} \sum_i nFK_i \cdot d_i$$

Gl. 8

mit: t_{Boden} Verweilzeit des Sickerwassers im Boden
 Q_{SW} Sickerwasserrate
 nFK Wasserspeichervermögen (nutzbare. Feldkapazität)
 d Schichtmächtigkeit

[a]
[mm/a]
[mm/dm]
[dm]

Die Denitrifikation im Boden, in Gl.9 als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des N-Austrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Gl.7 berechnet wird, und der verlagerbaren Nitrat-N-Menge im Boden.

$$d_{\text{Boden}} = \frac{N(D_{\text{max}}, k, N_0, t_{\text{Boden}})}{N_0} \quad \text{Gl. 9}$$

mit:	d_{Boden}	Relative Denitrifikationsverluste im Boden	[-]
	N:	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge unter der Wurzelzone	[kg N/(ha a)]
	N_0 :	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden	[kg N/(ha a)]

Ankopplung der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs im Allgemeinen kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (Obermann, 1981; Schulte-Kellinghaus, 1987; Voss, 1985). Andere Untersuchungen (mündl. Aussage Herr Schroedter am 8.10.2013 unter Bezugnahme auf Angaben der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG)) haben dagegen gezeigt, dass der Nitratabbau in den Grundwasserdeckschichten regional durchaus beachtlich sein 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 ausdifferenziert werden, so dass im AGRUM-DE-Projekt auf eine Ausweisung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserdeckschichten verzichtet wurde. Vereinfachend wurde im AGRUM-DE-Projekt stattdessen davon ausgegangen, dass die quantifizierten Stickstoffausträge aus dem Boden bzw. die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser die Frachten bzw. Konzentrationen darstellen, die in das Grundwasser oder über die Direktabflusskomponenten „künstliche Entwässerungssysteme“ (Dränabfluss) oder „natürlicher Zwischenabfluss“ in die Vorfluter eingetragen werden. Dies schließt jedoch nicht aus, dass der Nitratabbau in den Grundwasserdeckschichten zukünftig, d.h. wenn entsprechende Datengrundlagen zur Verfügung stehen, in die Modellierung einbezogen werden kann.

In der bisherigen AGRUM-DE-Modellierung wurde folglich davon ausgegangen, dass die N-Austräge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, so dass sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des mGROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung / Direktabfluss aufteilen. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben würde, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 20% über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) erfolgt, so bedeutet dies, dass 20% der N-Austräge aus dem Boden über künstli-

che Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) in die Vorfluter gelangen. Umgekehrt bedeutet dies, dass 80% des Gesamtabflusses über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Auf diese Weise würden dann gleichsam 80% der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Hinzu kommen hier noch die unterhalb der Bodenzone wirksamen N-Austräge aus urbanen Systemen. Für die Summe des Teils der aus dem Boden ausgewaschenen N-Menge, die mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser gelangt sowie die N-Austräge aus urbanen Systemen, ist der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel u. Wendland, 1997; Kunkel u. Wendland, 2000; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser 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. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet (Obermann, 1981). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1990).

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von von verschiedenen Autoren (z.B. Böttcher et al., 1985; Böttcher et al., 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z.B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) bestimmt. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei bestimmender autotropher Denitrifikation durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden. Zur Modellierung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein:

1. die Nitratreinträge in den Aquifer (Summe aus dem Teil der aus dem Boden ausgewaschenen N-Menge, die mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser gelangt und den N-Austrägen aus urbanen Systemen),
2. das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer,
3. die Fließzeit des Grundwassers im Aquifer

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im letzten Kapitel bereits beschrieben. Im Folgenden wird näher auf die Quantifizierung der beiden anderen Größen eingegangen.

Modellierung der Grundwasserfließzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratausträge in die Oberflächengewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle. Zur Modellierung der Fließzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefen aufgelöst nachgebildet werden können.

Für das gesamte Bundesgebiet stehen hingegen im Allgemeinen keine detaillierten Datengrundlagen über den dreidimensionalen Aufbau des Untergrundes zur Verfügung. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Fließzeiten des Grundwassers bzw. des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser vorgenommen werden. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass das Grundwasser entlang der Grundwasseroberfläche in ein Oberflächengewässer abströmt.

Das WEKU-Modell (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1997; Kunkel u. Wendland, 1999; Wendland, 1992; Wendland et al., 2004) bietet die Möglichkeit, eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen vorzunehmen. Mit dem WEKU-Modell kann abgeschätzt werden, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder das Meer zu erreichen. Das Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen.

Die hierzu benötigten Informationen können aus Grundwassergleichenplänen und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden. Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch Unsicherheiten in den Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilität der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserfließzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserfließzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abbildung B.5-14 ist der Verfahrensgang der WEKU-Fließzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichenplänen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Dieses wird in einem nächsten Schritt hinsichtlich der hydraulischen Konsistenz analysiert und ggf. korrigiert. Aus diesem korrigierten Höhenmodell

wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

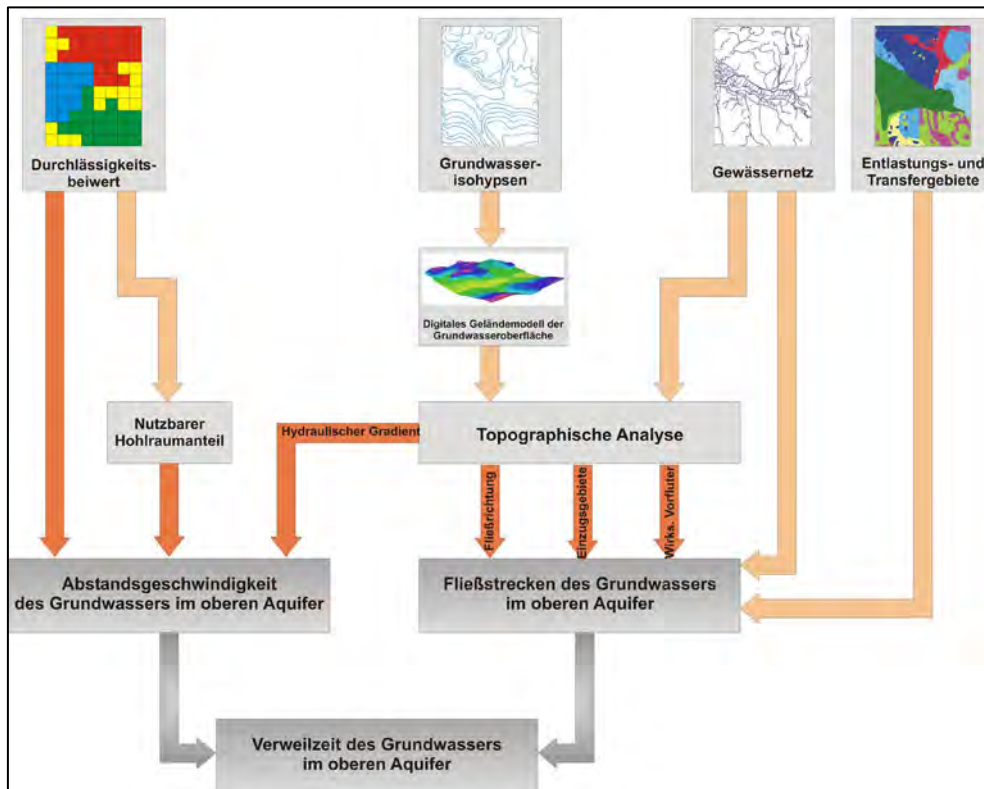


Abbildung B.5-14: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung

Im zweiten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit berechnet (Gl. 10). Die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert die Bewegung eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten in der Fließrichtung des Grundwassers. Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Kenngrößen sind der Durchlässigkeitsbeiwert, der nutzbare Hohlraumanteil und der hydraulische Gradient:

$$\bar{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla}j \quad \text{Gl.10}$$

mit:	v_a :	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	(m/s)
	k_f :	Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine	(m/s)
	n_f :	nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine	(-)
	∇j :	hydraulischer Gradient	(-)

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Eine Bewegung des Grundwassers im Aquifer ist nur möglich, wenn zusammenhängende Hohlräume vorhanden sind. Je größer der Hohlraumanteil eines Gesteins ist, desto besser kann das Grundwasser den Aquifer durchströmen. Der Gesamthohlraumanteil eines Grundwasserleiters ist eine dimensionslose Größe und entspricht dem

Verhältnis von Hohlraumvolumen und Gesamtvolumen des Aquifers. Als nutzbaren Hohlraumanteil bezeichnet man den Anteil des Gesamthohlraums, der nicht durch adhäsiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht. Da Daten zu nutzbaren Hohlraumanteilen im Allgemeinen nicht flächendeckend zur Verfügung stehen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Für Lockergesteine wurde eine durch eine Potenzfunktion beschriebene Korrelation von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil nach Ahuja et al. (1988) verwendet, während für Festgesteinsregionen im Allgemeinen Literaturwerte herangezogen werden müssen (Kunkel, 1994; Kunkel u. Wendland, 1999; Kuhr et al., 2014).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen zunächst die Fließzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wird nach Gl.11 die Fließzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Austrag in einen Vorfluter ermittelt.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})} \quad \text{Gl.11}$$

mit: $t(r_0)$: Fließzeit für das Ausgangselement r_0 für den gesamten Fließweg (s)
 $\vec{r}$: Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg (m)

Bei der Analyse der Fließzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer wird also immer der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist dabei die zentrale Grundlage zur Nachbildung des lateralen Wassertransports im Aquifer, da aus ihm die Fließrichtung in jeder Elementarzelle direkt bestimmt werden kann. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade und Fließstrecken. Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserfließzeiten und grundwasserbürtigen Nitratreinträge in die Vorfluter geben jeweils die Zeiträume an, die das Grundwasser benötigt, um vom Ort der Einsickerung in den Grundwasserraum bis zum jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zu gelangen.

An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass sich die berechneten Fließzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt der grundwasserbürtige Abfluss beispielsweise in Gebieten, die künstlich entwässert werden, häufig weniger als 20 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Fließzeiten daher nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Modellierung des Nitratabbaus der Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg NO₃/l auf (DVWK, 1992). Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (mehr als 0,2mg Fe(II)/l bzw. mehr als 0,05mg Mn(II)/l) auftreten (Kunkel et al., 1999). Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z.B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organische Substanzen. Daher ist oft auch der DOC, mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können (DVWK, 1992; Hannappel, 1996; Hölting, 1996; Leuchs, 1988; Obermann, 1981; Wendland u. Kunkel, 1999). Bei diesen, in Tabelle B.5-2 aufgeführten Werten muss beachtet werden, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt, sondern um Orientierungswerte, da beide Grundwassertypen in der Regel überlappende Konzentrationsbereiche aufweisen.

Das hydrochemische Milieu des Grundwassers hängt insbesondere von Wechselwirkungsprozessen des Wassers mit den durchströmten Gesteinen während der Untergrundpassage ab und kann über längere Zeiträume als wenig veränderlich angenommen werden. Fasst man Gesteine gleicher Lithologie und gleicher Hydrodynamik zusammen, so kann erwartet werden, dass die so ausgewiesenen Gesteinseinheiten auch einen ähnlichen Lösungsinhalt aufweisen (Gabriel u. Ziegler, 1997; Hannappel u. Voigt, 1999; Kunkel, 1994; Wendland et al., 2008). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassergütedaten aus mehreren Messstellen einer hydrogeologischen Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle B.5-2 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Tabelle B.5-2: Orientierungswerte für Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland u. Kunkel, 1999)

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierter Grundwässer
Nitrat	< 1 mg NO ₃ /l	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/ Fe (II)/l	< 0,2 mg/ Fe (II)/l
Mangan (II)	> 0,05 mg Mn (II)/l	< 0,05 mg Mn (II)/l
Sauerstoff	< 2 mg O ₂ /l	> 2 mg O ₂ /l
DOC	>> 1,5 mg DOC/l	< 1,5 mg DOC/l

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer lässt sich durch eine Reaktion erster Ordnung beschreiben (Böttcher et al., 1989):

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl.12}$$

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

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl.13}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehaltes im Grundwasser exponentiell mit der Fließzeit im Grundwasser zur Folge. Die Berechnung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Vorfluter erfordert also die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt auf Rasterbasis, so dass sich der Nitratgehalt des Grundwassers nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserfließzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Aus den Arbeiten von Böttcher im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen 0,34 und 0,56 a⁻¹ ableiten (Böttcher et al., 1989), was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht. Untersuchungen von van Beek (1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $k_n \approx 0,17 \text{ a}^{-1}$, neuere Untersuchungen im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen 0,2 a⁻¹ und 0,5 a⁻¹ (Walther et al., 2003).

Die wichtigsten DENUZ-WEKU-Modellergebnisse im Überblick

Bei den mit den Modellen DENUZ-WEKU in hoher räumlicher Auflösung und unter Berücksichtigung des Nitratabbaus in Boden und Grundwasser simulierten diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die verschiedenen Abflusskomponenten handelt es sich um:

- Diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

- Diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Erosion
- Diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer über Dränagen
- Diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss
- Diffuser N-Eintrag ins Grundwasser mit der Grundwasserneubildung
- N-Eintrag ins Grundwasser aus urbanen Systemen
- Diffuser N-Eintrag in die Oberflächengewässer über den grundwasserbürtigen Abfluss
- Direkte atmosphärische N-Deposition auf Gewässerflächen
- Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer
- Wichtige Zwischenschritte der Modellierung:
 - *Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden*
 - *Diffuser N-Eintrag aus dem Boden*
 - *Nitratabbaubedingungen / Denitrifikationsraten im Boden*
 - *Nitratabbaubedingungen / Denitrifikationsraten im Grundwasser*
 - *Verweilzeiten im Boden*
 - *Fließzeiten im Grundwasser*

Abbildung B.5-15 zeigt exemplarische DENUZ-WEKU-Modellergebnisse aus dem AGRUM-DE-Projekt im 100 m x 100 m – Raster. Die Ergebnisse stellen nicht die aktuelle regionale Situation dar und können aus diesem Grund nicht inhaltlich interpretiert werden. Die exemplarischen Ergebnisse sollen einen Eindruck vermitteln, auf welchen Zwischenergebnisse die Modellierung aufbaut und welche Ergebnisparameter zukünftig für eine regionale Analyse vorliegen werden.

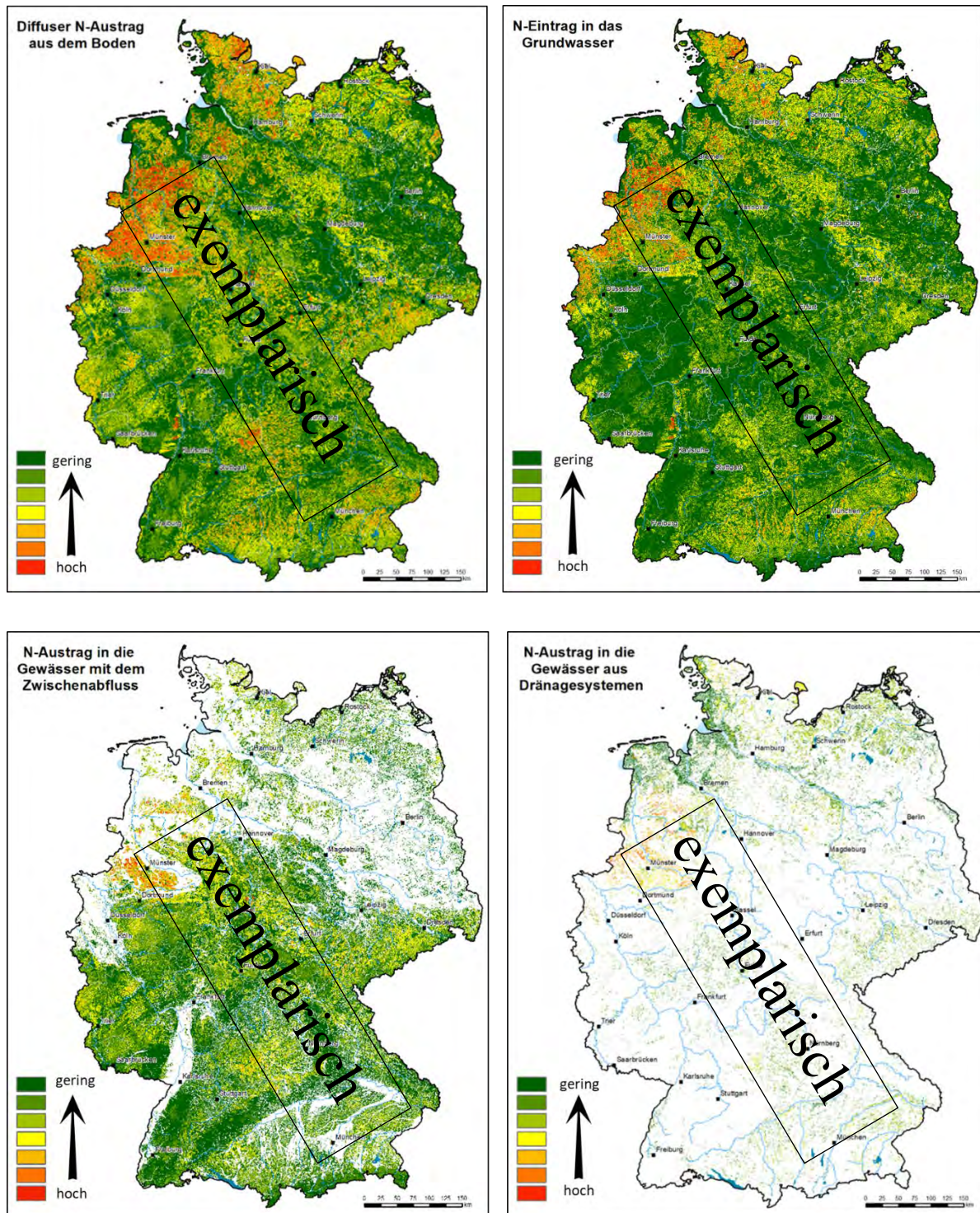


Abbildung B.5-15: Exemplarische DENUZ-WEKU-Modellergebnisse

Der in Abbildung B.5-15 links oben dargestellte N-Austrag aus dem Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone entspricht der Nitratmenge, die über die Komponenten des Abflusses ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer eingetragen werden. Abbildung B.5-15 rechts oben zeigt die N-Menge, die mit der Grundwasserneubildung in den Aquifer eingetragen wird. Abbildung B.5-15 links unten zeigt den N-Eintrag ins Grundwasser von Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss, Abbildung B.5-15 rechts unten den N-Eintrag von dränierten Flächen. zeigt exemplarische Ergebnisse der DENUZ-WEKU-Modellierung im 100 m x 100 m – Raster.

Durch die hohe räumliche Auflösung ist sichergestellt, dass die im Rahmen der Berichterstattung für unterschiedliche Gebietskulissen (GWK, Flussgebiete etc.) zu erstellenden Auswertungen hinsichtlich der N- Austragsgefährdung problemlos aggregiert werden können und dennoch konsistent zueinander sind.

Die modellierten diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer werden auf Ebene der Teileinzugsgebiete aufsummiert und ans MONERIS-Modell übergeben. Dort werden die modellierten Werte anhand von im Flusslauf gemessenen Nitratkonzentrationen nach Anwendung der Methode der OSPAR-Commission (1998) auf Plausibilität überprüft. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, 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 die N-Einträge über Trennkanalisationen, kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleitungen, Bürgermeisterkanäle sowie über Mischwasserentlastungen im MONERIS gesondert ausgewiesen. Zudem wird dort die gewässerinterne N-Retention berücksichtigt.

B.5.1.2.3 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren (Tetzlaff 2006; Tetzlaff et al., 2009). MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion, Zwischenabfluss und atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (Abbildung B.5-16). Auf die Eintragspfade und Berechnungsansätze zur Abbildung von Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme wird an dieser Stelle nicht eingegangen, da diese im AGRUM-DE-Projekt über das Modell MONERIS abgebildet werden.

Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten, v. a. des großen und mittleren Maßstabsbereichs werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten bzw. im Forschungszentrum Jülich selbst erzeugt, z.B. die Karte potenziell gedränter Landwirtschaftsflächen. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der P-Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hotspots) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Modellparameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst erzeugt oder durch Bundes- und Landesbehörden bereitgestellt wurden. Die für die Eintragsmodellierung über die wassergebundenen Pfade erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der jeweiligen Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird.

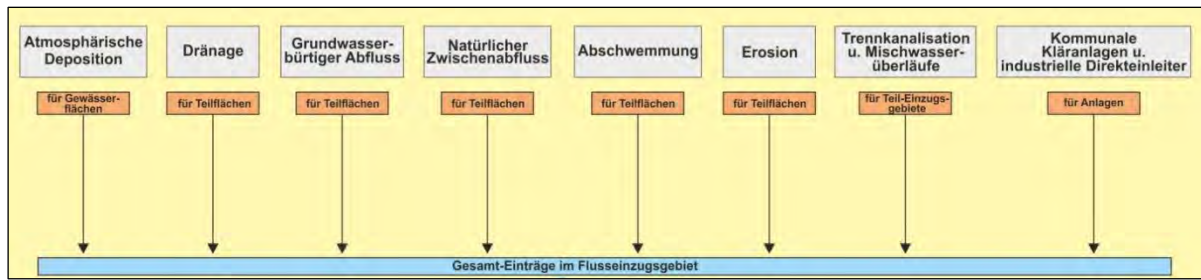


Abbildung B.5-16: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit ME-Phos

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach mGROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells mGROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für die einzelnen Pfade. Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von P_{gesamt} durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials nach ABAG mit dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt.

Nachfolgend werden nur die Berechnungsansätze beschrieben, die im Modell MEPhos zur Ermittlung der diffusen P-Einträge verwendet werden. Wenn im Folgenden von P-Einträgen gesprochen wird, sind damit Emissionen von P_{gesamt} aus der Fläche in die Oberflächengewässer gemeint.

Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von P-gesamt aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für P und seinem P-Gehalt ab (Schoumans 2004, Früchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die pedogene Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (Pihl, 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor. Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart

klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Sandmischkulturen, Marschböden, tonarme Sandböden, tonige sowie lehmige terrestrische Mineralböden. Somit werden für jedes Untersuchungsgebiet mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung.

Tabelle B.5-3 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen und die durch Kalibrierung an Gewässergütedaten gewonnenen Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets entsprechen, d. h. Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen Deutschlands. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg P/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Tabelle B.5-3 Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe

Phosphotop	Referenzwert [mg P _{gesamt} /l]	Referenzwert [kg P _{gesamt} / (ha·a)]
Gedrante Hochmoorböden unter Grünlandnutzung	3,0-5,4	3 bis >15
Gedrante Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3
Gedrante Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4
Gedrante Sandmisch- und Sanddeckkulturen unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,6	2,6-6
Gedrante Marschböden unter Ackernutzung	0,03-1,13 i.d.R. 0,2-0,5	0,3-1,4
Gedrante Marschböden unter Grünland	0,9	1,4-1,6
Gedrante bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5
Gedrante stark tonige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,2 – 0,4	
Gedrante tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8

Quellen: Blankenburg 1983; Scheffer 2002; Scheffer u. Foerster 1991; Foerster 1982, 1988; Foerster et al. 1985; Früchtenicht 1998; Früchtenicht et al. 1996; Hasenpusch 1995; Lammel 1998; Kuntze 1983, 1988; Lennartz u. Hartwigsen 2001; Munk 1972; Rösche u. Steininger 2009; Attenberger 1990, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2006

Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedränten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als Zwischenabfluss zuströmen, sofern lehmige Böden mit Hangneigungen über 2 % vorhanden sind. Auch bei dieser Abflusskomponente wird P transportiert, allerdings in geringen Konzentrationen, die im Bereich der geogenen Grundlast liegen bzw. der Konzentration im Dränwasser lehmiger Böden entsprechen, die weitgehend düngungsunabhängig ist. Als Konzentration wird daher 0,05 mg/l P_{gesamt} angesetzt, was u.a. durch Sickerwasseruntersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (2006) an den Standorten Puch und Kempten gestützt wird.

Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an P_{gesamt} gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann.

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

Um die Datenlage zur Ableitung repräsentativer Konzentrations-Mittelwerte für Teilregionen zu verbessern, werden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung in oberflächennahen Grundwässern benutzt. Um zu repräsentativen flächenhaften Aussagen zu gelangen, werden die Messwerte auf grundwasserführende Gesteinseinheiten bezogen.

Die Konzentrationen spiegeln nicht die rein geogenen Hintergrundwerte wider. Es wird der Median über alle Werte einer Messstelle herangezogen und dann alle Messstellen einer Gesteinseinheit betrachtet. Ausschließlich den geogenen Anteil zu betrachten, würde voraussetzen, dass Teilmengen der Stichprobe, insbesondere „Ausreißer“, durch statistische Selektions-

verfahren oder durch Anpassung unterschiedlicher Verteilungskurven an die Messwerte-Verteilung eliminiert werden. Es handelt sich also um – gemessen an der Geologie – gebietstypische Konzentrationswerte. Kleinräumige Besonderheiten können dabei nicht eingehen.

Die für das Projekt AGRUM DE übermittelten Daten der Bundesländer enthielten nach Homogenisierung, Plausibilitätsprüfung und Entfernen von Messstellen in tiefen Grundwasserleitern 5687 Messstellen mit Konzentrationsmessungen zu Pges. Die Messstellen wurden hydrogeologischen Einheiten zugewiesen und die Konzentrationsmessungen primärstatistisch ausgewertet. Die für jede Einheit abgeleiteten Mediane werden für die Modellierung angesetzt.

Modellansatz zur Quantifizierung des Phosphoreintrags über Erosion

Auf Ackerflächen kann Wassererosion zu partikularen Phosphoreintragen in die Vorfluter führen, während sich Grünlandnutzung stark erosionsmindernd auswirkt (Jung und Brechtel, 1980, Erpenbeck, 1987). Nach Auerswald und Schmidt (1986) beträgt der Abtrag von Grünland im Vergleich zu Ackerland ein Fünfundvierzigstel und kann damit vernachlässigt werden.

Maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wassererosion von Ackerflächen haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität, die untereinander in Wechselwirkungen stehen (Auerswald, 1993). Der partikuläre Phosphoreintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Vorfluter, den Phosphorgehalt des Oberbodens der Erosionsflächen sowie die Phosphoranreicherung (siehe Gl. 14) während des Abtragsvorgangs gesteuert (Frede und Dabbert, 1999; Auerswald, 1998):

$$E = S \times PG \times ER \quad \text{Gl. 14}$$

mit: E = Phosphoreintrag über Erosion [kg/(ha · a)]
 S = eingetragene Sedimentmenge [t/(ha · a)]
 PG = Phosphorgehalt im Oberboden [mg/kg]
 ER = Anreicherungsfaktor [-]

Im Unterschied zu den drei Eintragspfaden Dränung, Grundwasser und Abschwemmung wird die räumliche Lage der am partikularen Phosphoreintrag beteiligten Teilflächen nicht ausschließlich durch Verschneidung von Datengrundlagen im GIS sondern auch rechnerisch ermittelt. Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) die Bodenerosionsgefährdung berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al., 1990):

$$A = R \times K \times S \times L \times C \times P \quad \text{Gl. 15}$$

mit: A = Bodenabtrag [t/ha · a]
 R = Regen- und Oberflächenabflussfaktor [-]
 K = Bodenerodierbarkeitsfaktor [-]

S = Hangneigungsfaktor [-]
 L = Hanglangenfaktor [-]
 C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor [-]
 P = Erosionsschutzfaktor [-]

Zunächst wird eine Gebietskulisse für die Modellierung der Wassererosion erstellt, die Ackerflächen und Dauerkulturen umfasst. Dauergrünland bleibt wegen seines geringen Beitrags zum Bodenabtrag und der Tatsache, dass es sich hierbei bereits um eine stark erosionsmindernde Kultur handelt, außer Betracht. Da bei Hangneigungen unter 2 % v.a. Sedimentumlagerungen auf der Fläche und weniger Transport hangabwärts erfolgt, werden flache bzw. gering geneigte Flächen aus der Gebietskulisse entfernt.

Die für die Modellierung mit der ABAG erforderlichen Eingangsdaten werden auf Basis der REGNIE-Daten des DWD, des DGM 25, der im Projekt verwendeten Landnutzung, der BGR-Daten zur Oberbodenart und den im Rahmen der Agrarstrukturdatenerhebung ermittelten Anbauverteilungen der Fruchtartenhauptgruppen ermittelt. Die Modellierung erfolgt rasterbasiert mit einer Auflösung Auflösung von 25 m. Die Ergebnisse für die Rasterzellen können für Feldblockgeometrien zusammengefasst werden.

Der R-Faktor wird nach DIN 19708:2017-08, Tabelle C.1 aus der mittleren jährlichen Sommerniederschlagshöhe 1981-2010 für Deutschland abgeleitet. S- und L-Faktor werden ebenfalls nach dieser Norm aus dem DGM mit 25 m Auflösung berechnet. Ähnliches gilt für den K-Faktor, dessen Ableitung auf Tabelle 3 der DIN basiert.

Beim C-Faktor wirkt sich konservierende Bodenbearbeitung mindernd aus. Informationen zu den Bewirtschaftungsformen liegen allerdings bundesweit lediglich auf Ebene der Bundesländer aus der Agrarstrukturhebung 2016 vor. Die Anteile konservierender Bodenbearbeitung variiert zwischen den Bundesländern deutlich. Besonders hoch ist ihr Anteil in den ostdeutschen Bundesländern. Unter Berücksichtigung der Flächenanteile konservierender Bodenbearbeitung an der Ackerfläche pro Bundesland wurde der C-Faktor nach Auerswald & Weigand (1999) abgeschätzt.

Durch die multiplikative Verknüpfung der ABAG-Einzelfaktoren wird der potenzielle Bodenabtrag im langjährigen Jahresmittel berechnet. Das Ergebnis stellt die Bodenabtragsgefahr dar. Diese Größe trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag in das Gewässer. In Abhängigkeit der Hangmorphologie kann nämlich z. B. am Oberhang abgespültes Bodensubstrat in Senken oder Verebnungsbereichen sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten. Zudem ist davon auszugehen, dass von Kolluvien und Auenböden mittel- und langfristig kein Bodenabtrag durch Flächenerosion zu erwarten ist, so dass das Erosionspotenzial auf diesen Flächen auf null gesetzt werden kann. Dasselbe gilt für sehr schwach geneigte Areale mit einer Hangneigung unter 2 % (Sommer und Murschel, 1999; Schwertmann et al., 1990).

Zur Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion werden nur die erosionsgefährdete Ackerflächen nach ABAG betrachtet, die an reliefbedingte Fließwege angeschlossen sind. Für diese

Flächen wird der Anteil des Bodenabtrags, der in das Fließgewässer übertritt, ermittelt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet. Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslassen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer, 1987; Duttmann, 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis hoch aufgelöster digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei im Modell MEPhos der von Tarboton (1997) entwickelte Algorithmus Deterministic Infinity (D_{∞}) eingesetzt wird. D_{∞} zählt zu den zweidimensionalen Abflussmodellen, die den in einer Rasterzelle generierten Abfluss als über die Fläche verteilt berechnen. Außerdem können sie Abflussdivergenz simulieren, indem der Abfluss in Fließrichtung auf benachbarte Rasterzellen aufgeteilt wird.

Zur Identifizierung der zu erosiven Einträgen beitragenden Ackerflächen mit Gewässeranschluss bzw. zur Quantifizierung des entsprechenden Sedimenteintrags werden aus dem DGM im GIS reliefbedingte Tiefenlinien abgeleitet und diese mit Puffern auf jeder Seite versehen. Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer kann dann im Modell nur von denjenigen Ackerflächen mit Erosionsgefahr erfolgen, die im Pufferstreifen einer Tiefenlinie bzw. eines Gewässers liegen.

Die Höhe der partikularen Phosphoreinträge ist neben der in das Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom Phosphorgehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamtphosphor zur Verfügung stehen.

Als Anreicherungsfaktor ER wird einheitlich der Wert von 1,86 verwendet, der von Wilke und Schaub (1996) nach langjährigen Geländeuntersuchungen als der Wert ermittelt wurde, mit dem 94 % aller beobachteten Ereignisse erfasst werden konnten. Die Untersuchungen erstreckten sich auf Gebiete, in denen mit dem Projektgebiet vergleichbare Bodenbedingungen und Bewirtschaftungsverhältnisse auftreten. Duttmann (1999) konnte mittlere Phosphoranreicherungs-faktoren von 1,78 bei einer Grundgesamtheit von 30 Proben im südniedersächsischen Berg- und Hügelland feststellen. Rückert (2008) ermittelte für das Einzugsgebiet der Urfttalsperre einen Anreicherungs-faktor von 1,57. Diese Arbeiten bestätigen die Größenordnung des von Wilke und Schaub (1996) genannten Werts.

Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung

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

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

Tabelle B.5-4: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten

Phosphotope	Referenzwert [mg P _{Ges} /l]	Referenzwert [kg P _{Ges} / (ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (für die Modellierung ver- wendet)
Ackerland mit verschlammungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und An- schluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
Grünland mit sättigungsindu- ziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1

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

Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen

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

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des DLM bzw. aus Wasserblick selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies 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 des DLM sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von 0,6 kg/(ha*a) die sich im Einklang mit Erkenntnissen aus Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2013) befindet.

Die wichtigsten MEPhos-Modellergebnisse im Überblick

Mit dem Modell MEPhos erfolgt eine räumlich hoch aufgelöste Simulation der diffusen P-Einträge in die Oberflächengewässer über die verschiedenen Abflusskomponenten:

- Diffuser P-Eintrag in die Oberflächengewässer über Abschwemmung
- Diffuser P-Eintrag in die Oberflächengewässer über Erosion
- Diffuser P-Eintrag in die Oberflächengewässer über Dränagen
- Diffuser P-Eintrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss
- Diffuser P-Eintrag in die Oberflächengewässer über den grundwasserbürtigen Abfluss
- Direkte atmosphärische P-Deposition auf Gewässerflächen
- Gesamte diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer
- Wichtige Zwischenschritte der Modellierung:
 - *Potentiell dränierte Gebiete*
 - *Mittlere Bodenabtragsgefahr*
 - *ABAG-Faktoren(?)*

Exemplarische MEPhos-Modellergebnisse

Abbildung B.5-17 zeigt exemplarische Ergebnisse der MEPhos-Modellierung im 100 m x 100 m – Raster. Die Ergebnisse stellen nicht die aktuelle regionale Situation dar und können aus diesem Grund nicht inhaltlich interpretiert werden. Die exemplarischen Ergebnisse sollen einen Eindruck vermitteln, auf welchen Zwischenergebnisse die Modellierung aufbaut und welche Ergebnisparameter zukünftig für eine regionale Analyse vorliegen werden. Durch die hohe räumliche Auflösung ist sichergestellt, dass die im Rahmen der Berichterstattung für unterschiedliche Gebietskulissen (GWK, Flussgebiete etc.) zu erstellenden Auswertungen hinsichtlich der P-Austragsgefährdung problemlos aggregiert werden können und dennoch konsistent zueinander sind.

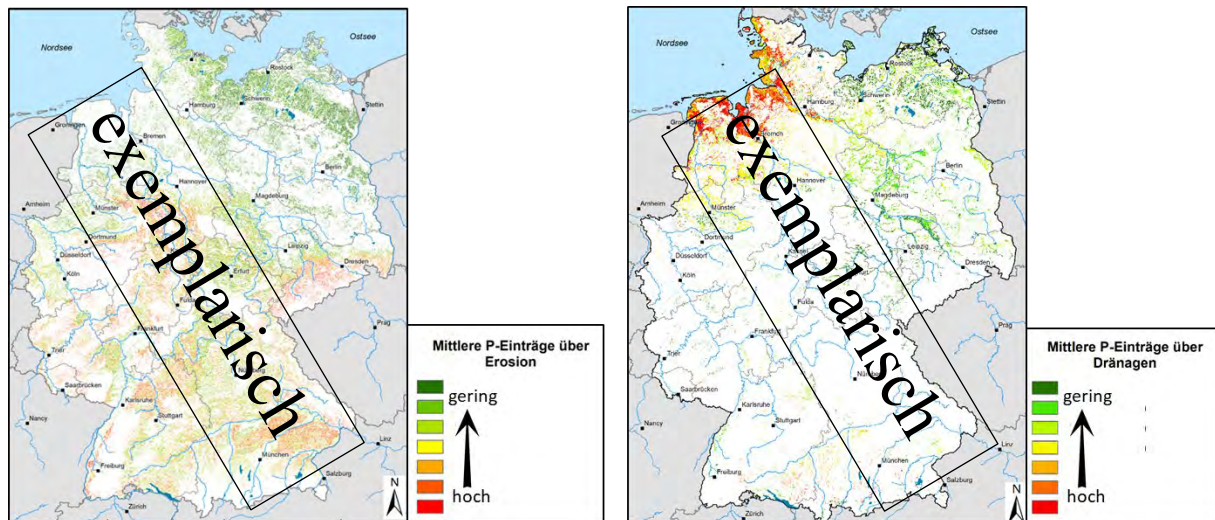


Abbildung B.5-17: Exemplarische MEPhos-Modellergebnisse

Nach Berechnung des P-Eintrags über alle diffusen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der P-Belastung auf Ebene der Teileinzugsgebiete aufsummiert und an das Modell MONERIS übergeben. Im MONERIS-Modell erfolgt die Abbildung von P-Einträgen über Punktquellen und urbane Systeme. Um die Validität der modellierten P-Einträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, werden diese mit Frachten verglichen, die für Gütemessstellen nach Anwendung der Methode der OSPAR-Commission (1998) ermittelt wurden.

B.5.1.2.4 Modellierung der Nitrataustragsgefährdung

Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Als Indikator der standörtlichen Nitrataustragsgefährdung ist die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ein guter Indikator.

Für niederschlagsbenachteiligte Gebiete und in Abhängigkeit von der Mächtigkeit bindiger Deckschichten ist jedoch die Entwicklung weiterer Bewertungskriterien erforderlich. So könnte beispielsweise eine boden-klimatische Differenzierung der „Untergrenze“ des maximal tolerierbaren Stickstoffsaldos als weiteres Bewertungskriterium entwickelt werden. In der zweiten Aufbauphase des Monitoringsystems ist bereits die Entwicklung und Festlegung von weiteren Bewertungskriterien in Abstimmung mit dem Begleitarbeitskreis vorgesehen. Auf der Grundlage dieser Bewertungskriterien soll zukünftig die Wirkungsabschätzung der DüV vorgenommen und ggü. der EU-Kommission berichtet werden.

Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen die diffusen N-Austräge aus dem Boden und die N-Austräge aus urbanen Systemen unter der Wurzelzone bei. Die mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem durchwurzelter Boden ist als die Wassermenge definiert, die den Boden im langjährigen Mittel abwärts verlässt. Angegeben wird sie in mm/a. Die Sickerwasserrate ergibt

sich aus der Differenz von Gesamt- und Oberflächenabfluss (vgl. Abschnitt *Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten*). Der allgemeine Berechnungsansatz zur Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser lautet:

$$c_{NO_3} = \frac{443 \cdot (N_{out,Boden} + N_{out,urb})}{Q_{Sw}} \quad \text{Gl.16}$$

CNO3:	mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser	[mg/l]
Q _{sw} :	mittlere langjährige (mGROWA-) - Sickerwasserrate	[mm/a]
N _{out,Boden} :	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus dem Boden	[kg N/(ha·a)]
N _{out,urb} :	mittlerer mehrjähriger N-Austrag aus urbanen Systemen	[kg N/(Gemeinde·a)]

Die diffusen N-Austräge aus dem Boden ergeben sich aus den N-Einträgen in den Boden, der N-Festlegung im Boden und mikrobiellen Umsetzungsprozessen im Boden, durch die ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden kann:

$$N_{out,Boden} = N_{Lw} + N_{AD} - N_{Imm} - N_{Den} \quad \text{Gl. 17}$$

N _{Lw} :	N-Bilanzsaldo landwirtschaftlicher Flächen	[kg N/(ha·a)]
N _{AD} :	Atmosphärische N-Deposition	[kg N/(ha·a)]
N _{Imm} :	N-Immobilisierung im Boden	[kg N/(ha·a)]
N _{Den} :	Nitratabbau im durchwurzelten Boden	[kg N/(ha·a)]

Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird im DENUZ-Modell eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt (vgl. Abschnitt *Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)*). Zur Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tragen daneben auch die N-Austräge aus urbanen Systemen bei. Die N-Austräge aus urbanen System unter der Bodenzone unterliegen weder einer N-Immobilisierung noch einer Denitrifikation im Boden.

Maximal tolerierbare N-Bilanzüberschüsse und N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse

Flächen, für die sich nach Gl. 16 eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser über 50 mg NO₃/l ergeben haben, können als „hot-spot-Flächen“ des Nitratreintrags gelten. Für diese potenziellen Handlungsgebiete werden zunächst die maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft quantifiziert, die im langjährigen Mittel nicht überschritten werden dürfen, wenn eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO₃/l nachhaltig garantiert werden soll. Die hypothetisch maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschüsse ergeben sich dann formal durch Umstellung von Gl. 18, welche Gl. 1 der AVV entspricht:

$$N_{Lw,max} = \frac{50 \cdot Q_{Sw}}{443} + N_{Imm} + N_{Den} - N_{AD} \quad \text{Gl. 18}$$

Beim Wirkungsmonitoring erfolgt eine bundesweite Modellierung über alle Landnutzungen hinweg. Deswegen sind hierfür nicht nur der N-Austrag der landw. Nutzflächen von Relevanz, sondern alle N-Quellen, die das Sickerwasser mit Nitrat befrachten, wie z.B. die N-Austräge ins Grundwasser aus urbanen Systemen. Aus diesem Grund wird Gl. 18 in Abstimmung mit dem Begleitarbeitskreis um diese zusätzlichen Größen erweitert.

Bei der Anwendung dieser Beziehung sei darauf hingewiesen, dass einzelne Größen nicht als konstant anzusehen sind, sondern Abhängigkeiten zu anderen Größen aufweisen können. So ist beispielsweise die Denitrifikation im Boden in komplexer Weise abhängig von der Sickerwasserrate, den Denitrifikationsbedingung und den verlagerbaren N-Einträgen in den Boden. Die N-Immobilisierung kann beispielsweise als Anteil an den N-Einträgen und nicht als fester Wert angegeben sein. Aus diesem Grunde ist die Gl. 18 im Allgemeinen nicht analytisch berechenbar, sondern muss numerisch gelöst werden, in dem der gesuchte Wert iterativ bestimmt wird. Hierbei werden eine Reihe von Kenngrößen als konstant vorausgesetzt.

Der N-Minderungsbedarf der landwirtschaftlichen N-Bilanzüberschüsse ergibt sich schließlich aus der Differenz des jeweils betrachteten N-Bilanzüberschusses (z.B. des N-Bilanzüberschusses des Ist-Zustandes oder auf Basis des N-Bilanzüberschusses eines Bewirtschaftungsszenarios) und des berechneten maximal zulässigen N-Bilanzüberschusses:

$$N_{Mind} = N_{LW} - N_{LW,max} \quad \text{Gl. 19}$$

Der maximal tolerierbare N-Bilanzüberschuss aus der Landwirtschaft ist ein hypothetischer Wert, der sich aus der Kombination der einzelnen Berechnungsparameter ergibt. Gerade bei großen Sickerwasserraten und sehr guten Abbaubedingungen können sich hierbei Werte ergeben, die weit oberhalb der in der Praxis auftretenden N-Bilanzüberschüsse liegen. Deshalb ist es erforderlich, den auf diese Weise berechneten maximalen N-Bilanzüberschuss für die Berechnung des N-Minderungsbedarfs nach oben hin auf Werte zu begrenzen, die einer bedarfsgerechten Düngung entsprechen.

Die wichtigsten Modellergebnisse zur Nitrataustragsgefährdung im Überblick

- Nitratkonzentration im Sickerwasser
- maximal tolerierbare N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO₃/l
- N-Minderungsbedarf der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO₃/l

Exemplarisches Modellergebnis zur Nitrataustragsgefährdung

Abbildung B.5-18 zeigt die Nitratkonzentration im Sickerwasser und damit ein exemplarisches Ergebnis zur Nitrataustragsgefährdung im 100 m x 100 m – Raster. Die Ergebnisse stellen nicht die aktuelle regionale Situation dar und können aus diesem Grund nicht inhaltlich interpretiert

werden. Die exemplarischen Ergebnisse sollen einen Eindruck vermitteln, auf welchen Zwischenergebnisse die Modellierung aufbaut und welche Ergebnisparameter zukünftig für eine regionale Analyse vorliegen werden. Durch die hohe räumliche Auflösung ist sichergestellt, dass die im Rahmen der Berichterstattung für unterschiedliche Gebietskulissen (GWK, Flussgebiete etc.) zu erstellenden Auswertungen hinsichtlich der N- Austragsgefährdung problemlos aggregiert werden können und dennoch konsistent zueinander sind.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das Bodenwasser die durchwurzelte Bodenzone verlässt. Durch die unterschiedlich hohen Sickerwasserraten (vgl. Abbildung 5-12) weisen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser je nach Region erhebliche Unterschiede auf, die nicht nur von der Höhe des Nitrataustrags aus dem Boden (vgl. Abbildung B.5-18) abhängen. So ist die Verdünnung des gleichen Nitrataustrags aus dem Boden im Rheinischen Schiefergebirge, d.h. bei Sickerwasserhöhen um (oder sogar über) 500 mm/a, mindestens fünf Mal so hoch wie in weiten Teilen des Oberrheingebiets und in Rheinhessen, wo die Sickerwasserhöhe selten 100 mm/a übersteigt.

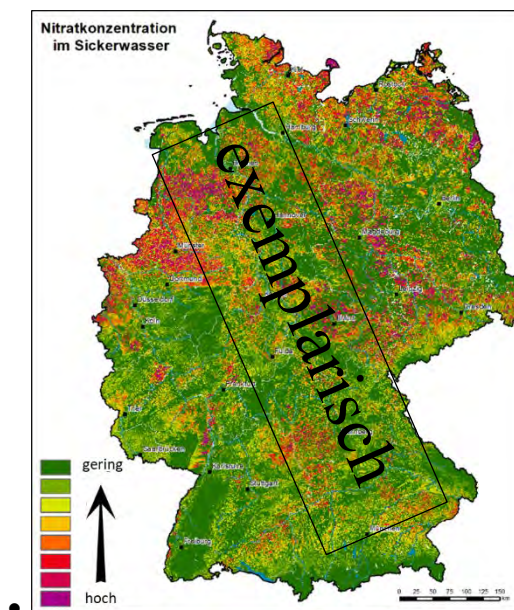


Abbildung B.5-18: Exemplarisches Ergebnis zur Nitrataustragsgefährdung

B.5.1.3 MONERIS

Das am IGB entwickelte und verwendete Modell MONERIS berechnet diffuse und punktförmige Einträge über die Eintragspfade atmosphärische Deposition, Abschwemmung, Erosion, Drainagen, Interflow & Grundwasser, sowie urbane Systeme und Punktquellen. Für diese Eintragspfade werden verschiedene temporäre und permanente Abbau-, Transformations- oder Rückhalteprozesse berücksichtigt. Anschließend wird die Retention von Nährstoffen in den Oberflächengewässern modelliert. Innerhalb des Modellverbundes wird die in vorherigen AGRUM Projekten bereits praktizierte Teilung der Modellierung von diffusen Einträgen durch das FZJ und der Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen (Kläranlagen und Industrielle Direkteinleiter) durch das IGB auch für AGRUM-DE-II angewendet und über eine etablierte Modellkopplung realisiert. So werden die Einträge aus Kleinkläranlagen mit einer Einleitung über eine Boden-Grundwasserpassage sowie Exfiltrationsverluste aus beschädigten, undichten Abwasserkanalhaltungen vor der Berücksichtigung möglicher Abbauprozesse in Boden und Grundwasser auf Gemeindeebene an das FZJ übergeben. Im späteren Verlauf werden die gesamten diffusen Einträge wieder an das IGB übermittelt, dort mit den anderen Einträgen aus urbanen Systemen und Punktquellen zusammengeführt und zur Modellierung der Retention und Frachten in Oberflächengewässern weiterverwendet.

Die Berechnung der Stickstoff- und Phosphoreinträge über urbane Systeme und Punktquellen erfolgt in AGRUM-DE-II deutschlandweit zunächst auf Gemeindeebene. Alle verwendeten Eingangsdaten zur Berechnung der Einträge aus urbanen Systemen wurden daher auf Gemeindeebene erstellt bzw. belassen. Nach Berechnung der Einträge über diffuse (FZJ) und urbane/punktförmige (IGB) Eintragspfade, werden diese auf hydrologische Teileinzugsgebiete übertragen und für diese die Retention und der Transport in den Oberflächengewässern modelliert.

Nachfolgend werden auch in diesem Kapitel exemplarische Ergebniskarten dargestellt. Die Ergebnisse stellen nicht die aktuelle regionale Situation dar und können aus diesem Grund nicht inhaltlich interpretiert werden. Die exemplarischen Ergebnisse sollen einen Eindruck vermitteln, auf welchen Zwischenergebnisse die Modellierung aufbaut und welche Ergebnisparameter zukünftig für eine regionale Analyse vorliegen werden.

Abbildung B.5-19 gibt eine Übersicht über den Arbeitsablauf zwischen FZJ und IGB zur Modellierung der Einträge über urbane Systeme.

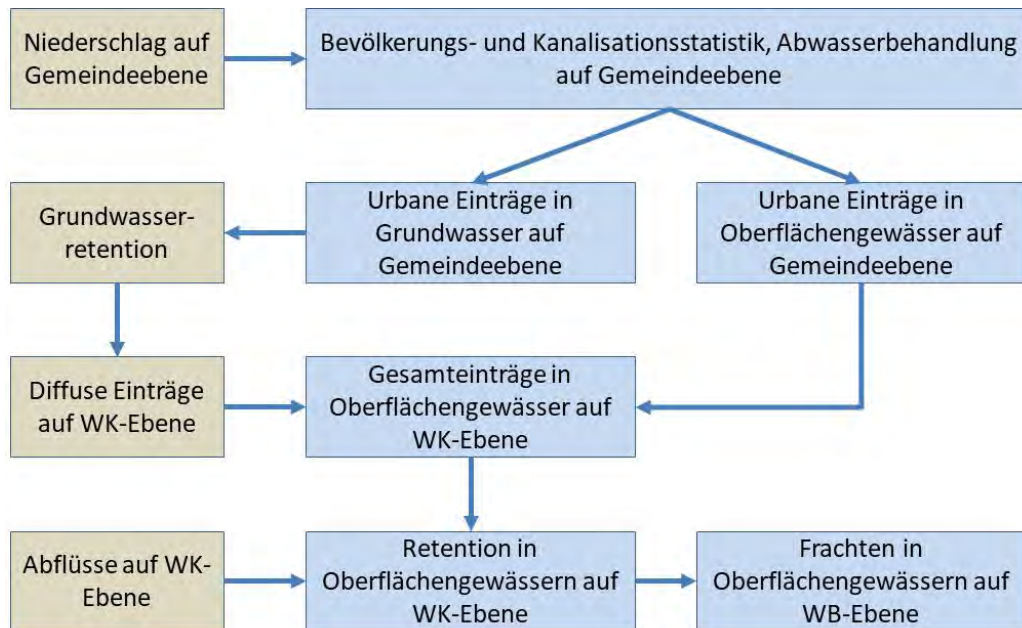


Abbildung B.5-19: Schematische Darstellung der Datenschnittstellen zwischen FZJ (beige) und IGB (blau) zur Modellierung der Nährstoffeinträge aus urbanen Systemen. WK-Ebene: Wasserkörper nach EU-WRRL

B.5.1.3.1 Einträge aus urbanen Systemen

Die Berechnung der Einträge aus urbanen Systemen berücksichtigt verschiedene Eingangsdaten und unterscheidet sieben Teilpfade kommunale Kläranlagen (> 2000 EWG), kleine Kläranlagen (50 bis 2000 EW), Klein-Kläranlagen (< 50 EW), Regenwasser der Trennkanalisation, Mischkanalisationsüberläufe, Exfiltrationsverluste aus Kanalleckagen und nicht an die Kanalisation angeschlossene urbane Flächen berücksichtigt (Abbildung B.5-20). Diese werden im Folgenden beschrieben.

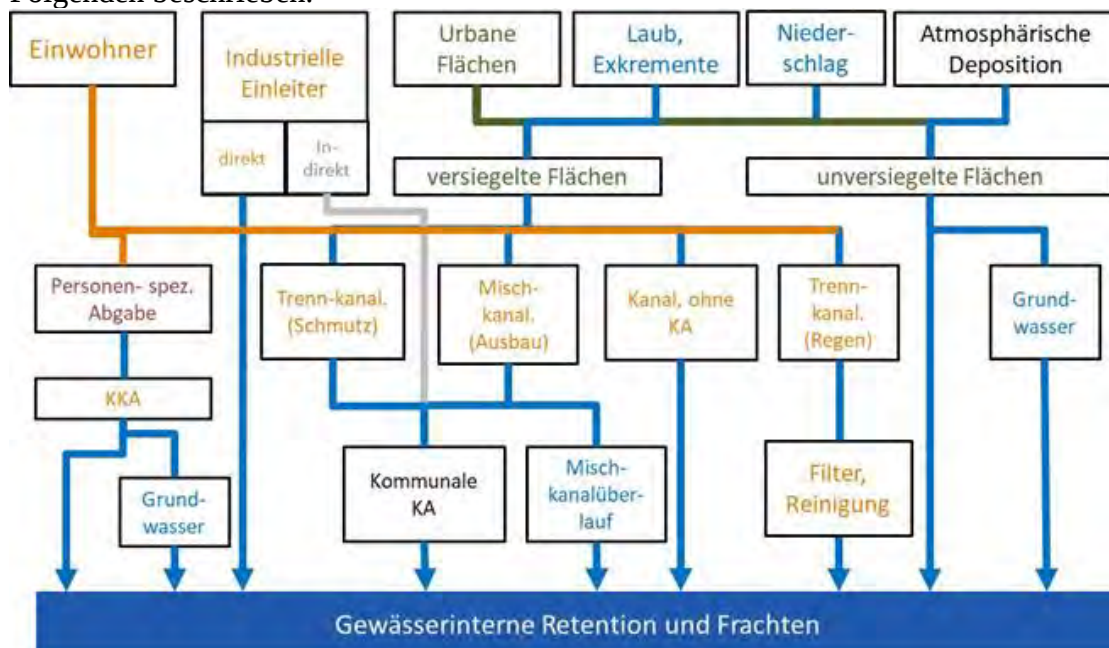


Abbildung B.5-20: Schematische Darstellung der berücksichtigten Eintragspfade für urbane Systeme

Abflüsse von versiegelten urbanen Flächen

Die urbane Fläche (Landbedeckungsklassen B110, B121, B122, B142) und der Versiegelungsgrad (SIE_AKT_RE) werden aus Landschaftsbedeckungsmodell LBM 2015 (BKG, 2018) entnommen und über die Transformation in ein 10 m Raster auf die Gemeindeflächen übertragen. Die Berechnung der Abflüsse von versiegelten urbanen Flächen erfolgt über den Abflussbeiwert nach Heaney, Huber, u. a. (1976) (Gl. 19). Mit steigendem Anteil der versiegelten Fläche nimmt demnach der Abflussbeiwert zu.

$$QURB_{ratio} = 0.15 + 0.75 \frac{AURB_{VER\%}}{100} \quad \text{Gl. 19}$$

$QURB_{ratio}$ = Abflussbeiwert, ohne Einheit

$AURB_{VER\%}$ = Anteil der versiegelten urbanen Fläche, in %

Der Abfluss von den versiegelten urbanen Flächen berechnet sich anschließend in Abhängigkeit vom Abflussbeiwert, dem Jahresniederschlag sowie der versiegelten Fläche. Er spiegelt wider, wie viel des gefallenen Jahresniederschlags aufgrund des Versiegelungsgrads in die Kanalisation gelangt (Gl. 20).

$$QN_{VERS} = \frac{QURB_{ratio} \cdot N_a \cdot AURB_{VER} \cdot 1000000}{1000} \quad \text{Gl. 20}$$

QN_{VERS} = Abfluss von versiegelten urbanen Flächen, in m³/a

N_a = Jahresniederschlag, in mm/m²/a

$AURB_{VERS}$ = versiegelte urbane Fläche, in km²

Neben dem durch Niederschläge erzeugten und dem häuslichen Abwasser ist noch gewerbliches Abwasser zu berücksichtigen. Für die Berechnung der Menge des gewerblichen Abwassers wird der Ansatz von Mohaupt, Sieber, u. a. (1998) verwendet. Dieser geht von einem Anteil der gewerblichen Fläche an der gesamten urbanen Fläche von 0,8 % aus, wobei hier anstelle von $QURB_{ratio}$ eine Regenabflussspende von 1 l/ha/s angesetzt wird.

Diese Vorgehensweise wird grundsätzlich für alle versiegelten urbanen Flächen angewendet. Im Weiteren unterscheiden sich die Berechnungsansätze in Abhängigkeit vom Kanalisationstyp. Im Unterschied zur Trennkanalisation oder nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen, wird für die Mischkanalisation nicht der gesamte erzeugte Abfluss berücksichtigt, sondern nur der Teil der während Starkniederschlägen durch Überlaufereignisse in die Gewässer gelangt. Zusätzlich muss hier noch der Anteil des Abwassers aus den angeschlossenen Haushalten berücksichtigt werden.

Abwasser aus Überlaufereignissen der Mischkanalisation

Im Gegensatz zu weniger intensiven Regenereignissen, kann das über Mischkanalisationssystem bei Starkregenereignissen aufgenommene Abwasser nicht unmittelbar und vollständig in

den angeschlossenen Kläranlagen behandelt werden. Daher müssen überschüssige Wassermengen zunächst in Mischkanalisationssystemen zwischengespeichert und ggfs. ohne Behandlung dem Oberflächengewässer zugeführt werden. Dieser als Entlastung bezeichnete Vorgang, kann für Oberflächengewässer eine extreme Belastung darstellen. Für die Modellierung muss zunächst die Anzahl der Starkniederschlagsereignisse ermittelt werden. Diese erfolgt in AGRUM-DE-II über die jährlichen Niederschlagssummen als nach Gl. 21.

$$SNT = 0,0000012 N_a^{2,5} \quad \text{Gl. 21}$$

SNT = Anzahl der Starkregenereignisse, in Tage/a

N_a = Jahresniederschlagssumme, in mm/a

Es ist davon auszugehen, dass Entlastungen nicht bei jedem Starkregenereignis stattfinden und auch nicht den ganzen Tag andauern. Deshalb wird eine effektiv wirksame Zahl der Starkregentage unter Berücksichtigung des Speichervolumens in der Mischkanalisation abgeleitet. Die Zahl der effektiven Starkregentage ergibt sich aus dem Verhältnis der Entlastungsraten mit und ohne Speichervolumen (Gl. 22).

$$SNT_{eff} = SNT \frac{ER_{MK,SV}}{ER_{MK,SV=0}} \quad \text{Gl. 22}$$

SNT_{eff} = effektive Anzahl der Starkregenereignisse, in Tage/a

$ER_{MK,SV}$ = Entlastungsrate der Mischkanalisation mit Speichervolumen, in %

$ER_{MK,SV=0}$ = Entlastungsrate der Mischkanalisation ohne Speichervolumen, in %

Nach Meissner (1991) kann man die Entlastungsrate nach Gl. 23 bestimmen, wobei für $ER_{MK,SV=0}$ das Speichervolumen MK_{SV} auf 0 gesetzt wird.

$$ER_{MK} = \left(\frac{\frac{4000 + 25 \cdot R_q}{0,551 \cdot R_q}}{\frac{MK_{PSV}}{100} \cdot 23,3 + \frac{36,8 + 13,5 \cdot R_q}{0,5 \cdot R_q}} \right) - 6 + \frac{N_a - 800}{40} \quad \text{Gl. 23}$$

ER_{MK} = Entlastungsrate der Mischkanalisation in %

N_a = Jahresniederschlag in mm/a

MK_{PSV} = Speichervolumen in der Mischkanalisation in %

R_q = Regenabflussspende in l/ha/s

Für die Regenabflussspende R_q wird in allen Gemeinden ein konstanter Wert von 1 l/ha/s angenommen. Die Berechnung des insgesamt in die Mischkanalisation eingeleiteten Abwassers erfolgt über Gleichung (Gl. 24).

$$Q_{MK} = Q_{EW_{MK}} + Q_{N_{MK}} \quad \text{Gl. 24}$$

Hier wird, die niederschlagserzeugte Abwassermenge, $Q_{N_{MK}}$ nach Gl. 20 unter Berücksichtigung der an die Mischkanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche (inkl. gewerblicher Fläche) und der einwohnererzeugte Anteil durch Gl. 25 berechnet.

$$Q_{EW_{MK}} = \frac{EW_{MK} \cdot Q_{EW}}{1000} \cdot 365 \quad \text{Gl. 25}$$

$Q_{EW_{MK}}$ = durch Einwohnern an Mischkanalisationsüberlaufungen erzeugtes Abwasser in m³/a
 EW_{MK} = an die Mischkanalisation angeschlossene Einwohner
 Q_{EW} = Wasserverbrauch in l/EW/Tag

Zur Berechnung der Nährstoffkonzentration während Überlaufereignissen, wird zusätzlich das Wasservolumen in den Regenüberlaufbecken berücksichtigt (Gl. 26).

$$Q_{SV_{MK}} = AURB_{MK} \frac{23,3}{100} MK_{PSV} 100 \quad \text{Gl. 26}$$

$Q_{SV_{MK}}$ = in Regenüberlaufbecken gespeichertes Abwasservolumen in m³ / Tag
 $AURB_{MK}$ = an die Mischkanalisation angeschlossene versiegelte Flächen in km²
 MK_{PSV} = relatives Speichervolumen in %

Damit lässt sich die gesamte bei Überlaufereignissen an die Gewässer abgegebene Abwassermenge, für die Tage und Dauer der Überlaufereignisse nach Gl. 27 berechnen.

$$Q_{MK\ddot{U}E} = \left(\frac{Q_{EW_{MK}} + Q_{N_{MK}}}{365} + Q_{SV_{MK}} \right) \cdot SNT_{eff} \frac{ER_{MK}}{100} \frac{MK\ddot{U}_D}{24} \quad \text{Gl. 27}$$

$Q_{MK\ddot{U}E}$ = gesamte durch Überlaufereignisse an Oberflächengewässer abgegebene Abwassermenge in m³/a
 ER_{MK} = Entlastungsrate der Mischkanalisation in %
 $MK\ddot{U}_D$ = Mittlere Dauer der eines Überlaufereignisses, inklusive der sich aus den zuvor in die Kanalisation eingeleiteten Abwässer in Stunden/Tag

Die gesamte, sich an Überlaufungen im Mischsystem befindliche Abwassermenge ergibt sich entsprechend aus Gl. 28. Diese Gleichung dient später auch der Berechnung der Nährstoffkonzentrationen während Überlaufereignissen.

$$QMK_{\ddot{U}T} = \left(\frac{QEW_{MK} + QN_{MK}}{365} \right) \cdot SNT_{eff} \quad \text{Gl. 28}$$

$QMK_{\ddot{U}T}$ = Gesamtabwassermenge die sich an Überlauf Tagen in der Mischkanalisation befinden in m³/a

Basierend auf den oben berechneten Tagen mit Überlaufereignissen und den damit korrespondierenden Abwassermengen lassen sich die Einträge durch Überlaufereignisse basierend auf der atmosphärischen Deposition, den Einträgen durch Laubfall und Exkrementen (nur Stickstoff) sowie den personen-spezifischen Nährstoffabgaben berechnen. Hierzu wird zunächst die mittlere Konzentration in der Mischkanalisation an Tagen mit Überlaufereignissen berechnet (Gl. 29, Gl. 30, Gl. 31).

$$CMK_{N,P,\ddot{U}T} = \left(\frac{N,P_{EW,MK} + N,P_{A,MK}}{QMK_{\ddot{U}T} \cdot 1000} \right) \cdot 1000000 \quad \text{Gl. 29}$$

$CMK_{N,P,\ddot{U}T}$ = Mittlere Nährstoffkonzentration in der Mischkanalisation an Tagen mit Überlaufereignissen in mg/l

$QMK_{\ddot{U}T}$ = Gesamtabwassermenge die sich an Überlauf Tagen in der Mischkanalisation befinden in m³/a

mit:

$$N,P_{EW,MK} = \frac{EW_{N,P}}{1000} \cdot SNT_{eff} \quad \text{Gl. 30}$$

$N,P_{EW,MK}$ = Abgabe von Stickstoff (N) oder Phosphor (P) von an die Mischkanalisation angeschlossenen Einwohnern an Tagen mit Überlaufereignissen in der Mischkanalisation in kg/a

$EW_{N,P}$ = personenspezifische N- oder P-Abgabe in g/EW/Tag

SNT_{eff} = effektive Anzahl der Starkregenereignisse, in Tage/a

$$N,P_{A,MK} = \frac{(AD_{N,P} + LE_N) \cdot AURB_{MK}}{365} \cdot SNT_{eff} \quad \text{Gl. 31}$$

$N,P_{A,MK}$ = Anfall von N oder P über an die Mischkanalisation angeschlossene Flächen in kg/a

$AD_{N,P}$ = Gesamte atmosphärische Deposition auf versiegelt urbane Flächen in kg/km²/a

LE_N = N-Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente in kg/km²/a

$AURB_{MK}$ = an die Mischkanalisation angeschlossene versiegelte Fläche in km²

Die Stickstoff- und Phosphoreinträge durch Mischkanalisationsüberlaufereignisse ergeben sich abschließend aus den mittleren Konzentrationen während eines Überlaufereignisses und der Entlasteten Abwassermenge nach Gl. 32.

$$N, P_{MKÜ} = CMK_{N,P,ÜT} \cdot QMK_{ÜE} \frac{1000}{1000000} \quad \text{Gl. 32}$$

$N, P_{MKÜ}$ = durch Mischkanalisationsüberlaufereignisse in die Oberflächengewässer eingeleiteter Stickstoff und Phosphor in t/a

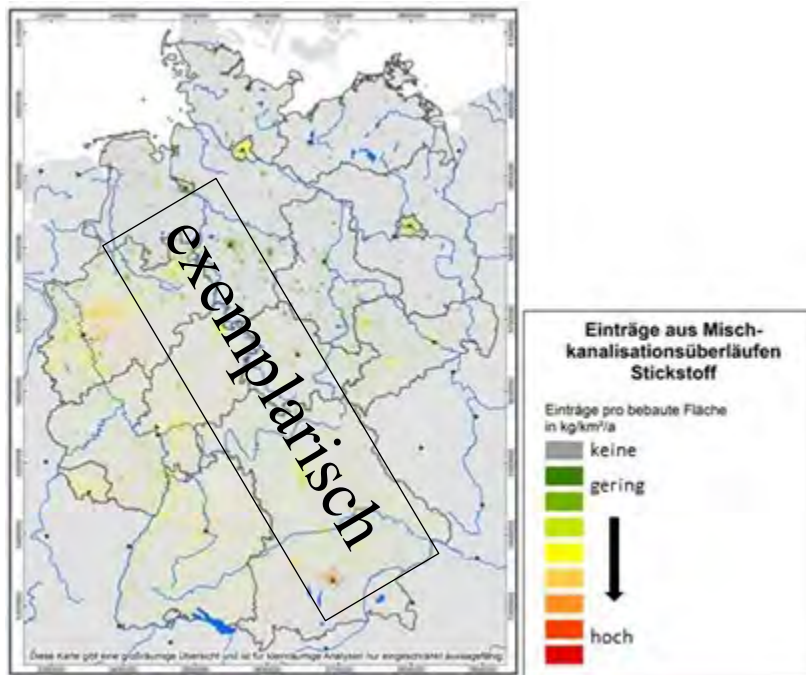


Abbildung B.5-21: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus der Mischkanalisationsüberläufen

Nährstoffeinträge über Trennkanalisationen

Für Einträge über die Trennkanalisation wird nur die Regenwasserkanalisation berücksichtigt, da der Schmutzwasseranteil vollständig in Kläranlagen behandelt wird und somit über den Eintragspfad Punktquellen bzw. kleine Kläranlagen mit 50 bis 2000 EW berücksichtigt wird. Zunächst werden die Konzentrationen für das niederschlagsbürtige Abwasser von versiegelten urbanen Flächen berechnet (Gl. 20), wobei die atmosphärische Deposition auf urbanen Flächen und der zusätzliche Eintrag über Laubfall und tierische Exkremente berücksichtigt werden.

$$CTK_{AURB,N,P} = \frac{AD_{N,P} + LE_N}{QN_{AURB,TK}} \quad \text{Gl. 33}$$

$CTK_{AURB,N,P}$ = Konzentration von N oder P über an die Trennkanalisation angeschlossene Flächen in kg/a

$AD_{N,P}$ = Gesamte atmosphärische Deposition auf versiegelt urbane Flächen in kg/km²/a

LE_N = N-Einträge durch Laubfall und tierische Exkremente in kg/km²/a

Für gewerbliche Flächen wird eine konstante Konzentration im Regenablauf von 2 mg N/l angenommen. So ergibt sich die gewichtete mittlere Konzentration im Regenwasser der Trennkanalisation nach Gl. 34.

$$CTK_{N,P} = \frac{CTK_{AURB,N,P} \cdot QN_{AURB,TK} + 2 \cdot QN_{AGEW,TK}}{QN_{AURB,TK} + QN_{AGEW,TK}} \quad \text{Gl. 34}$$

$CTK_{N,P}$	= mittlere gewichtete Konzentration von Stickstoff oder Phosphor in der Trennkanalisation in mg/l
$QN_{AURB,TK}$	= niederschlagsbürtiger Abfluss von versiegelten an die Trennkanalisation angeschlossenen urbanen Flächen in m ³ /a
$QN_{AGEW,TK}$	= niederschlagsbürtiger Abfluss von versiegelten an die Trennkanalisation angeschlossenen Gewerbeflächen in m ³ /a

In MONERIS ist zusätzlich die Möglichkeit vorgesehen den Effekt einer Reinigung durch Retentionsbodenfilter (RBF) und Retentionsklärbecken (RKB) abzubilden. Dazu kann auf Gemeindeebene der Anteil der mit Retentionsbodenfiltern und Retentionsklärbecken ausgestatteten Haltungen der Regenkanalisation berücksichtigt werden (Gl. 35).

$$CTK_{Ret,N,P} = CTK_{N,P} \cdot \frac{(100 - R_{RKB,N,P}) \cdot TK_{RKB}}{100} \cdot \frac{(100 - R_{RBF,N,P}) \cdot TK_{RBF}}{100} \quad \text{Gl. 35}$$

$CTK_{RET,N,P}$	= resultierende mittlere N- oder P-Konzentration in der Trennkanalisation am Auslass von RKB oder RBF in mg/l
$R_{RKB,N,P}$	= Rückhalt von N oder P in Retentionsklärbecken (RKB) in %
TK_{RKB}	= Anteil der mit einem RKB ausgestatteten Trennkanalisation in %
$R_{RBF,N,P}$	= Rückhalt von N oder P in Retentionsbodenfilter (RBF) in %
TK_{RBF}	= Anteil der mit einem RBF ausgestatteten Trennkanalisation in %

Die Retention in RKB wurde nach Fuchs, Scherer, u. a. (2010) auf 22 % (TN) bzw. 74 % (TP) und die in RBF auf 42 % (TN) und 33 % (TP) festgelegt. Aufgrund fehlender differenzierter flächendeckender Angaben wurde der Anteil der Regekanalisation mit RBF konstant auf 5 % und mit RKB auf 25 % aus der letzten deutschlandweiten Modellierung für das UBA übernommen (Fuchs, Scherer, u. a., 2010; Venohr, Hirt, u. a., 2011; Venohr, Gadegast, u. a., 2014).

$$N, P_{TK} = CTK_{Ret,N,P} \cdot QURB_{TK} \frac{1000}{1000000} \quad \text{Gl. 36}$$

N, P_{TK}	= durch die Trennkanalisation in die Oberflächengewässer eingeleiteter Stickstoff und Phosphor in t/a
-------------	---

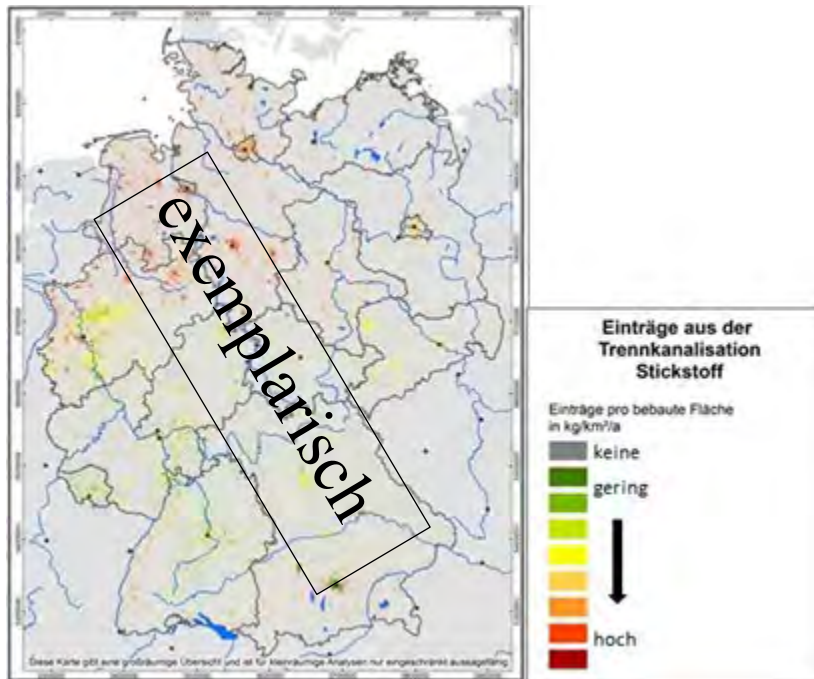


Abbildung B.5-22: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus der Trennkanalisation

Einträge über Kleinkläranlagen und Bürgermeisterkanäle

Bei Kleinkläranlagen (KKA) können drei verschiedene Systeme unterschieden werden

- Einleitung nach Vorreinigung über ein Rohr oder einen Graben
- Einleitung nach Vorreinigung über eine öffentliche Kanalisation
- Einleitung nach Vorreinigung über eine Boden-Grundwasserpassage

Für die ersten beiden Systeme erfolgt nach der Reinigung in der KKA eine direkte Einleitung in die Oberflächengewässer. Beim dritten System erfolgt, bevor die Einträge in die Oberflächengewässer gelangen, ein weiterer Rückhalt der mitgeführten Nährstoffe während der Boden-Grundwasserpassage. Innerhalb des Projektes AGRUM-DE-II wird dieser Transportweg und die betroffenen Prozesse durch das FZJ abgebildet. So erfolgt hier die Berechnung der Fracht bei Verlassen der KKA und diese wird anschließend zur weiteren Modellierung an das FZJ übergeben.

Da die Behandlung von nicht-häuslichem Abwasser in KKA (z.B. Niederschlagswasser) untersagt ist, wird die Fracht in die KKA aus dem personenspezifischen Wasserverbrauch und den personenspezifischen Nährstoffabgaben berechnet (Gl. 37).

$$N, P_{KKA,in} = \frac{EW_{KKA}}{1000} EW_{N,P} \cdot 365 \quad \text{Gl. 37}$$

$N, P_{KKA,in}$ = Nährstofffrachten am Zulauf zu Kleinkläranlagen in kg/a

EW_{KKA} = Anzahl der Einwohner mit Anschluss an eine (der drei) Kleinkläranlagen

$EW_{N,P}$ = personenspezifische N- oder P-Abgabe in g/EW/Tag

Retentionsleistung von KKA

Die Anforderungen an dezentrale Abwasseranlagen (Kleinkläranlagen), die häusliches Abwasser behandeln, sind in den gesetzlichen Regelungen des Bundes und der Länder festgelegt. Die zentrale rechtliche Regelung des Bundes ist hier das Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Der für häusliches und kommunales Abwasser einschlägige Anhang 1 der Abwasserverordnung gilt seit dem 1. August 2002 auch für Kleineinleitungen und ist damit für Kleinkläranlagen anzuwenden. Kleineinleitungen ordnen sich in die Größenklasse 1 ein. Danach gelten für das Abwasser aus Kleinkläranlagen für die Einleitstelle Konzentrationen von 150 mg CSB/l und 40 mg BSB5/l, Anforderungen, die in der Regel nur durch eine biologische Reinigungsstufe erreichbar sind. Da Genehmigungen für den Betrieb von KKA in der Regel alle 10-15 Jahre erneuert werden, kann inzwischen grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass KKA zum überwiegenden Anteil unter dem Zulassungsverfahren des „Deutsche Institut für Bautechnik“ (DIBT) genehmigt wurden. Unter Voraussetzung, dass Kleinkläranlagen über eine biologische Vorreinigung verfügen wird die Retentionsleistung wie in AGRUM-DE abgeleitet mit jeweils 50 % für Stickstoff und Phosphor festgelegt. Die Retention wird als Faktor auf die aus den personenspezifischen Nährstoffabgaben am Zulauf (Gl. 37) von KKA angewendet.

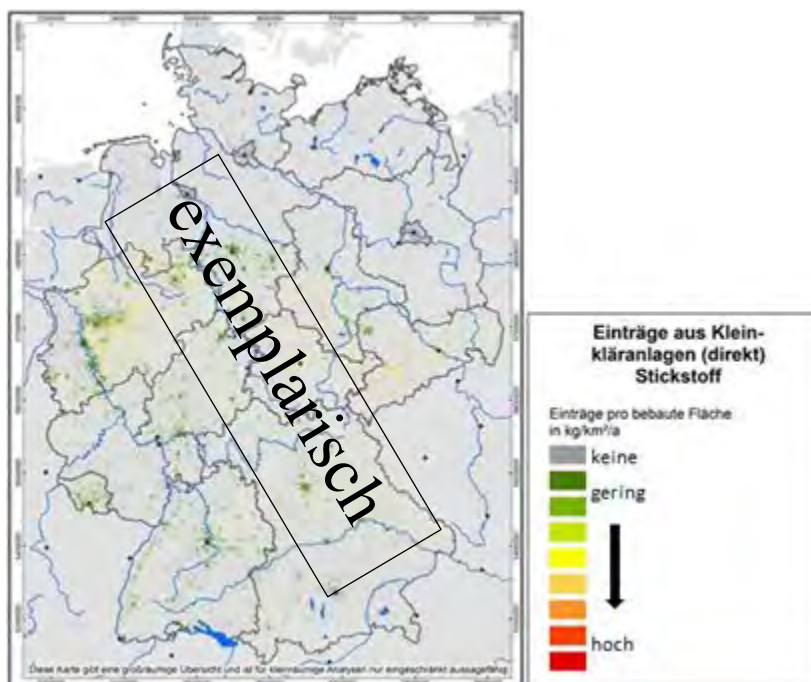


Abbildung B.5-23: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus Kleinkläranlagen mit Direktteinleitung in Oberflächengewässer

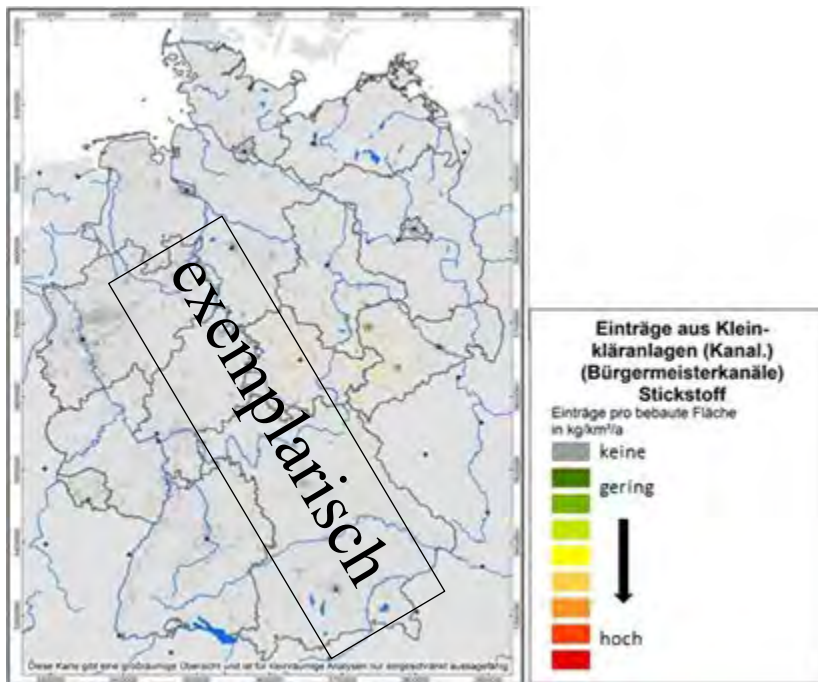


Abbildung B.5-24: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus Kleinkläranlagen mit Einleitung in Oberflächengewässer über die Kanalisation

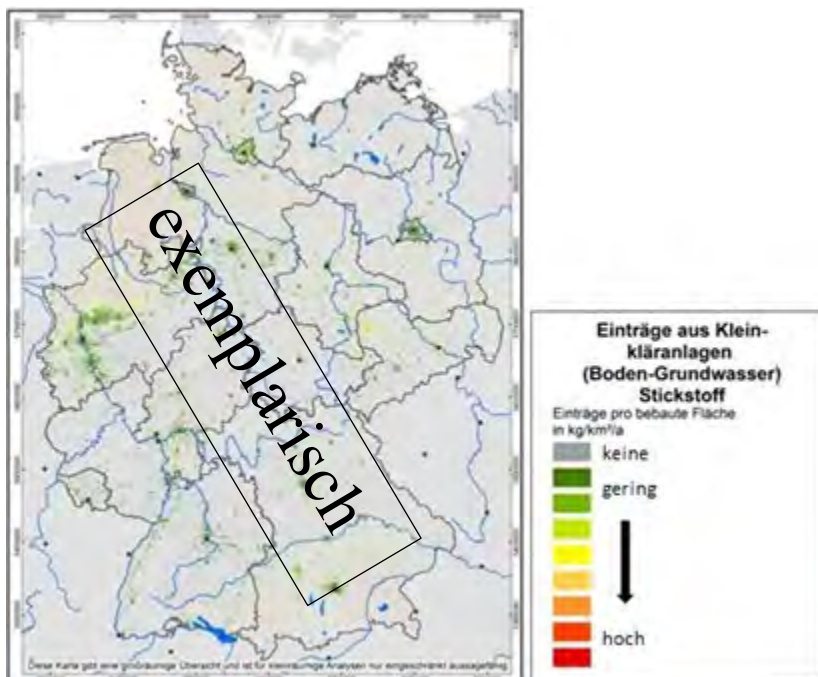


Abbildung B.5-25: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus Kleinkläranlagen mit Einleitung in Oberflächengewässer über eine Boden-Grundwasserpassage

Einträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen

Für nicht an die Kanalisation angeschlossene versiegelte Flächen wird nur die atmosphärische Deposition und zusätzlich Einträge aus Laubfall und Exkrementen angesetzt. Die ermittelten Einträge werden im Folgenden an das FZJ weitergegeben, um dort den Transport und Abbau während der Boden-Grundwasserpassage zu berechnen.

$$N, PK_{AURB,OK} = \frac{(AD_{N,P} + LE_N) \cdot AURB_{NK}}{1000} \quad \text{Gl. 38}$$

$N, P_{AURB,OK}$ = Einträge von versiegelten nicht die Kanalisation angeschlossenen Flächen in t/a
 $AD_{N,P}$ = Gesamte atmosphärische Deposition auf versiegelt urbane Flächen in kg/km²/a
 LE_N = N-Einträge durch Laubfall und tierische Exkreme in kg/km²/a
 $AURB_{NK}$ = nicht an die Kanalisation angeschlossene Fläche in km²

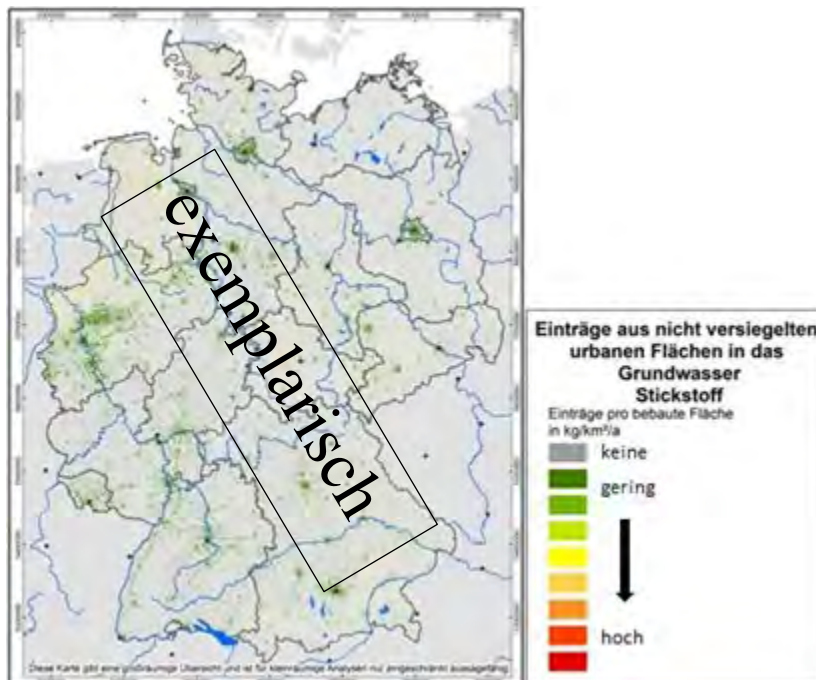


Abbildung B.5-26: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen

Abschätzung von Sickerwasserverlusten aus der städtischen Kanalisation in das Grundwasser

Als Beitrag zur Bewertung ob die Umsetzung von DüV und NitratRL zur Erreichung weiterer Oberflächengewässerbezogener Orientierungswerte und Qualitätsziele gereicht, werden in AGRUM-DE-II zusätzlich Sickerwasserverluste aus der städtischen Kanalisation in das Grundwasser abgeschätzt. Diese Berechnungen basieren im Wesentlichen auf Alter und Art der Kanalisation, Bevölkerungsdichte, Anschlussverhältnissen und Niederschlagsmenge. Detaillierte Beschreibungen sind in Nguyen & Venohr (2021) und Nguyen et al. (2021) sind veröffentlicht.

Insbesondere für die Kanalisation, die vor 1960 verbaut wurde, können erhöhte Sickerverluste angenommen werden; z.B. konstruktionsbedingt (stumpf aneinander liegende Rohrenden, die durch eine von außen anliegende Zementschicht verbunden werden) oder materialbedingt (Verwendung von organischen Dichtmaterialien, z.B. Teer-Hanf-Stricke, die sich im Laufe der Zeit auflösen) (Bütow, Krafft, u. a., 2001).

Zustand der Kanalisation in Deutschland

Nach Berger u. a. (2016) sind etwa 20 % der Kanalhaltungen in Deutschland sanierungsbedürftig. Aussagen zur räumlichen Verteilung der Schädigungen liefert diese Studie nicht und kann Material- und Altersabhängig erheblich variieren. Eine Studie aus Bayern, basierend auf Sichtung von 90 % aller Kanalhaltungen in Bayern, ermittelte, dass etwa 16 % dieser sanierungsbedürftig sind (Krönlein, Horstmeyer, u. a., 2015). Dieser Studie zu Folge ergibt sich auch ein deutlicher Zusammenhang zwischen Alter der Kanalisation und der Schadenshäufigkeit (Abbildung B.5-27). So wurde hier festgestellt, dass sogar in jüngeren Haltungen schon Schädigungen auftreten können. Dies wurde grundsätzlich wenn auch nicht auf Basis einer systematischen großräumigen Erhebung, durch andere Studien bestätigt. Nach übereinstimmenden Angaben der DWA und Daten des FDZ gibt es einen deutlichen Gradienten in der Altersverteilung, mit zunehmendem Alter in Abhängigkeit einer zunehmenden Gemeindegröße und meist jüngeren Haltungen in den neuen Bundesländern (Abbildung B.5-28).

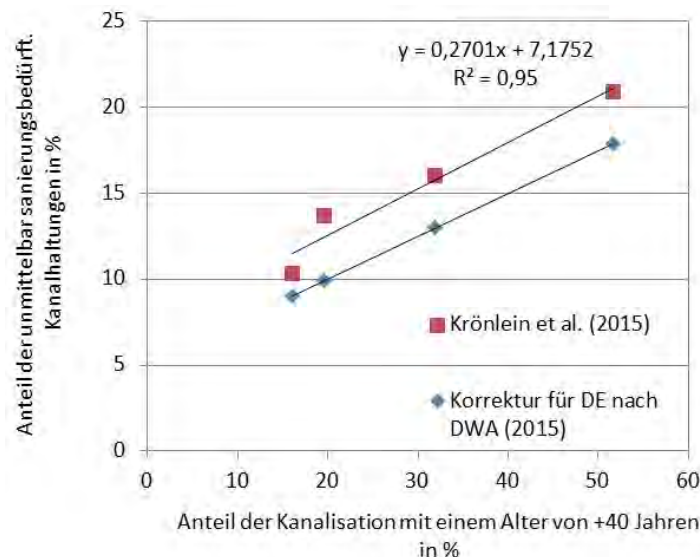


Abbildung B.5-27: Zusammenhang zwischen dem Alter und der unmittelbaren Sanierungsbedürftigkeit von Kanälen in Bayern nach Krönlein u.a. (2015) und abgeleitet für Deutschland auf Basis von Angaben der Berger u.a. (2016) und Daten des FDZ für das Jahr 2013

Der in Abbildung B.5-27 gezeigte, für Bayern abgeleitete, Zusammenhang zwischen Alter und Schadenshäufigkeit wurde auf Basis der durch FDZ bereitgestellten Kanallängen und Altersangaben auf Deutschland übertragen und so angepasst, dass ein mittlerer längen- und altersgewichteter Schadensanteil von 20 % wiedergegeben wird. Somit wird der Schadensanteil auf Gemeindeebene nach Gl. 39 ermittelt.

$$AK_{SB} = \frac{AK_{40}}{100} \cdot 5 + \left(\frac{1 - AK_{40}}{100} \right) \cdot 30 \quad \text{Gl. 39}$$

AK_{SB} = Anteil der Sanierungsbedürftigen Kanalisation in %

AK₄₀ = Anteil der Kanalisation mit einem Alter von mehr als 40 Jahren in %

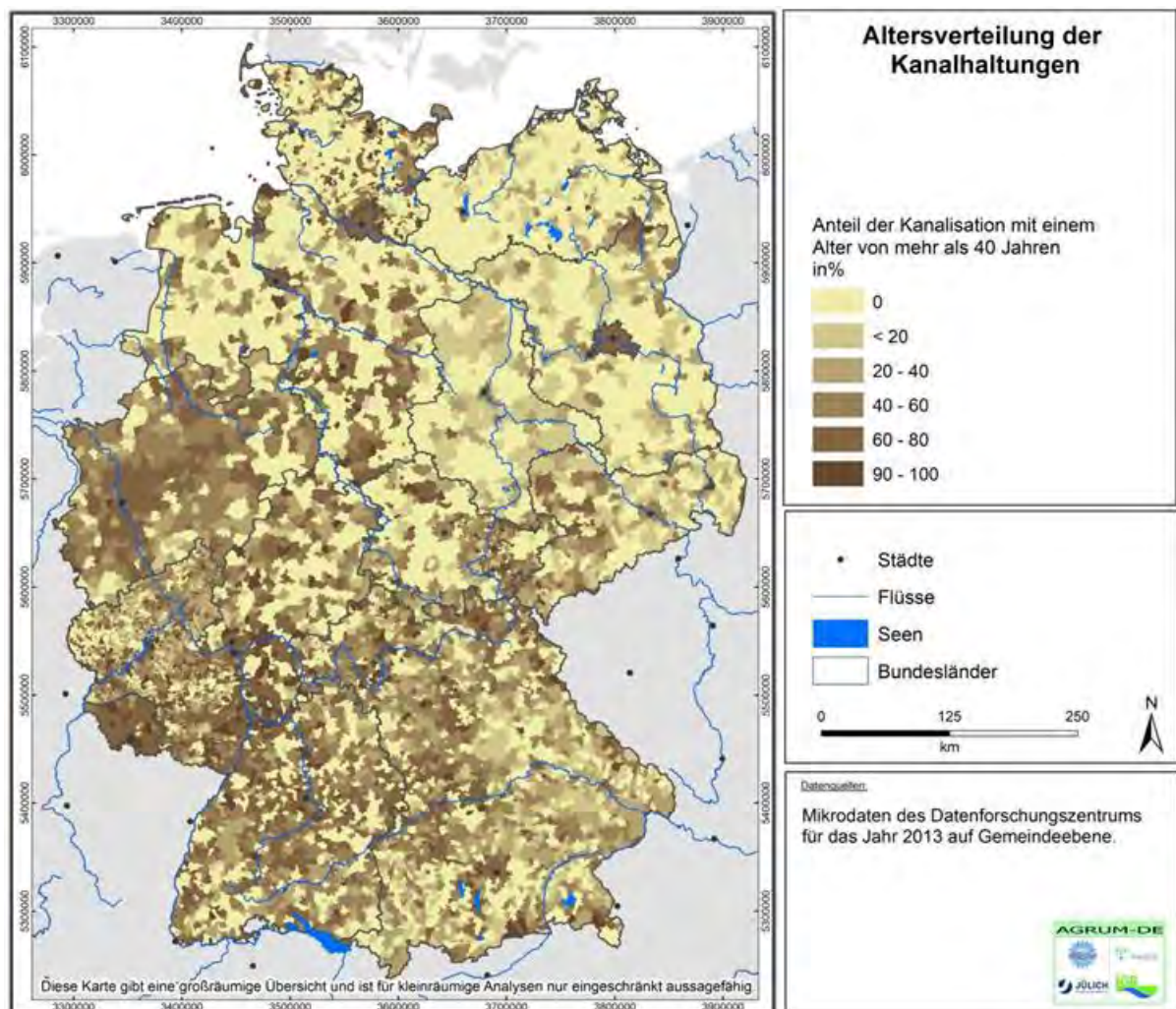


Abbildung B.5-28: Anteil der Kanalhaltungen mit einem Alter von mehr als 40 Jahren (Baujahr 1980) nach FDZ (2013) auf Gemeindeebene

Tabelle B.5-3: Für Bayern erhobener und für Deutschland abgeleiteter Schadensanteil für Kläranlagen jünger und älter als 40 Jahre

	Schadensanteil in %	
	100 % jünger als 40 Jahre	100 % älter als 40 Jahre
nach Krönlein, Horstmeyer, u. a. (2015) für Bayern	7	34
Korrektur für DE nach Berger, Falk, u. a. (2016)	5	30

Die Länge der öffentlichen Kanalisation beträgt in Deutschland $576 \cdot 10^3$ km. Die Länge der privaten Grundstücksentwässerung in Deutschland ist mit etwa $1100 \cdot 10^3$ km etwa doppelt so lang (Berger u. a. 2016). Zum Alter der privaten Kanalisation liegen keine Informationen vor. Auch ist das Wissen zum Zustand der privaten Kanalisation sehr lückenhaft. Nach Berger u. a. (2016) wurden deutschlandweit nur etwa 10 % der privaten Kanalisation gesichtet und ein Bericht beziffert hier keine Schadensanteile. In einer Studie im Auftrag des UBA schätzen Bütow, Krafft, u. a. (2001) den Schadensanteil der privaten Kanalisation in Deutschland auf 75 %. Krönlein, Horstmeyer, u. a. (2015) ermittelten für Bayern einen unmittelbar sanierungsbedürftigen Anteil von 25 %, wobei etwa 20 % der Haltungen gesichtet wurden. Für die Modellierungen in AGRUM-DE-II wird angenommen, dass die Schadensdichte in der privaten Kanalisation im Mittel 3-mal so hoch ist wie die in öffentlichen Kanalhaltungen Nguyen und Venohr (2021).

Neben der Gesamtlänge nach Berger u. a. (2016) liegen keine differenzierten Angaben zur räumlichen Verteilung der verbauten privaten Kanalisation vor. Für die Abschätzung der Exfiltrationsverluste wurde daher eine Längenverteilung in Anlehnung an die der öffentlichen Kanalisation abgeleitet. Mit abnehmender Bevölkerungsdichte nehmen allgemein die Bebauungsdichte ab und gleichzeitig die mittlere Länge der Kanalisation von einem Hausanschluss bis zur Kläranlage zu. Dieser Zusammenhang wird durch Daten des FDZ grundsätzlich bestätigt (Abbildung 5-29). Der gefundene statistische Zusammenhang zwischen Bevölkerungsdichte und verbauter Kanallänge pro angeschlossenen Einwohner wurde linear erhöht, sodass sie der Gesamtlänge der privaten Kanalisation von $1100 \cdot 10^3$ km entspricht und kann so über die in Abbildung 5-29 gezeigte Gleichung auf Gemeindeebene ermittelt werden.

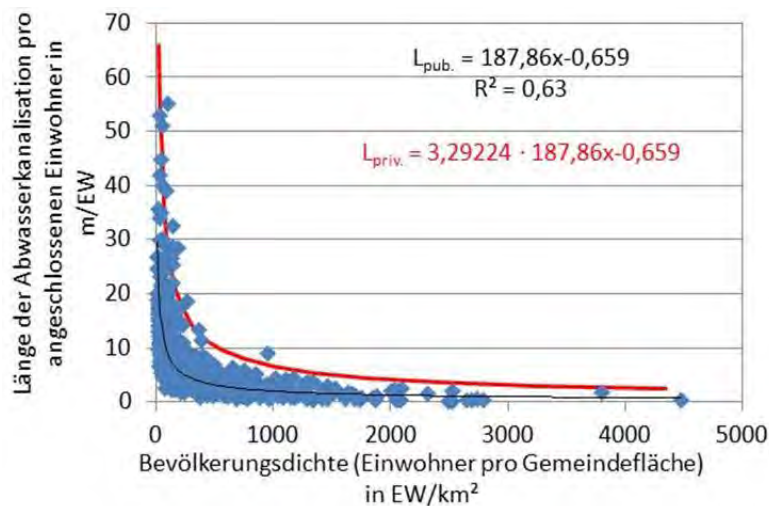


Abbildung B.5-29: Ableitung der Länge der privaten Kanalisation in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte, basierend auf Daten des FDZ und einer angenommenen Gesamtlänge der privaten Kanalisation von $1100 \cdot 10^3$ km nach Berger u. a. (2016)

Abschätzung der Exfiltration aus Kanalleckagen

Die Abschätzung der Exfiltration aus geschädigten Kanalhaltungen basiert auf einer extensive Literaturstudie mit insgesamt 176 internationalen wissenschaftlichen Veröffentlichungen, von denen sich etwa 1/3 auf Studien in Deutschland beziehen. Die Exfiltration kann allgemein über

Gl. 40 beschrieben werden und ist demnach vor allem vom Wasserstand im Rohr, der Dicke und Durchlässigkeit der Kolmationsschicht und der Größe des Schadens abhängig.

$$Q_{ex} = \Delta H \frac{k_c}{B} \cdot A_{leak} \quad \text{Gl. 40}$$

- Q_{ex} = Exfiltration aus Kanalleckagen in %
 ΔH = Höhe des Wasserstands im Kanal in m
 k_c = Durchlässigkeit der Kolmationsschicht in m/s
 B = Dicke der Kolmationsschicht in m
 A_{leak} = Schadensgröße in m²

Mittels der Literaturrecherche wurden die veröffentlichten Wertebereiche für die in Gl. 40 aufgeführten Parameter abgeleitet. Auf Basis der gefundenen Parameter und Gl. 40 wurden individuelle mittlere Exfiltrationsraten für die öffentliche Schmutzwasserkanalisation, die Mischkanalisation für Trockenwetter und Starkregen sowie die private Kanalisation abgeleitet. Unter Berücksichtigung der ermittelten Schadenshäufigkeit wurden die resultierenden Exfiltrationsraten ermittelt (Gl. 41-Gl. 45).

Die Berechnung erfolgt nach einem zweistufigen Ansatz, der zuerst eine Exfiltration aus der privaten Kanalisation und anschließend eine Exfiltration aus der öffentlichen Kanalisation berechnet (Abbildung B.5-30). Als Berechnungsgrundlage dienen die oben beschriebenen Abwassermengen, effektiven Starkniederschlagstage und Anschlussverhältnisse. Zur Berechnung der Exfiltration von Stickstoff und Phosphor wurden die berechneten Konzentrationen in der Trennkanalisation sowie der Mischkanalisation während Überlaufereignissen verwendet (Gl. 29 und Gl. 34).

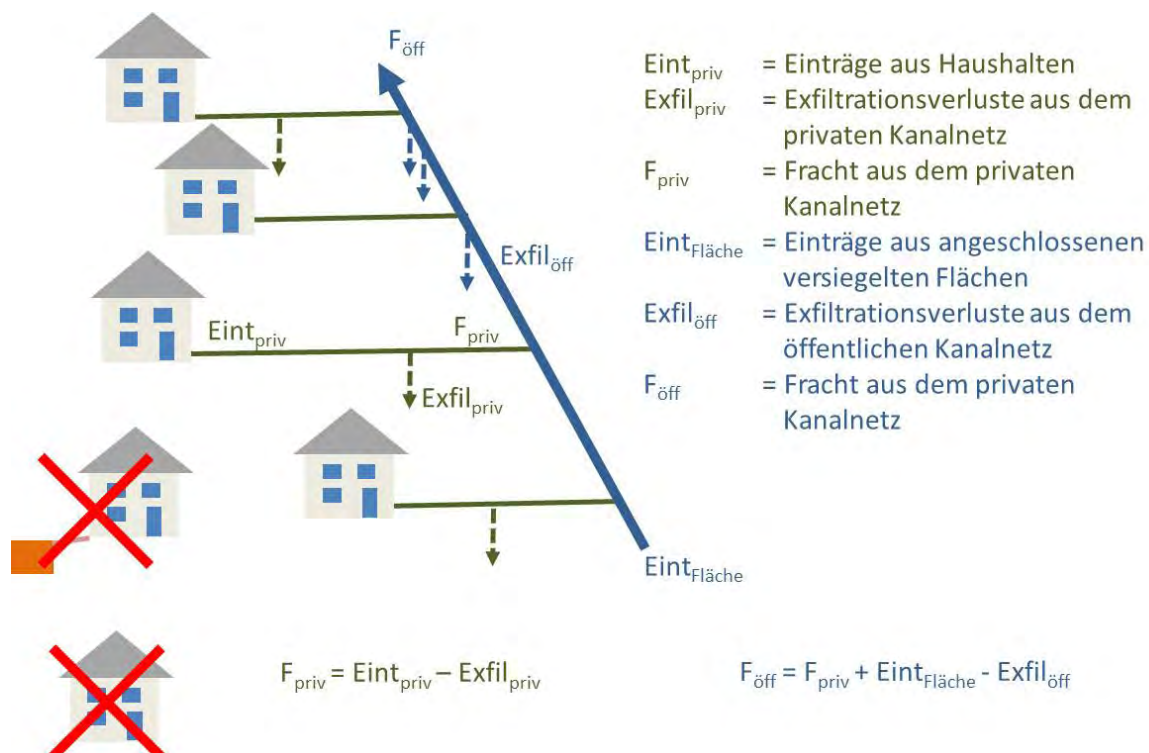


Abbildung B.5-30: konzeptionelle Abbildung des Berechnungsansatzes zur Abschätzung der Exfiltrationsverluste aus Kanalleckagen

$$Q_{EX,P} = \frac{LK_P \cdot SD_P \cdot EXR_P \cdot 365}{1000} \quad \text{Gl. 41}$$

$$Q_{EX,M} = Q_{EX,M,TR} + Q_{EX,M,SNT} \quad \text{Gl. 42}$$

mit:

$$Q_{EX,M,TR} = \frac{LK_M \cdot SD_{M,A} \cdot EXR_{M,TR} \cdot (365 - SNT_{eff} \cdot AK)}{1000} \quad \text{Gl. 43}$$

$$Q_{EX,M,SNT} = \frac{LK_M \cdot SD_{M,A} \cdot EXR_{M,SNT} \cdot SNT_{eff} \cdot AK}{1000} \quad \text{Gl. 44}$$

$$Q_{EX,S} = \frac{LK_S \cdot SD_{S,A} \cdot EXR_S \cdot 365}{1000} \quad \text{Gl. 45}$$

Q _{ex,i}	= Exfiltrationsverluste in m ³ /a
LK _i	= Länge der Kanalisation in km
SD _i	= Schadensdichte in Defekt/m ²
EXF _i	= Exfiltrationsrate in L/Tag
SNT _{eff}	= Anzahl Starkniederschlagstage pro Jahr
AK	= Abklingphase, Aufbau Kolmationsschicht
P	= private Grundstücksentwässerung
S	= Schmutzwasserkanal, öffentlich
M	= Mischkanalisation, öffentlich
A	= altersabhängige Parametrisierung
SNT, TR	= wetterabhängige Parametrisierung (Starkregen, Trockenwetter)

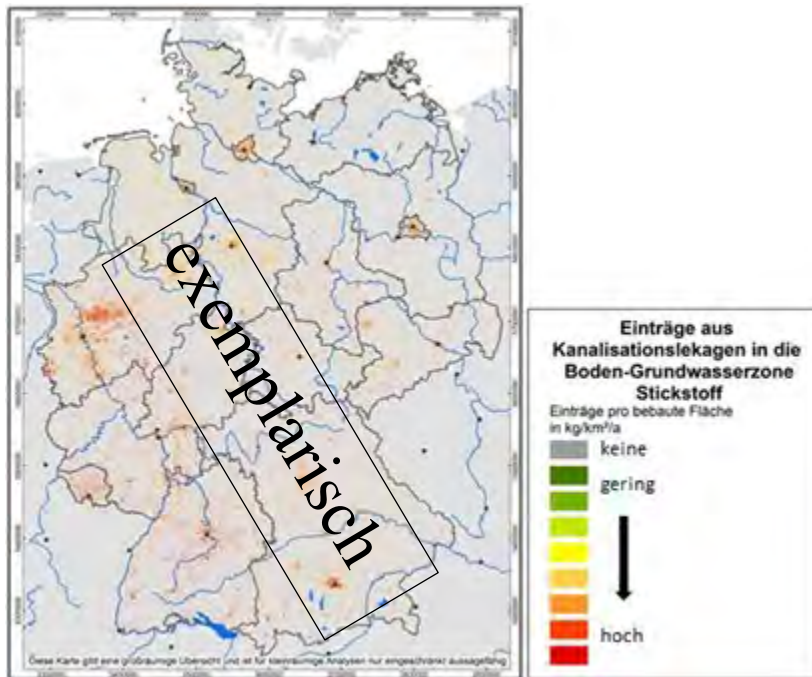


Abbildung B.5-31: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen

Einträge aus kleinen Kläranlagen

Einträge aus kleinen Kläranlagen mit 50 bis 2000 angeschlossenen Einwohnern wurden auf Gemeindeebene aggregiert über das Forschungsdatenzentrum bezogen. Für AGRUM-DE II sollen diese als Einzeldaten berücksichtigt werden.

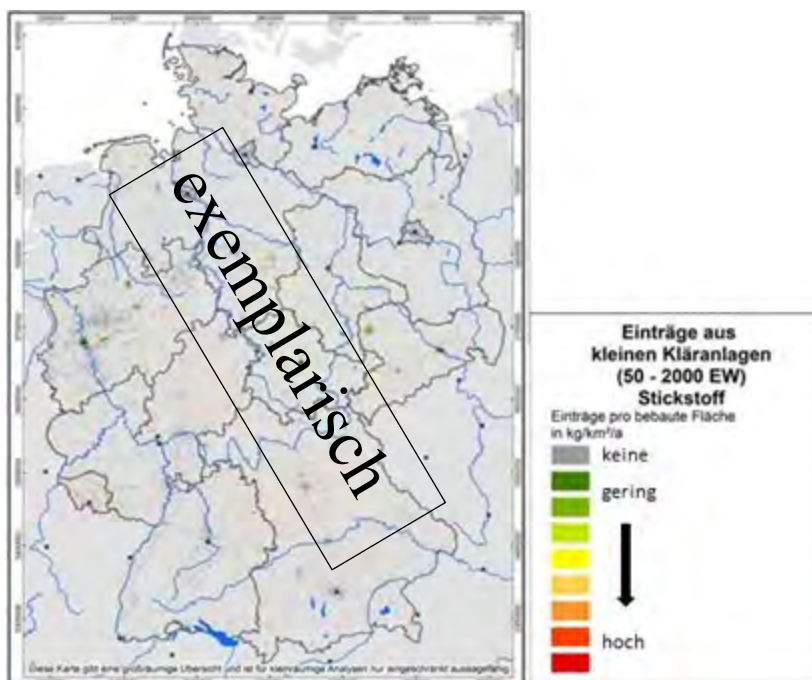


Abbildung B.5-32: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus kleinen Kläranlagen mit 50 – 2000 EW

Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern

Die Einträge über kommunale Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern wurden auf Ebene von Einzeldaten durch das UBA bezogen und über die Lage (Koordinaten) der Gemeinden oder Teileinzugsgebieten zugewiesen. Auf Grund diverser Unstimmigkeiten mit den Datensätzen der Bundesländer sollen diese Daten für AGRUM-DE II direkt über die Bundesländer bezogen und durch IGB oder UBA aufbereitet werden.

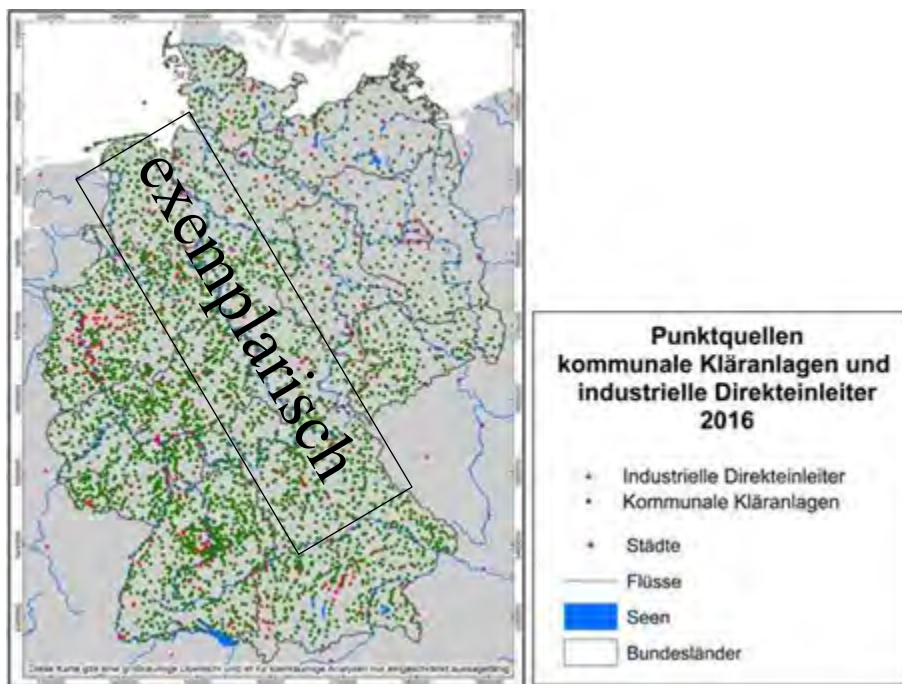


Abbildung B.5-33: Exemplarische MONERIS-Modellergebnisse zu Einträgen aus kleinen Kläranlagen mit 50 – 2000 EW

B.5.1.3.2 Gewässerinterne Retention, Frachtberechnung und Modellvalidierung

Die Retentionsberechnung erfolgt für Stickstoff nach Venohr (2005b, 2006, 2011) und für Phosphor nach Behrendt & Opitz (2000). Es handelt sich hierbei um empirisch-konzeptionelle Ansätze, die die Retention in Abhängigkeit von Wasserfläche, Abfluss (-spende) und Wassertemperatur separate für Neben- und Hauptläufe einzelner Teileinzugsgebiete (Analysegebiete) berechnen.

Für beide Nährstoffe wird davon ausgegangen, dass die Einträge zunächst in die Nebengewässer eingetragen werden, dort einer Retention unterliegen und sich daraus die Fracht in den Nebengewässern ergibt. In den Hauptläufen wird berechnete Retention zunächst nur auf die Frachten aus den oberhalb liegenden Einzugsgebieten berechnet. Anschließend wird die Summe aus der Nebenauffracht und der Hauptauffracht berechnet. Diese kann insgesamt einer weiteren Retention in am Teileinzugsgebietsauslass gelegenen Seen oder Reservoirs unterliegen, woraus sich die schließlich Gesamtfracht am Auslass eines Teileinzugsgebietes ergibt.

Abfluss und Abflussspende beruhen auf der hydrologischen Modellierung des FZJ, die zuvor auf Teileinzugsgebietsebene aggregiert und über ein Routing des Gewässernetzes in Gesamtabflüsse überführt wurden. Größere flächenhaft ausgewiesene Wasserflächen wurden direkt aus dem Landschaftsbedeckungsmodell entnommen, während die Fläche für kleine nur linienhaft dargestellte Gewässer über die Breite nach Venohr et al. (2005a, 2011) und Lemm et al. (2021) abgeschätzt wurde. Im Unterschied zu der Beschreibung nach Venohr (2006) werden in der derzeitigen Form der Modellkopplung keine DON-Einträge über Grundwasser bei der Retentionsberechnung berücksichtigt.

Für Phosphor werden sowohl die hydraulische Belastung als auch die Abflussspende als Steuergrößen für die Phosphorretention herangezogen. In den Nebengewässern wird die Phosphorretention nach beiden Ansätzen berechnet und gemittelt. Während für Stickstoff die Retention in Vorflutern, Hauptläufen und separat für große Seen berechnet wird, wird für Phosphor eine Retention nur für die Vorfluter in Anlehnung an Heidecke et al (2015) angenommen.

Um eine Frachtabschätzung und Modellvalidierung in den großen Strömen, mit im Ausland gelegenen Oberliegern zu ermöglichen, wurden die Berechnungen mit Eintrags-, Retentions- und Frachtmodellierungen aus dem EU-Projekt MARS ergänzt (Lemm et al. 2021). Diese Ergebnisse basieren auf etwa 50 km² Teileinzugsgebieten, die entlang der Grenzen mit deutschen Teileinzugsgebieten hydraulisch verbunden wurden. Die Abflüsse und Einträge wurden auf Basis von grenznahen Messstellen kalibriert und so angepasst, dass keine signifikanten Abweichungen zu den beobachteten Abflüssen und Frachten verursacht wurden. Somit erlaubt der Modellansatz darüber hinaus, dass in Bezug auf die meeresökologische Zielerreichung aus der akkumulativen Retention und dem Bewirtschaftungsziel aus der OGewV differenzierte Zielkonzentrationen für das Binnenland errechnet werden können.

Die Validierung der Modellergebnisse erfolgt über einen Vergleich von modellierten und im Gewässer beobachteten Frachten. Für AGRUM-DE wurden hierzu bisher 125 Abflusspegel, sowie 91 (N) und 100 (P) Gütemessstellen herangezogen werden. Die Auswahl der Stationen erfolgte so, dass keine Abweichungen zwischen stationsbezogenen und im Modell abgebildeten Einzugsgebietsgrößen von mehr als 25 % auftraten. Diese Auswahl beruht zunächst auf den vom UBA verwendeten Analysegebieten mit einer mittleren Größe von etwa 100 km². Für die finalen Ergebnisse von AGRUM-DE und AGRUM-DE-II soll die Retentionsmodellierung und die Modellvalidierung auf Basis von 26.572 Einzugsgebieten durchgeführt werden. Diese nach hydrologischen Gesichtspunkten abgeleitete Teileinzugsgebiete dar, die anschließend auf Wasserkörpereinzugsgebiete nach EU-WRRL aggregiert werden können.

Der Frachtvergleich berücksichtigt nur Datensätzen mit 12 oder mehr Messwerten pro Jahr. Als statistische Gütemaße werden die mittlere absolute Abweichung, PBIAS, Nash-Suttcliff-Efficiency und das Bestimmtheitsmaß herangezogen. Die Berechnung der Frachten aus gemessenen Abflüssen und Konzentrationen erfolgte die Ermittlung der Frachten anhand der OSPAR-Methode (Gl. 46).

$$PD_{Lobs} = \frac{Q_d}{Q_{Meas}} \cdot \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i \cdot U_f \right) \quad 46$$

mit:	L_y	=	jährliche Belastung	(t/Jahr)
	Q_d	=	arithmetische Mittel des täglichen Abflusses	(m3/s)
	Q_{meas}	=	arithmetische Mittel von allen täglichen Abflussdaten mit Konzentrationsmessungen	(m3/s)
	C_i	=	Konzentration	(mg/l)
	Q_i	=	Messungen des täglichen Abflusses	(m3/s)
	U_f	=	Korrekturfaktor für die unterschiedlichen Standorte der Abfluss- und Gütemessstellen innerhalb desselben Einzugsgebietes	(-)
	n	=	Anzahl der Daten mit Messungen innerhalb des Untersuchungszeitraumes	(-)

B.5.2 Datengrundlage der Modellierung

Die im Rahmen des AGRUM-DE Projektes oder von länderspezifischen AGRUM-Projekten genutzten Datengrundlagen stellen die Ausgangsdatengrundlage für das Monitoring der DüV dar. Diese Ausgangsdatengrundlage wird den Bundesländern in digitaler Form und in detailliert beschriebenen Dateiformaten sowie Dateistrukturen möglichst bundesweit, mindestens in Form einer Musterdatei (siehe Datenschemata Kapitel B.8.1ff) bereitgestellt. Diese Datensätze können unter Beibehaltung des Formates durch geeignetere und/oder detailliertere Daten der Bundesländer ersetzt und in die Bundesdatenbank aufgenommen werden. Hierbei ist, um die Berichtspflichten ggü. der EU-Kommission erfüllen zu können, die Zeitplanung gemäß Kapitel B.5.4 zwingend einzuhalten.

Die in der Bundesdatenbank zusammengeführten Einzeldatensätze der Bundesländer werden von den Partnern des AGRUM-Verbundes zu bundesweiten Datensätzen zusammengeführt und dabei im Hinblick auf Konsistenz geprüft, kommentiert und den Bundesländern sowie dem Begleitarbeitskreis zur Verfügung gestellt. Im Begleitarbeitskreis wird festgelegt, wie mit ggf. notwendigen Anpassungen der länderspezifischen Datengrundlagen zur Sicherstellung einer länderübergreifenden Konsistenz der Daten verfahren wird. Die ggf. notwendigen Anpassungen der länderspezifischen Datengrundlagen obliegen den Bundesländern. Eine Dokumentation von vorgenommenen Datenkorrekturen wird zeitgleich mit der Neuübertragung der Datensätze in die Bundesdatenbank übermittelt.

B.5.2.1 Themengebiet Bodendaten (Datenschablonen siehe Kapitel Themengebiet Bodendaten)

Einsatzzweck	Bodendaten aus digitalen Kartenwerken zur: • Wasserhaushaltsmodellierung, • Modellierung von Verweilzeiten im Boden • Ableitung der Denitrifikationsbedingungen im Boden • Modellierung des Nitratabbaus und der N-Austräge aus dem Boden • Erosionsmodellierung • Ableitung dränbedürftiger Böden • Ableitung von Phosphotopen für die MEPhos-Modellierung
Datenquellen	• Vorzugsweise: BK 50 der Bundesländer: digitale Bodenkarten 1:50.000 und Sachdatenbank, oder • Alternativ: vergleichbar hoch aufgelöste und flächendeckend für Bundesländer vorliegende digitale Bodenkarten und Sachdatenbanken
Datenschablone Boden-1 <u>Parameter I:</u> Leitbodenprofile mit bodenphysikalischen Daten der einzelnen Horizonte	• Bodenart • Horizontmächtigkeit • Feldkapazität • nutzbare Feldkapazität • Feinbodenanteil • Feinbodengruppe • Lagerungsdichte • Substanzvolumen • Humusgehalt
Datenschablone Boden-2 <u>Parameter II:</u> Leitbodenprofile mit bodenphysikalischen Daten	• Bodentyp • Mittlerer Grundwasserhochstand (MHGW) • Mittlerer Grundwasserniedrigstand (MNGW) • Wenn MHGW und/oder MNGW nicht vorhanden: Grundwasserstufe oder mittlerer Grundwasserstand (MGW) • Staunässestufe • Durchwurzelungstiefe • Nutzbare Feldkapazität
Datenschablone Boden-3	K-Faktor der ABAG
Periodizität	einmalig zu Beginn; Aktualisierung nach Bedarf
Regionale Auflösung	100m-Raster ETRS89-UTM32 „Geogitter“ © GeoBasis-DE / BKG 2021 / 25m-Raster abgeleitet aus „Geogitter“ (Wassererosion)
Dateneigentümer	Bundesländer
Struktur (Datenformate)	• GeoTIFF (Raster-Dateien)

	• CSV-Dateien (Datenschablone Boden-1 und Boden-2)
Anmerkung / Besonderheiten	Koordination mit FZ Jülich. Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.2.2 Themengebiet Abflussdaten

Einsatzzweck	• Plausibilitätsüberprüfung der Ergebnisse der mGROWA-Wasserhaushaltsmodellierung → Eintragspfade für Nährstoffe
Datenquellen	• Datenbanken der BL oder • BFG
Datenschablone Abfluss-1: Pegel und EZG	• Pegel-ID bzw. Pegelname mit Lokation • EZG-ID bzw. EZG-name mit EZG-Grenzen
Datenschablone Abfluss-2: Tägliche Abflüsse	• An Pegeln gemessene Abflussdaten zur Abflussvalidierung
Zeitraum / zeitliche Auflösung	• Zeitraum 1.11.1980 bis 31.10.2020 • tägliche Auflösung
Periodizität	• Jährliche Fortführung und Aktualisierung
Regionale Auflösung	Punkte (Pegel) und Polygone (EZG-Grenzen)
Dateneigentümer	Bundesländer
Struktur (Datenformate)	• Shapefiles (Datenschablone Abfluss-1) • CSV-Datei (Datenschablone Abfluss-2)
Anmerkung / Besonderheiten	Ausgangspunkt ist die im AGRUM-DE-Projekt im FZJ aufgebaute Abflussdatenbank. Länderspezifische Verfeinerungen sind möglich, wenn der o.a. Zeitraum sowie die o.a. zeitliche Auflösung erfüllt sind und die Daten entsprechend den Vorgaben in den Datenschablonen (siehe Kapitel B.8.2) bereitgestellt werden. Nicht alle Abflusszeitreihen sind für eine Evaluierung der mGROWA-Simulation geeignet. Vielfältige anthropogene und natürliche Einflüsse auf Abflussganglinien verzerren den Vergleich zwischen Beobachtungen und Simulation, z.B. durch: • Teile der EZG teilweise außerhalb Deutschlands • Einfluss von Talsperren auf MoMNQ-Statistik • Wassertransfers über EZG-Grenzen, • intensive Feldberegnung, • Stadtentwässerungssysteme über EZG-Grenzen hinweg, • Sümpfungsmaßnahmen im Bergbau

	• Stark unterschiedliche ober- und unterirdische EZG-Grenzen Die Vorselektion von potentiell geeigneten Pegeln und EZG sollte in den BL erfolgen, da dem FZJ in der Regel die Regionalkenntnis fehlt → Detailabsprachen FZJ - BL
--	---

B.5.2.3 Themengebiet Hydrogeologie (Datenschablone siehe Kapitel Themengebiet Hydrogeologie)

Einsatzzweck	• Ausweisung von BFI-Werten für die Wasserhaushaltsmodellierung, • Modellierung von Fließzeiten und Nitratabbau im oberen Grundwasserleiter zur Ermittlung von grundwasserbürtigen N-Einträgen in die Vorfluter
Datenquellen	HÜK 200 (Version 3), ggf. HK 50
Datenschablone Hydrogeologie-1: hydrogeologische Daten	• BFI-Werte¹ • Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) des oberen Aquifer² • nutzbarer Hohlraumanteil³
Zeitraum / zeitliche Auflösung	-/-
Periodizität	Einmalig zu Beginn, ggf. periodische Aktualisierungen
Regionale Auflösung	100m-Raster ETRS89-UTM32 „Geogitter“ © GeoBasis-DE / BKG 2021
Dateneigentümer	BGR, Bundesländer
Struktur (Datenformate)	• GeoTIFF (Raster-Datei) • CSV-Datei (Datenschablone Hydrogeologie-1)

B.5.2.4 Themengebiet Klimadaten

Einsatzzweck	entscheidende Datengrundlage für Wasserhaushaltsmodellierung / Eintragspfade
Datenquellen	CDC (Climate Data Center) ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/
Datenschablone Klima-Parameter (nur für Stationsdaten)	• Niederschlag • Potenzielle Verdunstung nach DWD-Verfahren über Gras
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Stationsdaten: • Zeitraum 1.11.1980 bis 31.10.2020 • tägliche Auflösung (DWD-)Rasterkarten 1km x 1km: • Zeitraum 1.11.1980 bis 31.10.2020 • Monatliche Auflösung
Periodizität	Jährliche Fortführung und Aktualisierung

Regionale Auflösung	• Stationsdaten: Punktwerte • Rasterkarten: 1km x 1km
Dateneigentümer	Deutscher Wetterdienst
Anmerkungen/ Besonderheiten	Ausgangspunkt sind die aus dem AGRUM-I-Projekt in täglicher Auflösung vorliegenden DWD Stationsdaten der Periode 1981-2010. Länderspezifische Verfeinerungen des DWD-Messnetzes (Climate Data Center) sind nicht vorgesehen, aber möglich, wenn der o.a. Zeitraum sowie die o.a. zeitliche Auflösung erfüllt sind.

B.5.2.5 Themengebiet Landbedeckung

Einsatzzweck	Datengrundlage für Wasserhaushaltsmodellierung / Nährstoffmodellierung
Datenquellen	• Landbedeckungsmodell Deutschland (LBM-DE2018) © GeoBasis-DE / BKG • Literatur: Wessolek et al. (1997), Disse (1995), Engel et al. (2012)
Datenschablone Landbedeckung	• Landnutzungsspezifische Verdunstungsparameter • Landnutzungsspezifische Verdunstungsparameter der versiegelten Oberflächenanteile • Landnutzungsspezifische Beiträge der Modellschichten zur Evapotranspiration • Landnutzungsspezifische Wasserspeichervermögen versiegelter Oberflächen • Parameter r der Disse-Funktion
Zeitliche Auflösung / Periodizität	Landbedeckungsmodell aus dem Referenzjahr 2018
Regionale Auflösung	• Flächenhafte Objektarten des ATKIS Basis-DLM • Satellitenbilder der Sensoren RapidEye, Sentinel2 (ESA) • Digitale Orthophotos (DOPs)
Dateneigentümer	© GeoBasis-DE / BKG
Struktur (Datenformat)	Shapefile
Anmerkungen/ Besonderheiten	• Ausgangspunkt ist die Parametrisierung aus dem AGRUM-I-Projekt und räumlich die einzelnen Landbedeckungsklassen (LB) des konsistenten „flächendeckend verfügbaren Landbedeckungsmodell (LBM-DE2018). Länderspezifische Verfeinerungen sind nicht vorgesehen, aber unter Umständen möglich • Werden vor Modellierung vom TI mit INVEKOS-Daten verschnitten

B.5.2.6 Themengebiet Dränflächen

Einsatzzweck	Datengrundlage zur: • Modellierung des Wasserhaushalts und des Abflusses von Dränflächen • Modellierung der Nährstoffeinträge in die Vorfluter über Dränagen
Datenquellen	• dränbedürftige Flächen¹
Datenschablone Dränflächen	• Lage potentiell gedränter Flächen • Tiefenlage der Dränagen
Zeitraum / zeitliche Auflösung	• möglichst aktuell
Regionale Auflösung	100m-Raster ETRS89-UTM32 „Geogitter“ © GeoBasis-DE / BKG 2021
Dateneigentümer	Bundesländer
Struktur (Datenformate)	GeoTIFF (Raster-Datei)
Anmerkung/Besonderheiten	¹: Eine digitale Karte der dränbedürftigen Flächen wurde vom FZJ im Projekt AGRUM-DE-I nach dem Verfahren von Tetzlaff et al. (2008) basierend auf der BÜK200 abgeleitet. Der Vergleich mit den Dränkulissen, die nach dem Verfahren von Tetzlaff et al. (2008) basierend auf der BK50 erstellt wurden, zeigte eine zum Teil deutliche Unterschätzung der dränbedürftigen Flächen im AGRUM-DE-I-Projekt. Die im AGRUM-DE-I-Projekt erstellte Karte der dränbedürftigen Flächen ist daher für eine Verwendung im Projekt AGRUM-DE-II wenig geeignet. Folgende Vorgehensweise wird vorgeschlagen: • <u>BL mit eigener Gebietskulisse „dränbedürftige Flächen“:</u> Übernahme und Aufbereitung der Datensätze für Verwendung im Rahmen von Modellierungen mit mGROWA-DENUZ-MEPHOS • <u>BL ohne eigene Gebietskulisse „dränbedürftige Flächen“:</u> Ableitung dränbedürftige Flächen im FZJ nach Methode Tetzlaff et al. (2008) und basierend auf BK50 (u.ä. Bodendatensätzen) • Optional zusätzlich: Plausibilitätsüberprüfung der im FZJ abgeleiteten dränbedürftigen Flächen anhand digitaler Dränpläne, die von den BL zur Verfügung gestellt werden

B.5.2.7 Themengebiet Hydrodynamik

Einsatzzweck	• Modellierung von Fließzeiten und Nitratabbau im oberen Grundwasserleiter zur Ermittlung von grundwasserbürtigen N-Einträgen in die Vorfluter • Hydraulischer Gradient des oberen Aquifers • Fließrichtungen des Grundwassers
Datenquellen	• Datenmodelle der Grundwasseroberfläche • Grundwasserwirksame Vorfluter

Datenschablone Hydrodynamik-1:	Grundwasseroberfläche
Datenschablone Hydrodynamik-2:	Grundwasserwirksame Vorfluter
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Möglichst mittlere Werte aus langjährigen Zeiträumen
Periodizität	Erst 2027 soll ein bundeseinheitlich konsistentes Modell der Grundwasseroberfläche vorliegen, d.h. bis dahin wird es „Notlösungen“ (unterschiedliche Stichtage, je nach Bundesland unterschiedliche Datenquellen und Detaillierungsgrade, etc.) geben¹
Regionale Auflösung	100m-Raster ETRS89-UTM32 „Geogitter“ © GeoBasis-DE / BKG 2021(Datenschablone Hydrodynamik-1) - Polylinien bzw. Polygone (Datenschablone Hydrodynamik-2)
Dateneigentümer	Bundesländer
Struktur (Datenformate)	- GeoTIFF (Raster-Datei) (Datenschablone Hydrodynamik-1) - Shapefiles (Datenschablone Hydrodynamik-2)
Anmerkung/Besonderheiten	¹: Ein digitales Modell der Grundwasseroberfläche liegt für Deutschland derzeit weder flächendeckend noch in konsistent abgeleiteter Form vor. Aus diesem Grund wurde vom FZJ im Projekt AGRUM-DE-I auf eine Reihe von länderbezogenen Rasterdatensätzen mit Grundwasserdruckflächen zurückgegriffen, die im FZJ im Rahmen von einschlägigen Länderprojekten erstellt wurden. Zusätzlich wurden Datensätze mit Flurabständen oder Grundwasserisohypsen genutzt, die dem FZJ entweder flächendeckend oder für Teilregionen eines Bundeslandes vorlagen oder von den Bundesländern für das Projekt AGRUM-DE zur Verfügung gestellt wurden. Für Regionen mit Datenlücken wurde im FZJ eine (hypothetische) Grundwasserdruckfläche abgeleitet (siehe AGRUM-DE-Zwischenbericht 2020). Aus diesen Datengrundlagen wurde im AGRUM-DE-I-Projekt im FZJ ein Modell der Grundwasseroberfläche erstellt. - Das aus dem AGRUM-I-Projekt vorliegende Datenmodell der Grundwasseroberfläche ist Ausgangspunkt für die entsprechenden Modellierungen im Projekt AGRUM-II. Länderspezifische Verfeinerungen des Datenmodells der Grundwasseroberfläche sind möglich, wenn die Daten entsprechend der Vorgabe in der Datenschablone (s. Kapitel B.8.2) bereitgestellt werden. Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten. - Inkonsistenzen durch Verwendung unterschiedlicher Datenquellen werden in Kauf genommen.

B.5.2.8 Themengebiet InVeKoS / Landnutzung

Einsatzzweck	Grundlage der landwirtschaftlichen Modellierung
--------------	---

	und der Flächenbilanzen • Identifikation relevanter landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) • Räumliche Verortung der landwirtschaftlichen Landnutzung • Anknüpfung aller anderen relevanten Daten (bspw. Düngedaten, Tierzahlen, ...) • Grundlage für die Schnittstelle zur hydrologischen Modellierung
Datenquelle	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem/-Datenbanken der Bundesländer
Datenschablone IL-1: Flächengeometrien	jahr, geoid, flik, flik_gueltig_von, flik_gueltig_bis, geoid_bdl, geometry
Datenschablone IL-2: Flächennutzungsnachweis (FNN)	jahr, gid, flik, schlag, teilschlag, bnr, flaeche, nc, nc_bez, ist_gps, ist_hauptfr, ist_zweitfr, ist_zwischfr, zwischfr_beerntet, dgl_einsaat, dgl_umbruch
Datenschablone IL-3: Flächenbezogene Maßnahmen und ÖVF	jahr, gid, flik, feldblock, flurstueck, schlag, teilschlag, bnr, massn_typ, massn_code, massn_flaeche
Datenschablone IL-4: Betriebsbezogene Maßnahmen	jahr, bnr, massn_typ, massn_code
Datenschablone IL-5: Betriebsdaten	jahr, bnr, betriebssitz, ist_oeko_ges, ist_oeko_teil, ist_tierhalter, wd_aufnahme, wd_abgabe
Datenschablone IL-6: Metadaten Nutzcodes	jahr, nc, nc_bez, nc_d, nc_bez_d
Datenschablone IL-7: Metadaten Maßnahmen	jahr, massn_code, massn_typ, beschreibung, massn_dueng, massn_ernte, massn_techn
Datenschablone IL-8: Metadaten ÖVF-Codes	jahr, oevf_code, beschreibung, massn_dueng, massn_ernte, massn_techn
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Jährliche Auflösung (ein Datensatz pro Jahr), beginnend

	mit 2019
Regionale Auflösung	Schlaggeometrien soweit verfügbar, ansonsten höchstmögliche Auflösung
Anmerkung / Besonderheiten	Ggf. zu koordinieren mit weiteren InVeKoS-Abfragen des Thünen-Instituts. Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.2.9 Themengebiet Viehhaltung (Datenschablone siehe Kapitel Themengebiet Viehhaltung)

Einsatzzweck	- Erfassung der regionalen Tierbestände nach Tierarten und Nutzungsrichtung inklusive der gewerblichen Viehhaltung - Berechnung des regionalen Nährstoffanfalls aus der Tierhaltung - Berechnung gasförmiger Stickstoffverluste - Plausibilisierungsrahmen für Daten zur organischen Düngung - Plausibilisierungsrahmen für den Wirtschaftsdüngereinsatz in Biogasanlagen - Plausibilisierungsrahmen für Informationen aus Wirtschaftsdüngertransportdatenbanken
Datenquellen	Herkunftsinformationssystem Tier (HIT), Tierseuchenkassen (TSK)
Datenschablone VH-1: Rinderdaten HIT	jahr, bnr, betriebssitz, prod_s_mik, prod_s_muk, prod_s_smk, prod_v_mar, prod_v_fre, prod_v_jur, tc, tc_bez, trc, anzahl_d
Datenschablone VH-2: Tierzahlen der Tierseuchenkassen (TSK)	jahr, bnr, betriebssitz, betriebsstaette, tc, tc_bez, anzahl_d, anzahl_m
Datenschablone VH-3: Metadaten Rinderrassen	jahr, rc, rc_short, rc_long, nutzart
Datenschablone VH-4: Metadaten Tiercodes	jahr, tc, tc_bez

Zeitraum / zeitliche Auflösung	Jährliche Auflösung (ein Datensatz pro Jahr), beginnend mit 20xx
Regionale Auflösung	Betriebsebene (Anspielung an Betriebsdaten des InVeKoS soweit möglich), ansonsten Gemeindeebene
Anmerkung / Besonderheiten	Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.2.10 Themengebiet Wirtschaftsdüngertransporte

Einsatzzweck	- Erfassung überregionaler Nährstoffströme - Berechnung des regionalen Nährstoffanfalls aus organischen Düngern - Plausibilisierungsrahmen für Daten zur organischen Düngung - Plausibilisierungsrahmen für den Wirtschaftsdüngereinsatz in Biogasanlagen
Datenquellen	Wirtschaftsdüngertransportdatenbanken
Datenschablone WDT-1: Wirtschaftsdüngertransporte	jahr, dir, betrtyp_empf, bnr_empf, betriebs-sitz_empf, betrtyp_abg, bnr_abg, betriebssitz_abg, wd_art, menge_tm, menge_fm, n_tot, nh4n_tot, p2o5_tot, anteil_tier_n
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Jährliche Auflösung (ein Datensatz pro Jahr), beginnend mit 2019
Regionale Auflösung	Betriebsebene (Anspielung an Betriebsdaten des InVeKoS soweit möglich), ansonsten Gemeindeebene.
Anmerkung / Besonderheiten	Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.2.11 Themengebiet Düngedaten

Einsatzzweck	Ermittlung der gesamten Nährstoffzufuhr durch Düngemittel
--------------	---

	• Ermittlung der Nährstoffabfuhr • Ermittlung der Flächenbilanzüberschüsse • Ermittlung von Indikatoren zur Abschätzung der Wirkung der DüV • Grundlage für die modelltechnische Plausibilisierung der Datengrundlage • Grundlage für die Identifizierung von Erfassungslücken, die zugeschätzt oder durch alternative Datenquellen belegt werden müssen
Datenquelle	Düngedaten, aufgezeichnet nach §10 DüV
Datenschablone D-1: Bodennährstoffgehalte	Jahr, gid, flik, schlag, teilschlag, bnr, p_boden, p_methode, datum_p_untersuchung, dben_nmin_fruehj, datum_n_untersuchung
Datenschablone D-2: Düngung auf Bewirtschaftungseinheiten bzw. Kulturarten bezogen	Jahr, bnr, flaeche, nc_d, fruchtklasse, dueng_datum, dueng_mittel, hemmstoff, dueng_menge, dueng_einheit, gehalt_n_dueng, gehalt_p_dueng, nh4_n, nfix, dueng_n, dueng_p
Datenschablone D-3: Düngung betriebsbezogen	Jahr, bnr, dueng_jahr_start, dueng_jahr_ende, betr_flaeche, naehrstoff, be_mineral, be_wirtdueng_tier, be_verf_wirtduengtier, be_weide, be_sonst_org, be_kultursubstrate, be_phm, be_abf, be_leg, be_sonst, be_tot, be_verf_tot
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Jährliche Auflösung (ein Datensatz pro Jahr), beginnend mit erstverfügbarem Jahr
Regionale Auflösung	Bewirtschaftungseinheiten (Kulturarten)- oder Betriebsbezogen.
Anmerkung / Besonderheiten	Daten müssen durch die bnr und die Kulturart eine Anspielung an die InVeKoS-Flächen erlauben. Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.2.12 Themengebiet Agrarstrukturhebung (ASE)

Die Agrarstrukturhebung auf Kreisebene ist in AGRUM die wichtigste Hilfsgröße zum Füllen von Datenlücken, zur Plausibilisierung der Bilanzglieder sowie zur Gewinnung sekundärer Informationen zur Verfeinerung der Modellierung. Weiterhin sind Agrarstrukturhebungen zentrale Eingangsgrößen in die Arbeiten einiger Bundesländer (z. B. Nährstoffberichte, AVV GeA). Das öffentlich zugängliche Datenprodukt der ASE ist ein Aggregat auf Kreisebene mit Informationen zur Pflanzen- und Tierproduktion, welches vom Thünen-Institut mittels einer Schätzmethode auf die (Verbands-) Gemeindeebene disaggregiert wird.

Neben diesen Informationen zur Agrarstruktur werden im Rahmen der Erhebung auch eine Reihe von Betriebs- und Managementinformationen abgefragt. Diese liegen häufig nicht flächendeckend, sondern nur in Form von Stichproben vor. Es ist vorgesehen, soweit möglich aus diesen Daten (bspw. zu emissionssparenden Ausbringtechniken von Wirtschaftsdünger, Zwischenfruchtanbau, ...), im Rahmen der bestehenden Auswertungen des Thünen-Instituts an den Forschungsdatenzentren, flächendeckende, räumlich differenzierte Informationen für die Modellierung zu generieren.

B.5.2.13 Themengebiet Klärschlamm, Kompost und weitere Dünger

Es ist uns bislang nicht bekannt, ob und in welcher Form regional differenzierte Daten zu Klärschlamm, Kompost und anderen sekundären Düngern (z. B. Tiermehle) bei den Bundesländern gesammelt werden. In AGRUM wurden bislang in einigen Bundesländern mit Auswertungen der Klärschlammkataster gerechnet. Für die Mehrzahl der Länder wurden, insbesondere für Kompost, sektorale Statistiken in RAUMIS endogen regionalisiert (vgl. Kapitel B.5.1.1). Es wird davon ausgegangen, dass neben den Düngedaten und Klärschlammkatastern keine weiteren regionalen Informationen zu diesen Düngemitteln vorliegen. Deswegen werden in diesem Themengebiet zunächst die zu verwendenden Mengen auf der Landesebene für Kompost, Klärschlamm und alle anderen relevanten sekundären Dünger (Tiermehle, Pflanzenhilfsstoffe, Torfe, ...) abgefragt. Relevant sind jeweils die in dem Bundesland an die Landwirtschaft abgegebenen Mengen der Dünger. Für Klärschlamm werden zusätzlich Katasterinformationen abgefragt und entsprechende Schablonen bereitgestellt. Sollten wider Erwarten Regionaldaten für die anderen Dünger zur Verfügung stehen, kann nach Absprache eine Schablone nach dem Muster von KS-1 geliefert werden.

Einsatzzweck	• Erfassung und Plausibilisierung der regionalen Klärschlammdüngung auf regionaler Ebene • Erfassung und Plausibilisierung der Düngung mit Klärschlamm, Kompost und weiteren sekundären Düngemitteln auf Landesebene
--------------	---

Datenquellen	Statistische Ämter der Bundesländer, Klärschlammkataster der Bundesländer
Datenschablone SD-1: Landesstatistiken zu Kompost, Klärschlamm weiteren Düngern	jahr, duenger, menge_tm, menge_fm, n_tot, p2o5_tot
Datenschablone KS-1: Klärschlammkataster	jahr, bnr, gid, flik, schlag, teilschlag, bnr, flaeche, menge_tm, menge_fm, n_tot, p2o5_tot
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Jährliche Auflösung (ein Datensatz pro Jahr), beginnend mit 2019
Regionale Auflösung	Schlagebene soweit möglich (KS-1), Landesebene (SD-1)
Anmerkung / Besonderheiten	Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.2.14 Themengebiet Biogas/Biomethan

Die Erfahrungen in AGRUM-DE haben gezeigt, dass es keine flächendeckende, allgemein akzeptierte Referenz zur Anzahl von Biogasanlagen in Deutschland gibt. Der typischerweise verwendete Datenstamm zu Biomasseanlagen ist das öffentlich zugängliche Markstammdatenregister der Bundesnetzagentur, in welchem (für die meisten) Anlagen die exakte Verortung und die installierte Leistung erfasst sind. Eine eindeutige Identifizierung als Biogas- bzw. Biomethananlage ist jedoch nicht immer möglich. Den Stellen der Länder können aber andere bzw. bessere Informationen zum Anlagenbestand vorliegen. Aus diesem Grund ist hier die Möglichkeit gegeben, den für AGRUM-DE verwendeten Datensatz mit ggf. adäquateren Daten zu ergänzen.

Einsatzzweck	• Berechnung des regionalen Nährstoffanfalls durch Gärreste • Berechnung des regionalen Substratbedarfs in Biogasanlagen/Biomethananlagen • Plausibilisierungsrahmen für Daten zur organischen Düngung mit Gärresten • Plausibilisierungsrahmen für die Raufutterbilanz
--------------	--

Datenquellen	Daten der Netzbetreiber, Statistische Ämter der Bundesländer, Bundesnetzagentur, Fachbereiche Biogas der Länder
Datenschablone B-1: Biogasanlagen	jahr, marktstammregisternr, anlagensitz, utm_e, utm_n, inbetriebnahmedatum, stilllegungsdatum, inst_leist_kw, flexpremiendatum, leist_flex_kw, guelle_kl, abfall, biomethan, strommenge_kwh, ant_nawaro, ant_widue, ant_abfall, menge_gaerrest_fm, menge_gaerrest_tm, n_gaer, p2o5_gaer
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Jährliche Auflösung (ein Datensatz pro Jahr), beginnend mit 2019
Regionale Auflösung	Einzelanlage
Anmerkung / Besonderheiten	Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.2.15 Themengebiet Erträge und Milchleistung

Den Bundesländern stehen unter Umständen bessere Ertragsdaten (höhere räumliche Auflösung, andere weitere Kulturarten) zur Verfügung, als sie in AGRUM-DE I verwendet werden konnte. Ertragsdaten mit Regionsbezug können hier abgefragt werden. Sollen betriebliche Daten verwendet werden, kann dies mit einer formgleichen Schablone erfolgen, die zusätzlich die Spalte *bnr* enthält.

Einsatzzweck	• Ermittlung regionaler Erträge • Berechnung der Nährstoffabfuhr • Plausibilisierung der Raufutterbilanz • Referenz zu Erträgen der DBE
Datenquellen	Erhebungen der Länder, Statistische Landesämter.
Datenschablone E-1:	jahr, bnr, nc, nc_bez, ertrag

Erträge	
Datenschablone E-2: DBE-Erträge	Jahr, bnr, nc, nc_bez, ertrag_dbe, rp_dbe, ts
Datenschablone E.3: Milchleistung	jahr, gem, milchleistung_ecm
Zeitraum / zeitliche Auflösung	Jährliche Auflösung (ein Datensatz pro Jahr), beginnend mit 2019
Regionale Auflösung	Gemeindeebene
Anmerkung / Besonderheiten	Zu beachten sind die allgemeinen Anforderungen an die Daten.

B.5.3 Ergebnisse

In der Modellierung wird eine Vielzahl an Ergebnissen mit unterschiedlichen räumlichen Bezugsebenen generiert. Für den Monitoringbericht sind ausschließlich spezifische, aggregierte Ergebnisse von Interesse. Für die Bundesländer können aber auch andere Resultate, insbesondere höher aufgelöste Karten, relevant sein. Um eine möglichst effiziente (den Abstimmungs- und Kommunikationsaufwand reduzierende) Bereitstellung von Ergebnissen zu gewährleisten, sollen Standardergebnisse abgestimmt werden, die zyklisch terminiert über die Cloud bereitgestellt werden. Die Definition der Standardergebnisse erfolgt in Form von Schablonen und umfasst den Inhalt (bspw. Bilanzglieder N und P, Abflusskomponenten, N-Konzentration im Sickerwasser, ...), die Darstellungsebene (Schlag, Raster, Gemeinde, Kreis, ...) sowie das Datenformat (Shape, Raster, Spaltenköpfe, Datentypen, ...).

Es sollen jedem Bundesland landesspezifische Detailinformationen sowie aggregierte Bundesergebnisse zur Verfügung gestellt werden. Zusätzlich zu o. g. Material können bei Bedarf vordefinierte graphische Auswertungen o. Ä. erfolgen. Die Definition der Standardergebnisse erfolgt in den Begleitarbeitskreissitzungen und wird einmal pro Berichtszyklus festgelegt.

B.5.4 Anwendungsablauf der Modellierung

Tabelle B.5-4 zeigt die zwei Phasen des Monitorings im Zeitverlauf, beginnend mit der Erstellung des Feinkonzepts im Zeitraum März 2021- Juni 2021 bis hin zu einer ersten Umsetzung des AGRUM-Modellsystems im Nov. 2023. Während der gesamten Laufzeit (Juni 2021 – Dez. 2023) wird es zu einem intensiven Austausch mit der Bund-Länder-Steuerungsgruppe (2x pro Jahr), und dem Begleit-AK (4x pro Jahr) kommen; diese Treffen dienen nicht nur dazu, über den Stand der Arbeiten zu berichten, sondern auch die nächsten Schritte abzustimmen.

Phase I, d.h. die Entwicklung des Feinkonzepts, wurde mit der Erstellung des Feinkonzepts (vorläufig) abgeschlossen. Bis Nov. 2021, d.h. bis zur Abgabe des zweiten Monitoringberichts an die EU-KOM werden in Abstimmung mit dem Begleitarbeitskreis Konkretisierungen vorgenommen, z.B. im Hinblick auf die Bewertungskriterien für die Monitoringberichte.

Phase II umfasst zum einen den Zeitraum von Juni 2021 bis Nov. 2023. Diese Phase ist gekennzeichnet durch die sukzessive Einstellung von Datengrundlagen in der Projektdatenbank durch die BL und die erstmalige (selektive) Einbeziehung von Datengrundlagen in die Modellierungen am TI, FZJ und IGB. Offene Fragen und Punkte bezüglich der EDV-technischen Bereitstellung der landesspezifischen Datengrundlagen (Datenschablonen) für die Modellierung können in dieser zweiten Projektphase bilateral mit den Modellierenden geklärt werden. Für die Übergabe der Datengrundlagen sind unbedingt gewisse „Lieferfristen“ einzuhalten, bis zu denen die Daten in für die Modellierung geeigneter Form in der Bundesdatenbank eingestellt sein müssen (schwarz gekennzeichnete Monate). Mit der Übergabe des zweiten und dritten Monitoringberichts an die EU-KOM im Nov. 2021 und 2022 wird der bis dahin erreichte Stand dokumentiert.

Phase II umfasst zum anderen im unmittelbaren Anschluss an den dritten Monitoringbericht die erste vollumfängliche methodische Umsetzung des AGRUM-Modellsystems im Nov. 2023. Die Nutzung einer verbesserten Datengrundlage erfolgt sukzessiv, voraussichtlich ab 2022. Entsprechend dem Monitoringkonzept von April 2020 („Monitoring zur Düngeverordnung 2020“) erheben die Bundesländer nach der jeweiligen rechtlichen Umsetzung der dafür vorgesehenen Rechtsgrundlage im Düngegesetz und dem Aufbau bzw. der Ertüchtigung entsprechender Datenerfassungssysteme und Schnittstellen die erforderlichen landwirtschaftlichen Datengrundlagen.

Die Datengrundlage für den vierten Monitoringbericht im November 2023 sind die bis Dez. 2022 verfügbaren Daten für die hydrologische Modellierung und die bis Juni 2023 vorliegenden Daten der landwirtschaftlichen Modellierung. Die Ergebnisse der einzelnen Teilschritte der Modellierungen im TI, FZJ und IGB werden dem Begleitarbeitskreis im Zeitraum September 2022 bis November 2023 in einem iterativen Abstimmungsprozess vorgestellt, diskutiert und abgestimmt.

Die Arbeiten in Phase II laufen in den modellierenden Institutionen (TI, FZJ, IGB) parallel ab. Um die Ergebnisse der gekoppelten landwirtschaftlichen und hydrologischen Modellierungen im Nov. 2023 vorliegen zu haben, sind auch von den Modellierern bestimmte „Lieferfristen“ (schwarz gekennzeichnete Monate) einzuhalten, bis zu denen die Modellergebnisse in geeigneter Form an die Projektpartner weitergegeben werden müssen. So sind z.B. vom TI Daten zu Nährstoffbilanzüberschüssen bis zum 31.03.2023 ans FZJ zu übergeben. Im FZJ werden diese Daten z.B. zur Berechnung von N-Einträgen ins Grundwasser und die Oberflächengewässer verwendet. Die modellierten diffusen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer werden bis Juli 2023 ans IGB übergeben, damit dort eine Gesamtmodellierung der Nährstoffeinträge vorgenommen werden kann.

Nach dem Abschluss der Arbeiten im Nov. 2023 soll das Modellsystem in Dauerbetrieb gehen. Die Bearbeitungszeit für die folgenden jährlich zu erstellenden Monitoringberichte verkürzt sich dadurch entsprechend. So können für den Monitoringbericht 2024 nur die hydrologischen Datengrundlagen verwendet werden, die bis Dez. 2023 in aktualisierter Form eingegangen sind, für den Monitoringbericht 2025 die Datengrundlagen, die bis Dez. 2024 eingegangen sind, etc.

Tabelle B.5-5: Anwendungsablauf der Modellierung

Zeitplan Modellierung	2021												2022												2023												2023											
	1. Halbjahr						2. Halbjahr						1. Halbjahr						2. Halbjahr						1. Halbjahr						2. Halbjahr																	
	Jan 21	Feb 21	März 21	Apr 21	Mai 21	Jun 21	Jul 21	Aug 21	Sep 21	Okt 21	Nov 21	Dez 21	Jan 22	Feb 22	März 22	Apr 22	Mai 22	Jun 22	Jul 22	Aug 22	Sep 22	Okt 22	Nov 22	Dez 22	Jan 23	Feb 23	März 23	Apr 23	Mai 23	Jun 23	Jul 23	Aug 23	Sep 23	Okt 23	Nov 23	Dez 23												
Sitzungstermine (siehe Kap. Organisationsstruktur 5.1)																																																
Begleit-AK																																																
Bund-Länder-Steuerungsgruppe																																																
Berichtspflicht EU-Kom																																																
1. Phase:																																																
1.1 Entwicklung Feinkonzept																																																
Die Daten werden sukzessive von den Bundesländern bereitgestellt (u.a. Bodendaten, InVeKos, Düngedaten...)																																																
2. Phase:																																																
2.1 Landwirtschaftliche Modellierung (RAUMIS)																																																
Die Daten werden sukzessive von den Bundesländern bereitgestellt (u.a., InVeKos, Tierdaten...)													x																																			
Düngedaten																																																
Agrarstrukturerhebung													A																																			
RAUMIS (Generierung Landnutzungsdaten und Schnittstelle, Plausibilisierung)																																																
RAUMIS (Modellierung und der Nährstoffbilanzen)																																																
Ermittlung der Emissionsdaten																																																
2.2 Hydrologische Modellierung (MGROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos)																																																
Die Daten werden sukzessive von den Bundesländern bereitgestellt (u.a. Bodendaten, Hydrogeol. Daten)																																																
Teilmodell mGROWA (Wasserhaushalt, Abflusskomponenten, Plausibilitätsüberprüfung)																																																
Teilmodell DENUZ (Denitrifikation Boden, Verweilzeiten, Plausibilitätsüberprüfung)																																																
Teilmodell MEPHos (Erosionskulisse, Dränkulisse ETC:)																																																
Teilmodell MEPHos (diffuse P-Einträge Vorfluter)																																																
Teilmodell DENUZ (N-Austrag Boden, diffuser N-Eintrag Vorfluter mit Komponenten Direktabfluss, Plausibilitätsüberprüfung)																																																
Teilmodell DENUZ (NO3-Konz. Sickerwasser, N-Minderungsbedarf GW, Plausibilitätsüberprüfung)																																																
Teilmodell WEKU (Denitrifikation GW, Fließzeiten, grundwasserbürtiger N-Eintrag, Plausibilitätsüberprüfung)																																																
2.3 Hydrologische Modellierung (MONERIS)																																																
Teilaufgabe MONERIS - Einträge aus urbanen Systemen und Punktquellen																																																
Teilaufgabe MONERIS - Aufbereitung Gewässernetz für Wasserkörper, Messstellenzuordnung																																																
Teilaufgabe MONERIS - Frachtmodellierung, Validierung																																																
2.4 Ergebnisübergabe zwischen den Modellen (zum Monatsende)																																																
Übergabe der Nährstoffbilanzen vom TI an das FZJ																																																
Übergabe urbane Einträge in Boden-Grundwasser																																																
Übergabe der xxx vom FZJ an das IGB																																																

Legende x Angestrebte Liefertermine für Daten der Jahre 2019/2020

■ Lieferfrist

■ Modellierung

A Abruf Daten Agrarstrukturerhebung 2016/2020 (soweit möglich)

■ Lieferzeitraum / Abstimmungs- und Umsetzungsphase der Datenlieferungen

B.5.5 Weiterentwicklungen des Modellsystems AGRUM-DE

Wie bereits in Kapitel Die im Rahmen des Monitoringsystems generierten Wirkungsanalysen dienen in erster Linie der Erstellung der Monitoringberichte. Der Abbildungsbereich des Monitoringsystems erlaubt es darüber hinaus, dass Ergebnisse für die Ausweisung von mit Nitrat belasteten oder eutrophierten Gebieten gemäß AVV-GeA genutzt werden können. Auch lassen sich die Ergebnisse hinsichtlich der zu erwartenden Nährstoffsituation in Oberflächengewässer bzw. hinsichtlich der Frachten in die Nord- und Ostsee einordnen.

Anwendungsablauf / Zeitplanung ausgeführt, erfolgt die Entwicklung des Monitoringsystems in drei Phasen. In der ersten Phase wird das Feinkonzept des Monitoringsystems entwickelt. In der zweiten Phase erfolgt die Umsetzung des Feinkonzeptes sowie die Weiterentwicklung des Modellierungsansatzes AGRUM-DE. In der dritten Phase kommt das Monitoringsystem zur Anwendung.

Die Weiterentwicklung des Modellierungsansatzes AGRUM-DE beinhaltet zwei Komponenten. Zum einen umfasst die Umstellung der Modellierung auf räumlich hoch aufgelöste, landesweit konsistent verfügbare Datengrundlagen. Dieser Prozess wird nach der Abstimmung des Feinkonzeptes mit den Bundesländern beginnen und sich möglicherweise kontinuierlich, sicherlich aber über ein paar Jahre hinziehen, da der Aufbau landesweit vorliegender, räumlich hoch aufgelöster Datengrundlagen in den Bundesländern unterschiedlich weit fortgeschritten ist.

Parallel hierzu ergeben sich aus den Anforderungen des Monitorings heraus Notwendigkeiten, das Modellsystem AGRUM-DE gezielt, themenspezifisch weiterzuentwickeln. Es ist in diesem Zusammenhang zu erwarten, dass sich der Weiterentwicklungsbedarf je nach Bundesland bzw. bodenklimatologischer Region unterschiedlich darstellen wird. Diese Weiterentwicklungen sollen ein bundeseinheitliches Monitoring erlauben. Hierzu sollen die Erfahrungen, die im Rahmen der länderspezifischen Modellierung gewonnen werden konnten, in die Weiterentwicklung des Modellsystems AGRUM-DE einfließen.

Im Rahmen von thematischen kleinen Arbeitsgruppen, die sich aus Experten der Bundesländer und Vertretern der Projektgruppe zusammensetzen, werden die methodischen Teilbereiche der Modellierung länderübergreifend abgestimmt. Hierzu werden die Ansätze des Modellsystems AGRUM-DE sowie die verschiedenen länderspezifischen Ansätze gegenübergestellt und mit dem Ziel diskutiert werden, eine geeignete, bundesweit einheitliche Methodik zu entwickeln.

Generell ist davon auszugehen, dass es sich bei den Weiterentwicklungen des Modellsystems AGRUM-DE um einen stetigen Prozess handelt. Auf diesem Wege, soll sichergestellt werden, dass sich im Zeitablauf ergebende neue Datengrundlagen und neue methodische Ansätze im Monitoringsystem genutzt werden können. Gleichzeitig ist aber auch beabsichtigt, ab dem Berichtszeitraum 2023, wie bereits im Kapitel B.2.2 beschrieben, eine erste verbesserte Datengrundlage und ein bundeseinheitliches Monitoring zu verwenden.

Beispielhaft seien an dieser Stelle (unkommentiert) eine Reihe von Themen für inhaltliche Weiterentwicklungen aufgeführt:

- Zur Klimaberichterstattung und zur Sektorbilanzierung konsistente Abbildung der gasförmigen N-verluste
- Entwicklung von Algorithmen zum konsistenten Schließen von statistischen Erfassungslücken
- In Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit: Weiterentwicklung der Module „Realitätsnahe Verteilung von Wirtschaftsdüngerspitzen“ und „Schätzung von regionalen Grünlanderträgen“
- Modul „Verweilzeit in Boden und Grundwasserdeckschichten“ implementieren
- Modul „Denitrifikation in mächtigen bindigen Deckschichten in Lockergesteinsregionen mit nitratabbauenden Aquiferen“ implementieren und explizite Ausweisung Nitratkonzentration im neugebildeten Grundwasser
- Modul „Denitrifikation in Schwarzerdegebieten“ überprüfen / implementieren
- Berücksichtigung der Detailvorgaben der Düngeverordnung
- boden-klimatisch differenzierte Untergrenzen für den tolerierbaren. N-Überschuss

B.6 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen

Das Konzept der Bund-Länder-PG Monitoring vom April 2020 für ein Monitoring zur DüV sieht neben einer bundesweiten, flächendeckenden Modellierung mit dem Modellverbund AGRUM auch eine detaillierte und hochaufgelöste Betrachtung der Stickstoffflüsse auf einzelbetrieblicher Ebene in einer begrenzten Anzahl von Modellregionen vor. Das Monitoring auf dieser ersten Ebene dient dazu nachzuvollziehen, wie die Maßnahmen nach DüV auf der Ebene der Anwendung, also auf Betriebs- und Schlagebene, wirken. Des Weiteren sollen innerhalb der Modellregionen auf einer zweiten Ebene in begrenzten Kleinsteinzugsgebieten ergänzende Untersuchungen zu Abfluss- und Konzentrationsmessungen zur Abbildung der räumlichen und zeitlichen Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichen Nährstoffausträgen und der Nährstoffbelastung von Oberflächengewässern sowie dem Grundwasser erfolgen. Dieses Vorgehen orientiert sich vom Ansatz her am Monitoring-Programm Dänemarks. Der Fokus dieser kleinsten geohydrologisch geprägten Erhebungen liegt darauf, Informationen über den Stofftransport im zeitlichen und räumlichen Zusammenhang abzubilden. Die Ergebnisse können perspektivisch mit dem Modellverbund AGRUM verknüpft werden.

In den Modellregionen der ersten Ebene soll auf jeweils repräsentativen Betrieben ein bundesweit weitgehend einheitlich anwendbares sog. „Basis-Messprogramm“ an Indikatoren zur Anwendung kommen, bestehend aus Nmin-Untersuchungen im Herbst, im Frühjahr sowie zur Ernte, Untersuchungen des Sicker- und Dränwassers unterhalb der Wurzelzone sowie Stickstoffbilanzen auf Schlag- und Betriebsebene. Dabei soll ein möglichst umfassendes und zu-

gleich detailliertes Systemverständnis über den Ist-Zustand und die Veränderungen von Nitratfrachten als Faktorkombination von Bewirtschaftungs- und Standortparametern erreicht werden. Nur auf der Skala des einzelnen Betriebes bzw. der Schläge wird der Effekt bestimmter Maßnahmen gemäß DüV differenziert nachvollzogen werden können, während dies mit fortschreitender räumlicher und zeitlicher Distanz von der Maßnahmenanwendung zunehmend schwieriger wird.

In den Kleinsteinzugsgebieten innerhalb der Modellregionen wird zusätzlich zum Basismessprogramm im Sinne einer Fortführung des Zonenmodells von der Quelle bis zur Senke in oberflächennahen Grundwassermessstellen und/oder am Gebietsauslass der Abfluss und die Konzentration der Nährstoffe in hoher zeitlicher Auflösung gemessen; zusätzlich werden einmalig die Bodenverhältnisse detailliert erfasst. Die Nutzung wird jährlich, die Bodeneigenschaften regelmäßig erfasst. Die Erhebungen sollen über den AGRUM-Modellverbund miteinander verknüpft und nach Möglichkeit auch auf andere Gebiete übertragen werden können. Das Messprogramm in den Kleinsteinzugsgebieten muss an die standörtlichen Gegebenheiten angepasst und im Fortgang ggf. um weitere hydrologische Parameter erweitert werden, sofern dadurch ein verbessertes Verständnis der zeitlichen und räumlichen Wirkungszusammenhänge (vereinfacht: des Weges der Nitratfracht aus der Sickerwasser-Dränzone zur Grundwassermessstelle und ins Oberflächengewässer) erreicht werden kann.

Für die Entwicklung des Basis-Messprogrammes in den Modellregionen wurde im Wesentlichen auf die Erkenntnisse und das etablierte Testbetriebsnetz aus dem Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“, welches im Auftrag des Bundes seit 2016 am Julius-Kühn-Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde in Braunschweig durchgeführt wird, zurückgegriffen.

Ziel dieses Vorhabens war in der ersten Phase die Entwicklung und Erprobung eines Systems von Frühindikatoren, welches bewirtschaftungsbedingte Änderungen von Nitratfrachten unter Berücksichtigung der spezifischen Standortbedingungen zeitnah auf Einzelbetriebs- und Schlagebene anzeigt. Im Auftrag des Bundes werden im aktuellen Folgevorhaben „Multiparametrisches Monitoring von Nitratfrachten in der Landwirtschaft“ („MoNi“; Laufzeit 2021-2023) die Erhebungen auf Regionen mit hohen Tierbesatzdichten ausgeweitet. Mittlerweile wird das Messprogramm in 10 Testgebieten über nitratbelasteten oder belastungsgefährdeten Grundwasserkörpern unter Beteiligung von insgesamt 96 Modellbetrieben durchgeführt (Abbildung B.6-1.). Ein weiteres Testgebiet mit der Zielthematik Gemüse wird derzeit etabliert.

Die Daten und Erkenntnisse aus den bereits eingerichteten Testgebieten und Betrieben aus dem Demonstrationsvorhaben sollen zunächst als Ausgangsbasis für das Bundesmonitoring genutzt werden. Das aus Bundesmitteln finanzierte Projekt wird bis zum 31.12.2023 fortgeführt. Inwieweit diese Testgebiete nach der Projektlaufzeit in das Bundesmonitoring als Modellregionen fortgeführt oder durch andere Modellregionen ersetzt werden, ist im weiteren Abstimmungsprozess zwischen Bund und Ländern zu klären, da die Auswahl der Testgebiete im Demonstra-

tionsvorhaben nicht mit der Zweckbestimmung Wirkungsmonitoring erfolgte, sondern der Entwicklung eines bundesweit einheitlich anwendbaren Messprogramms zur Früherkennung von Nitratfrachten in der Landwirtschaft dienen. So wird z.B. die Situation in Trockengebieten mit diluvialen Standorten derzeit noch nicht durch eine Modellregion repräsentiert.

Die Verortung der Testgebiete aus dem Demonstrationsvorhaben des Bundes wird unter Kapitel B.6.2 im Detail erläutert.

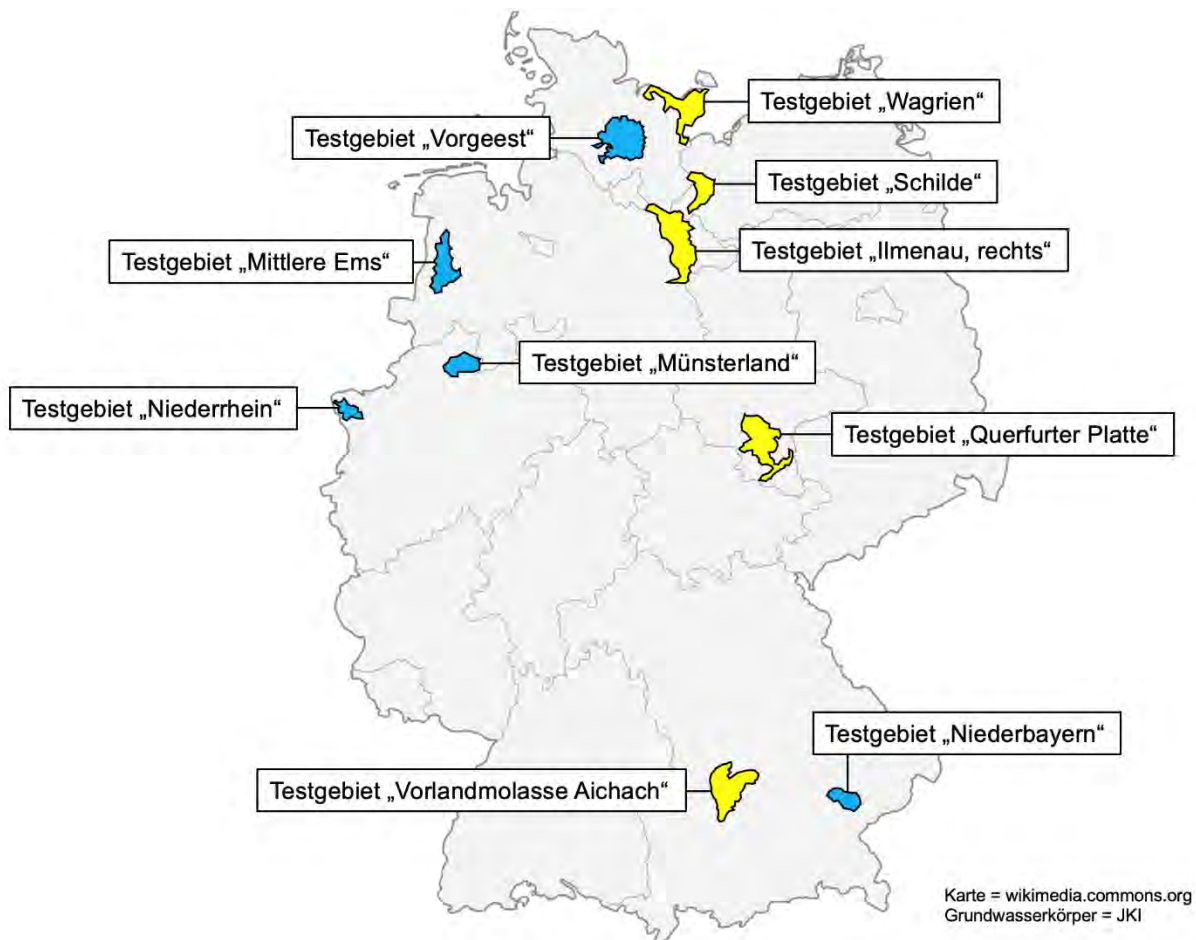


Abbildung B.6-1: Modellregionen (Testgebiete) aus dem Demonstrationsvorhaben des Bundes. Diese Modellregionen sollen bis Ende des Jahres 2023 als Ausgangsbasis für das Nitrat-Monitoring genutzt werden. Die markierten Gebiete repräsentieren mit Ausnahme von Wagrien Grundwasserkörper, die als mit Nitrat belastet oder belastungsgefährdet eingestuft wurden. Die gelben Modellregionen wurden 2016 eingerichtet und sind durch Ackerbaubetriebe charakterisiert. Die blauen Modellregionen wurden im Frühjahr 2021 eingerichtet und repräsentieren überwiegend Gebiete mit intensiver Tierhaltung. Eine elfte Modellregion (Gemüsebau) ist derzeit in Planung und wird in den Ländern Hessen und Rheinland-Pfalz etabliert.

Von besonderer Bedeutung für die Aussagekraft der Erhebungen in den Modellregionen ist neben dem Messprogramm vor allem die Auswahl der Modellbetriebe und Testflächen sowie die einheitliche Erhebung, Auswertung und Aufbereitung der Daten. Dazu wurden im Demonstrationsvorhaben zunächst detaillierte und über alle Regionen harmonisierte Vorgaben erarbeitet und in sogenannten Pflichtenheften festgehalten. Diese beschreiben einheitlich für alle

Modellregionen das gesamte methodische Vorgehen, definieren die notwendigen Rahmenbedingungen des Monitorings und sind Leitfaden bei der Betriebs- und Testflächenauswahl sowie bei Datenerhebungen und Messungen.

Die vorgenannten Aspekte werden nachfolgend im Detail erörtert und konkrete Vorgaben für das Monitoringkonzept in den Modellregionen abgeleitet.

B.6.1 Organisationsstruktur

Die Organisationsstruktur bezüglich der Modellregionen orientiert sich am Konzept der Bund-Länder-PG Monitoring vom April 2020 für ein Monitoring zur DüV bzw. dem Vorgehen in den genannten JKI-Demonstrationsvorhaben des Bundes. Die Koordination der Modellregionen sowie die einheitliche Erhebung und Verarbeitung der Daten wird in der Verantwortung des JKI liegen. Die aufbereiteten Daten werden den Ländern ebenfalls zur Verfügung stehen.

B.6.2 Einrichtung der Modellregionen

Gemäß Konzept der Bund-Länder-PG Monitoring vom April 2020 für ein Monitoring zur DüV sollen 10-15 Modellregionen eingerichtet werden.

Die Anzahl möglicher Modellregionen ist aufgrund des Aufwandes und der Kosten der Erhebungen begrenzt, sodass keine Erfassung sämtlicher Faktorkombinationen aus Boden-Klimasituationen, Betriebstypen und regionalen Besonderheiten erfolgen kann. Die Modellregionen sollen vielmehr stichprobenartig für die Nitratbelastung bedeutsame agrarstrukturelle Räume repräsentieren. Es sollen nicht ganze Boden-Klima-Räume oder Landesteile mit einem Netz aus Modellbetrieben überzogen werden, da auf diese Weise ein belastbarer Bezug zu räumlichen Gegebenheiten erschwert würde. Ziel ist es vielmehr in sich abgegrenzte Räume zu wählen, innerhalb derer unter ähnlichen agrarstrukturellen und standörtlichen Bedingungen (Wetter, Boden, Betriebstypen) und unter Berücksichtigung der statistischen Streuung und betriebsindividuellen Einflussfaktoren die Auswirkungen einer geänderten Bewirtschaftungspraxis betrachtet werden können. Die einzelnen Betriebe und Testflächen können somit als statistische Wiederholungen betrachtet werden. Im weiteren Verlauf sind auch Rückschlüsse für andere Teilräume aus den Ergebnissen ableitbar.

Im Demonstrationsvorhaben haben sich als Gebietszuschnitt für die Testgebiete Grundwasserkörper bewährt. Der Grundwasserkörper repräsentiert den Ort, an dem die Nitratbelastung erfasst und Qualitätsziele formuliert werden. Die Grundwasserkörper stellen ein einheitliches und sehr gut nachvollziehbares Abgrenzungskriterium dar. Dabei ist der Flächenumfang selbst für die Aussagekraft des skizzierten Monitorings nicht entscheidend, da innerhalb der Gebietsgrenzen ohnehin nur Teilräume mit möglichst einheitlichen geohydrologischen und betrieblichen Strukturen ausgewählt werden.

Grundsätzlich wird für die Verortung zukünftiger Modellregionen jedoch auch eine Abgrenzung nach Boden-Klima-Räumen bzw. bestimmten Teilbereichen darin (z.B. einheitliche Bodenbeschaffenheit) möglich sein.

Im Konzept der Bund-Länder-PG Monitoring vom April 2020 für ein Monitoring zur DüV wurde empfohlen, die Modellregionen vorzugsweise in mit Nitrat belasteten Gebieten gemäß § 13a DüV 2020 zu etablieren. Hier soll die Wirkung der verschärften Maßnahmen der DüV erfasst werden. Des Weiteren soll in Gebieten, die nicht als belastet eingestuft wurden, geprüft werden, ob eine Verschlechterung der Situation eintritt. Mit Blick auf die Methodik der Ausweisung mit Nitrat belasteter Gebiete (AVV Gebietsausweisung – AVV GeA) und die dadurch mitunter bedingte Zersplitterung größerer zusammenhängender mit Nitrat belasteter Bereiche, wird diesen Anforderungen gleichermaßen Rechnung getragen, wenn die Modellregionen in gemäß § 6 AVV GeA (Immissionsbasierte Abgrenzung) abgegrenzten Gebieten verortet werden. Innerhalb dieser Modellregionen soll nach Möglichkeit der Anteil der nach § 10 AVV GeA ausgewiesenen und letztlich den Vorgaben des § 13a DüV unterliegenden landwirtschaftlich genutzten Fläche an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche näherungsweise durch die auf den Modellbetrieben auszuwählenden Testschläge widerspiegelt werden.

Die 11 Testgebiete des Demonstrationsvorhabens, welche zunächst bis Ende des Jahres 2023 im Rahmen des Wirkungsmonitoring zur DüV genutzt werden sollen, repräsentieren jeweils ein zusammenhängendes Gebiet über einem mit Nitrat belasteten oder belastungsgefährdeten Grundwasserkörper (Abbildung B.6-1 und Abbildung B.6-2). Die Größe der Testgebiete liegt im Bereich von etwa 80.000-150.000 ha. Innerhalb der Testgebiete sind ausreichend bemessene Teilbereiche mit homogenen geohydrologischen Verhältnissen vorhanden, innerhalb derer Betriebe und Testflächen angesiedelt werden konnten. Entsprechend der Einrichtung vor Inkrafttreten der AVV GeA, muss im Fortlauf geprüft werden, zu welchen Anteilen die bestehenden Testflächen § 13a DüV unterliegen.

Zur besseren Einordnung der 11 Testgebiete werden nachfolgend die flächenmäßig bedeutendsten Ursachen von Nitratbelastungen und deren räumliche Verteilung im Bundesgebiet grob aufgezeigt (Abbildung B.6-2).



Abbildung B.6-2: Agrarstrukturen und Standorteigenschaften in Bereichen mit besonders hohen Anteilen nitratbelasteter oder belastungsgefährdeter Grundwasserkörper.
 Die Karte repräsentiert keine Modellregionen, sondern dient lediglich einer groben Einordnung der regional mutmaßlichen Belastungsursachen. Kartenbasis Umweltbundesamt, Stand 2017.

In Nord-West-Deutschland sowie in einigen Regionen Bayerns führen regional hohe Tierzahlen, insbesondere durch eine intensive Haltung von Rindern und Schweinen, zu hohen Flächenbilanzüberschüssen. Überdies ist in diesen Regionen auch ein mitunter bedeutender Anteil von Gärresten aus Biogasanlagen an den N-Flächenbilanzüberschüssen beteiligt. Die genannten Regionen mit hohen Stickstoffüberschüssen bedingt durch intensive Tierhaltung können unterteilt werden nach der vorwiegend gehaltenen Tierart, also Rinder- oder Schweinehaltung sowie nach der vorherrschenden Flächennutzung, Ackerfutterbau (Sandböden, mittelschwere Böden) oder Grünland (drainierte Marschböden, Lehm-/Tonböden).

Die Testgebiete „Vorgeest“ und „Niederrhein“ (Abbildung B.6-1) des Demonstrationsvorhabens repräsentieren in diesem Zusammenhang die Bereiche Rinderhaltung auf Standorten mit leichten bis mittelschweren Böden und vorwiegendem Ackerfutterbau, aber z.T. auch Dauergrünland.

Die Testgebiete „Mittlere Ems“ und „Münsterland“ repräsentieren Gebiete mit intensiver Schweinehaltung auf leichten Böden.

Die Nitratbelastung in Ackerbauregionen ist auf mitunter sehr unterschiedliche Faktorkombi-

nationen zurückzuführen. Darunter ist der Marktfruchtbau auf schweren bis mittelschweren Böden in den küstennahen Flachland- und Lockergesteinsregionen zu nennen. Diese Verhältnisse sollen durch die Testgebiete „Wagrien“ und „Schilde“ abgebildet werden.

Das Testgebiet „Ilmenau Lockergestein Rechts“ repräsentiert Marktfruchtbetriebe auf leichten Standorten, bei denen ein hoher Anteil an Hackfrüchten, insbesondere Kartoffeln, bei intensiver Bewässerung angebaut wird. Dadurch treten auf den durchlässigen Böden teils hohe Nitratverluste auf.

Der intensive Marktfruchtbau auf fruchtbaren Standorten im Mitteldeutschen Trockengebiet wird durch das Testgebiet „Querfurter Platte“ repräsentiert. Hier wird der Effekt von geringen Niederschlägen bei gleichzeitig teils hohem Stickstoff-Nachlieferungspotential der Böden betrachtet. Die in diesem Testgebiet vorherrschenden Bedingungen sind nicht auf Regionen mit leichteren Böden (Sand, lehmiger Sand) übertragbar.

Das Testgebiet „Niederbayern“ repräsentiert intensive Tierhaltung in Verbindung mit einem hohen Gärrestaufkommen. Zudem ist im Testgebiet auch Grünland von Bedeutung

Das Testgebiet „Vorlandmolasse Aichach“ bildet die für diesen Raum häufig anzutreffenden kleinen bis mittelgroßen Gemischtbetriebe mit intensivem Marktfruchtanbau inklusive Hackfrüchte, aber auch zum Teil intensiver Tierhaltung auf schweren Löss und Lehm Böden ab.

Der großflächige Freiland-Gemüsebau wird durch ein Testgebiet, welches zum Teil in Rheinland-Pfalz und zum anderen Teil in Hessen verortet wurde, repräsentiert. Das Testgebiet befindet sich derzeit in der Etablierungsphase.

Die genannten Modellregionen stellen die Ausgangsbasis dar und bleiben bis Ablauf des Jahres 2023 in Betrieb. Künftig soll neben der Weiterführung auch ein Wechsel dieser Modellregionen möglich sein. Über die mögliche Einbindung zusätzlicher Modellregionen muss im Rahmen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe beraten werden.

B.6.3 Einrichtung der Kleinsteinzugsgebiete

Innerhalb der Modellregionen (Testgebiete) sollen in abgegrenzten Kleinsteinzugsgebieten weiterführende geohydrologische Erhebungen erfolgen, um die räumlichen und zeitlichen Zusammenhänge zwischen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und der Beschaffenheit von Oberflächengewässern und dem Grundwasser besser nachvollziehen zu können. Die Einzugsgebiete sollen die bedeutenden Boden-Klimaräume, Unterschiede bezüglich der Tierhaltungsdichte sowie angebaute Kulturpflanzenarten repräsentieren. Die Größe der Kleinsteinzugsgebiete richtet sich nach den regionalen Voraussetzungen und wird in einer Größenordnung zwischen 500 und 3.000 ha liegen. Die Verortung innerhalb der Modellregionen sollte vorrangig Flächen in mit Nitrat belasteten Gebieten gemäß § 13a DüV 2020 einbeziehen. Um eine aus-

reichende Anzahl an Kleinsteinzugsgebieten und damit eine belastbare Datengrundlage sicherzustellen, sollte in jeder Modellregion mindestens ein Kleinsteinzugsgebiet eingerichtet werden, so dass mindestens 11 Kleinsteinzugsgebiete für das Monitoring zur Verfügung stehen.

B.6.4 Modellbetriebe

Als Modellbetriebe sind wirtschaftlich erfolgreiche Vollerwerbsbetriebe mit für die Modellregion repräsentativer wirtschaftlicher Ausrichtung geeignet. Die Betriebe bilden dabei nicht die Vielfalt der landwirtschaftlichen Produktionsrichtungen einer Region ab, sondern nur den jeweiligen Produktionsschwerpunkt. Die Modellbetriebe innerhalb einer Modellregion sollen sich ähneln (Produktionsschwerpunkt, Anbaustruktur, Flächenausstattung), so dass die Anzahl der Betriebe als statistische Wiederholung gewertet werden kann. Durch diese restriktive Stichprobenauswahl soll sichergestellt werden, dass die Variation der Bewirtschaftung und damit auch der Sickerwasserqualität zwischen den Betrieben (Wiederholungen) möglichst gering ist, um Auswirkungen einer geänderten Bewirtschaftungsweise auf die Nitratfrachten mit höherer Wahrscheinlichkeit feststellen zu können.

In den Kleinsteinzugsgebieten werden sämtliche landwirtschaftliche Betriebe unabhängig von Kriterien in das Messprogramm einbezogen. Die Anzahl der Betriebe ergibt sich demnach anhand des Gebietszuschnitts. Sofern bereits Betriebe aus der großen Modellregion innerhalb des Kleinsteinzugsgebietes verortet sein sollten, ergeben sich Synergieeffekte.

Die erforderliche Anzahl an Modellbetrieben in den Modellregionen soll hier aus den Ergebnissen des Demonstrationsvorhabens des JKI abgeleitet werden. In Abbildung 6-3 bis B.6-5 ist exemplarisch für zwei Testregionen des Demonstrationsvorhabens jeweils die statistische Sicherheit dargestellt, mit der eine Änderung des Zustandes durch einen Indikator (hier Schlagbilanzsaldo und Herbst-Nmin) in Abhängigkeit von der Anzahl an Betrieben nachgewiesen werden kann. Hieraus ergibt sich, dass mit steigender Anzahl an Betrieben die Wahrscheinlichkeit der Detektion von Änderungen zunimmt. Bei den Schlagbilanzen für das Testgebiet Querfurter Platte (Abbildung B.6-3) ist die erforderliche Anzahl an Betrieben für das Erreichen einer statistischen Wahrscheinlichkeit von 80 %, früher erreicht (bei 14 Betrieben) als bei den Nmin-Werten (Abbildung B.6-5, bei 19 Betrieben), da letztere stärker den jährlichen und standörtlichen Schwankungen der Stickstoffdynamik unterliegen. Desweiteren zeigt sich, dass mit zunehmender Homogenität der Stichprobe in den Testgebieten die Anzahl der erforderlichen Betriebe abnimmt. So sind den Ergebnissen zu folge im Testgebiet in Bayern tendenziell weniger Betriebe für das Monitoring erforderlich als im Testgebiet in Sachsen-Anhalt (vergleiche Abbildung B.6-3 und Abbildung B.6-4). Insbesondere bezogen auf die stofflich-analytischen Erhebungen sollte die Mindestanzahl an Betrieben nicht unter 10, besser im Bereich 10-15 liegen. Generell ist festzuhalten: Je geringer die Detektionsschwelle für Änderungen angesetzt werden soll, desto mehr Betriebe sind in die Untersuchungen einzubeziehen.

In den 11 etablierten Modellregionen sind jeweils entweder 12 oder 6 Betriebe am Monitoring

beteiligt. Gebiete mit 6 Betrieben sind „Schilde“, „Wagrien“, „Vorgeest“, „Emsland“, „Münsterland“ und „Niederrhein“. Hier muss überlegt werden, ob im Sinne einer höheren Aussagefähigkeit die Anzahl der Betriebe ebenfalls auf 12 aufgestockt werden kann.

Die spezifischen Kriterien nach denen potentielle Modellbetriebe ausgewählt werden, müssen in Abhängigkeit der jeweiligen Modellregion und in Abstimmung mit den zuständigen Bundesländern formuliert werden. Generell müssen Betriebe folgende Grundanforderungen erfüllen:

- Führen einer elektronischen Ackerschlagkartei. Idealerweise schlagspezifische Erfassung von Ernteerträgen. Bereitschaft zur Weitergabe der Tierhaltungsdaten gemäß HI-Tier der vergangenen fünf Jahre.
- Vollständige Dokumentation über den Einsatz von mineralischen und organischen Düngern.
- Mindestens 50% der Betriebsfläche liegen innerhalb des Testgebietes.
- Bereitschaft zur Weitergabe von betriebsspezifischen Daten.
- Bereitstellung von Ackerschlägen zur Durchführung von Messungen gemäß Messprogramm.
- Bereitschaft und Interesse zur Teilnahme an Treffen zum projektinternen Austausch.
- Bereitschaft zur mittel- bis langfristigen Teilnahme.

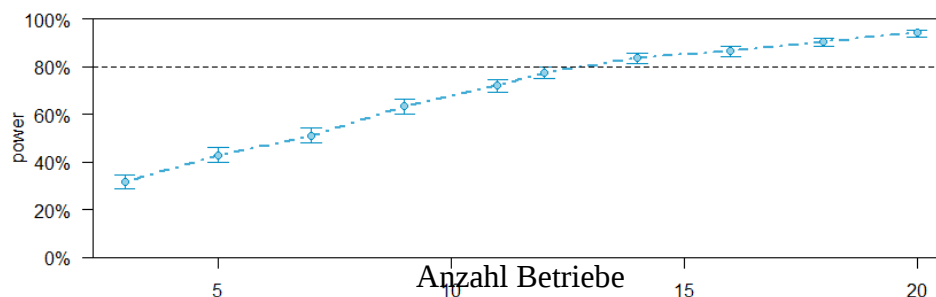


Abbildung B.6-3: Statistische Sicherheit (Power), dass eine Änderung der Stickstoffschlagbilanzsalden der Schlagbilanzen in Höhe von 10 kg N/ha erkannt wird in Abhängigkeit von der Anzahl an Modellbetrieben je Testgebiet.
Exemplarisch berechnet aus Daten des JKI-Demonstrationsvorhabens für das Testgebiet Querfurter Platte in Sachsen-Anhalt.

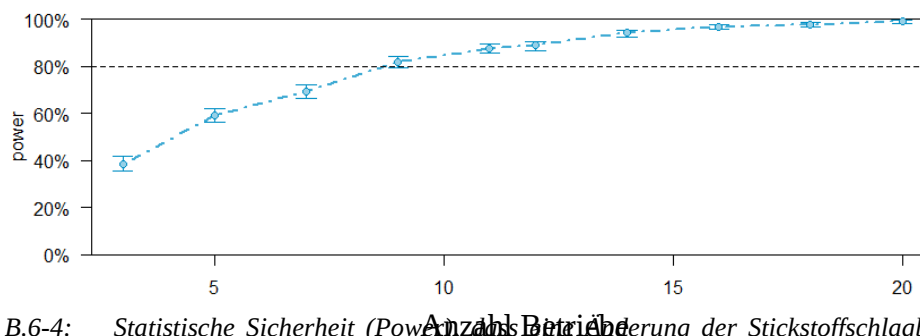


Abbildung B.6-4: Statistische Sicherheit (Power), dass eine Änderung der Stickstoffschlagbilanzsalden der Schlagbilanzen in Höhe von 10 kg N/ha erkannt wird in Abhängigkeit von der Anzahl an Modellbetrieben je Testgebiet.
Exemplarisch berechnet aus Daten des JKI-Demonstrationsvorhabens für das Testgebiet Aichach in Bayern.

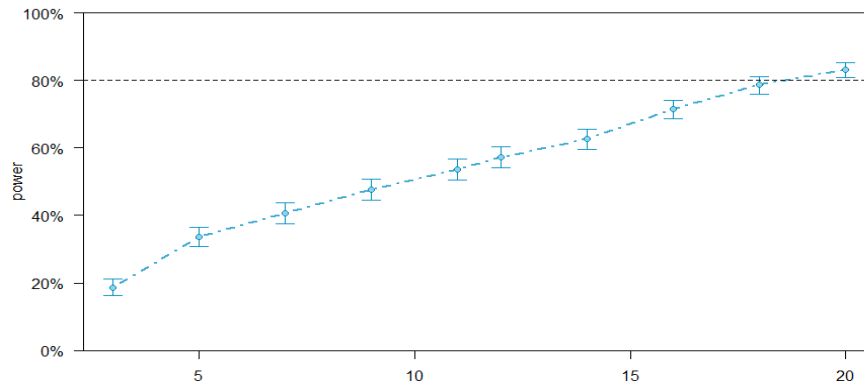


Abbildung B.6-5: Statistische Sicherheit (Power), dass eine Änderung der Herbst-Nmin-Werte in Höhe von 30 kg N/ha erkannt wird in Abhängigkeit der Anzahl an Modellbetrieben je Testgebiet. Exemplarisch berechnet aus Daten aus dem Demonstrationsvorhaben DIFNA für das Testgebiet Querfurter Platte in Sachsen-Anhalt.
<https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/Ackerbaustrategie/>

B.6.5 Testflächen

Der Auswahl der geeigneten Testflächen in den Modellregionen und Kleinsteinzugsgebieten kommt eine hohe Bedeutung zu, da mit den durchgeführten Bodenuntersuchungen Änderungen in der Bewirtschaftung (v.a. Düngung) aufgezeigt und diese nicht durch bestimmte Standortverhältnisse überlagert werden sollen (N-Quellen-, N-Senkenstandort).

Von jedem Modellbetrieb werden für die Durchführung des stofflich-analytischen Frühindikatoren-Messprogramms 12 repräsentative Ackerschläge bereitgestellt. Die Gesamtanzahl an Testflächen beträgt somit in den etablierten Modellregionen entsprechend der jeweiligen Anzahl der Modellbetriebe 144 bzw. 72.

Die Anzahl von 12 Flächen ergibt sich aus der Anbaufolge und der Mindestanforderung an den Stichprobenumfang. Um in jedem Jahr und von jedem Modellbetrieb zumindest für die sogenannten Leitkulturen eine aussagekräftige Stichprobe zur Quantifizierung der auswaschunggefährdeten Nitratfrachten sicherstellen zu können, müssen beispielsweise unter Annahme einer aus zumindest 4 Früchten bestehenden Anbaufolge mindestens 12 Testflächen (n=3 Wiederholungen) erfasst werden.

Das Pflichtenheft für die stofflich-analytischen Frühindikatoren regelt die Auswahl der Testflächen und der Nmin-Repräsentativparzellen (kurz: Nmin-Parzelle), die als Teilflächen für die Nmin-Beprobung sowie die Nitrat-Tiefenprofile auf den Testflächen festgelegt werden, damit durch die genutzten Frühindikatoren Änderungen in der Bewirtschaftung, wie z.B. der Düngung, angezeigt werden können. Im Folgenden werden die wichtigen Kriterien zur Auswahl der Testflächen erläutert.

In den Kleinsteinzugsgebieten richtet sich die Anzahl der Testflächen auf denen analytische Untersuchungen in der Wurzelzone sowie der Sickerwasserdränzone erfolgen sollen nach der

Größe des Einzugsgebietes, der Vielfalt der Bodeneigenschaften sowie der Bewirtschaftungspraktiken. Mindestens sind jedoch je 5 möglichst repräsentative Testflächen je Kleinstinzugsgebiet einzurichten und diese auf unterschiedliche Betriebe zu verteilen. Ansonsten gelten dieselben Anforderungen an die Auswahl der Testflächen, wie in den übergeordneten Modellregionen.

B.6.6 Messprogramm in Modellregionen

Das im Rahmen des Wirkungsmonitorings in den Modellregionen zur Anwendung vorgesehene „Basis-Messprogramm“ beinhaltet die Erhebung sowohl rechnerischer (Hoftorbilanzen, Schlagbilanzen, Fruchtbilanzen) als auch stofflich-analytischer Indikatoren (Frühjahrs-, Ernte- und Herbst-Nmin-Werte, Nitrattiefenprofile und teilweise Dränagemessungen) (Abbildung B.6-6). Das Messprogramm ist modular aufgebaut, so dass z.B. Nitrattiefenprofile bei drainierten Flächen durch Dränagemessungen ergänzt oder ggf. auch ersetzt werden können. Die Indikatoren werden auf der kleinsten räumlichen Einheit, dem Testschlag bzw. dem Modellbetrieb erhoben und im Rahmen der Auswertungen bis hin zur Skala der Modellregion aggregiert. Dabei repräsentieren die Indikatoren unterschiedliche vertikale Ebenen von der Bodenoberfläche über die Wurzelzone bis zur Sickerwasserdränzone.

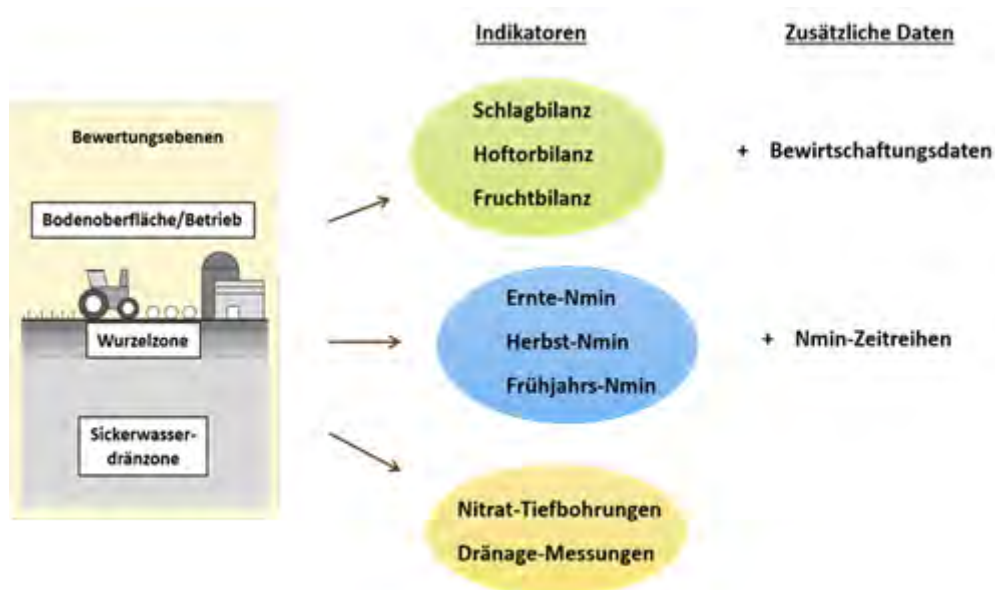


Abbildung B.6-6: In den Modellregionen geplantes „Basis-Messprogramm“ in Abhängigkeit von der vertikalen Bezugsebene

Stoffstrombilanz

In der Stoffstrombilanz (Hoftorbilanz) werden Nährstoff-Zufuhren und -Abfuhr des gesamten landwirtschaftlichen Betriebes gegenübergestellt. Nährstoffströme innerhalb eines Betriebes bleiben unberücksichtigt. Stickstoff-Hoftorbilanzsalden sind unter bestimmten Voraussetzungen gut als Erfolgsindikator für die Prüfung der Wirksamkeit von Gewässerschutzmaßnahmen.

men geeignet. Aufgrund der meist belegbasierten Eingangsdaten ermöglichen Stoffstrombilanzen eine vergleichsweise objektive Darstellung von betrieblichen N-Überschüssen. Dabei wird die Entwicklung im zeitlichen Verlauf mit langjährigen Datenreihen betrachtet.

Die Methodik zur Berechnung der Betriebsbilanzen muss sich dabei an den methodischen Vorgaben zur Stoffstrombilanzierung gemäß Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen (= StoffBilV) orientieren.

Schlagbilanzen und Fruchtbilanzen

Stickstoff-Schlagbilanzen sind Flächenbilanzen mit der Bezugsebene des Einzelschlages. Als die räumlich kleinste Einheit der Flächenbilanzierung finden Schlagbilanzen vor allem dort eine sinnvolle Anwendung, wo auf die glaubhafte Datenbasis einer gut und lückenlos geführten Ackerschlagkartei zurückgegriffen werden kann. Analog zum Stickstoff-Saldo der Hoftorbilanzen, stellt der Stickstoff-Saldo der Schlagbilanzen ein Maß für die potenziellen Stickstoff-Einträge in die Umwelt dar.

Das methodische Vorgehen entspricht dabei dem der Flächenbilanz für die nationale Stickstoffbilanz (Bach et al., 2011; Häußermann et al., 2019), die jährlich in den Monatsberichten des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft veröffentlicht wird (MBT-0111130-0000, BMEL, 2020). Abweichend von der nationalen Stickstoffbilanz werden gasförmige Stickstoff-Verluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und anderen organischen Düngern berücksichtigt. Zudem werden gasförmige Stickstoff-Verluste aus den landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt. Es handelt sich somit um Nettobilanzen. Bezugszeitraum ist auch hier das Wirtschaftsjahr.

Nmin-Werte

Die Herbst-Nmin-Methode wird in den Modellregionen zur Erfolgskontrolle im Bereich der Wurzelzone verwendet. Anhand der Methode können Prognosen zur Verlagerung von Nitratfrachten in die Sickerwasser-Dränzone abgeleitet werden. Bei N-Gleichgewichtsstandorten wird davon ausgegangen, dass sich vor allem die Bewirtschaftung auf die Höhe der Herbst-Nmin-Werte auswirkt und keine Überlagerung durch eine standortspezifische N-Dynamik stattfindet. Der optimale Zeitpunkt für die Herbst-Nmin-Beprobung ist erreicht, wenn die Mineralisation aufgrund kühler Temperaturen gering ist und gleichzeitig noch keine Sickerwasserverlagerung stattgefunden hat. Die Beprobung findet in der Regel zwischen Mitte Oktober und Mitte Dezember statt. Die Herbst-Nmin-Werte werden im Kontext zu den standörtlichen Humusgehalten und dem Mineralisationsgeschehen betrachtet.

Frühjahrs- sowie Ernte-Nmin-Werte stehen nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit der in der Sickerwasserperiode stattfindenden Nitratverlagerung. Dennoch liefern sie wichtige Informationen über die Effizienz des Düngemittleinsatzes seitens der Betriebe. So wird der Frühjahrs-Nmin zur Bemessung des Düngedarfs herangezogen, während der Ernte-Nmin unter

Berücksichtigung der Witterungsbedingungen den Erfolg dieser Planung im Sinne geringer verbleibender N-Mengen nach der Ernte messbar macht. Des Weiteren dienen diese Nmin-Werte dazu, standortspezifisch die Mineralisation nach der Ernte bzw. die Intensität der Auswaschung am Ende der Sickerwasserperiode einzuschätzen, um den Herbst-Nmin-Wert besser einordnen zu können.

Die Nmin-Beprobung erfolgt grundsätzlich im Tiefenbereich von 0-90 cm und zwar schichtgetreu in den drei Tiefenstufen 0-30, 30-60, 60-90 cm. Die Beprobungen werden GPS-gestützt in bestimmten Mustern innerhalb der ausgewiesenen Nmin-Parzellen durchgeführt mit jeweils 18 Einstichen pro Testschlag. Die Proben werden auf Nitrat-N und Ammonium-N gemäß Vdlufa, 2002 und den gravimetrischen Wassergehalt gemäß Vdlufa, 1991 analysiert. Bei der ersten Probennahme wird zusätzlich die Bodenart mittels Fingerprobe bestimmt. Für die Lagerungsdichten zur Umrechnung einer Konzentration in eine Menge werden laborseitig Standardwerte (zwischen 1,3 und 1,6 g cm³) verwendet.

Detaillierte Informationen zu Probennahme, Profilansprache, Transport, Lagerung und Analytik werden in einem Pflichtenheft zu den stofflich-analytischen Frühindikatoren festgeschrieben.

Nitrattiefenprofile

Die Nitrattiefenprofile ermöglichen auf geeigneten Testflächen eine sehr zuverlässige Ermittlung der tatsächlichen Sickerwasserqualität in der Dränzone unterhalb der Wurzelzone. Die Nitrattiefenprofile können in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften sowie der jährlichen Sickerwassermenge mehrere Sickerwasserjahrgänge abbilden. Durch die tiefenbezogene Auswertung der Nitratkonzentrationen mit Zuhilfenahme von Sulfatkonzentrationen kann zudem auf den Testflächen mit gegebenenfalls nicht vollständig oxidativen Bedingungen die Bedeutung eines möglichen Nitratabbaus durch chemo-lithotrophe Denitrifikation in der Sickerwasser-Dränzone qualitativ beurteilt werden.

Zur zielführenden Interpretation der Ergebnisse ist die Berücksichtigung der standorttypischen und jahresspezifischen Sickerwassermengen, Austauschraten und Verlagerungstiefen notwendig. Hier sollen die Ergebnisse aus dem Modellverbund AGRUM zur Abschätzung der Sickerwasserbildung genutzt werden.

In den Modellregionen werden auf drei Testflächen jedes Modellbetriebes jährlich Nitrattiefenprofile erstellt. Die Beprobung erfolgt im Bodenbereich zwischen (optional 90-120 cm) 120 und 300 cm Tiefe mit je fünf Wiederholungen pro Schlag. Die Beprobungspunkte werden per GPS eingemessen, sodass für eine bessere Vergleichbarkeit bei jeder Messung die gleichen Beprobungspunkte verwendet werden. Bepробt werden die Tiefenstufen (optional 90-300 cm) 120-160 cm, 160-200 cm, 200-250 cm und 250-300 cm. Analytisch erfasst werden Nitrat-N und Ammonium-N gemäß Vdlufa, 2002, Sulfat gemäß Vdlufa, 2016 und der gravimetrische Wassergehalt gemäß Vdlufa, 1991. Zudem wird für jede Bohrung über die gesamte Tiefe von

0-300 cm tiefenunterteilt eine geologisch-bodenkundliche Substratansprache gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005) gemacht. Dabei wird auch die Bodenart mittels Fingerprobe bestimmt. Für die Lagerungsdichten zur Umrechnung einer Konzentration auf eine Menge werden Standardwerte verwendet. Für die Analysewerte werden aus den fünf Einzelproben pro Schlag jeweils Mediane und mittlere absolute Abweichungen (MAD) je Tiefenstufe berechnet.

Dränagemessungen

Dränagemessungen stellen auf stauwasserbeeinflussten Standorten eine Ergänzung zu Nitrat-tiefenprofilen dar. Durch die Dränagen wird eine laterale Abführung des an wenig wasserdurchlässigen Bodenschichten gestauten Wassers erwirkt. Das so fortgeleitete Wasser spiegelt die Nitratkonzentration des aus der Wurzelzone verlagerten Sickerwassers wider und kann als Indikator für die Einschätzung von Verringerungen der Nitratgehalte in der Wurzelzone dienen. Die Aussagekraft der Untersuchungsergebnisse hängt in erheblichem Maße von der genauen Kenntnis des Einzugsbereiches und dessen Heterogenität, den bodenkundlich-geohydrologischen Eigenschaften und möglichen Stoffumsatzprozessen ab.

Als Probenahmepunkte dienen Sammelschächte und Dränageausläufe in den Vorfluter. Sie müssen jeweils einer oder mehreren Testflächen zugeordnet werden können. Die Probenahme erfolgt jeweils von Anfang Oktober bis Ende April in einem 14-tägigen Abstand. Die Proben werden auf Nitrat-N und Ammonium-N hin untersucht, außerdem werden bei der Probennahme die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und pH bestimmt. Des Weiteren müssen Abflussraten zur Abschätzung der über die Dränagen abgeführten Nitratfrachten ermittelt werden. Die Möglichkeiten hierzu müssen im Einzelfall geprüft werden.

Detaillierte Informationen zu Probennahme, Profilansprache, Transport, Lagerung und Analytik der gemessenen Indikatoren werden in einem Pflichtenheft zu den stofflich-analytischen Frühindikatoren festgeschrieben.

B.6.7 Messprogramm in Kleinstezugsgebieten

In den Kleinstezugsgebieten werden Bilanz- und Bewirtschaftungsdaten von sämtlichen landwirtschaftlich genutzten Flächen des jeweiligen Gebietes erfasst. Auf mindestens 5 repräsentativen Schlägen werden darüber hinaus Nmin-Untersuchungen im Frühjahr, zur Ernte, sowie im Herbst vorgenommen. Weiterführend sollen auf diesen Testschlägen Sickerwasseruntersuchungen in der Sickerwasser-Dränzone mit Hilfe von Tiefbohrungen oder auch Sickerwassersammeln vorgenommen werden. Die Sickerwasseruntersuchungen müssen während der Sickerwasserperiode wöchentlich vorgenommen werden. Weiterführende geohydrologische Untersuchungsmethoden in den Kleinstezugsgebieten innerhalb der Modellregionen müssen entsprechend der jeweils vorherrschenden geohydrologischen Gegebenheiten individuell ausgewählt werden. Dabei können z.B. Sickerwassersammler, Analysen im oberflächennahen Grundwas-

ser (z.B. per Sauglanzen, GW-Messstellen), Tiefbohrungen (> 3 m Bodentiefe) sowie Messungen an Dränausläufen und Oberflächengewässern genutzt werden. Mindestens wird aber am Gebietsauslass der Abfluss und die Konzentration der Nährstoffe in hoher zeitlicher Auflösung gemessen (alle zwei Wochen). Die an den Messstellen erhobenen Daten sollen den gesamten Nährstoffaustrag aus dem jeweiligen agrarischen Einzugsgebiet abbilden. Zusätzlich werden einmalig die Bodenverhältnisse detailliert erfasst. Die Nutzung wird jährlich erfasst, die Bodeneigenschaften (C-, N-, P-Gehalte) werden regelmäßig (alle drei Jahre) erfasst. Auch Altersbestimmungen des Grundwassers können wichtige Informationen über die Situation der Nährstoffbelastung liefern.

Zur Einordnung der Nitratauswaschung auf der Ebene der jeweiligen Wassereinzugsgebiete wird zunächst die Nitratauswaschung für alle Flächen mit dem AGRUM-Modellverbund berechnet und anhand der Messreihen entlang des Zonenmodells validiert. Die Ergebnisse sollen dann nach Möglichkeit mit Hilfe von AGRUM auch auf andere Regionen übertragen werden.

B.6.8 Pflichtenhefte

Eine überregionale Vergleichbarkeit der Daten und ein darauf basierendes deutschlandweites Monitoring setzen eine konsequente Harmonisierung sowohl bei der Auswahl von Testflächen, der Datenerhebung als auch der Datenverarbeitung voraus. Hierfür werden sogenannte Pflichtenhefte genutzt, in denen die Erhebungs- und Messmethoden inklusive der technischen Umsetzung für die verwendeten Frühindikatoren genau definiert sind.

Im Pflichtenheft für die rechnerisch-kalkulatorischen Frühindikatoren wird die Erhebung der für die Berechnung der Schlag-, Betriebs- und Fruchtbilanz notwendigen Betriebs-, Schlag- und Bewirtschaftungsdaten für alle Testgebiete verbindlich beschrieben. Das Pflichtenheft für die stofflich-analytischen Frühindikatoren legt die Auswahl geeigneter Testflächen fest und beschreibt, wie Ernte-, Herbst- und Frühjahr-Nmin-Gehalte sowie die Nitratkonzentration im Sicker- und Dränagewasser erfasst werden. Alle erhobenen Daten müssen in einem zentralen Datenbanksystem verarbeitet werden. Die dafür notwendigen Vorgaben für die Datenstruktur, Datenübermittlung und Datenspeicherung werden durch das Pflichtenheft Datenmanagement geregelt.

B.6.9 Bodenkundlich-geohydrologische Beschreibung

Ein wichtiger Baustein zur Prüfung und Einrichtung potentieller Modellregionen und zur Auswahl der Testschläge ist eine möglichst detaillierte Beschreibung der Gebietscharakteristik hinsichtlich der bodenkundlich-geohydrologischen Verhältnisse. Neben der Auswahl und Überprüfung von geeigneten, repräsentativen Testflächen, sind die Gebietskenntnisse auch für die Bewertung der erfassten stofflich-analytischen Frühindikatoren zu nutzen. Dabei sollen für ausgewählte Grundwassermessstellen die Einzugsgebiete ausgewiesen werden. Es können so Ur-

sache-Wirkung-Beziehungen zwischen dem Nitrateintrag an der Bodenoberfläche und den Nitrat-Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser dargestellt werden. Auch pedogene (z. B. Moore) und geogene (z. B. hydraulische Geringleiter) Einflüsse auf die Nitrateinträge in die Gewässer können erfasst werden.

Um gesamtgebietliche Aussagen treffen zu können, muss unter Berücksichtigung der Gebietsgröße eine geeignete Maßstabs- und Aggregierungsebene gefunden werden. Für den genannten Zweck werden daher vorwiegend mittel- und kleinmaßstäbige (1:50.000 bis 1:200.000) thematische Kartengrundlagen ausgewertet. Eine weitere großmaßstäbigere Auflösung muss im Einzelfall geprüft werden.

B.6.10 Auswertung

Die einzelbetriebliche Auswertung umfasst in allen Modellregionen die Analyse der Schlagbilanzen, der Hoftorbilanzen, Nmin-Werte sowie der Tiefbohrdaten und Dränagemessungen. Der Einzelbetrieb und der Einzelschlag sind in den Modellregionen grundsätzlich die initiale Skala sämtlicher weiterführender Berechnungen und Analysen. Damit stehen die kleinräumigen und detaillierten Erhebungen in den Modellregionen ergänzend zu den flächenhaften Betrachtungen der Modellierung mit AGRUM zur Verfügung. Bei der Betrachtung auf der Schlagebene können gezielt die Effekte der Bewirtschaftung und das Wirken bestimmter Maßnahmen der DüV über die Interaktion der stofflich-analytischen und rechnerisch-kalkulatorischen Indikatoren hergeleitet werden.

In den Kleinsteinzugsgebieten wird der räumliche und zeitliche Zusammenhang zwischen den Emissionen und Immissionen entsprechend dem Zonenmodell abgebildet. Die Ergebnisse müssen in die hydrogeologische Modellierung einfließen, um die im Messprogramm gewonnenen Informationen miteinander zu verknüpfen und eine mögliche Übertragung auf weitere Standorte vornehmen zu können.

B.6.11 Schnittstellen mit dem Modellverbund AGRUM

In den Modellregionen ergibt sich anhand der detailliert vorliegenden Daten aus dem Messprogramm für die Validierung einzelner Modellergebnisse des AGRUM-Verbundes eine (zusätzliche) Möglichkeit zur Plausibilitätsüberprüfung der AGRUM-DE-Modellierungen, z.B.:

- Nutzung der in den Modellregionen des JKI gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Tiefenprofile) für die Plausibilisierung der in AGRUM-DE modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser
- Beschreibung und Einordnung des standortspezifischen Zusammenhanges zwischen Flächenbilanzsalden und Nmin-Werten
- Verknüpfung der geohydrologischen Messungen in den Kleinsteinzugsgebieten und Extrapolation auf andere Regionen

Umgekehrt kann das JKI von Datengrundlagen profitieren, die im Rahmen der AGRUM-DE-Modellierungen ermittelt werden, z. B.

- Nutzung der in AGRUM-DE regionalisierten Niederschlagsdaten für die Modellregionen des JKI
- Nutzung der in AGRUM-DE modellierten Sickerwasserhöhen.

B.6.12 Datenschnittstelle zur Bundesdatenbank

Die Daten aus den Modellregionen werden am Julius-Kühn-Institut in der Teildatenbank „Modellregionen“ erfasst und verarbeitet. Die geprüften und plausibilisierten Daten sowie Routine-Auswertungen in der Teil-Datenbank „Modellregionen“ werden in die zentrale Bundesdatenbank für das Wirkungs-Monitoring am TI eingespeist. Die Daten werden im vierteljährlichen Intervall geliefert.

Die Daten der Modellregionen stehen den zuständigen Ländern zur Verfügung. Die teilnehmenden Betriebe erhalten sämtliche auf dem eigenen Betrieb erhobenen Daten und werden regelmäßig über Erkenntnisse und Entwicklungen durch die Länder, Dienstleister sowie das JKI informiert.

Für die Erfassung, Speicherung und Übermittlung der erhobenen Daten wird den regionalen Einrichtern in den Modellregionen ein EDV-Programm zur Verfügung gestellt.

Nach erfolgreicher Prüfung der Daten werden diese beim JKI in die Teildatenbank „Modellregionen“ überführt.

B.6.13 Eutrophierte Gebiete

Das Konzept der Bund-Länder-PG Monitoring vom April 2020 für ein Monitoring zur DüV sieht ein Monitoring der Wirkung von Maßnahmen des Aktionsprogrammes auch für die nach § 13a Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 bis 4 DüV ausgewiesenen eutrophierten Gebieten vor.

Anders als bei nitratbelasteten Gebieten kann das Monitoring hier allerdings ausschließlich in Kleinstinzugsgebieten erfolgen. Der Zusammenhang zwischen bilanzierten landwirtschaftlichen Phosphorüberschüssen auf Schlag- und Betriebsebene mit Phosphorkonzentrationen in den Gewässern ist in der Regel nicht direkt ersichtlich. Hingegen sind die Düngung der vergangenen Jahrzehnte und der aktuelle Gehalt an leicht verfügbarem Phosphor im Boden besser als Erklärungsvariablen geeignet, wobei auch diese Zusammenhänge weitaus weniger ausgeprägt sind als beim Stickstoff. Daher ist ein zeitlich und räumlich engmaschiges Monitoring der landwirtschaftlichen Praktiken weniger sinnvoll, während der Fokus auf der hydrogeologischen Abbildung der zeitlichen und räumlichen Zusammenhänge zwischen den Emissionen und Immissionen gesetzt werden sollte.

Dazu sollen bundesweit in ausgewählten eutrophierten Gebieten Kleinst Einzugsgebiete abgegrenzt werden. Bei der Auswahl der Gebiete müssen entsprechende Karten und Modellinformationen u.a. zur Erosionsgefährdung einbezogen werden.

Beim Messprogramm sollen Phosphor-Schlagbilanzsalden sowie Hoftorbilanzsalden von sämtlichen Flächen bzw. Betrieben im Kleinst Einzugsgebiet jährlich erhoben werden. Zudem sollen alle Flächen mindestens alle 5 Jahre im Tiefenbereich von 0-90 cm Ortho-P, total P, DOP (dissolved organic phosphorus) und DIP (dissolved inorganic phosphorus) im Boden gemessen werden. Ortho-P und total P werden auch in Sicker- und Dränagewasser sowie am Gebietsauslass erfasst. Die Messungen im Dränagewasser sowie am Gebietsauslass sollen während der Auswaschungsperiode, sowie nach Starkregenereignissen wöchentlich erfolgen.

B.6.14 Grünland in den belasteten Nitrat-Gebieten

Den Ländern wurde durch die EU-Kommission zugestanden, sogenanntes Dauergrünland in mit Nitrat belasteten Gebieten (bei einem Anteil von Dauergrünland von unter 20 % am jeweiligen Gebiet) von der 20 %-Reduktion des errechneten Stickstoff-Düngebedarfs (§ 13a Abs. 2 DüV) ausschließen zu können. Voraussetzung dafür ist, dass nachgewiesen wird, dass „durch die Ausnahme keine zusätzliche Belastung der Gewässer durch Nitrat zu erwarten ist“. Gemäß Konzept der Bund-Länder-PG Monitoring vom April 2020 für ein Monitoring zur DüV soll bei diesem Nachweis grundsätzlich ein gebietsbezogener Ansatz auf Basis landwirtschaftlicher Emissionsdaten, ergänzt durch Sickerwasserproben, zur Anwendung kommen.

Sofern einzelne Länder bestrebt sind nachzuweisen, dass die benannte Ausnahme nicht zu einer zusätzlichen Belastung der Gewässer durch Nitrat führt, sollen hierzu in entsprechend repräsentativ verorteten (temporären) Modellregionen unter Berücksichtigung der im Kapitel B.6.6 aufgeführten Vorgaben (vor allem des Messprogramms) die Stickstoffemissionen aus der Bewirtschaftung von Dauergrünland erfasst werden. Die Erhebungen, insbesondere solche im Sicker- und Dränwasser, sollen mit den hydrologischen Modellierungen des Modellverbundes AGRUM verknüpft und die Möglichkeiten der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Regionen geprüft werden.

B.7 ANLAGE: Immissionen

B.7.1 Stammdaten Grundwassermessstellen

Stammdaten Grundwassermessstellen

Spaltennamen	Messnetz	EU_CD_GM	MST_NR	EU_CD_GB	E_LAT	N_LON	EPSG	NAME	LAND_CD	FOK	FUK	Messstel- lenart	Dominie- rende Landnut- zung	JAHR_XQUER_MAX	ZEITR_MED_MIT
Beschreibung	Messstelle be- findet sich in folgendem Messnetz. Komma-sepa- rierte Mehr- fachnennun- gen sind mög- lich	European- Code_GM; Ausfüllen wenn Mess- stelle in WRRL- Messnetz	Code/Num- mer der Messstelle; ausfüllen, wenn Mess- stelle nicht in WRRL-Mess- netz	European- Code_GB	Ostwert [m] bzw. Breiten- grad	Hochwert [m] bzw. Längengrad	Geographi- sches oder projiziertes Koordinaten- system über den EPSG- Code ange- ben		Welches BL weist die Mess- stelle aus?	Filterober- kante un- ter GOK [m]	Filterunter- kante unter GOK [m]			Wie sollen die Mess- werte der Messstelle pro Jahr aggregiert werden? Durch das arithmetische Mittel oder den Maximal- wert?	Wie sollen die Messwerte der Messstelle in ei- nem Vierjahres- zeitraum aggre- giert werden? Mit dem Median oder dem arithmeti- schen Mittel?
Wertebereich	WRRL, EUA, GeA_Nitrat, EU_Nitrat	s. GWSTN		s. GWSTN	Anonymi- sierung mit Nullen	Anonymi- sierung mit Nullen	4258, 25832 oder 25833		zweistelli- ges Län- derkürzel			GW_Mess- stelle, Brun- nen, Quelle	Acker, Wald, Siedlung, Grünland, Sonder- kultur	XQUER, MAX	MED, XQUER
Obligato- risch/Optional	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligato- risch	Obligato- risch	Obligatorisch	Optio- nal	Obligato- risch	Optional	Optional	Obligato- risch	Obligato- risch	Obligatorisch	Obligatorisch
Datentyp	String	String	String	String	Float	Float	INT16	String	String	Float	Float	String	String	String	String

Halbobligato-
risch
Spalte, weil
nur ausgefüllt
werden muss,
wenn MST
nicht im
WRRL-
Messnetz

B.7.2 Messwerte Grundwassermessstellen

Messwerte Grundwassermessstellen

Spaltennamen	LAND_CD	EU_CD_GM	MST_NR	MESSGROESSE_NR	DATUM	Messwert	IS_BELOW_LOQ	LOQ	Bemerkung
Beschreibung	Länderkürzel	EuropeanCode_GM; Ausfüllen wenn Messstelle in WRRM-Messnetz	Code/Nummer der Messstelle; ausfüllen, wenn Messstelle nicht in WRRM-Messnetz	Stoff-Nr aus NRW-Stoffliste	Messdatum		Unter Bestimmungsgrenze?	Wenn IS_BE-LOW_LOQ = TRUE, dann LOQ angeben	Freitext
Wertebereich	zweistellig	s. GWSTN		z. B. Nitrat 1244	YYYY-MM-DD		TRUE, FALSE		
Obligatorisch/Optional	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch	Obligatorisch
Datentyp	String	String	String	INT16	INT16	Float	Logical	Float	String

Halbobligatorisch Spalte, weil nur ausgefüllt werden muss, wenn MST nicht im WRRM-Messnetz

B.8 ANLAGE: Modellierung

Nachfolgend werden die Anforderungen an die grundlegenden Dateiformate sowie den Datenschatzungen zur Definition der Datenschnittstelle zwischen den Dateneigentümer und der Bundesdatenbank beschrieben. Ziel ist es, vielfältige inhaltliche Daten mit unterschiedlichen Datenstrukturen und Datenformaten zu bundesweiten konsistenten Datensätzen zusammenzuführen. Bei der Entwicklung des Konzeptes wurde versucht, die vielfältigen Rahmenbedingungen auf der Ebene der Bundesländer zu berücksichtigen. Dennoch ist zu erwarten, dass bei der Umsetzung des Feinkonzeptes zahlreiche weitere bundeslandspezifische Fragen / Probleme auftreten werden. Von Seiten der Modellierer ist daher vorgesehen, dass eine „technische Hotline“ eingerichtet wird, die helfen soll, diese Fragen / Probleme bilateral zu lösen.

B.8.1 Grundlegende Formate der Datendateien und der Datensätze

Vorgaben zur Dateibezeichnung:

- Ohne Leerzeichen und Sonderzeichen
- Großbuchstaben sind nicht erlaubt
- Ausschließlich erlaubte Trennzeichen sind Unterstriche (_)
- *schablonenname_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.Dateiendung*
 - o Schablonenname für jede Schablone vorgegeben
 - o Bezugsjahr der Daten im Format JJJJ
 - o Datum der Dateiübergabe im Format JJJJ-MM-DD
 - o Version im Format v1, v2 (falls ein Datensatz mehrfach geliefert wird)
 - o BdlZiff: 01, 02, 03, 04, 05, 06, 07, 08, 09, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16
- Falls Datenverwaltung durch ein anderes Bundesland erfolgt (bspw. InVeKoS-Daten der Stadtstaaten), soll die Kennung mit Unterstrich zusammengefasst werden: *schablonenname_03_04_bezugsjahr_datum_version.csv*
- Beispiel: *fnn_schlag_01_2019_20210416_v1.csv*

B.8.1.1 Formate von Datendateien

Folgende Formate an Datendateien werden unterschieden:

B.8.1.1.1 CSV-Dateien

1. Alle Datensätze sind grundsätzlich als Datenmatrix (Tabelle) anzufertigen, in denen jede Zeile einer Beobachtungseinheit entspricht und jede Spalte einem beobachteten Merkmal (Variable).

2. Alle Zeilen einer Spalte haben dieselbe Einheit.
3. In jeder Spalte steht ein elementarer Wert.
4. Datensätze sind als .csv Dateien auszuschreiben, deren Spalten durch Kommata (,) getrennt sind. Das Dezimaltrennzeichen ist ein Punkt (.).
5. Spaltennamen: In Kleinbuchstaben ohne Leerzeichen und Sonderzeichen
 - Ausschließlich erlaubt sind Unterstriche (_)
 - Ziffern dürfen nicht im ersten Zeichen eines Spaltennamens stehen
6. Die Werte einer Spalte dürfen keine Sonderzeichen oder Leerzeichen enthalten
 - Ausschließlich erlaubt sind negative Vorzeichen (-) und Dezimalpunkte
7. Booleanspalten dürfen nur 1 für true/ja oder 0 für false/no enthalten
8. Ziffern in Klammern in der Datentypspalte, z. B. Integer (4), definiert die erlaubte Zeichenanzahl des Spalteneintrags

B.8.1.1.2 Raster-Dateien

1. GeoTIFF-Format (Endung .tif)
2. Projektion und Ausdehnung sind vorgegeben durch die den Ländern zur Verfügung gestellten Raster des FZJ, welche auf dem „Geogitter“ des BKG basieren („DE_Grid_ETRS89-UTM32_100m“ □ https://www.bkg.bund.de/SharedDocs/Produktinformationen/BKG/DE/P-2020/200310_GeoGitter.html)
 - a. Projektion □ ETRS_1989_UTM_Zone_32N / EPSG: 25832 (<https://epsg.io/25832>)
 - b. Ausdehnung □ Oben: 6106300 / Unten: 5235800 / Links: 280300 / Rechts: 921300
 - c. Von den Ländern zu erstellende Raster sollen nur dort Zellwerte enthalten, wo die eigene Bundeslandziffer „BdlZiff“ vorkommt. Die Zellen der restlichen Bundesländer bleiben leer („NoData“ bzw. „-9999“). Projektion, Ausdehnung und Zellgröße der vom FZJ zur Verfügung gestellten Raster sollen nicht verändert werden.

B.8.1.1.3 Shapefiles

- Shape-Format (Endung .shp)
- Referenzsystem: ETRS89 / UTM zone 32N, EPSG: 25832 (<https://epsg.io/25832>)

B.8.1.2 Zusätzliche Anforderungen an betriebsbezogene Datensätze (InVe-KoS / Landnutzung, Düngung und Tierhaltung)

B.8.1.2.1 Allgemeines

Jeder gelieferte Datensatz wird mit dem Kürzel des liefernden Bundeslandes (in Ziffernform, siehe „Allgemeine Anforderungen an Daten“) und dem jeweiligen Jahr versehen. Ein Datensatz enthält die Daten genau eines Antrags- bzw. Bewilligungsjahres. Daten aus mehreren Jahren müssen in separaten Datensätzen mit jeweiliger Jahreskennung geliefert werden.

B.8.1.2.2 Pseudonymisierte Betriebsnummer als Schlüsselbrücke

Zentrale Schlüsselbrücke für die Verknüpfung der verschiedenen Datentabellen aus dem InVe-KoS, aber auch aus anderen Datenhaltungssystemen, ist die pseudonymisierte Betriebsnummer. Die Daten sollen durch die Bundesländer pseudonymisiert werden. Im Laufe des Verfahrens kann eine bundesweiteinheitliche Pseudonymisierung durch die ZID oder das TI diskutiert werden. Dabei werden die originalen Betriebsnummern durch eine zufällige Betriebsnummer ersetzt, welche nur noch das Betriebssitzbundesland und die Betriebssitzgemeinde enthält. Der Pseudonymisierungsschlüssel, in welchem originale und neu generierte Betriebsnummer paarweise als Tabelle abgelegt sind, wird separat von den anderen Daten gespeichert. Dieser Schlüssel wird jedes Jahr gleich vergeben, damit Verknüpfungen zu Zeitreihen möglich sind. Neue Datenlieferungen werden mit bestehenden Pseudonymisierungsschlüsseln abgeglichen und fehlende Pseudonymisierungsschlüssel ergänzt. Der Schlüssel muss bei der pseudonymisierenden Stelle aufbewahrt werden.

B.8.1.2.3 Nicht belegte Spalten

Im vorliegenden Erstentwurf können ggf. nicht alle Spalten in jedem Bundesland mit Daten belegt werden, da diese z. B. nicht erhoben worden sind. Möglicherweise stehen aber andere, wertähnliche Informationsquellen zur Verfügung oder eine Erhebung ist für die Zukunft angedacht. In diesem Fall bitten wir um Zusendung eines Dokuments mit der Benennung der Datenschemata und der nicht belegten Spalten und ggf. um eine Einschätzung, ob eine zukünftige Erhebung möglich ist. Die Spalte in der Datenschemata ist in diesem Fall leer zu lassen.

B.8.2 Spezifische Datenschemata

B.8.2.1 Themengebiet Bodendaten

Definition der Raster-Datei für Datenschemata Boden-1 und Boden-2; eindeutige Leitbodenprofile (100x100m)

- Das FZJ stellt zwei Raster-Dateien im TIF-Format der Auflösung 100x100m zur Verfügung:
 - o *BdlZiff-Raster*: Dieses Raster hat 16 Codes (1-16; ohne führende null), die nach Amtlichem Gemeindeschlüssel (AGS) ein Bundesland abbilden
 - o *BodenFZJ-Raster*: Dieses Raster enthält Boden-IDs, die vom FZJ auf Basis der BÜK200 erstellt wurden und die sich in den Muster-CSV-Dateien der Bodenhorizonte und Bodenprofile (**Datenschablone Boden-1 und Boden-2**) wiederfinden
- Jedes Land kann auf der exakten Ausdehnung und Auflösung des *BdlZiff-Raster* eine Raster-Datei mit neuen 5-stelligen Leitbodenprofil-IDs (keine 0 als erste Ziffer) erstellen, die z.B. aus einer BK50 stammen können. Wichtig hierbei ist, dass es dies nur für die *BdlZiff* des eigenen Bundeslandes (*BdlZiff-Raster*) macht und jede Zelle, die eine Boden-ID enthält, die auch in den von den Ländern analog erstellten CSV-Dateien der Leitbodenhorizonte und –profile wiederzufinden ist
- Zellen, denen keine neue Boden-ID zugewiesen wurde, sind leer zu lassen („NoData“ bzw. „-9999“) und werden vom FZJ mit IDs des *BodenFZJ-Rasters* aufgefüllt
- Die zu erstellende Raster-Datei ist wie folgt zu benennen:

Dateiname: ***bodenid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif*** (*BdlZiff_bezugsjahr_datum_version* wird entsprechend der Vorgaben zu Dateibezeichnungen in Kapitel B.8.2 ersetzt)

Datenschablone Boden-1: CSV-Datei der Leitbodenhorizontdaten

- Das FZJ stellt eine Muster-CSV-Datei der Bodenhorizonte zusammen, die vom FZJ auf Basis der BÜK200 und der bodenkundlichen Kartieranleitung zusammengestellt wurde.
- Diese CSV-Datei gilt als Vorlage und kann in gleicher Struktur von jedem Bundesland mit verbesserten Daten (z.B. aus BK50) angefertigt werden
- Ein Leitbodenprofil besteht hier aus mehreren Horizonten (Zeilen)
- Jede *bodenid* der Leitbodenprofiltabelle (s.u.: ***bodenprofil_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.csv***) bzw. des Rasters (s.o.: ***bodenid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif***) kommt mindestens 1x vor
- Es dürfen keine Fehlwerte in den Zellen der Tabelle auftreten
- Die einzelnen Spalten der zu erstellenden CSV-Datei sind in der folgenden Tabelle beschrieben und mit dem benötigten Datentyp versehen. Die CSV-Datei ist wie folgt zu benennen:

Dateiname: **bodenhorizont_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.csv** (*BdlZiff_bezugsjahr_datum_version* wird entsprechend der Vorgaben zu Dateibezeichnungen in Kapitel B.8.2 ersetzt)

Feldname	Beschreibung	Datentyp
<i>bodenid</i>	Leitbodenprofil-ID → Dies ist die Verknüpfung zu der Raster-Datei bodenid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif . Jede im Raster vorkommende ID muss hier wiederzufinden sein	Integer
<i>anzahl</i>	Anzahl der Bodenhorizonte, die zur Leitbodenprofil-ID gehören	Integer
<i>nr</i>	Durchnummerierung der zu einem Leitbodenprofil gehörigen Horizonte von 1 bis X	Integer
<i>maecht</i>	Mächtigkeit des Bodenhorizonts in cm	Integer
<i>fk</i>	Feldkapazität des Bodenhorizonts in Vol.-%	Float
<i>nfk</i>	Nutzbare Feldkapazität des Bodenhorizonts in Vol.-%	Float
<i>bodart</i>	Untergruppe der Feinbodenart bzw. Torfartgruppe nach Bodenkartlicher Kartieranleitung (z.B. „Su3“ für mittel schluffigen Sand oder „Uls“ für sandig-lehmiger Schluff)	Text
<i>bodart_gruppe</i>	Hauptgruppe der Feinbodenart (mögliche Werte sind „SA“, „C“, „L“, „SI“, „H“, „O“ für Sand, Ton, Lehm, Schluff, Torf, Organisch)	Text
<i>ld</i>	Lagerungsdichte für Mineralböden → 1 bis 5 ; für Moor-/Torfböden → 0	Integer
<i>sv</i>	Substanzvolumen für Moor-/Torfböden → 1 bis 5 ; für Mineralböden → 0	Integer
<i>humus</i>	Humusgehalt des Horizonts in %	Float

Datenschablone Boden-2: CSV-Datei der Leitbodenprofildaten

- Das FZJ stellt eine Muster-CSV-Datei der Bodenprofile zusammen, die vom FZJ auf Basis der BÜK200 und der bodenkundlichen Kartieranleitung zusammengestellt wurde
- Diese CSV-Datei gilt als Vorlage und kann in gleicher Struktur von jedem Bundesland mit verbesserten Daten (z.B. aus BK50) angefertigt werden

- Jede *bodenid* der Leitbodenhorizonttabelle (***bodenhorizont_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.csv***) bzw. des Rasters (***bodenid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif***) kommt genau 1x vor
- Fehlwerte dürfen nur für die Felder *mngw*, *mhgw* und *staun* vorkommen und müssen dann mit „NA“ gekennzeichnet werden
- Jede *mngw* muss auch eine *mhgw* enthalten und andersherum
- Es dürfen keine Wertespannen oder Zeichen wie z.B. „<“ „>“ vorkommen
- Extrem tiefe und grundwasserfreie *mngw* und *mhgw* sind mit „NA“ zu kennzeichnen
- Die einzelnen Spalten der zu erstellenden CSV-Datei sind in der folgenden Tabelle beschrieben und mit dem benötigten Datentyp versehen. Die CSV-Datei ist wie folgt zu benennen:

Dateiname: ***bodenprofil_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.csv*** (*BdlZiff_bezugsjahr_datum_version* wird entsprechend der Vorgaben zu Dateibezeichnungen in Kapitel B.8.2 ersetzt)

Feldname	Beschreibung	Datentyp
<i>bodenid</i>	Leitbodenprofil-ID: Dies ist die Verknüpfung zu der Raster-Datei <i>bodenid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif</i> . Jede im Raster vorkommende ID muss hier wiederzufinden sein	Integer
<i>mngw</i>	Mittlerer Grundwasserniedrigstand (MNGW) in cm unter Geländeoberkante nach Bodenkundlicher Kartieranleitung	Integer
<i>mhgw</i>	Mittlerer Grundwasserhochstand (MNGW) in cm unter Geländeoberkante nach Bodenkundlicher Kartieranleitung	Integer
<i>staun</i>	Staunässestufen nach bodenkundlicher Kartieranleitung von 1 (sehr schwach staunass) bis 6 (äußerst staunass)	Integer
<i>nfk</i>	Mittlere nutzbare Feldkapazität über die gesamte Profiltiefe in Vol-% (mm/dm)	Float
<i>we</i>	Effektive Durchwurzelungstiefe in dm	Float
<i>nfkwe</i>	Mittlere nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums in mm	Float
<i>bodentyp</i>	Bezeichnung des Bodentyps nach Bodenkundlicher Kartieranleitung	Text

Datenschablone Boden-3: Raster-Dateien für Wassererosion mit einer Auflösung 25x25m (Datenschablone Wassererosion)

- Das FZJ stellt eine Raster-Datei im TIF-Format der Auflösung 25x25m zur Verfügung. Dieses Raster hat 16 Codes (1-16; ohne führende Null), die nach Amtlichem Gemeindegemeinschaftsschlüssel (AGS) ein Bundesland abbilden (Datenschablone Wassererosion).
- Bezogen auf die Geometrie und Lage der Datenschablone Wassererosion erzeugen die Länder drei Rasterdatensätze mit folgenden Parametern:
 - o 1.) dem K-Faktor der ABAG im aktuellen Stand für alle landwirtschaftlichen Nutzungen (Acker, Dauerkulturen, Dauergrünland)
 - o 2.) Pges-Gehalt im Oberboden in mg/kg, Falls nur P-Gehalte im DL- oder CAL-Auszug vorliegen, müssen die Pges-Gehalte daraus durch statistische Verfahren geschätzt werden. [Anmerkung: Pges wird mit den Düngedaten abgefragt und kann ggf. darüber bereitgestellt werden.]
 - o 3.) Nges-gehalt im Oberboden in mg/kg
- Fehlwerte („NoData“) werden mit -9999 gekennzeichnet.
- Datentyp ist „float“.
- Wie in DIN 19708:2017-08 dargelegt, kann der K-Faktor unterschiedlich detailliert abgeleitet werden. Die Länder geben durch die Kürzel KB, KBH, KBS, KBHS daher zusätzlich an, auf welchen Eingangsdaten der K-Faktor beruht (Bodenart B, Humusgehalt H, Steingehalt S).
- Die Länder geben zusätzlich an, um welchen K-Faktor es sich handelt (K_B , K_{BH} etc.)
- Die zu erstellenden Raster sind wie folgt zu benennen:

Dateiname K-Faktor: *kfaktor_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif*

Dateiname Pges-Gehalt: *pgehalt_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif*

Dateiname Pges-Gehalt: *ngehalt_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif* (*BdlZiff_bezugsjahr_datum_version* wird entsprechend der Vorgaben zu Dateibezeichnungen in Kapitel B.8.2 ersetzt)

B.8.2.2 Themengebiet Hydrogeologie

Definition der Raster-Datei für Datenschablone Hydrogeologie-1; eindeutige hydrogeologische Einheiten (100x100m)

- Das FZJ stellt zwei Raster-Dateien im TIF-Format der Auflösung 100x100m zur Verfügung:
 - o *BdlZiff-Raster*: Dieses Raster hat 16 Codes (1-16; ohne führende Null), die nach Amtlichem Gemeindeschlüssel (AGS) ein Bundesland abbilden
 - o *HydrogeoFZJ-Raster*: Dieses Raster enthält IDs mit hydrogeologischen Einheiten, die vom FZJ auf Basis der HÜK200 (Version 3) erstellt wurden und die sich in den Muster-CSV-Dateien der **Datenschablone Hydrogeologie-1** wiederfinden
- Jedes Land kann auf der exakten Ausdehnung und Auflösung des *BdlZiff-Raster* eine Raster-Datei mit 5-stelligen hydrogeologischen IDs (keine 0 als erste Ziffer) erstellen, die z.B. aus einer HK50 stammen. Wichtig hierbei ist, dass es dies nur für die *BdlZiff* des eigenen Bundeslandes (*BdlZiff-Raster*) macht und jede Zelle, die eine ID mit hydrogeologischen Einheiten enthält auch in der von den Ländern analog erstellten CSV-Datei der hydrogeologischen Daten wiederzufinden ist.
- Zellen, die keine neuen ID mit hydrogeologischen Einheiten zugewiesen bekommen haben, sind leer zu lassen („NoData“ bzw. „-9999“) und werden vom FZJ mit IDs des *HydrogeoFZJ-Raster* aufgefüllt
- Die Raster-Datei ist wie folgt zu benennen:

Dateiname: *hydid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif* (*BdlZiff_bezugsjahr_datum_version* wird entsprechend der Vorgaben zu Dateibezeichnungen in Kapitel B.8.2 ersetzt)

Datenschablone Hydrogeologie-1: CSV-Datei der hydrogeologischen Daten

- Das FZJ stellt eine Muster-CSV-Datei der hydrogeologischen Daten zusammen, die vom FZJ auf Basis der HÜK200 zusammengestellt wurde.
- Diese CSV-Datei gilt als Vorlage und kann in ähnlicher Struktur von jedem Bundesland mit verbesserten Daten (z.B. aus HK50) angefertigt werden, wobei in der Muster-Datei mehr Spalten enthalten sind als in der vom Land zu erstellenden CSV-Datei (s.u.)
- Jede *hydid* des Rasters (*hydid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif*) kommt genau 1x vor
- Fehlwerte dürfen vorkommen und müssen dann mit „NA“ gekennzeichnet werden
- Es dürfen keine Wertespannen oder Zeichen wie z.B. „<“ „>“ vorkommen
- Die einzelnen Spalten der zu erstellenden CSV-Datei sind in der folgenden Tabelle beschrieben und mit dem benötigten Datentyp versehen. Die CSV-Datei ist wie folgt zu benennen:

Dateiname: **hydrogeo_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.csv** (BdlZiff_bezugsjahr_datum_version wird entsprechend der Vorgaben zu Dateibezeichnungen in Kapitel B.8.2 ersetzt)

Feld-name	Beschreibung	Datentyp
<i>hydid</i>	ID der hydrogeologischen Einheiten: Dies ist die Verknüpfung zu der Raster-Datei hydid_BdlZiff_bezugsjahr_datum_version.tif . Jede im Raster vorkommende ID muss hier wiederzufinden sein	Integer
<i>typ</i>	Gesteinstyp. Lockergestein=0, Festgestein=1	Integer
<i>bfi</i>	Base Flow Index (Werte von 0 bis 1): In der Muster-CSV-Datei sind diese BFI-Werte ausschließlich für das Festgestein festgelegt, da sie für das Lockergestein in mGROWA über alternative Algorithmen bestimmt werden. In der zu erstellenden CSV-Datei mit neuen IDs können die BFI-Werte jedoch für Fest- und Lockergestein angegeben werden	Float
<i>kfmin</i>	Unterer Wert der Spannbreite des Durchlässigkeitsbeiwerts (k_f -Wert) in m/s	Float
<i>kfmax</i>	Oberer Wert der Spannbreite des Durchlässigkeitsbeiwerts (k_f -Wert) in m/s	Float
<i>nemin</i>	Unterer Wert der Spannbreite der effektiven bzw. nutzbaren Porosität, einheitslos (Dezimal)	Float
<i>nemax</i>	Oberer Werte der Spannbreite der effektiven bzw. nutzbaren Porosität, einheitslos (Dezimal)	Float

B.8.2.3 Themengebiet Viehhaltung

Datenschablone VH-1: Rinderdaten HIT

- Rinderzahlen aus der HI Tier, Benennung (Benennung: **rinder_hit_bdl_jahr_lieferdatum_v1.csv**, z. B hit_rinder_10_2020_20211015_v1.csv)
- Verknüpfung zu InVeKoS bzw. Düngedaten erfolgt über pseudonymisierte Betriebsnummer (bnr) bzw. HIT-Nummer (soweit möglich). Die bnr ist Schlüsselbrücke zur bnr der anderen Schablonen.
- Grundsätzlich wird der Durchschnittsbestand eines jeden Jahres abgefragt.
- Tierartenaufteilung entsprechend der Alters-/Geschlechtsstatistik nach DüV..
- Falls eine Verknüpfung über die bnr nicht möglich ist, kann eine Anspielung über die Betriebssitzgemeinde erfolgen

Spaltenname	Beschreibung	Datentyp
jahr	Bezugsjahr	Integer (4)
bnr	Pseudonymisierte Betriebsnummer	Character
betriebssitz	Betriebssitz des Betriebes in Form der Gemeindegemeinde- nummer des jeweils aktuellen AGS	Character (8)
prod_s_mik	Produktionsrichtung Milchkuhhaltung (Variable PROD_S_MIK im HIT System)	Boolean
prod_s_muk	Produktionsrichtung Mutterkuhhaltung (Variable PROD_S_MUK im HIT System)	Boolean
prod_s_smk	Produktionsrichtung Schlacht-/Mastkuhhaltung (Variable PROD_S_SMK im HIT System)	Boolean
prod_v_mar	Produktionsrichtung Mastrinderhaltung (Variable PROD_V_MAR im HIT System)	Boolean
prod_v_fre	Produktionsrichtung Fressererzeugung (Variable PROD_V_FRE im HIT System)	Boolean
prod_v_jur	Produktionsrichtung Jungrinderaufzucht (Variable PROD_V_JUR im HIT System)	Boolean
tc	Tiercode entsprechend Alters/Geschlechtsstatistik	Character
tc_bez	Beschreibung Tiercode (entsprechend HIT-Differenzierung Alter-Geschlecht)	Character
trc	Rassenschlüssel Rinder	Integer
anzahl_d	Anzahl der Tiere (Durchschnittsbestand)	Integer

Datenschablone VH-2: Tierzahlen der Tierseuchenkassen (TSK)

- Tierzahlen aus TSK (Benennung: **tiere_tsk_bdl_jahr_lieferdatum_v1.csv**, z. B. **tiere_tsk_10_2020_20211015_v1.csv**)
- Idealerweise erfolgt die Verknüpfung zu den anderen Datensätzen mittels der Schlüsselbrücke bnr.
- Falls eine Verknüpfung über die bnr nicht möglich ist, kann eine Anspielung über den Standort der jeweiligen Betriebsstätte erfolgen
- Bei der TSK werden i. d. R. Jahreshöchstbestände gemeldet. Für die Berechnung der Bilanzen ist allerdings der durchschnittliche Viehbestand ausschlaggebend. Eine Angabe beider Bestände ist möglich, falls keine Durchschnittsbestände übermittelt werden können, werden diese (für Schweine und Geflügel) aus den Meldedaten geschätzt.
- Die gemeldeten Tierarten umfassen: Schweine, Geflügel, Pferde, Schafe, Ziegen.
- Nicht seitens der TSK erfasste Tierarten (bspw. Gänse) sollen nach Möglichkeit aus dem InVeKoS ergänzt werden.

Spaltenname	Beschreibung	Datentyp
jahr	Bezugsjahr	Integer (4)
bnr	Pseudonymisierte Betriebsnummer	Character
betriebs-staette	Betriebsstaette in Form der Gemeindenummer des jeweils aktuellen AGS	Character (8)
tc	Tiercode	Integer
tc_bez	Beschreibung Tiercode	Character
anzahl_d	Anzahl der Tiere (Durchschnittsbestand)	Integer
anzahl_m	Anzahl der Tiere (Meldebestand)	Integer

Datenschablone VH-3: Metadaten Rinderrassen

- Übersetzungstabellen für Rinderrassencodes (Benennung: **rc_trans_bdl_jahr_lieferdatum_v1.csv**, z. B. **rc_trans_10_2020_20211015_v1.csv**)

Spalten- name	Beschreibung	Datentyp
jahr	Bezugsjahr	Integer (4)
rc	Rassenschlüssel Rinder	Integer
rc_short	Rassenkürzel	Character
rc_long	Rassenbezeichnung (lang)	Character
nutzart	„milch“/„doppel“/„fleisch“	Character

Datenschablone VH-4: Metadaten Tiercodes

- Übersetzungstabellen für Nutzcodes (Benennung: **tc_trans_bdl_jahr_lieferdatum_v1.csv**, z. B. tc_trans_10_2020_20211015_v1.csv)
- Nutzcodeübersetzung aller Tierarten

Spal- ten- name	Beschreibung	Datentyp
jahr	Bezugsjahr	Integer (4)
tc	Tiercode	Character
tc_bez	Beschreibung Tiercode	Character

B.8.2.4 Themengebiet Erträge und Milchleistung

Sollten Milchleistungsklassen abgefragt werden, kann noch eine entsprechende Schablone ergänzt werden.

Datenschablone E-1: Erträge

- Ertragsdaten, Benennung (**ertrag_bdlziff_jahr_lieferdatum_v1.csv**, z. B. *ertrag_10_2020_20211015_v1.csv*)

Spaltenname	Beschreibung	Einheit	Datentyp
jahr	Bezugsjahr		Integer (4)

gem	Gemeindennummer des jeweils aktuellen AGS	Character (8)
nc	Nutzcode der jeweili- gen Kultur	Character
nc_bez	Nutzcode Bezeich- nung	Character
ertrag_fm	Frischmasseertrag der jeweiligen Kultur	dt/ha Float
ts	TS-Gehalt Ernteguts	des % Float

Datenschablone E-2: DBE-Erträge

- Ertragsdaten aus der Düngebedarfsermittlung (**ertrag_dbe_bdlziff_jahr_lieferdatum_v1.csv**, z. B. *ertrag_dbe_10_2020_20211015_v1.csv*)

Spaltenname	Beschreibung	Einheit	Datentyp
jahr	Bezugsjahr		Integer (4)
gem	Gemeindennummer des jeweils aktuellen AGS		Character (8)
nc	Nutzcode der jeweili- gen Kultur		Character
nc_bez	Nutzcode Bezeich- nung		Character
ertrag_dbe	Angesetzte nach DBE	Erträge dt/ha	Float
rp_dbe	Angesetzer teingehalt nach DBE	Rohpro- % %	Float
ts	TS-Gehalt Ernteguts	des %	Float

Datenschablone E-3: Milchleistung

- Milchleistungsdaten, Benennung (**milchleistung_bdlziff_jahr_lieferdatum_v1.csv**, z. B. *milchleistung_10_2020_20211015_v1.csv*)

Spaltenname	Beschreibung	Einheit	Datentyp
jahr	Bezugsjahr		Integer (4)

gem	Gemeindenummer des jeweils aktuellen AGS	Character (8)
Milchleistung_ecm	Jährliche Milchleis- kg tung, bezogen auf ECM	Float

<https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/Ackerbaustrategie/>

Literaturverzeichnis

- Ackermann, Andrea; Mahnkopf, Judith; Heidecke, Claudia; Venohr, Markus (2016): Reducing agricultural nitrogen inputs in the German Baltic Sea catchment - trends and policy options. In: Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research 74 (5), S. 1060–1068. DOI: 10.2166/wst.2016.267.
- Ackermann, Andrea; Heidecke, Claudia; Hirt, Ulrike; Kreins, Peter; Kuhr, Petra; Kunkel, Ralf et al. (2015): Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig (Thünen-Report, 37).
- Ahuja, L.R., Cassel, D.K., Bruce, R.R., Barnes, B.B. (1988): Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. Soil Science: 404-411.
- Allen RG, Pereira LS, Raes D u. Smith M, 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy.
- Allen, R.G., Smith, M., Perrier, A., Pereira, L.S., 1994. An update for the definition of reference evapotranspiration. ICID Bull. 43 (2), 1–34.
- Attenberger, E. (1990): Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränauslauf von rohrgedrängten und kombiniert gedrängten Flächen (II). Schlussber. Bayer. Landesamt f- Wasserwirtschaft, 85 S.
- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt, M 504. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, Germany, 144 pp.
- Auerswald, K. u. Weigand, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 37-54.
- Auerswald K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: Richter G (Hrsg.) Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt, S. 33-37 (Auerswald, 1998).
- Auerswald K (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S. (Auerswald und Schmidt (1986)).

- Bach et al., 2011; Bach M, Godlinski F, Greef JM (2011) Handbuch Berechnung der Stickstoff-Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland Jahre 1990 – 2008. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut Nr. 159
- Behrend, H., & Opitz, D. (2000). Retention of nutrients in river systems: dependence of specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, Bd. 410, 111 -12.
- Bloomfield, J.P., Allen, D.J., Griffiths, K.J. (2009): Examining geological controls on baseflow index (BFI) using regression analysis: An illustration from the Thames Basin, UK. *Journal of Hydrology* 373, 164-176.
- Braun, M., Hurni, P. u. von Albertini, N. (1993): Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees.- *Landwirtsch. Schweiz*, Bd. 6, H. 10, S. 615-620.
- Braun, M. u. Leuenberger, J. (1991): Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten.- *Landwirtsch. Schweiz*, Bd. 4, H. 10, S. 555-560.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg. 2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung.- [HTTP://WWW.LFL.BAY-ERN.DE/IAB/ DU-ENGUNG/032132/INDEX.PHP](http://www.lfl.bayern.de/iab/du-engung/032132/index.php), ZULETZT ZUGEGRIFFEN 31.03.2014.
- Becker, A., Serban, P., 1990. Hydrological Models for Water-Resources System Design and Operation. World Meteorological Organisation.
- Berger, C., Falk, C., Hetzel, F., Pinnekamp, J., Roder, S., und Ruppelt, J. (2016) Zustand der Kanalisation in Deutschland, Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 6(63), 1–12.
- Bernhardt, H. (Hrsg., 1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland.- Weinheim, 273 S.
- BKG (2018) GeoBasis-DE - Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 52.
- Blankenburg, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphorausstrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- *Göttinger Bodenkundl. Ber.*, Bd. 78, S. 1-106.

- Böttcher, J., Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geologisches Jahrbuch: 3-40DVWK, 1992.
- 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.
- Bütow, E., Krafft, H., Rüger, M., und Lüdecke, J. (2001) Gefährdungspotenzial von undichten Kanälen bei in-dustriellen und gewerblichen Grundstücksentwässerungsleitungen und die Ableitung von Empfehlungen zur Revitalisierung defekter Entwässerungsleitungen (U. Hagedorf, Hrsg.). Umweltbundesamt, 196.
- DIN 4049-3 (1994): Deutsches Institut für Normung e.V.: Hydrogeologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, S. 242ff.
- Disse, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. Fakultät für Bauingenieur und Vermessungswesen der Universität Fridericiana zu Karlsruhe.
- Dommermuth H. und Trampf W. (1991): Die Verdunstung in der Bundesrepublik 1951 bis 1980, Teile 1 - 3. Deutscher Wetterdienst, Eigenverlag, Offenbach.
- Duttmann R (1999) Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften – Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte. H. 10, Hannover, 234 S.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft Gas Wasser, Bonn, Germany.
- Ehlers, L., Herrmann, F., Blaschek, M., Duttmann, R., Wendland, F., 2016. Sensitivity of mGROWA-simulated groundwater recharge to changes in soil and land use parameters in a Mediterranean environment and conclusions in view of ensemble-based climate impact simulations. Science of The Total Environment, 543: 937-951. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.122.
- Engel, N., Müller, U., Schäfer, W., (2012): BOWAB - Ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell. - GeoBerichte - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 20: 85-98.

- Erpenbeck, C. (1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von land-wirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise - ein Beitrag zur Klärung der Ge-wässerbelastung in Mittelgebirgslagen.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.
- Foerster, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, S. 12-16.
- Foerster, P. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, S. 169-184.
- Foerster, P., Scheffer, B. u. Neuhaus, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest.- Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, S. 497-504.
- Foerster, P. (1982): Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, S. 159-174.
- Frede H-G, Dabbert S (Hrsg., 1999) Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 2. Aufl., Landsberg, 451 S.
- Früchtenicht, K. (1998): Problematik hochaufgedüngter Böden.- Arb.-H. Boden, H. 1998/1, S. 35-45.
- Früchtenicht, K., Steffens, G., Mählich, R. u. Feyen, A. (1996): Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser.- Oldenburg, 25 S.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., und Götz, T. (2010) Calculation of Emissions into Rivers in Germany using the MONERIS Model, Dessau-Roßlau.
- Gabriel, B., Ziegler, G. (1997): Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: Matschullat, J., Tobschall, H.J., Voigt, H.J. (Eds.), Geochemie und Umwelt. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 343-357.
- Golf, W (1981) Ermittlung der Wasserressourcen im Mittelgebirge. Wasserwirtsch.-Wasser- tech 31:93-95.

- Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V., Becker, A. (2001): Regionalisation of the base flow index from dynamically simulated flow components - a case study in the Elbe River Basin. *Journal of Hydrology* 248, 35-53.
- Haider, J. (2000): Beeinträchtigung der Oberflächengewässerqualität durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen-eine Emissionsbeurteilung.- In: LUA NRW (Hrsg., 2000): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Jahresbericht 1999.- Essen, S. 155-161.
- Hamilton (2011): Biogeochemical time lags may delay responses of streams to ecological restoration - HAMILTON - 2012 - *Freshwater Biology* - Wiley Online Library
- Hannappel, S., Voigt, H.J. (1999): Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg: Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen, Methoden für die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Schriften. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.
- Hannappel, S. (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. *Berliner Geowiss. Abhandlungen, Reihe A*. Freie Universität Berlin, Berlin, Germany.
- Hasenpusch, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. *Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh.*, H. 158, S. 1-217.
- Haß, Marlen; Banse, Martin; Deblitz, Claus; Freund, Florian; Geibel, Inna; Gocht, Alexander et al. (2021): Thünen-Baseline 2020 - 2030 Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig (Thünen Report, 82).
- Häußermann et al., 2019) Häußermann U, Bach M, Klement L, Breuer L (2019) Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017.
- Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. UBA Teste 131/20219, Umweltbundesamt Dessau Roßlau.
- Heaney, J. P., Huber, W. C., und Nix, S. J. (1976) Storm Water Management Model Level I – Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275, 95.

- Heathwaite, A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 205-223.
- Heidecke, Claudia; Hirt, Ulrike; Kreins, Peter; Kuhr, Petra; Kunkel, Ralf; Mahnkopf, Judith et al. (2015): Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser AGRUM+-Weser. Endbericht zum Forschungsprojekt. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig (Thünen-Report, 21).
- Hennings, V. (Ed.), (2000): Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Hannover, Germany.
- Henrichsmeyer, W.; Cypris, C.; Löhe, W.; Meudt, M.; Sander, R.; v. Sothen, F. (1996): Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells. In: Universität Bonn und Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) (Hg.): Endbericht zum Kooperationsprojekt "Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96". Braunschweig, Bonn.
- Henseler, Martin; Delzeit, Ruth; Adenäuer, Marcel; Baum, Sarah; Kreins, Peter (2020): Nitrogen Tax and Set-Aside as Greenhouse Gas Abatement Policies Under Global Change Scenarios: A Case Study for Germany. In: Environ Resource Econ. DOI: 10.1007/s10640-020-00425-0.
- Henseler, Martin; Röder, Norbert; Liebersbach, Horst; Kreins, Peter; Osterburg, Bernhard (2015): The mitigation potential and cost efficiency of abatement-based payments for the production of short-rotation coppices in Germany. In: Biomass and Bioenergy 81, S. 592–601. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.08.007.
- Herrmann F., Keuler K., Wolters T., Bergmann S., Eisele M., Wendland F.(2021): Mit der Modellkette RCP-GCM-RCM-mGROWA projizierte Grundwasser-neubildung als Datenbasis für zukünftiges Grundwassermanagement in Nordrhein-Westfalen.- Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie <https://doi.org/10.1007/s00767-020-00471-x>
- Herrmann, F., Lena Hübsch, Jörg Elbracht, Nicole Engel, Luise Keller, Ralf Kunkel, Udo Müller, Herbert Röhm, Harry Vereecken, Frank Wendland (2017): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen.- Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 61. 2017, H.4, 244-260.

- Herrmann, F., Kunkel, R., Ostermann, U., Vereecken, H. & Wendland, F. (2016): Projected im-pact of climate change on irrigation needs and groundwater resources in the metropoli-tan area of Hamburg (Germany).- Environ Earth Sci 75:1104 DOI: 10.1007/s12665-016-5904.
- Herrmann, F., Keller, L., Kunkel, R., Vereecken, H., Wendland, F. (2015): Determination of spa-tially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level – A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany). Journal of Hydrology: Regional Studies 294-312.
- Herrmann, F., Wendland, F., Hübsch, L., Müller, U. (2014): Auswirkung von möglichen Klima-änderungen auf die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. energie | wasser-praxis. 6/2014: S. 34f.
- Herrmann, F., Chen, S., Heidt, L., Elbracht, J., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Röhm, H., Vere-ecken, H., Wendland, F (2013): Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendiffe-renzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Model mGROWA. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 57(5): 206-224.
- Hoffmann, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersversorgung, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydro-geo-logie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Jarvie et al. (2013): Jarvie2013_JEQ_42.pdf
- Jung L, Brechtel R (1980) Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschie- denen Böden der Bundesrepublik Deutschland. DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Ber-lin, 139 S.
- Köhne, C.H., Wendland, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratab-baus im Boden. KFA-STE IB 1/92, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Sys-temforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.
- Kölle, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer: Reaktionspartner und Mechanismen. In: Walther, W. (Ed.), Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen: diffuser Nitrateintrag, Fallstudien. Schriftenreihe. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, Germa-ny, pp. 109-127.

- 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, Braun-schweig, Germany.
- Kreins, Peter; Behrendt, Horst; Gömann, Horst; Heidecke, Claudia; Hirt, Ulrike; Kunkel, Ralf et al. (2009): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig (Landbauforschung Sonderheft, 336).
- Kreins, Peter; Herrmann, Sylvia; Kunkel, Ralf; Wendland, Frank (2007): Integrated Agricultural and Hydrological Modeling within an Intensive Livestock Region. In: Jon D. Erickson, Frank Messner und Irene Ring (Hg.): Ecological economics of sustainable watershed management. Amsterdam: Emerald Group Publishing (Advances in the economics of environmental resources, 7), S. 113–142.
- Krönlein, F., Horstmeyer, N., und Helmreich, B. (2015) Zustand der öffentlichen Kanalisation in Bayern (Stand 2012), Abschlussbericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), (Stand 2012), 143.
- Krüll, H. (1988): Erstellung einer Stickstoffbilanz in den Kreisen der BRD. In: Endbericht Zum Forschungsvorhaben „Wirkungen Agrarpolitischer Maßnahmen Auf Ziele von Umwelt-, Natur- Und Landschaftsschutz“. Universität Bonn. Bonn, S. 8–39.
- Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F: (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHOS.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Laufzeit 01.11.2010 – 31.03.2014, 218 S.
- 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.
- Kuhr, P. (2006): Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränter landwirtschaftlicher Nutzflächen in Niedersachsen mit Hilfe von Luftbildern. Diplomarbeit Thesis, University Hannover.

- 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.
- Kunkel, R. u. Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins - the River Elbe Case Study. J. Hydrol., Vol. 259, S. 152-162.
- Kunkel, R., 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. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Kunkel, R., Wendland, F., Albert, H. (1999): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeeinzugsgebietes. Wasser und Boden (9): 16-19.
- Kunkel, R. u. Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.
- Kunkel u. 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. (1994): Stochastische Modellierung der Nitratbelastung und der Verweilzeiten in den Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland. FZJ-STE-IB 4/94, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.
- Kuntze, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- Telma, Bd. 18, S. 61-72.
- Kuntze, H. (1983): Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung.- Telma, Bd. 13, S. 137-152.
- Lammel, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität.- Diss. Justus-Liebig- Univ. Gießen 148 S.

- Lemm, J.U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C.K., Mahnkopf, J., Hering, D., Birk, S., 2021. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Glob. Chang. Biol.* 1–14. doi:10.1111/gcb.15504
- Lennartz, B. u. Hartwigsen, H. (2001): Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächen-gewässer.- *Wasserkalender*, S. 28-51.
- Leuchs, W. (1988): Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Ab-bau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*: 415-423.
- MBT-0111130-0000, BMEL (2020) Statistischer Monatsbericht des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Ernährung, Kapitel A. Landwirtschaft. (<https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-des-bmel-kapitel-a-landwirtschaft/>) auf-gerufen am 18.11.2021
- Meissner, E. (1991) Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwas-sereinleitungen. *Wasser-Abwasser-Abfall*, 7, 69–78.
- Mohaupt, V., Sieber, U., van der Roovaart, J., Verstappen, C. G., Langenfeld, F., und Braun, M. (1998) „Diffuse Sources of Heavy Metals in the German Rhine Catchment“ in *Procee-dings 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution III*, 31.8-4.9.1998. Edin-burgh.
- Mollenhauer, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirt-schaftlicher Nutzflächen.- *Z. Kulturtechn. Flurberein.*, Bd. 28, S. 166-175.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. In: Fogg, G.E. (Ed.), *Symposium of the Society for Experimental Biology. The State and Movement of Water in Living Orga-nisms*, pp. 205–234.
- Müller, U., Raissi, F. (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. *Arbeitshefte Boden*. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany.
- Munk, H. (1972): Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phos-phatdüngung.- *Landwirtsch. Forsch., Sonderh.*, Bd. 27, H. 1, S. 192-199.

- Nguyen, H.H., Peche, A., Venohr, M., 2021. Modelling of sewer exfiltration to groundwater in urban wastewater systems: A critical review. *J. Hydrol.* 596, 126130. doi:10.1016/j.jhydrol.2021.126130
- Nguyen, H.H., Venohr, M., 2021. Harmonized assessment of nutrient pollution from urban systems including losses from sewer exfiltration : a case study in Germany. *Environ. Sci. Pollut. Res.* doi:https://doi.org/10.1007/s11356-021-12440-9
- Nitratbericht (2020): Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nitratbericht_2020_bf.pdf
- NITRATES' DIRECTIVE (91/676/CEE) Status and trends of aquatic environment and agricultural practice Development guide for Member States' reports 2020.
- Obermann, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch: 1-217.
- OSPAR Commission (Hrsg. 1998): Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID). Reference 1998-05, o.O., 16 S.
- Panagopoulos, A., Arampatzis, G., Kuhr, P., Kunkel, R., Tziritis, E., Wendland, F., 2015. Area-differentiated modeling of water balance in Pinios Basin, central Greece. *Global NEST Journal*, 17(2): 221-235. DOI: 10.30955/gnj.001402
- PARCOM (1993): Pariser Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung (Dritte Sitzung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Anlage 1: PARCOM-Richtlinien für die Berechnung von Mineralbilanzen. <https://www.ble.de/DE/Projektfoerderung/Foerderungen-Auftraege/Ackerbaustrategie/>.
- Pihl, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.- Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agricul-turchem. Inst., 227 S.
- Pommer, G., Schröpel, R. u. Jordan, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- *Wasser Boden*, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.

- Preuße, H.-U. u. Voss, W. (1979): Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, S. 959-964.
- Rosche, O., Steininger, M. (2009): Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt, Abschlussbericht, S. 25, LHW Sachsen-Anhalt, Unveröffentlicht).
- Rückert, B. (2008): Ermittlung des Sediment- und Phosphateintrags in die Oberflächengewässer des Urfttalsperren-Einzugsgebietes. Diplomarbeit am Forschungszentrum Jülich, ICG-4. unveröffentlicht.
- Schaap, M.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Kuenen, J.; Segers, A.; Schlutow, A.; Nagel, H-D; Rit-ter, A.; Banzhaf, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luft-schadstoffe in Deutschland; Umweltbundesamt.- Dessau, Germany; UBA-Texte 79/2018, 149p.
- Scheffer, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland.- Arb.-H. Boden, H. 2002/3, S. 76-94.
- Scheffer, B. u. Foerster, P. (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung.- In: VDLUFA (Hrsg., 1991): Umweltaspekte der Tierproduktion.- VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, S. 158-163.
- Sommer M, Murschel B (1999) Erosion und Nährstoffabtrag. In: Dabbert S, Herrmann S, Kaule G, Sommer, M (Hrsg., 1999) Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Berlin u.a., 68-79.
- Schoumans, O. F. (2004): Inventarisatie van de fosfaatverzuimiging van land-bouwgronden in Nederland.- Alterra rapport, Nr. 730.4, Wageningen, 50 S.
- Schubert, Ch. (1997): Nährstoffbelastung in Marschgewässern - Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF).- UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.
- Schulte-Kellinghaus, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss und grundwassernaher Standorte. PhD Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.
- Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990) Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Stuttgart, 64 S.

- Tarboton DG (1997) A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Res.*, Vol. 33, Nr. 2, 309-319
- Tetzlaff, B., Krause, D., Marowsky, K. u. Bock, A. (2015): Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – Modellierung und Ergebnisse.- *Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung*, 59(1), 23-36, DOI: 10.5675/HyWa_2015,1_2.
- Tetzlaff, B., H. Vereecken, R. Kunkel & F. Wendland (2009): Modelling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins. *Environmental Geology*, 57, 183-193.
- Tetzlaff, B., Kuhr, P., Wendland, F. (2008): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (1): 9-18.
- Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. PhD thesis, Universität Hannover/Forschungszentrum Jülich GmbH, Hannover/Jülich, Germany.
- US Soil Conservation Service (1972): *National Engineering Handbook: Chapter 4: Hydrology*. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.
- van Beek, C.G.E.M. (1987): *Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen*, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., Nieuwegein, The Netherlands.
- Venohr, M., Gadegast, M., Kulb, I., Mahnkopf, J., und Wetzig, A. (2014) *Modellierung von Nährstoffflüssen für die deutschen Flusseinzugsgebiete mit MONERIS auf Basis aktualisierter Daten für den Zeitraum 2006-2008 und Berechnung von Szenarien*, Berlin.
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M., Behrendt, H., (2011). *Modeling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background*. *Int. Rev. Hydrobiol.* 96, 435–483. doi:10.1002/iroh.201111331
- Venohr, M., 2006. *Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen*. *Berliner Beiträge zur Ökologie* 193.

- Venohr, M., Donohue, I., Fogelberg, S., Arheimer, B., Irvine, K., Behrendt, H., 2005b. Nitrogen retention in a river system and the effects of river morphology and lakes. *Water Sci. Technol.* 51, 19–29.
- Venohr, M., Behrendt, H., Kluge, W., 2005a. The effects of different input data and their spatial resolution on the results obtained from a conceptual nutrient emissions model: The River Stör case study. *Hydrol. Process.* 19, 3501–3515. doi:10.1002/hyp.5843
- Venohr, M., Donohue, I., Fogelberg, S., Arheimer, B., Irvine, K., Behrendt, H., 2005. Nitrogen retention in a river system and the effects of river morphology and lakes. *Water Sci. Technol.* 51, 19–29.
- Voss, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. PhD Thesis, University, Bonn, Germany, 115 pp.
- Walther W, Reinstorf F, Pätsch M, Weller D (2003) Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany. Proceedings of the IAHR Congress "Water engineering and research in a learning society", Thessaloniki, Greece, 24-29 August 2003, Part B, 747-754.
- Wendland, F., Blum, A., Coetsiers, M., Gorova, R., Griffioen, J., Grima, J., Hinsby, K., Kunkel, R., Marandi, A., Melo, T., Panagopoulos, A., Pauwels, H., Ruisi, M., Traversa, P., Ver-mooten, J.S.A., Walraevens, K. (2008): European aquifer typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale. *Environmental Geology* (1): 77-85, doi: 10.1007/s00254-007-0966-5.
- 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.
- Wendland, F., R. Kunkel, B. Tetzlaff u. G. Dorhofer (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. *Environmental Geology*, 45, 273-278.
- Wendland, F. u. Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes.- *Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich*, Vol. 13, Jülich, 166 S.
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M., Schmidt, R. (Eds.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.

- Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Wessolek, G., Facklam, M., 1997. Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160 (1), 41–46.
- 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.
- Wilke B, Schaub D (1996) Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 79, 435-438.