



Bundesministerium
für Landwirtschaft, Ernährung
und Heimat



Bundesministerium
für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz
und nukleare Sicherheit

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

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

November 2025

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen	III
Verzeichnis der Tabellen	VII
Zusammenfassung	IX
1 Einleitung	1
2 Erste Monitoringebene: landwirtschaftliche Emissionen	2
2.1 Entwicklungen des Agrarsektors	2
2.2 Mineraldüngerabsatz	2
2.3 Viehbestände	3
2.4 Ertragsentwicklung der Hauptkulturen	6
2.5 Ökologischer Landbau	9
2.6 Nationale Stickstoffbilanzen	10
2.7 Entwicklungen Stickstoffemissionen in belasteten und unbelasteten Gebieten	12
2.7.1 Betrachtungsebene	12
2.7.2 Flächenanteile mit Nitrat belasteter (roter) Gebiete	14
2.7.3 Entwicklung der Stickstoffflächenbilanzen in den Grundwasserkörpern	17
2.7.4 Kulturartenspektrum (Hauptkulturen)	22
2.8 Entwicklungen Phosphor	25
2.8.1 Flächenanteile eutrophierter (gelber) Gebiete	25
2.8.2 Bodenbedeckung	26
3 Zweite Monitoringebene: Immissionsdaten der Gewässer	29
3.1 Grundwasser	29
3.1.1 Analyse der Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes	30
3.1.2 Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten	36
3.2 Fließgewässer	36
3.2.1 Phosphorkonzentration in Fließgewässern	37
3.2.2 Eutrophierungseinstufung	38
4 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation	41
4.1 Vorbemerkung	41
4.2 Landwirtschaftliche Modellierung	41
4.3 Hydrologische Modellierung	42
4.3.1 N-Eintrag ins Grundwasser	43
4.3.2 Nitratkonzentration im Sickerwasser	45
4.3.3 N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer	46

4.3.4	N- und P-Einträge in Nord- und Ostsee	53
5	Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen	55
5.1	Entwicklungen bei Ackerbaubetrieben	56
5.2	Entwicklungen bei Betrieben mit intensiver Tierhaltung	58
6	Synthese	65
6.1	Aufbau des Systems	65
6.2	Indikatoren	66
6.3	Ausblick	67
7	Anhang 1: Indikatoren	69
8	Anhang 2: Methodik der Indikatorenberechnung	71
8.1	Emissionsindikatoren	71
8.1.1	Viehbestand	71
8.1.2	Bodenbedeckung (C-Faktor)	72
8.2	Modellregionen	72
8.3	Nährstoffbilanzierung mit RAUMIS	74
8.3.1	Datengrundlagen	74
8.3.2	Veränderungen der Modellergebnisse im Vergleich zum vorhergehenden Bericht	77
	Literaturverzeichnis	79

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Mineraldüngerabsatz in Deutschland in 1.000 t Nährstoff (Balken) bzw. in kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF, Linien), als gleitendes Mittel über drei Jahre (d. h., im Jahr 2024 ist das Jahresmittel 2022–2024 dargestellt), ermittelt aus den Angaben zu den Wirtschaftsjahren 1999–2024	2
Abbildung 2: Entwicklung des Viehbestands in Deutschland, in Großvieheinheiten (GV) und in GV je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) für den Zeitraum 1999–2024	4
Abbildung 3: Regionale Verteilung der Viehbesatzdichten auf die Bundesländer in 2024 und Entwicklungstrends seit 2012	5
Abbildung 4: Bestandsdichte der Rinder in GV pro ha LF in 2024 auf Kreisebene	5
Abbildung 5: Ertragsentwicklung der Hauptkulturen im Zeitraum 2010–2024	7
Abbildung 6: Kreiserträge für Winterweizen und Silomais im Jahr 2024 mit prozentualer Abweichung zum Fünfjahresmittel und zum langjährigen Mittel	8
Abbildung 7: Entwicklung der Flächenanteile des ökologischen Landbaus in Prozent der LF im Zeitraum 1996–2024	10
Abbildung 8: Gesamtbilanzsaldo und Flächenbilanzsaldo für Stickstoff in Deutschland im Zeitraum 1990–2022	11
Abbildung 9: Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand für Nitrat nach WRRL (links) und mit Nitrat belastete Gebiete nach AVV GeA (rechts)	13
Abbildung 10: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus organischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2019–2022 (links) sowie deren Veränderung im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre 2018–2021	18
Abbildung 11: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus mineralischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2019–2022 (links) sowie deren Veränderung im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre 2018–2021	20
Abbildung 12: Durchschnittlicher Stickstoffflächenbilanzüberschuss in den Grundwasserkörpern der Jahre 2019–2022 (links) sowie deren Veränderung im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre 2018–2021	22
Abbildung 13: Prozentualer Anteil der Hauptkulturarten an der LF der jeweiligen Kulisse	24

Abbildung 14: Eutrophierte Gebiete nach § 13a Düngeverordnung.....	25
Abbildung 15: C-Faktor auf Rasterbasis (100 m × 100 m) für Ackerland und Dauerkulturen, fünfjähriges Mittel 2019–2023.....	27
Abbildung 16: Häufigkeitsverteilung der C-Faktorwerte auf Rasterbasis (100 m × 100 m) im Zeitverlauf der eutrophierten Gebiete im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre über alle Gebiete	28
Abbildung 17: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für die Jahre 2020–2024, für die staatliche Messdaten vorlagen.....	31
Abbildung 18: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in Abhängigkeit der überwiegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Wald / Natürlich, NA – keine Angabe) für die Jahre 2020–2024, für die staatliche Messdaten vorlagen.....	32
Abbildung 19: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in Abhängigkeit der vorwiegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Wald / Natürlich, NA – keine Angabe) für die Jahre 2020–2023, für die staatliche Messdaten vorlagen.....	33
Abbildung 20: Karte der mittleren Nitratkonzentrationen an 8937 Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für das Jahr 2024, für die staatliche Messdaten vorlagen.....	35
Abbildung 21: Auswertung des Indikators Phosphor-Konzentration in Fließgewässern für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes.....	38
Abbildung 22: Auswertung des Indikators Eutrophierungseinstufung für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes (Stand: 2024).....	40
Abbildung 23: Modellierte N-Einträge in das Grundwasser aus dem Boden mit der Grundwasserneubildung ohne Einbeziehung bindiger Grundwasserdeckschichten (Darstellung bezogen auf Grundwasserkörper)	44
Abbildung 24: Modellierte N-Einträge in das Grundwasser aus urbanen Flächen (Darstellung bezogen auf Gesamtfläche des Grundwasserkörpers)	45
Abbildung 25: Modellierte mittlere Sickerwasserhöhe (links) und modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser (rechts) (Darstellung bezogen auf Grundwasserkörper)	46
Abbildung 26: Modellierter gesamter N-Eintrag in die Oberflächengewässer auf Ebene der „Subunits“	47

Abbildung 27: Modellerte direkte atmosphärische N-Deposition auf Gewässerflächen in den „Subunits“ (links) und modellerte direkte atmosphärische P-Deposition auf Gewässerflächen in den „Subunits“ (rechts)	48
Abbildung 28: Modellierter N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Erosion (links) und modellierter N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung (rechts) in den „Subunits“	49
Abbildung 29: N-Eintrag (links) und P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über Drainageabfluss in den „Subunits“	50
Abbildung 30: Modellierter N-Eintrag (links) und modellierter P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss in den „Subunits“	51
Abbildung 31: Modellierter N-Eintrag (links) und modellierter P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss in den „Subunits“	52
Abbildung 32: Modellierter N-Eintrag (links) und modellierter P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über urbane Systeme und Punktquellen auf Ebene der „Subunits“	53
Abbildung 33: Modellregionen im Demonstrationsvorhaben MoNi2 sowie die Modellregion Brandenburg.....	56
Abbildung 34: Stickstoffzufuhren, -abfuhren und -bilanzsalden, Stickstoffzufuhren über mineralische ($D_{\min}$) und flüssige organische Düngemittel (D_{org}) sowie die biologische N-Fixierung (N_{Fix}) im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten (links, $n = 576$) und fünf Tierhaltungsgebieten (rechts, $n = 432$) für die Erntejahre 2014–2024.....	59
Abbildung 35: $N_{\min}$ -Werte zur Ernte, im Herbst und im Frühjahr sowie die Nitratkonzentration in der Bodenlösung in der Sickerwasserzone (NO_3 in BW) im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten (links, $n = 576$) und fünf Tierhaltungsgebieten (rechts, $n = 432$) für die Erntejahre 2017–2024.....	60
Abbildung 36: Verteilung der Phosphatgehalte im Boden gemessen mittels CAL-Methode in den zehn Modellregionen.....	62
Abbildung 37: Phosphatschlagbilanzparameter mit Zufuhren über Mineraldünger, organische Dünger und Saatgut sowie Abfuhren über Haupterntegüter und Stroh	63
Abbildung 38: Veränderung des Phosphatgehalts im Boden [$\text{mg P}_2\text{O}_5 \text{ } 100\text{g}^{-1}$] von 2018 zu 2022 für Phosphatgehalte über (dunkelbraun) oder unter 20 mg Phosphat (hellbraun)	64

Abbildung A1: In den Modellregionen durchgeführtes Messprogramm mit Zuordnung zur vertikalen Bezugsebene.....	73
Abbildung A.2: Vergleich der RAUMIS-Modellergebnisse für die Stickstoffflächenbilanzen des Berichtsjahrs 2024 mit dem aktuellen Berichtsjahr für den Zeitraum 2018–2021 auf Ebene der Grundwasserkörper	77

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Veränderung der Kreiserträge nach Kulturarten zwischen dem Zeitraum 2010–2016 und 2017–2023.....	9
Tabelle 2: Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) in mit Nitrat belasteten Gebieten. Auswertung auf Grundlage von ATKIS	15
Tabelle 3: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffzufuhr durch organische Düngemittel für den Zeitraum 2018–2022	19
Tabelle 4: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffzufuhr durch mineralische Düngemittel für den Zeitraum 2018–2022	21
Tabelle 5: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffbilanzsalden für den Zeitraum 2018–2022	22
Tabelle 6: Landwirtschaftlich genutzte Fläche in eutrophierten Gebieten für die Bundesländer, die eutrophierte Gebiete ausgewiesen haben	26
Tabelle 7: Anzahl der für den vorliegenden Bericht in Kapitel 3.1.1 herangezogenen Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes (2020–2024), für die staatliche Messdaten vorlagen, sowie Angaben zur Verteilung der überwiegenden Landnutzung an diesen Messstellen	30
Tabelle 8: Einstufung der mittleren Phosphorkonzentrationen nach Anlage 7 OGewV	37
Tabelle 9: Einstufung in die Eutrophierungsklassen der Berichterstattung zum Nitratbericht.....	39
Tabelle 10: Modellierter N-Einträge im deutschen Teil der Nord- und Ostsee-einzugsgebiete nach Eintragspfaden (in t/a).....	54
Tabelle 11: Modellierter P-Einträge im deutschen Teil der Nord- und Ostsee-einzugsgebiete nach Eintragspfaden (in t/a).....	54
Tabelle A.1: Indikatoren des Feinkonzepts.....	69
Tabelle A.2: Verwendete GV-Schlüssel	71
Tabelle A.3: Übersicht der Datengrundlagen der Nährstoffbilanzierung	75

Tabelle A.4: Vergleich der RAUMIS-Modellergebnisse für die Stickstoffflächenbilanzen des Berichtsjahrs 2024 mit dem aktuellen Berichtsjahr für den Zeitraum 2018–2021 auf nationaler Ebene.....	78
---	----

Zusammenfassung

Der vorliegende Monitoringbericht gibt einen Überblick über die Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer. Diese wird anhand der Entwicklung verschiedener Indikatoren, die in Zusammenhang mit der Belastung der Gewässer durch Nährstoffe stehen, dargestellt.

Das Monitoring der **landwirtschaftlichen Emissionen** dokumentiert einen Rückgang der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzsalden in Deutschland. Der wichtigste Grund dafür ist der erhebliche Rückgang des Mineraldüngereinsatzes seit Mitte der 2010er Jahre. Außerdem sinkt der Viehbesatz kontinuierlich. Trotz der geringeren Nährstoffzufuhr konnte im betrachteten Zeitraum (2010 bis 2023) kein flächendeckender Rückgang der Erträge festgestellt werden. Die Stickstoffeffizienz ist, insbesondere infolge der einschlägigen Änderungen des Düngerechts in den vergangenen Jahren weiter gestiegen.

Die Auswertung der **Immissionsdaten der Gewässer** zeigt, dass die Nitratkonzentrationen an den Grundwassermessstellen weiterhin auf gleichem Niveau stagnieren. Verbesserungen bei der Qualität des Grundwassers konnten im Berichtszeitraum bisher noch nicht nachgewiesen werden. Es wird erwartet, dass der Rückgang der landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen mittelfristig zu messbaren positiven Effekten in den Gewässern führen wird. Die Konzentrationen von Phosphor an den repräsentativen Messstellen der Fließgewässer sind rückläufig.

Untersuchungen in den **Modellregionen** zeigen bei den Betrieben in Ackerbauregionen ebenfalls sinkende Stickstoffsalden und eine deutlich gestiegene Stickstoffnutzungseffizienz seit 2017. Effekte bei den Herbst-Nmin-Werten bzw. bei den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind jedoch noch nicht nachweisbar. Bei den tierhaltenden Betrieben sind aufgrund des kurzen Erhebungszeitraumes noch keine Aussagen zu möglichen Trends ableitbar.

Die **regionale Nährstoffmodellierung** in diesem Bericht gibt Aufschluss darüber, über welche Pfade Nährstoffe in die Gewässer gelangen und welche Anteile davon aus landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Quellen stammen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die landwirtschaftlichen Emissionen weiterhin kontinuierlich zurückgehen und sich dieser Rückgang mittelfristig auch nachweislich positiv auf die Gewässerbelastung mit Nährstoffen auswirken sollte.

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht ist der 6. Monitoringbericht zur Wirkung der Düngeverordnung (DüV) auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer, zu dem sich die Bundesrepublik Deutschland gegenüber der Europäischen Kommission verpflichtet hat. Dieses Wirkungsmonitoring soll ermitteln, wie sich die Entwicklung der Belastungssituation im Allgemeinen und in mit Nitrat belasteten bzw. eutrophierten Gebieten im Besonderen darstellt, und die Informationsgrundlage für eine mögliche Nachsteuerung im Bereich der Maßnahmen bereitstellen. Die Berichterstattung erfolgt jährlich auf Basis von 34 im Feinkonzept (2. Monitoringbericht vom November 2021) festgelegten Indikatoren (vgl. Anhang 1). Berichtet werden die jeweils aktuellsten zur Verfügung stehenden Daten.

Im vorliegenden Bericht sind die aktuellen Entwicklungen bzw. der Sachstand zu den festgelegten Einzelindikatoren dargestellt, die nach den drei Monitoringebenen landwirtschaftliche Emissionen – Immissionsdaten der Gewässer – Modellierung der regionalen Nährstoffsituation/Modellregionen untergliedert sind. Er schließt mit einer Synthese der Erkenntnisse, die aus den Indikatoren gewonnen werden, und gibt einen Ausblick auf die zu erwartenden Weiterentwicklungen des Monitoringsystems für den nachfolgenden Bericht.

Stichtag für die wesentlichen Inhalte des vorliegenden Berichts ist der 30. September 2025. Das Urteil des Bundesverwaltungsgerichts zur Ausweisung belasteter Gebiete in Bayern vom 24. Oktober 2025 und deren Auswirkungen auf die belasteten Gebiete in Deutschland sind folglich noch nicht Bestandteil des hier vorgelegten Berichtes. Die Bundesregierung möchte aber bereits klarstellen, dass der Umwelt- und Gewässerschutz auch weiterhin zentraler Maßstab bleibt.

Das Monitoringsystem wurde 2021 zusammen von Bund und Ländern konzipiert und befindet sich seit 2022 im Aufbau. Die Berichte werden nun systematisch um die im Feinkonzept skizzierten Inhalte erweitert und die jeweiligen Zeitreihen ausgebaut. Gegenüber dem letzten Monitoringbericht von 2024 (Übermittlung Anfang 2025) wurde das System wie folgt erweitert:

- (1) Im Berichtsteil Emissionen wurden die Datenauswertungen und Modellierungen des Monitoringberichts 2024 fortgeführt und um ausgewählte Analysen ergänzt. Einzelne Indikatoren zu den Veränderungen der Agrarstruktur werden nicht mehr berichtet (Klärschlamm, Kompost, Biogas). Stattdessen wurde die nationale Stickstoffbilanz als Indikator aufgenommen.
- (2) Im Berichtsteil Immissionen wurden die Ergebnisse der sukzessive erweiterten Messnetze an Grund- und Oberflächengewässern ausgewertet..
- (3) Im Berichtsteil Modellierung sind erste Ergebnisse der nach Eintragspfaden differenzierten Stoffeintragsmodellierung in die Gewässer durch den Modellverbund AGRUM-DE dargestellt.
- (4) Im Berichtsteil Modellregionen wurden die bekannten Auswertungen für Ackerbau- und Tierhaltungsregionen fortgeführt.

2 Erste Monitoringebene: landwirtschaftliche Emissionen

2.1 Entwicklungen des Agrarsektors

2.2 Mineraldüngerabsatz

Der Mineraldüngerabsatz ist als gleitendes dreijähriges Mittel dargestellt (Abbildung 1), da die Absatzmenge eines Jahres aufgrund von überjähriger Lagerhaltung nur bedingt Rückschlüsse auf die tatsächlich gedüngte Menge zulässt und die zugrunde liegenden Daten nach Wirtschaftsjahren erfasst werden. Jahre mit niedrigen Düngemittelpreisen bewirken einen Anreiz zum Lageraufbau; in Hochpreisphasen werden Lagerbestände auf den Betrieben tendenziell aufgebraucht. Die folgenden Aussagen zum Mineraldüngereinsatz 2024 beziehen sich also auf das dreijährige Mittel 2022–2024. Im Jahresmittel 2021–2023 betrug die Absatzmenge an mineralischem Stickstoffdünger 1,05 Mio. t N (63 kg N/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche [LF]). Dieser stieg im Jahresmittel 2022–2024 um etwa 0,01 Mio. t N auf 1,06 Mio. t N (64 kg N/ha LF). Der Absatz von mineralischem Phosphat stieg im Jahresmittel 2022–2024 im Vergleich zum Jahresmittel 2021–2023 um rund 9.000 t, von 124.000 t P₂O₅ (8 kg P₂O₅/ha LF) auf 133.000 t P₂O₅.

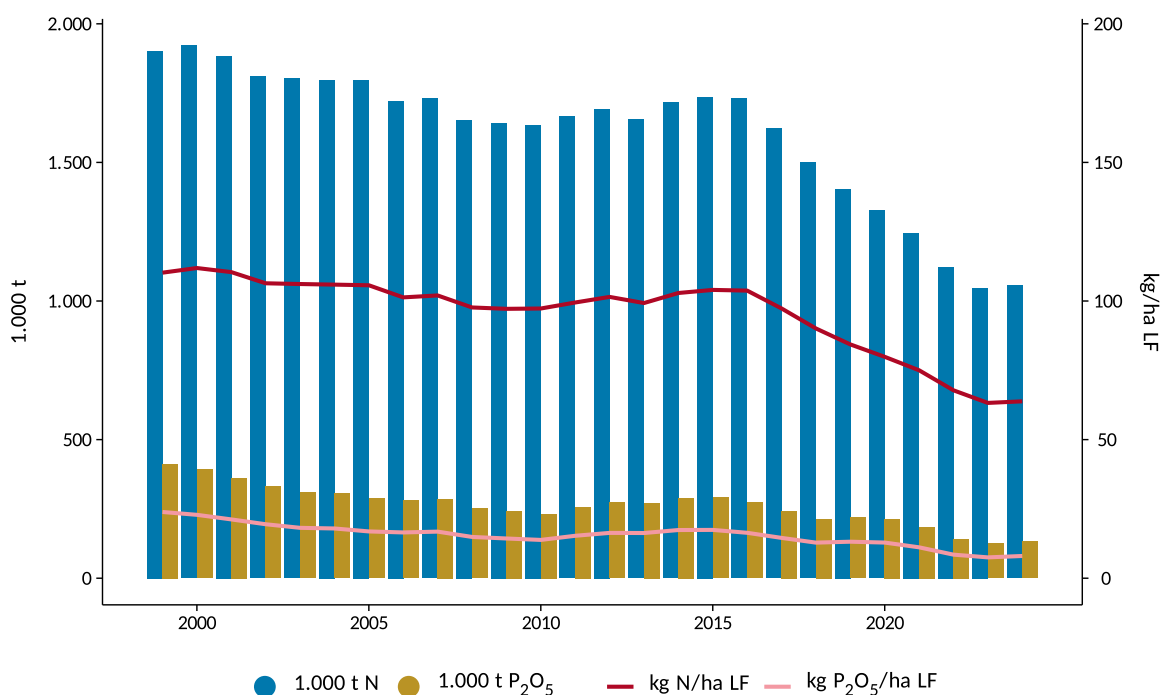


Abbildung 1: Mineraldüngerabsatz in Deutschland in 1.000 t Nährstoff (Balken) bzw. in kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF, Linien), als gleitendes Mittel über drei Jahre (d. h., im Jahr 2024 ist das Jahresmittel 2022–2024 dargestellt), ermittelt aus den Angaben zu den Wirtschaftsjahren 1999–2024

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 30.10.2025; Datenlizenz by-2-0.

Seit 2016 ist insgesamt ein deutlicher Rückgang beim Absatz mineralischer Düngemittel zu beobachten. Während die verschärften Düngeregeln der DüV 2017 und die 2018 beginnende Dürre bzw. Trockenperiode wichtige Gründe für den Rückgang der mineralischen Düngemittel, insbesondere von mineralischen Stickstoffdüngern waren, kamen seit 2020 zwei weitere Gründe hinzu. Zum einen sind im Jahr 2021 die schärferen Regeln nach § 13a DüV für mit Nitrat belastete Gebiete gemäß der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (AVV Gebietsausweisung – AVV GeA) in Kraft getreten, welche 2022 überarbeitet wurden. Damit muss auf Flächen in mit Nitrat belasteten Gebieten u. a. der ermittelte gesamtbetriebliche Stickstoffdüngedbedarf um 20 % verringert – und somit auch die zulässige Ausbringungsmenge an Stickstoff verringert werden. Zum anderen haben der Ukrainekrieg seit Frühjahr 2022 und die damit einhergehende Energiekrise mineralische Düngemittel stark verteuert und deren Marktverfügbarkeit mitunter erheblich eingeschränkt. Die Preise für mineralische Düngemittel sind seither großen Schwankungen ausgesetzt.

2.3 Viehbestände

In Abbildung 2 ist die Entwicklung des Viehbestands in Deutschland seit 1990 in Großvieheinheiten (GV) insgesamt bzw. je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (GV/ha LF) dargestellt. Insgesamt sind die Viehbestände seit Anfang der 1990er Jahre rückläufig. Seit 2014 ist ein deutlich rückläufiger Trend der Viehbestände zu beobachten. Es ist zu erwarten, dass dieser Trend auch in Zukunft Bestand haben wird und sich der Nährstoffanfall aus der Tierhaltung entsprechend verringert. Die anhaltende Diskussion um die Stellung der Nutztierhaltung in der Gesellschaft und ein verändertes Konsumverhalten sowie wiederkehrende Krisen auf den Exportmärkten (z. B. bedingt durch die Afrikanische Schweinepest), die steigenden Anforderungen an Stallungen (Luftreinhaltung, Tierwohl) und düngerechtlichen Vorgaben zur ordnungsgemäßen Verwertung der anfallenden Wirtschaftsdünger (insbesondere ab der DüV 2017) bieten den Betrieben wenig Anreize für einen Ausbau der Viehhaltung. Lediglich die Geflügelhaltung ist seit den 1990er Jahren gestiegen. Sie hat aber am gesamten Viehbesatz und damit am Anteil des Nährstoffanfalls nur einen geringen Anteil im Vergleich zu Rindern und Schweinen.

Die Reduzierung des Viehbestands ist zu großen Teilen auf die Entwicklung in der Rinderhaltung zurückzuführen, die im Betrachtungszeitraum kontinuierlich rückläufig ist. Betrug die Anzahl der gehaltenen Rinder um die Jahrtausendwende noch 14,5 Mio., wurden in 2024 rund 10,5 Mio. Rinder in Deutschland gehalten. Im Vergleich zu 2023 ist der Bestand weiter gefallen. Seit einigen Jahren ist auch der Schweinebestand rückläufig. Waren die Bestände seit Anfang der 1990er Jahre bis Mitte der 2010er Jahre recht stabil, ist seitdem ein deutlicher Rückgang zu beobachten. Dieser Trend scheint sich allerdings etwas abzuschwächen: Nahm die Zahl von 2021 auf 2022 noch um 10 % ab, blieb der Bestand seitdem nahezu stabil. Im Vergleich zum Jahr 2014 ist der Schweinebestand im Jahr 2024 um rund 25 % gesunken.

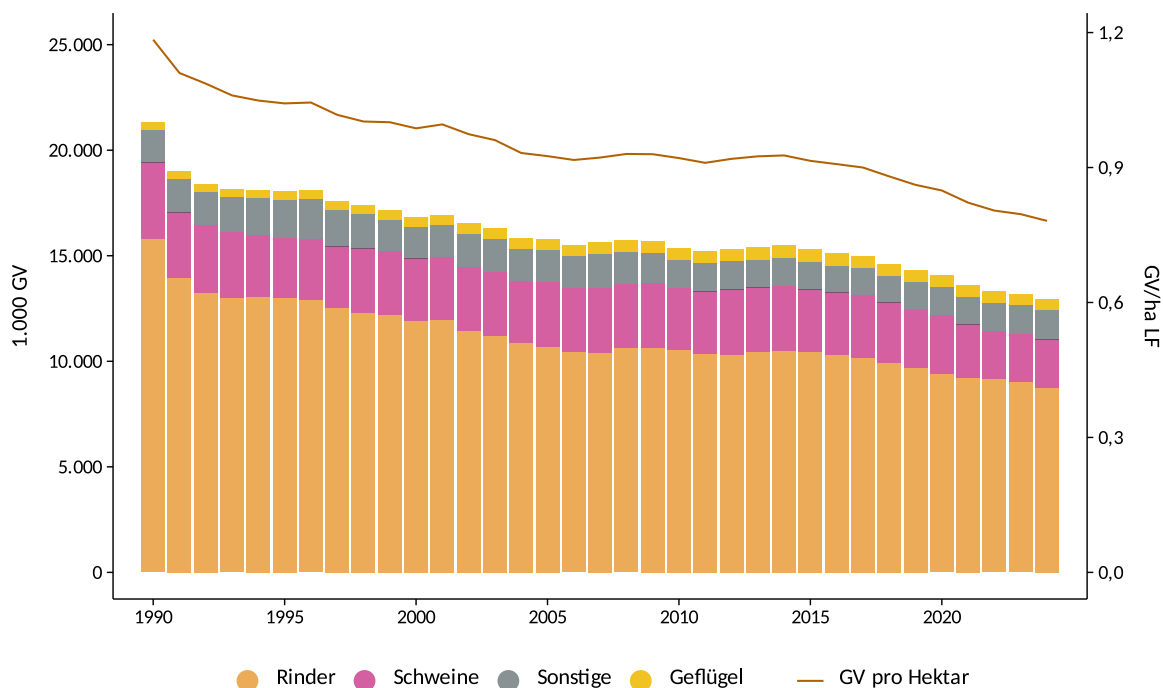


Abbildung 2: Entwicklung des Viehbestands in Deutschland, in Großvieheinheiten (GV) und in GV je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) für den Zeitraum 1999–2024

Anmerkung: Schweine beinhalten keine Saugferkel. Sonstige Tiere beinhalten v. a. Schafe, Ziegen und Pferde.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Tierdaten aus dem Landwirtschaftlichen Emissionsinventar, unveröffentlichter Bericht der Submission für 2026. Bereitstellung durch Statistisches Bundesamt (Destatis).

Bei einer räumlich differenzierten Betrachtung auf Bundeslandebene werden deutliche Tierhaltungsschwerpunkte sichtbar (Abbildung 3). So liegt in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen die durchschnittliche Viehbesatzdichte bei über 1 GV/ha LF, in Schleswig-Holstein, Hessen, Baden-Württemberg und Bayern zwischen 0,6 und 1 GV/ha LF und in den mittel- und ostdeutschen Bundesländern sowie in Rheinland-Pfalz deutlich darunter. Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein und Bayern weisen die höchsten Rinderdichten auf, während in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen auch die Schweine einen deutlichen Anteil am Viehbesatz haben.

Rinderbestände zeigen in allen Bundesländern seit 2012 einen ähnlichen absteigenden Trend und spiegeln insoweit das bundesweite Bild wider. Die Entwicklung der Schweinebestände ist ähnlich, allerdings fand ein Großteil des Bestandabbaus erst in den vergangenen Jahren statt. Der stärkste Rückgang von Schweinen ist in den beiden Bundesländern mit den höchsten Schweinebesatzdichten, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen, zu verzeichnen.

Die Geflügelbesatzdichten zeigen seit 2012 in den meisten Bundesländern, mit wenigen Ausnahmen, einen steigenden Trend oder blieben auf einem konstanten Level.

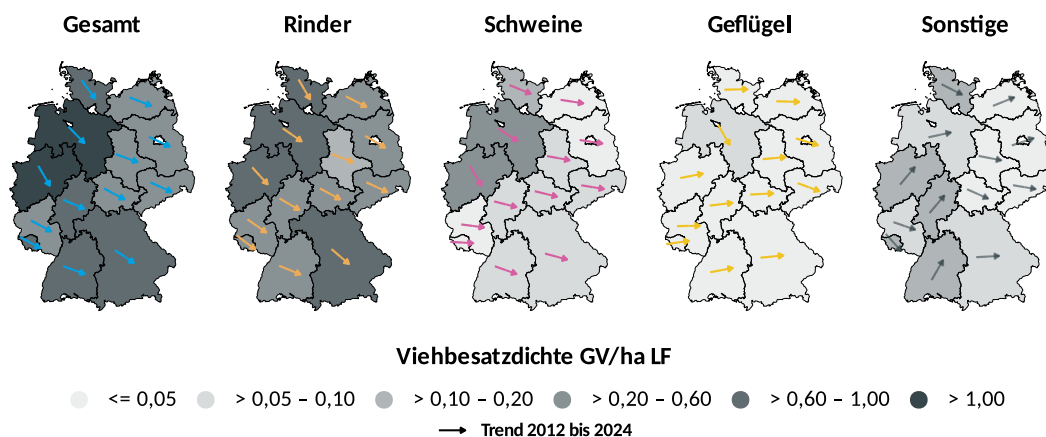


Abbildung 3: Regionale Verteilung der Viehbesatzdichten auf die Bundesländer in 2024 und Entwicklungstrends seit 2012

Anmerkung: Die Pfeile symbolisieren die Richtung der Trends. Die Entwicklungen in jedem Bundesland sind als relative Werte zur maximalen Veränderung einer Tierart dargestellt.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Tierdaten aus dem Landwirtschaftlichen Emissionsinventar, unveröffentlichter Bericht der Submission für 2026. Bereitstellung durch Statistisches Bundesamt (Destatis).

Die Anzahl der Rinder liegt auf Kreisebene vor und wurde anhand von alters- und geschlechtsspezifischen GV-Werten auf GV pro ha LF abgeschätzt (Abbildung 4). Innerhalb der viehstarken Bundesländer zeigt sich eine hohe räumliche Variabilität, mit Kreisen von über 1,0 GV pro ha LF, zum Beispiel am Niederrhein, in den Alpen oder im Bayerischen Wald.

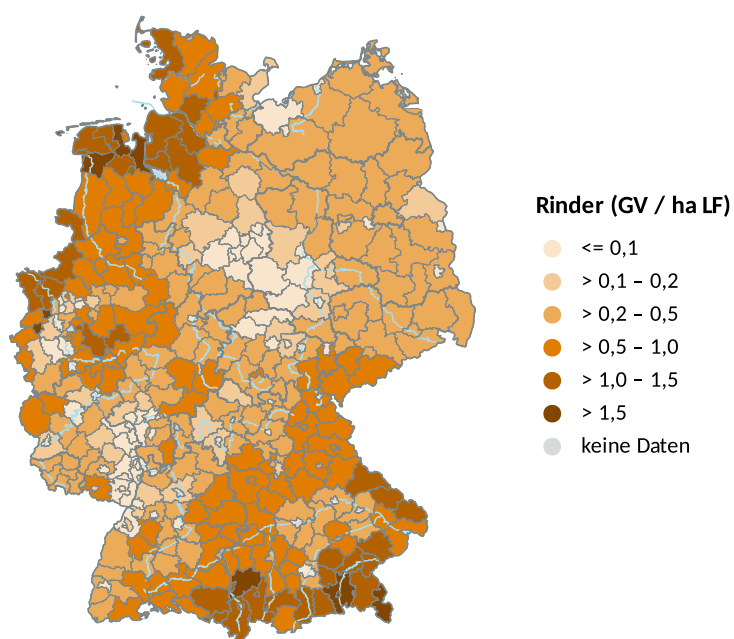


Abbildung 4: Bestandsdichte der Rinder in GV pro ha LF in 2024 auf Kreisebene

Anmerkung: Die Daten beziehen sich auf die landwirtschaftliche Nutzfläche aus der letzten Agrarstrukturserhebung in 2020. Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 16.09.2025; Datenlizenz by-2-0.

2.4 Ertragsentwicklung der Hauptkulturen

Zur Darstellung der Ertragsentwicklung wurden die Daten der Ernteberichterstattung auf der Kreisebene ausgewertet. Die dargestellten Kreiserträge sind die Daten mit der derzeit bundesweit verfügbaren höchsten räumlichen Auflösung; sie sind nicht differenziert nach belasteten und sonstigen Gebieten verfügbar. Die erzielten Erträge der fünf Vorjahre sind gemäß DüV jeweils bei der Düngbedarfsermittlung für Stickstoff zur Ermittlung des voraussichtlichen Stickstoffbedarfs der Kulturen heranzuziehen. Damit hat das Ertragsniveau der Vorjahre – neben dem kulturspezifischen N-Bedarf und der N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat – direkte Auswirkungen auf die Höhe der N-Düngung. Darüber hinaus werden Nährstoffe mit dem Erntegut von der Fläche abgefahren. Somit beeinflusst das Ertragsniveau auch die Stickstoffeffizienz und die Stickstoffüberschüsse.

Die Entwicklung der Kreiserträge der sieben flächenmäßig bedeutendsten Kulturen sind in Abbildung 5 dargestellt. Jahre mit flächendeckender Dürre bzw. Trockenheit, wie z. B. das Jahr 2018, führten zu erheblichen Ertragsausfällen über alle Kulturarten und den Großteil der Landkreise hinweg.

Im Jahr 2024 wurden bei Roggen (55 dt/ha) und Winterraps (34 dt/ha) auf vergleichbarem Niveau wie 2023 nur durchschnittliche Ernten erzielt. Für Wintergerste (64 dt/ha) und Winterweizen (69 dt/ha) lagen die Erträge auf einem niedrigeren Niveau im Vergleich zum Vorjahr und damit etwas unterhalb des langjährigen Durchschnitts (jeweils bezogen auf die Medianerträge im beobachteten Zeitraum). Erträge von Kartoffeln (3 %), Silomais (7 %) und Zuckerrüben (4 %) konnten gegenüber der ordentlichen Ernte 2023 erneut zulegen. Für Kartoffeln und Zuckerrüben konnte im zweiten Jahr in Folge – in Bezug auf die langjährigen Medianerträge – ein überdurchschnittliches Ernteergebnis erzielt werden.

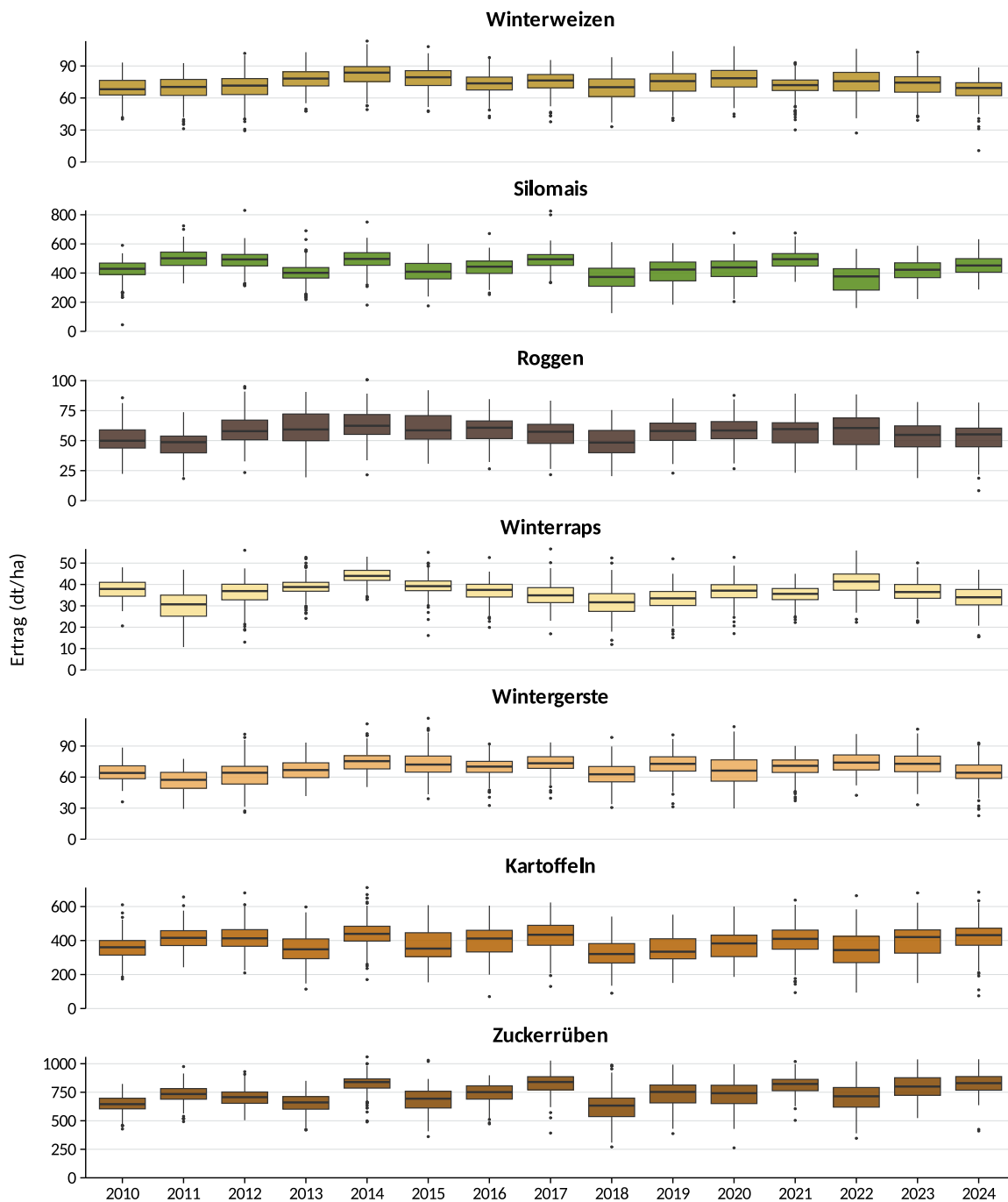


Abbildung 5: Ertragsentwicklung der Hauptkulturen im Zeitraum 2010–2024

Anmerkung: Die Boxplots stellen die Verteilungen der erhobenen Kreiserträge dar.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Regionaldatenbank), letzter Zugriff am 01.10.2025; Datenlizenz by-2-0.

In der räumlichen Darstellung wird die regionale Heterogenität der Kreiserträge im Jahr 2024 deutlich (Abbildung 6, Karten auf der linken Seite). Es zeigt sich außerdem, dass die Erhebungsdaten, hier exemplarisch für Winterweizen und Silomais, teils weiträumige Lücken aufweisen (in den Karten in grau dargestellt), z. B. weil in Regionen mit geringfügigen Anbauumfängen Erträge nicht statistisch erfasst werden. Die im rechten Teil der Abbildung 6 dargestellten relativen

Abweichungen vom Mittelwert der vergangenen fünf Jahre bzw. der gesamten Zeitreihe ordnen die Erträge in das zeitliche Gesamtbild ein. Weizen und Silomais waren mit rund 3 Mio. ha bzw. 2 Mio. ha Anbauumfang in 2024 die flächenmäßig bedeutendsten Ackerkulturen in Deutschland (Statistisches Bundesamt 2025). Die Winterweizenernte fiel im Jahr 2024 in weiten Teilen Deutschlands unterdurchschnittlich aus, Ausnahmen bildeten Regionen in Ostdeutschland und vereinzelt in Bayern. Die Silomaisernte dagegen war bis auf Ausnahmen in einzelnen Regionen Süddeutschlands und einigen Küstenregionen der Nord- und Ostsee in weiten Teilen des Bundesgebiets überdurchschnittlich.

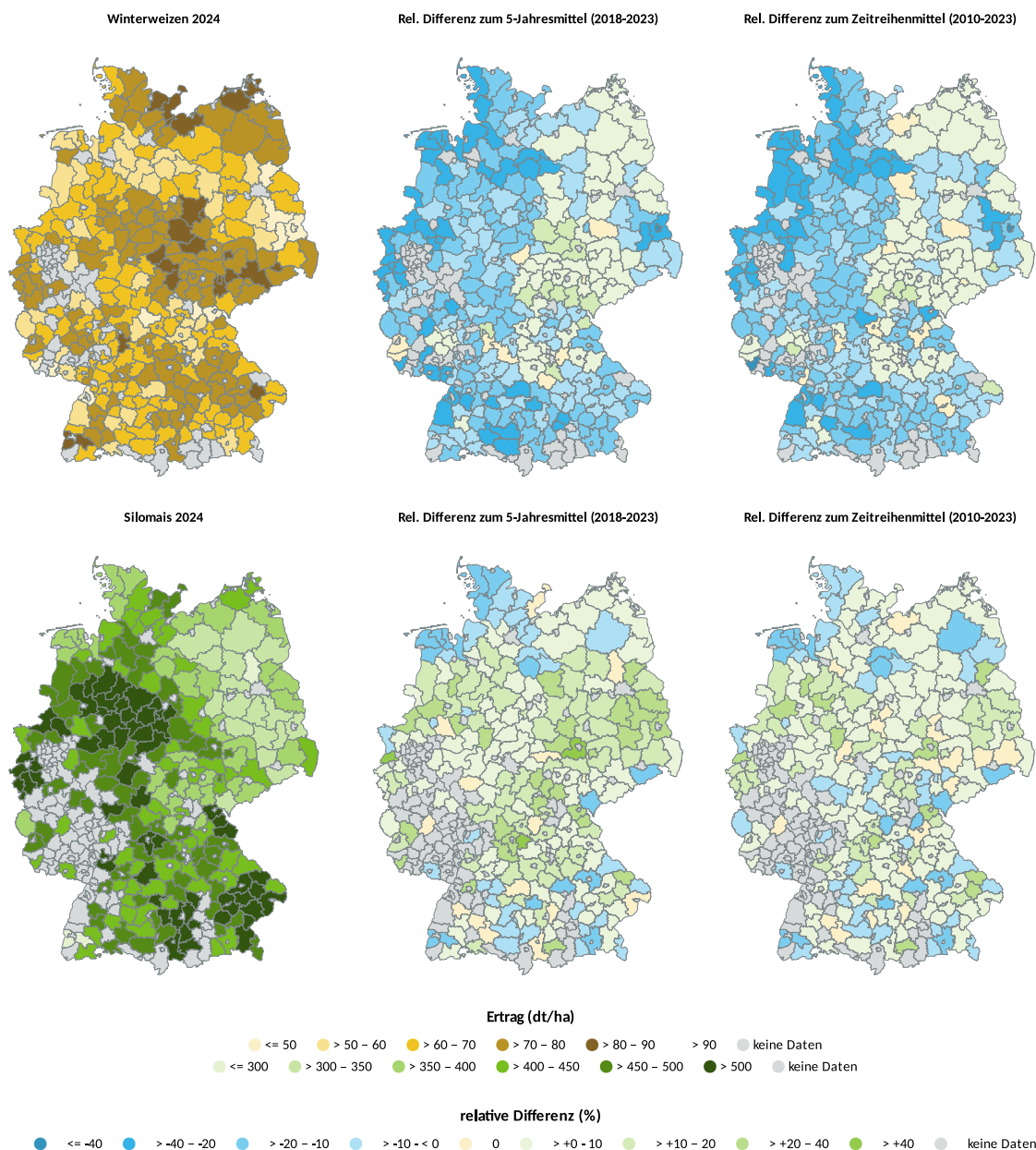


Abbildung 6: Kreiserträge für Winterweizen und Silomais im Jahr 2024 mit prozentualer Abweichung zum Fünfjahresmittel und zum langjährigen Mittel

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Regionaldatenbank), letzter Zugriff am 01.10.2025; Datenlizenz by-2-0.

Sonderauswertung der Erträge für den Monitoringbericht 2025

Zur Untersuchung der Entwicklung der Ertragssituation in Deutschland seit der Novellierung der DüV im Jahr 2017 wurden die Kreiserträge aus dem Zeitraum 2017–2023 mit denen der Jahre 2010–2016 verglichen und statistisch analysiert (vgl. Tabelle 1). Die Auswertungen legen dar, dass für die große Mehrheit der Kreise und über alle betrachteten Kulturen hinweg keine signifikanten Veränderungen der Erträge festgestellt werden konnten ($p < 0,05$). Bei Kartoffeln und Winterraps wurde in mehr als 10 % der untersuchten Landkreise eine signifikante Ertragsminderung im Zeitraum 2017–2023 gegenüber 2010–2016 festgestellt. Signifikante Ertragszunahmen konnten insbesondere für Wintergerste (10 % der untersuchten Landkreise) und für Zuckerrüben (6 % der untersuchten Landkreise) ermittelt werden.

Tabelle 1: Veränderung der Kreiserträge nach Kulturarten zwischen dem Zeitraum 2010–2016 und 2017–2023

Fruchtart	Keine signifikante Differenz	Erträge gestiegen	Erträge gesunken	Anzahl ausgewerteter Kreise
Wintergerste	89,5	9,7	0,8	258
Winterraps	84,2	0,4	15,4	228
Winterweizen	91,7	2,2	6,1	278
Roggen	90,9	1,3	7,8	154
Silomais	98,0	1,2	0,8	250
Zuckerrüben	93,9	6,1	0,0	148
Kartoffeln	86,9	0,0	13,1	122

Anmerkung: Wilcoxon-Mann-Whitney-Test mit $p < 0,05$. Es wurden nur Kreise mit mindestens vier Beobachtungen je Zeitraum analysiert. Quelle: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Regionaldatenbank), letzter Zugriff am 01.10.2025; Datenlizenz by-2-0.

Somit lässt sich auf Basis der Kreiserträge insgesamt keine flächendeckende Veränderung des durchschnittlichen Ertragsniveaus im Vergleich der beiden 7-jährigen Zeiträume feststellen, auch wenn die Erträge von Raps und Kartoffeln in einigen Regionen tendenziell rückläufig sind. Berücksichtigt man zudem, dass sowohl die Dürre bzw. Trockenjahre in 2018 bis 2022 als auch der in Teilen Deutschlands sehr nasse Herbst 2023 zu Ertragseinbußen geführt haben dürften, erscheint die generalisierende Annahme, die Regelungen der DüV würden das durchschnittliche Ertragsniveau deutlich senken, nicht gerechtfertigt.

2.5 Ökologischer Landbau

Der ökologische Landbau gilt als ressourcenschonende Art der Landbewirtschaftung; der Öko-Flächenanteil ist ein Indikator der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2021). Der

ökologische Landbau zeichnet sich durch positive Umwelteffekte aus, die, im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft, durch niedrigere Bewirtschaftungsintensitäten erreicht werden. Mit dem Verzicht auf mineralische Düngemittel gehen in der Regel geringere Nährstoffzufuhren einher. Durch in der Regel geringere Erträge sind allerdings auch die Nährstoffabfuhr geringer. Insgesamt ist aber eine positive Wirkung des ökologischen Landbaus auf den Gewässerschutz zu erwarten, insbesondere bei der Verminderung von Einträgen von Nitrat (Sanders and Heß 2019). 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 7). Im Jahr 2024 lag der Öko-Flächenanteil bei 11,5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche, das bedeutet einen Anstieg um 0,1 Prozentpunkte im Vergleich zum Vorjahr. Die Zunahme des Flächenanteils hat sich im Vergleich mit den Vorjahren etwas verringert. Von 2022 auf 2023 lag sie noch bei 0,2 Prozentpunkten.



Abbildung 7: Entwicklung der Flächenanteile des ökologischen Landbaus in Prozent der LF im Zeitraum 1996–2024

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH) (2025b).

2.6 Nationale Stickstoffbilanzen

Die vom Julius Kühn-Institut für den Agrarsektor ermittelten nationalen Stickstoffbilanzen beschreiben die Stickstoffströme der deutschen Landwirtschaft für den Sektor insgesamt (Gesamtbilanz) und für die landwirtschaftlich genutzten Flächen (Flächenbilanz, Müller et al. 2024, vgl. Abbildung 8). Sowohl der Gesamtbilanzsaldo als auch der Flächenbilanzsaldo für Stickstoff sind in Deutschland rückläufig und haben 2021 bzw. 2022 historische Tiefstände erreicht (siehe auch

BMEL und BMUV 2024). Größere Rückgänge der Stickstoffsalden wurden Anfang der 1990er und Anfang der 2000er Jahre erzielt. Seit Mitte der 2000er Jahre ist eine Stagnation der Überschüsse zu beobachten, was u. a. auf die Bioenergieproduktion auf Basis von Energiepflanzen, gepaart mit der unzureichenden Berücksichtigung von Stickstoff aus pflanzlichen Gärsubstraten bei der 170 kg N-Grenze bis zur DüV 2017, zurückzuführen ist. Seit Mitte der 2010er Jahre sind die Stickstoffüberschüsse beider Bilanzarten rückläufig. Die Gesamtbilanz lag 2022 bei 63 kg N/ha LF; in diesem Jahr wurde die in der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2021) verankerte Zielgröße von 70 kg N/ha LF, die im Jahresmittel 2028–2032 erreicht werden soll, erstmals in einem einzelnen Jahr unterschritten. Ähnliches gilt für die Stickstoffflächenbilanzsalden. Durch die im Dürrejahr 2018 auffällig hohen Stickstoffüberschüsse sank das gleitende fünfjährige Mittel erst verzögert, aber in ähnlicher Größenordnung. Im Jahr 2022 betrug der nationale Stickstoffflächenbilanzüberschuss rund 50 kg N/ha LF.

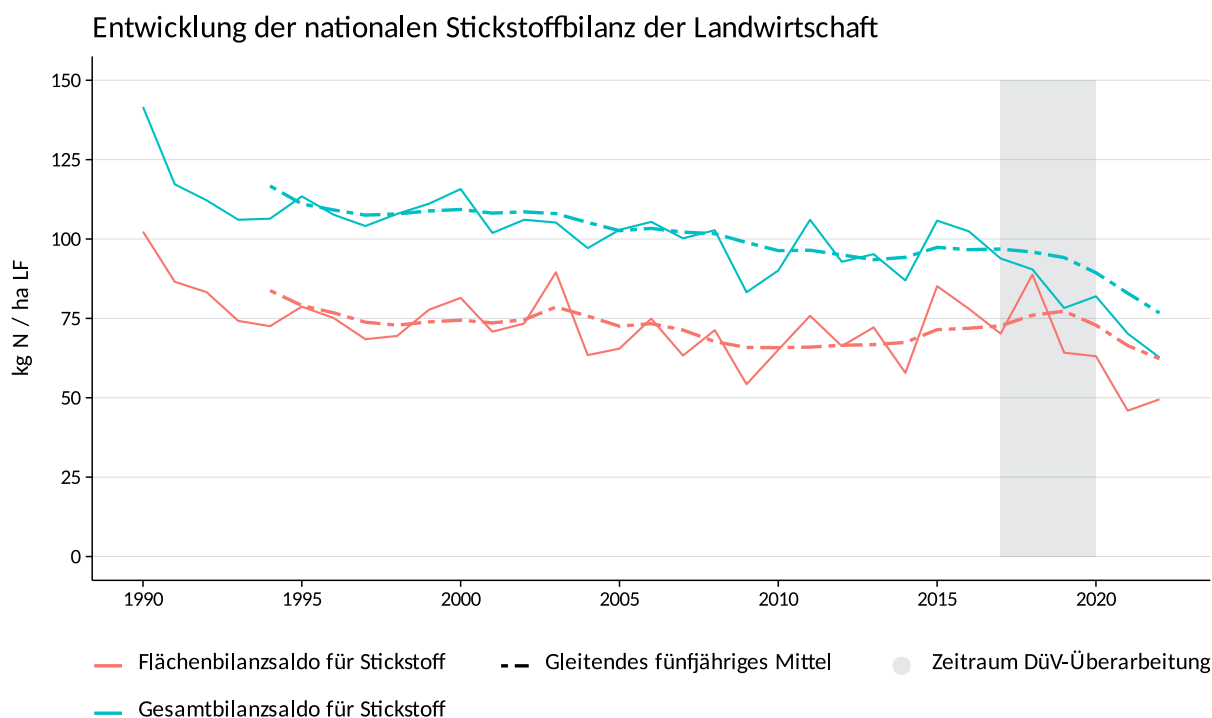


Abbildung 8: Gesamtbilanzsaldo und Flächenbilanzsaldo für Stickstoff in Deutschland im Zeitraum 1990–2022

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH) (2025a).

2.7 Entwicklungen Stickstoffemissionen in belasteten und unbelasteten Gebieten

2.7.1 Betrachtungsebene

Zur Darstellung von Entwicklungen im Bereich Stickstoff muss zuerst die räumliche Betrachtungsebene abgegrenzt werden. In Deutschland werden Grundwasserkörper nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) räumlich abgegrenzt bewertet und entsprechend ihres chemischen Zustands u. a. für Nitrat als „gut“ oder „schlecht“ eingestuft. Die mit Nitrat belasteten Gebiete nach AVV GeA 2022 lagen im Berichtszeitraum zu großen Teilen über Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand für Nitrat, rund drei Viertel der landwirtschaftlich genutzten Flächen dieser „roten Gebiete“ liegen in Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand, bezogen auf die WRRL-Zustandseinstufung vom Dezember 2019. Ein Anteil von 24 % dagegen liegt in Grundwasserkörpern, deren chemischer Zustand nach den Kriterien der WRRL für Nitrat gut ist. Die beiden Kulissen sind in Abbildung 9 veranschaulicht.

Die unterschiedliche Ausprägung der beiden Flächenkulissen in Abbildung 9 ist auf nicht deckungsgleiche Betrachtungsebenen und -methoden zwischen WRRL bzw. Grundwasserverordnung (GrwV) einerseits und AVV GeA andererseits zurückzuführen. Hintergrund davon ist, dass die sogenannten roten (mit Nitrat belasteten) Gebiete nach AVV GeA möglichst präzise festlegen sollen, wo Einschränkungen der Düngung notwendig sind, während die WRRL auf gesamte Grundwasserkörper als wasserwirtschaftliche Einheiten für die WRRL-Berichterstattung abzielt. Nach WRRL bzw. § 7 Absatz 3 Satz 1 Nummer 1 Punkt a) GrwV ist ein gesamter Grundwasserkörper im schlechten Zustand, wenn der prozentuale Anteil der ermittelten Belastungsfläche mindestens 20 % der Fläche des Grundwasserkörpers beträgt.

Unter § 13a DüV und § 3 AVV GeA werden hingegen mit Nitrat belastete Gebiete sowohl in Grundwasserkörpern im guten als auch im schlechten Zustand für Nitrat ausgewiesen, um die Düngung passgenau dort zusätzlich zu regeln, wo zu hohe Nitratkonzentration oder steigende Trends von Nitrat ein Problem darstellen. Dabei wird, um von der wasserwirtschaftlichen Betrachtung des Regionalisierungsverfahrens nach AVV GeA auf das landwirtschaftliche Bewirtschaftungssystem überzugehen, auf landwirtschaftliche Referenzparzellen abgestellt. Referenzparzellen, die mindestens zu 20 % in einem durch das Regionalisierungsverfahren festgestellten belasteten Gebiet liegen, werden vollständig dem belasteten Gebiet zugerechnet. Weiterhin werden bei der Bewertung des chemischen Zustands nach WRRL (bzw. GrwV) Schwellenwertüberschreitungen zunächst stets unabhängig von deren Ursache ermittelt, während nach Anlage 1 (4) AVV GeA nur Schwellenwertüberschreitungen an landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen zu berücksichtigen sind. Zudem liegen unterschiedliche Bezugsjahre (Zustandsbewertung der Grundwasserkörper nach WRRL im Jahr 2019 bzw. Gebietsausweisung nach AVV GeA mit Stand 2023) und Messreihen zugrunde.

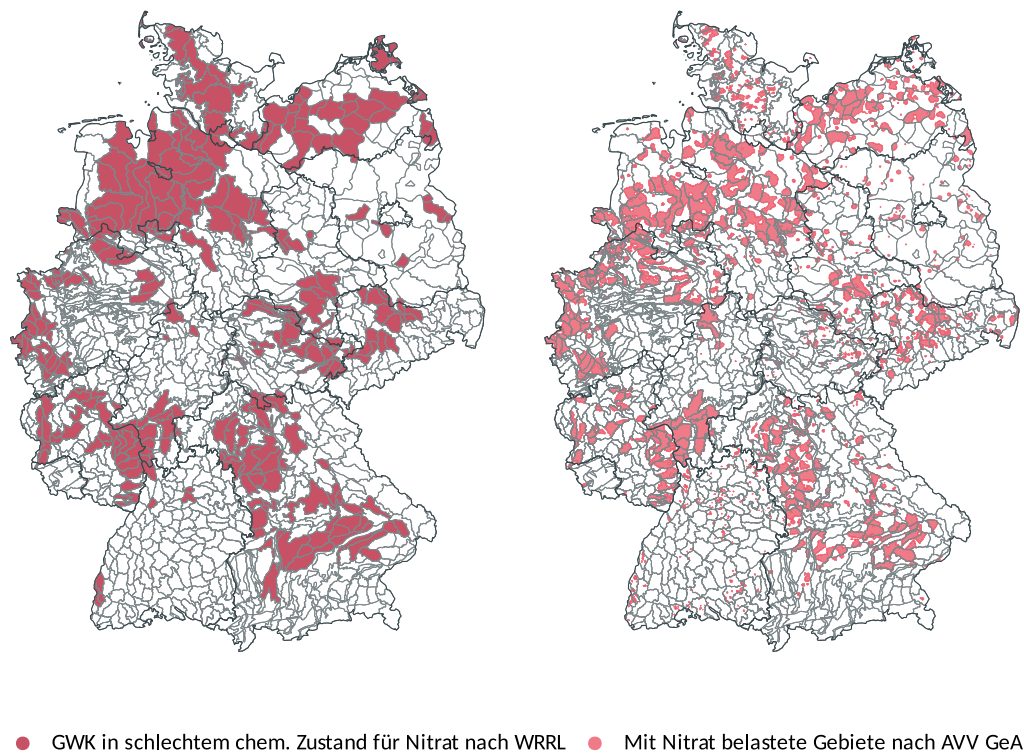


Abbildung 9: Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand für Nitrat nach WRRL (links) und mit Nitrat belastete Gebiete nach AVV GeA (rechts)

Stand der mit Nitrat belasteten Gebiete: Dezember 2023. Stand der Grundwasserkörper-Einstufung: Dezember 2019.

Darstellung: Thünen-Institut. Quelle: Daten der Bundesländer, bereitgestellt vom Umweltbundesamt.

Um einerseits die Entwicklung der Emissionspotenziale in den mit Nitrat belasteten Gebieten darstellen zu können, andererseits aber auch eine flächendeckende Betrachtung der Grundwasserkörper zu ermöglichen, werden für die regionalen Indikatoren der Stickstoffemissionen folgende Betrachtungsebenen gewählt:

- Flächen, die nach AVV GeA als mit Nitrat belastet eingestuft wurden und die in Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand für Nitrat liegen
- Flächen, die nach AVV GeA nicht als mit Nitrat belastet eingestuft wurden und die in Grundwasserkörpern im schlechten chemischen Zustand für Nitrat liegen
- Flächen, die nach AVV GeA als mit Nitrat belastet eingestuft wurden und die in Grundwasserkörpern im guten chemischen Zustand für Nitrat liegen
- Flächen, die nach AVV GeA nicht als mit Nitrat belastet eingestuft wurden und die in Grundwasserkörpern im guten chemischen Zustand für Nitrat liegen

2.7.2 Flächenanteile mit Nitrat belasteter (roter) Gebiete

In diesem Berichtsteil wird die Veränderung der als mit Nitrat belastet ausgewiesenen Flächen dargestellt. In den mit Nitrat belasteten Gebieten gelten strengere Düngevorschriften, als es die DüV für die nicht als mit Nitrat belastet ausgewiesenen Gebiete vorschreibt. Diese umfassen (vorbehaltlich Ausnahmetatbeständen):

- Reduzierung des gesamtbetrieblichen Stickstoffdüngedarfs auf Flächen in belasteten Gebieten um 20 %
- Schlagbezogene Obergrenze für die Zufuhr organischen und organisch-mineralischen Stickstoffs bei 170 kg N/ha×a
- Erweiterte Sperrfristen auf Grünland sowie für Festmiste und Komposte
- Verbot der Herbstdüngung von Wintergerste und eingeschränkte Herbstdüngung von Winter- und Zwischenfrüchten ohne Futternutzung
- Verpflichtender Anbau von Zwischenfrüchten, wenn die folgenden Sommerungen mit Stickstoff gedüngt werden sollen
- Beschränkung der Ausbringungsmenge im Herbst. Zusätzlich zwei landesspezifische Maßnahmen, die durch die Länder festgelegt werden

Die Flächen, auf denen die strengeren Regeln gelten, sind nach Bundesländern in o. g. Klassifikation für das Jahr 2023 in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) in mit Nitrat belasteten Gebieten. Auswertung auf Grundlage von ATKIS

Bundesland	GWK-Einstufung Nitrat nach WRRL für 2019	LF in mit Nitrat belasteten Gebieten (ha)	LF in nicht mit Nitrat belasteten Gebieten gemäß AVV GeA (ha)	Gesamt-LF (ha)	Anteil mit Nitrat belasteter Gebiete an der LF (%)
Baden-Württemberg	gut	19.700	1.544.000	1.627.800	2
	schlecht	10.400	53.700		
Bayern	gut	138.000	2.201.000	3.546.000	17
	schlecht	468.000	739.000		
Berlin	gut	0	3.240	3.240	0
	schlecht	0	0		
Brandenburg	gut	40.000	1.270.000	1.422.700	5
	schlecht	26.000	86.700		
Bremen	schlecht	250	11.000	11.250	2
Hamburg	gut	0	11.000	18.040	< 1
	schlecht	40	7.000		
Hessen	gut	22.600	717.000	918.100	20
	schlecht	161.000	17.500		
Mecklenburg-Vorpommern	gut	137.000	531.000	1.467.000	29
	schlecht	286.000	513.000		
Niedersachsen	gut	162.000	1.057.000	2.885.000	32
	schlecht	775.000	891.000		
Nordrhein-Westfalen	gut	174.000	962.000	1.689.000	32
	schlecht	371.000	182.000		
	gut	9.880	443.000	846.880	28

Bundesland	GWK-Einstufung Nitrat nach WRRL für 2019	LF in mit Nitrat belasteten Gebieten (ha)	LF in nicht mit Nitrat belasteten Gebieten gemäß AVV GeA (ha)	Gesamt-LF (ha)	Anteil mit Nitrat belasteter Gebiete an der LF (%)
Rheinland-Pfalz	schlecht	229.000	165.000		
Saarland	gut	1.830	88.500	92.100	4
	schlecht	1.730	40		
Sachsen	gut	78.800	616.000	963.800	20
	schlecht	113.000	156.000		
Sachsen-Anhalt	gut	53.100	927.000	1.279.700	11
	schlecht	91.600	208.000		
Schleswig-Holstein	gut	5.800	637.000	1.100.100	10
	schlecht	99.300	358.000		
Thüringen	gut	9.290	532.000	881.190	5
	schlecht	33.900	306.000		
Deutschland gesamt	gut	852.000	11.540.000	18.752.000	19
	schlecht	2.666.000	3.694.000		

Anmerkung: Auswertungen für alle Bundesländer wurden auf Grundlage von ATKIS vom Thünen-Institut vorgenommen. Der am Thünen-Institut vorliegende ATKIS-Datensatz kann sich von den in den Ländern vorliegenden Datensätzen unterscheiden. Aus diesem Grund können die hier dargestellten Zahlen von vorhergehenden Auswertungen abweichen. Zahlen gerundet.

LF = landwirtschaftlich genutzte Fläche, GWK = Grundwasserkörper. Quelle: Thünen-Institut.

In Tabelle 2 ist die landwirtschaftliche Nutzfläche in mit Nitrat belasteten Gebieten für den Auswertungszeitraum (bis September 2025) nach Bundesländern differenziert dargestellt.

2.7.3 Entwicklung der Stickstoffflächenbilanzen in den Grundwasserkörpern

2.7.3.1 Vorbemerkung

Regionale Stickstoffbilanzen werden im Monitoring an zwei Stellen verwendet. Erstens dienen sie im Rahmen der Modellierung mit dem Modellverbund AGRUM-DE als Ausgangspunkt für die Prognose der Stickstoffeinträge in die Gewässer (siehe Kapitel 4.1). Die Bilanzen werden zu diesem Zweck mit dem Modell RAUMIS auf Gemeindeebene berechnet (siehe Feinkonzept, Kapitel 5.1.1) und gehen über eine Schnittstelle in die Stoffeintragsmodellierung ein. Zweitens sollen regionale landwirtschaftliche Stickstoffbilanzen Aufschluss über Höhe und Veränderungen der regionalen landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen anhand der Indikatoren „Stickstoffzufuhr durch organische Düngemittel insgesamt“, „Stickstoffzufuhr durch mineralische Düngemittel“ und „Stickstoffflächenbilanzüberschuss“ geben.

Die Stickstoffbilanzen werden – wie im Monitoringbericht 2024 – mit dem Modell RAUMIS ermittelt. Die Bilanzen sind vor dem Hintergrund der derzeit zur Verfügung stehenden Daten zu interpretieren. Diese unterscheiden sich zwischen den Bundesländern (vgl. Tabelle A.3 in Anhang 2), was die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Bundesländern ggf. einschränkt. Die Herangehensweise ermöglicht dennoch Aussagen zur Entwicklung der Nährstoffeinträge in die Grundwasserkörper, wenngleich diese aufgrund der verfügbaren Datengrundlagen mit Unsicherheiten behaftet sind (z. B. Teile Süd- und Nordwestdeutschlands). Diese Gesichtspunkte sind bei der Interpretation der im Weiteren gezeigten Ergebnisse zu berücksichtigen. Die in diesem Bericht dargestellten Ergebnisse geben einen Überblick über das regionale Belastungsrisiko.

Um die Belastbarkeit der Modellergebnisse zu erhöhen, ist es gemäß des Feinkonzepts notwendig, eine verbesserte Datengrundlage für die Nährstoffbilanzierung zu schaffen. Im Projekt „RELAS“ wurde dahingehend ein erster Schritt getan (vgl. Monitoringberichte von 2022, 2023 und 2024). Allerdings werden beispielsweise Daten aus der einzelbetrieblichen Düngedokumentation (§ 10 DüV) voraussichtlich erst für das Monitoring zur Verfügung stehen, wenn vom Bund eine entsprechende Rechtsgrundlage geschaffen wurde.

Im Folgenden werden die gleitenden vierjährigen Mittel der drei Stickstoffbilanzindikatoren sowie deren Veränderung im Vergleich zum vorhergehenden vierjährigen Mittel auf Ebene der Grundwasserkörper dargestellt. Zusätzlich werden Trends für die einzelnen Indikatoren mittels Mann-Kendall-Test auf statistische Signifikanz getestet und aus Gründen der Übersichtlichkeit in „steigend“ bzw. „stark steigend“ und „sinkend“ bzw. „stark sinkend“ klassifiziert. Absolute Trendsteigungen von mehr als + 5 bzw. weniger als -5 kg N/ha LF werden als „stark“ klassifiziert.

Die Modellierung der RAUMIS-Bilanzen erfolgt nach dem „Submissionsprinzip“, das u. a. in den nationalen Emissionsinventaren der Landwirtschaft angewendet wird (Rösemann et al. 2025). Damit

ist gemeint, dass die gesamte Zeitreihe der regionalen Stickstoffbilanzen mit jeder „Submission“ (also jedem neuen Berichtsjahr) neu berechnet wird. Methodische Änderungen oder Aktualisierungen in den Datengrundlagen werden somit rückwirkend über die gesamte Zeitreihe hinweg berücksichtigt. Damit sind die Modellergebnisse innerhalb jedes Berichts methodisch konsistent und miteinander vergleichbar, ein Vergleich der Modellergebnisse zwischen unterschiedlichen Berichten ist aber nicht möglich.

Weitere Erläuterungen dazu finden sich im Anhang 2.

2.7.3.2 Stickstoffzufuhr durch organische Düngemittel

Die durchschnittliche Stickstoffzufuhr durch organische Düngemittel im Zeitraum 2019–2022 und deren Veränderung im Vergleich zum Zeitraum 2018–2021 sind in Abbildung 10 dargestellt. Überdurchschnittliche Stickstoffzufuhren finden sich in den Regionen mit hoher Viehhaltungsdichte und Biogasproduktion, besonders im Nordwesten und im Südosten Deutschlands. In den Ackerbauregionen des Nordostens und des Südwestens sind dagegen unterdurchschnittliche organische Stickstoffdüngemengen zu verzeichnen.

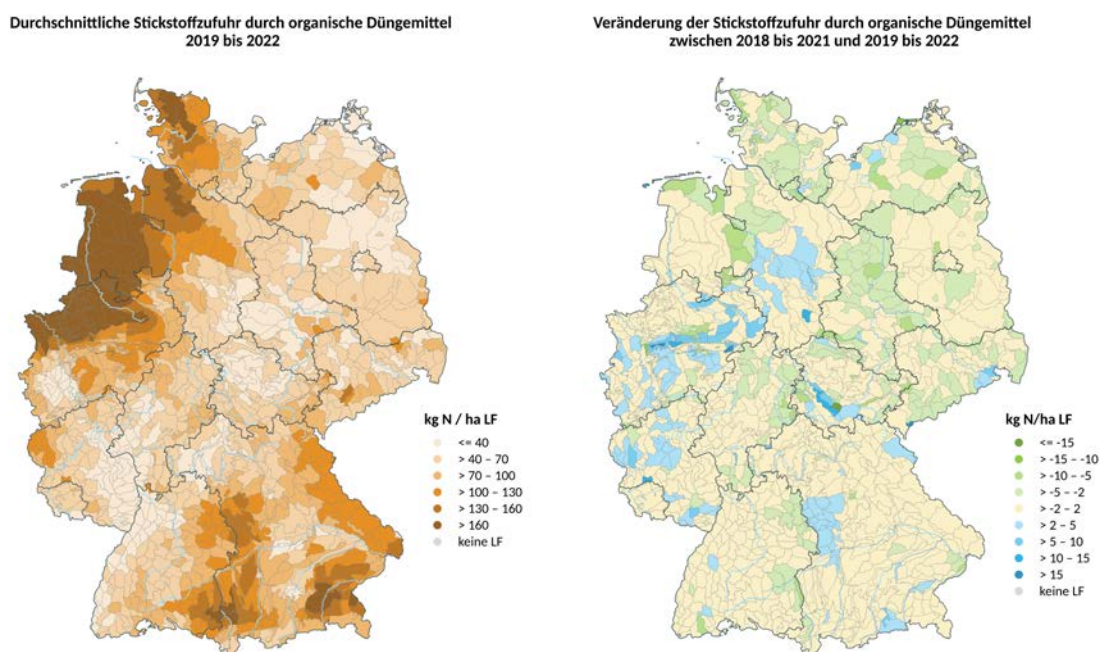


Abbildung 10: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus organischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2019–2022 (links) sowie deren Veränderung im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre 2018–2021

Quelle: Thünen-Institut.

Die Veränderung zwischen den vierjährigen Zeitscheiben (Abbildung 10, rechts) zeigt, dass in vielen Regionen die Düngung mit organischen Düngemitteln rückläufig ist. Grund dafür ist vor allem

eine starke Abstockung der Schweinebestände (vgl. Kapitel 2.1.2). Dem gegenüber steht eine Zunahme des Gärrestaufkommens in einigen Regionen. Sie resultiert aus dem kurzfristigen Anstieg der Strom- und Biomethanproduktion im Jahr 2022, welcher auf die Folgen des Ukrainekriegs für die Energiemärkte zurückzuführen ist (Grebe 2025).

Die Ergebnisse der Trendanalyse sind in Tabelle 3 dargestellt. In einem großen Teil der Grundwasserkörper sind abnehmende Trends bei der organischen Stickstoffdüngung zu verzeichnen. So verzeichneten 34,1 % der Grundwasserkörper in gutem und 31 % der Grundwasserkörper in schlechtem chemischen Zustand für Nitrat eine signifikant (stark) abnehmende organische Düngung. Diese Entwicklung reflektiert den Rückgang der Viehzahlen (siehe Kapitel 2.1.2) in diesem Zeitraum. Einen signifikant (stark) steigenden Trend bei der Stickstoffzufuhr aus organischen Düngemitteln weisen lediglich 6,9 % der Grundwasserkörper in gutem und 5,9 % der Grundwasserkörper in schlechtem chemischen Zustand für Nitrat auf. Starke Zu- bzw. Abnahmen finden sich in nur sehr wenigen Grundwasserkörpern. In mehr als zwei Dritteln der Grundwasserkörper konnte für den Betrachtungszeitraum allerdings kein statistisch abgesicherter Trend nachgewiesen werden.

Tabelle 3: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffzufuhr durch organische Düngemittel für den Zeitraum 2018–2022

Trend: organische N-Zufuhr	gut	schlecht
Nicht signifikant*	59,1	63,1
Stark sinkend (signifikant)	2,2	1,4
Sinkend (signifikant)	31,9	29,6
Steigend (signifikant)	6,6	5,9
Stark steigend (signifikant)	0,3	0,0

*Anmerkung: *) Signifikanzniveau $p < 0,1$. Quelle: Thünen-Institut.*

2.7.3.3 Stickstoffzufuhr durch mineralische Düngemittel

Die durchschnittliche Stickstoffzufuhr durch mineralische Düngemittel im Zeitraum 2019–2022 und deren Veränderung im Vergleich zum Zeitraum 2018–2021 sind in Abbildung 11 abgebildet. Überdurchschnittliche Mineraldüngereinsatzmengen befinden sich in den Grundwasserkörpern der Ackerbau- und Sonderkulturregionen. Geringere Mineraldüngermengen werden dagegen in grünlandreichen Regionen oder Gegenden mit hohem organischen Düngemittelanfall eingesetzt.

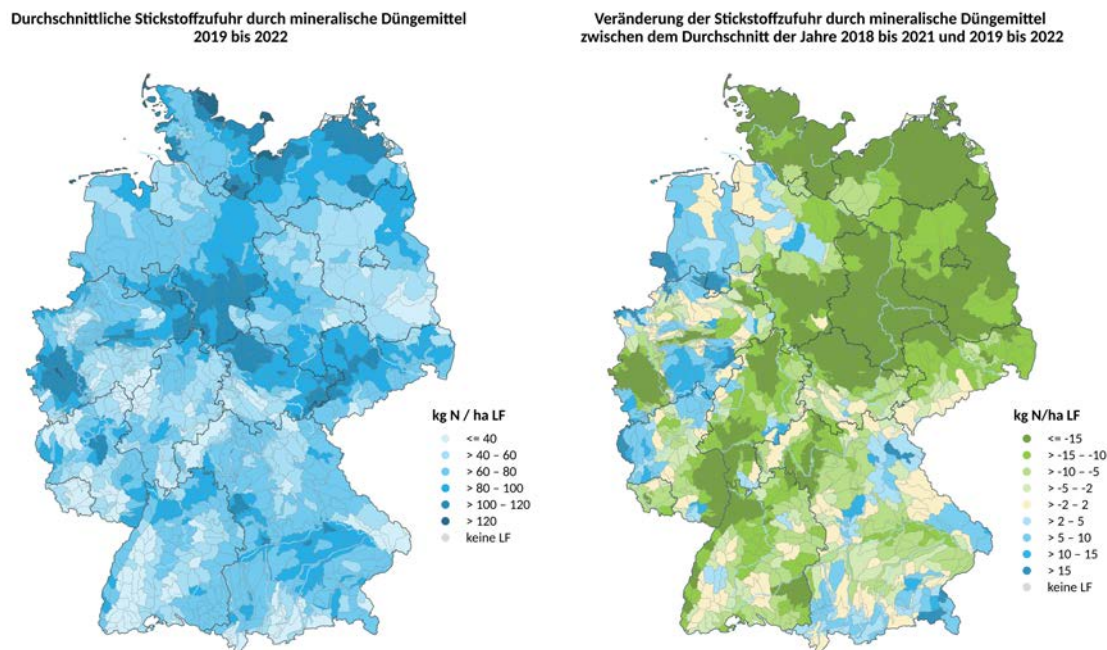


Abbildung 11: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus mineralischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2019–2022 (links) sowie deren Veränderung im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre 2018–2021

Quelle: Thünen-Institut.

Die Veränderung zwischen den vierjährigen Zeitscheiben (Abbildung 11, rechts) zeigt, dass sich die in Kapitel 2.1.1 dargestellte Entwicklung des Mineraldüngerabsatzes nicht gleichmäßig, sondern räumlich differenziert vollzieht. Der Umfang des Mineraldüngereinsatzes hängt von vielen Faktoren ab, u. a. von den regionalen Fruchtfolgen, den Erträgen bzw. Ertragserwartungen, der Verfügbarkeit organischer Düngemittel, betrieblichen Managemententscheidungen und nicht zuletzt den örtlichen Witterungsverhältnissen.

Der Rückgang des Mineraldüngereinsatzes im Nordosten begründet sich teilweise dadurch, dass die Mindererträge der Dürre bzw. Trockenjahre in 2018 bis 2022 zu geringeren Ertragserwartungen geführt hat, die bei der Düngebedarfsermittlung nach DüV heranzuziehen sind. Der Anstieg des Mineraldüngereinsatzes in den Grünlandregionen liegt u. a. an einer gestiegenen modellierten Grünlandnutzungsintensität.

Die Ergebnisse der Trendanalyse sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Die eingesetzten Mengen an mineralischen Stickstoffdüngemitteln waren im Betrachtungszeitraum in mehr als 80 % der Grundwasserkörper in gutem Zustand für Nitrat in etwa konstant. In 19,1 % der Grundwasserkörper in gutem und 32,4 % der Grundwasserkörper in schlechtem Zustand für Nitrat wurde ein signifikanter (stark) abnehmender Trend festgestellt, wobei hier besonders in den belasteten Grundwasserkörpern der Mineraldüngereinsatz stark abnahm. Nur in wenigen Regionen waren signifikante leichte Zunahmen zu verzeichnen.

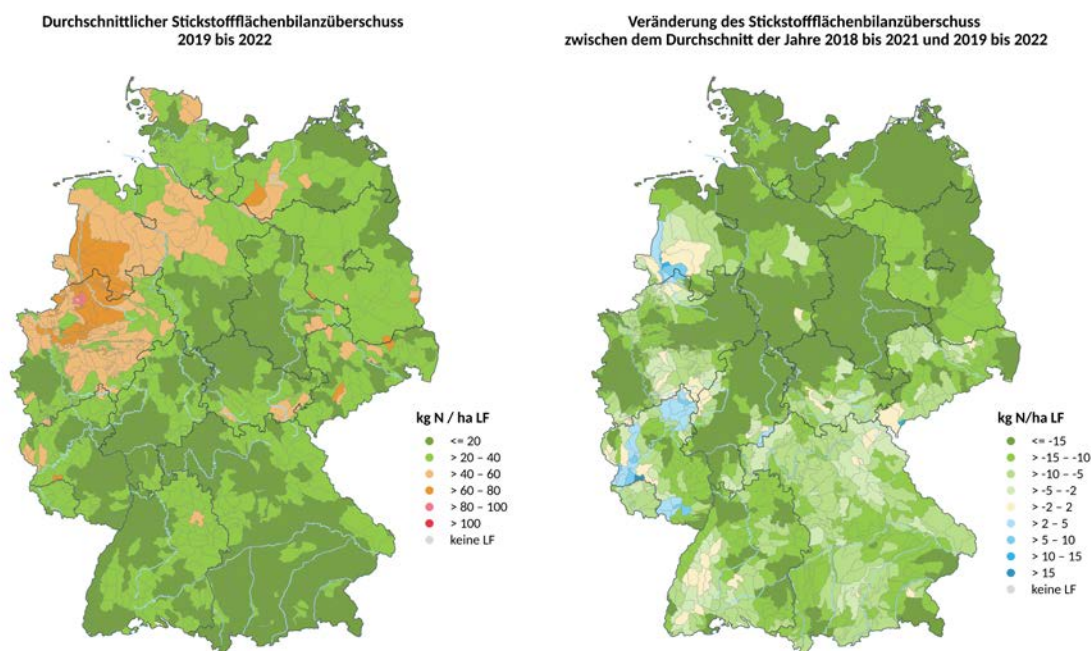
Tabelle 4: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffzufuhr durch mineralische Düngemittel für den Zeitraum 2018–2022

Trend: mineralische N-Zufuhr	gut	schlecht
Nicht signifikant*	80,4	67,6
Stark sinkend (signifikant)	12,6	27,5
Sinkend (signifikant)	6,5	4,9
Steigend (signifikant)	0,5	0,0

Anmerkung: *) Signifikanzniveau $p < 0,1$. Quelle: Thünen-Institut.

2.7.3.4 Stickstoffflächenbilanzüberschuss

Der durchschnittliche Stickstoffsaldo¹ im Zeitraum 2019–2022 (rund 31 kg N/ha LF im Bundesdurchschnitt) und dessen Veränderung im Vergleich zum Zeitraum 2018–2021 (rund 39 kg N/ha im Bundesdurchschnitt) sind in Abbildung 12 dargestellt. Überdurchschnittliche Stickstoffbilanzüberschüsse befinden sich in den Viehhaltungshochburgen des Nordwestens und den intensiven Ackerbauregionen im Nordosten. Geringe Stickstoffsalden gibt es v. a. in weiten Teilen Süddeutschlands.



1 Die RAUMIS-Bilanzen sind aufgrund unterschiedlicher Methodiken nur eingeschränkt mit den nationalen Bilanzen in Kapitel 2.1.5 vergleichbar, allerdings sind die Unterschiede gut einzuordnen und der zeitliche Verlauf der nationalen RAUMIS-Bilanzen ist analog.

Abbildung 12: Durchschnittlicher Stickstoffflächenbilanzüberschuss in den Grundwasserkörpern der Jahre 2019–2022 (links) sowie deren Veränderung im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre 2018–2021

Quelle: Thünen-Institut.

Im Vergleich zur vorhergehenden Zeitscheibe zeigen nahezu alle Grundwasserkörper sinkende Bilanzsalden. Angesichts der im mehrjährigen Durchschnitt zurückgehenden nationalen Bilanzensalden (vgl. Abbildung 8) ist diese Entwicklung insgesamt plausibel.

Die Ergebnisse der Trendanalyse für den Stickstoffsaldo sind in Tabelle 5 dargestellt. Ähnlich wie bei der Stickstoffzufuhr durch organische und mineralische Düngemittel kann auch für den Großteil der Grundwasserkörper kein statistisch abgesicherter Trend ermittelt werden. In 31,4 % der Grundwasserkörper in schlechtem und 18,1 % der Grundwasserkörper in gutem chemischen Zustand für Nitrat waren die Stickstoffbilanzsalden im Betrachtungszeitraum stark rückläufig. Darunter fallen u. a. die viehstarken Regionen Nordwestdeutschlands.

Tabelle 5: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffbilanzsalden für den Zeitraum 2018–2022

Trend: N-Saldo	gut	schlecht
Nicht signifikant*	76,7	66,2
Stark sinkend (signifikant)	18,1	31,4
Sinkend (signifikant)	5,1	2,4

*Anmerkung: *) Signifikanzniveau $p < 0,1$. Quelle: Thünen-Institut.*

2.7.4 Kulturartenspektrum (Hauptkulturen)

Mit dem Indikator Kulturartenspektrum wird die Entwicklung der Anbauumfänge der wichtigsten Ackerkulturen sowie der Grünlandflächen beschrieben (Abbildung 13). Durch die fruchtfolgebedingte Nährstoffausnutzung ist das Kulturartenspektrum neben Standortfaktoren und dem Nährstoffmanagement eine wichtige Einflussgröße auf die Gewässerqualität. Der Indikator wurde mit InVeKoS-Daten der Bundesländer berechnet.

Im Gesamtbild ist die Zusammensetzung der landwirtschaftlichen Landnutzung über den Grundwasserkörpern in schlechtem chemischem Zustand für Nitrat („GWK in schlechtem Zustand“) ähnlich der Nutzung über den übrigen Grundwasserkörpern, die in gutem chemischem Zustand für Nitrat sind („GWK in gutem Zustand“). Ebenso verhält es sich beim Vergleich zwischen den mit Nitrat belasteten Gebieten und den nicht mit Nitrat belasteten Gebieten. Beispielsweise sind Winterweizen und Mais insgesamt sehr bedeutende Ackerkulturen, während Roggen und Winterraps eine untergeordnete Rolle spielen. Dennoch gibt es einige wesentliche Unterschiede. Erstens sind die Grünlandanteile an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in belasteten Gebieten deutlich geringer als in den übrigen Gebieten, wobei dieser Unterschied in Grundwasserkörpern im schlechten Zustand geringer ist als in den Grundwasserkörpern in gutem Zustand. Zweitens ist der Hackfruchtanbau in

den belasteten Gebieten stärker verbreitet. Drittens sind in „sonstigen“ Gebieten (außerhalb der nitratbelasteten Gebiete) über Grundwasserkörpern in gutem Nitrat-Zustand die relativen Anbauumfänge von Winterweizen und Mais geringer als in den anderen Gebieten. Regional können allerdings auch andere Muster der Landnutzung auftreten.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt lassen die Daten noch keinen Rückschluss auf signifikante Entwicklungen bei der Landnutzung in den jeweiligen Gebieten zu, da noch zu wenige Jahre zur Verfügung stehen, um aussagekräftige Zeitreihen bilden zu können. Mittelfristig, d. h. wenn ausreichend Jahre zur Trendermittlung zur Verfügung stehen, sollen Aussagen zur Entwicklung der Landnutzung in belasteten Gebieten abgeleitet werden. Langfristig können außerdem Fruchtfolgen im Hinblick auf ihre Stickstoffaustragsgefährdung klassifiziert dargestellt werden.

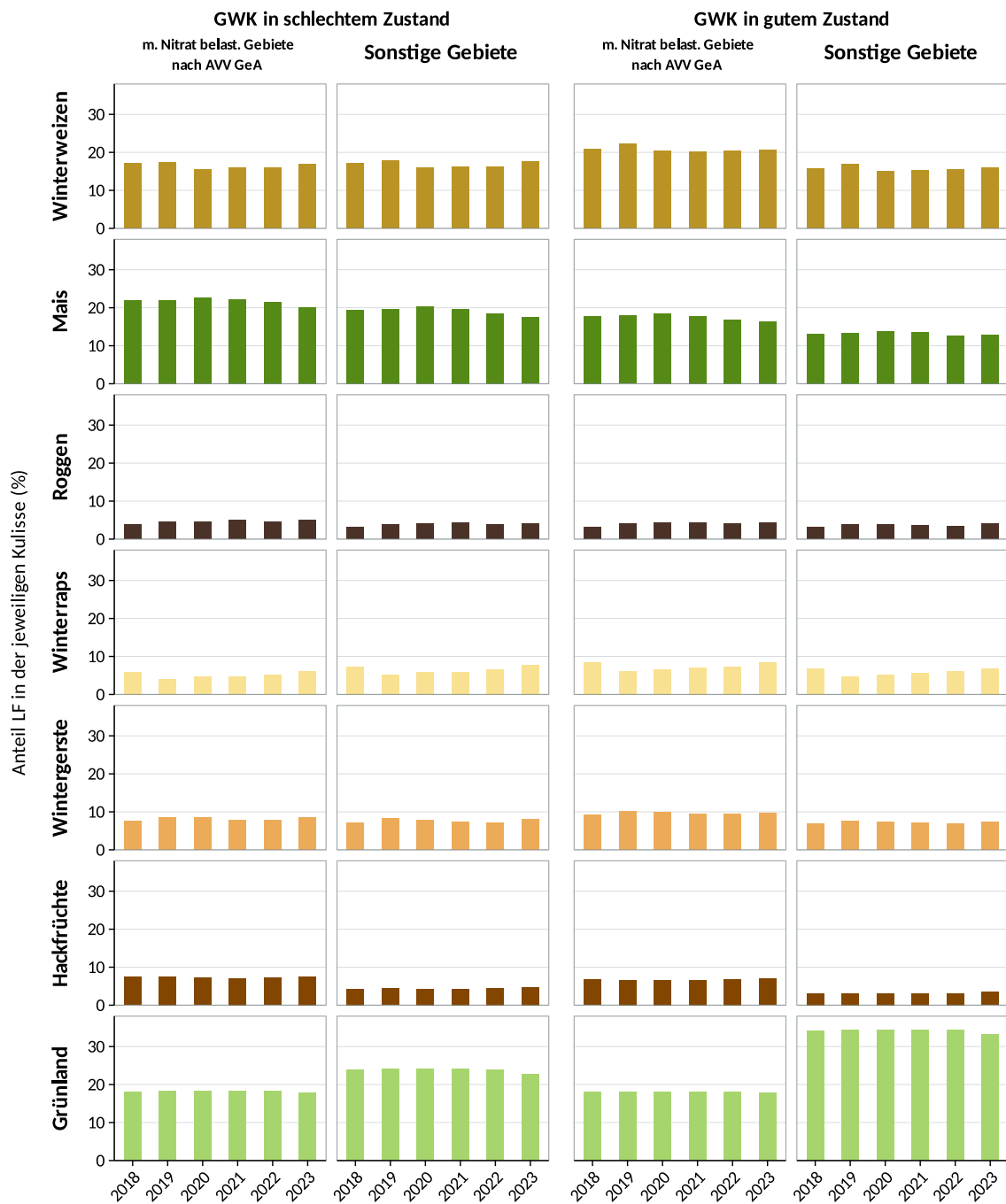


Abbildung 13: Prozentualer Anteil der Hauptkulturarten an der LF der jeweiligen Kulisse

Anmerkung: LF = landwirtschaftlich genutzte Fläche, GWK = Grundwasserkörper.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquellen: Thünen-Institut auf Basis von InVeKoS-Daten. Sachsen und Saarland sind nicht und Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein sind 2023 nicht enthalten.

2.8 Entwicklungen Phosphor

2.8.1 Flächenanteile eutrophierter (gelber) Gebiete

In diesem Berichtsteil wird in Zukunft die Veränderung der als eutrophiert ausgewiesenen Flächen dargestellt (vgl. Abbildung 14). In den eutrophierten Gebieten erlassen die Bundesländer Maßnahmen, die im Hinblick auf Phosphor über das Anforderungsniveau der übrigen Gebiete hinausgehen. So können beispielsweise die Düngung mit phosphorhaltigen Düngemitteln eingeschränkt oder Sperrfristen ausgedehnt werden.

Die Flächenanteile der eutrophierten Gebiete sind nach Bundesländern in Tabelle 6 aufgeführt.

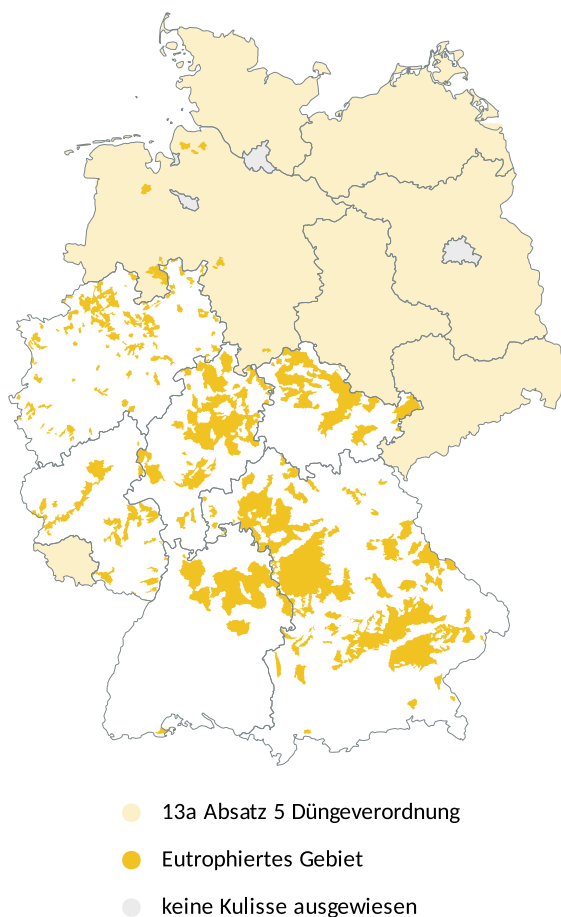


Abbildung 14: Eutrophierte Gebiete nach § 13a Düngeverordnung

Gebietsausweisung auf Grundlage der AVV GeA. Anmerkung: In Bundesländern, die § 13a Absatz 5 Düngeverordnung anwenden, gelten die Anforderungen nach § 13a Absatz 3 Satz 3 Nummer 4 Düngeverordnung im gesamten Landesgebiet. NI hat neben der Anwendung von § 13a Absatz 5 Düngeverordnung für Fließgewässer eutrophierte Gebiete für Seen ausgewiesen.

Darstellung: Thünen-Institut

Datenquelle: Daten der Bundesländer, bereitgestellt durch Umweltbundesamt. Stand: Dezember 2023.

Tabelle 6: Landwirtschaftlich genutzte Fläche in eutrophierten Gebieten für die Bundesländer, die eutrophierte Gebiete ausgewiesen haben

Bundesland	LF in eutrophierten Gebieten (ha)	LF gesamt (ha)	Anteil eutrophierter Gebiete an der LF (%)
Baden-Württemberg	223.500	1.627.800	14,0
Bayern	1.015.700	3.546.000	29,0
Hessen	315.300	918.100	34,0
Niedersachsen ¹	39.900	2.885.000	1,0
Nordrhein-Westfalen	261.400	1.689.000	15,0
Rheinland-Pfalz	131.000	846.880	15,0
Thüringen	312.700	881.190	35,0
Deutschland gesamt	2.299.500	18.750.000	12,0

Auswertung auf Grundlage von ATKIS. Anmerkung: 1) nur für Seen. LF = Landwirtschaftlich genutzte Fläche. Quelle: Thünen-Institut.

In Deutschland wurden im Berichtszeitraum von den Bundesländern Bayern, Baden-Württemberg, Hessen, Rheinland-Pfalz, Thüringen, Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (nur für Seen) eutrophierte Gebiete ausgewiesen. Demnach sind 12 % der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland als eutrophiertes Gebiet eingestuft. Die Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein haben den § 13a Absatz 5 DüV in Anspruch genommen. In diesen Ländern gelten für den berichteten Zeitraum Anforderungen nach § 13a Absatz 3 Satz 4 Nummer 4 DüV auf den dort genannten Flächen im gesamten Landesgebiet. Niedersachsen nimmt für Fließgewässer ebenso den § 13a Absatz 5 DüV Stand 2020 in Anspruch und hat zudem für Seen eutrophierte Gebiete für weitergehende Maßnahmen ausgewiesen. Die in den eutrophierten Gebieten geltenden Maßnahmen wurden im 1. Monitoringbericht vom Juni 2021 aufgeführt.

2.8.2 Bodenbedeckung

Die Bodenbedeckung ist, neben dem regionalen Niederschlagsgeschehen, der Hangneigung und -länge und der Bodenart, eine wichtige bewirtschaftungsabhängige Einflussgröße auf die potenziellen landwirtschaftlichen P-Einträge in die Oberflächengewässer. Als Maß für die Bedeckung des Bodens von Ackerland und Dauerkulturen wird der C-Faktor herangezogen. Der C-Faktor beschreibt das Bodenabtragungspotenzial eines Bodens innerhalb der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) unter Berücksichtigung der Bodenbedeckung und der Bodenbearbeitung (Renard et al. 1997). Damit reflektiert der C-Faktor den bewirtschaftungsbedingten Beitrag der Landwirtschaft zum Erosionsgeschehen bzw. zur Erosionsminderung. Der C-Faktor wurde auf Grundlage der

InVeKoS-Daten für diejenigen Bundesländer abgeleitet, für die Daten aus fünf aufeinanderfolgenden Jahren (2019–2023) in der Bundesdatenbank verfügbar sind (siehe Anhang 2). Die räumliche Verteilung ist in Abbildung 15 dargestellt. Erhöhte Bodenabtragspotenziale finden sich in Regionen mit hohem Anteil an Mais, Hackfrüchten (Kartoffeln, Zuckerrüben) oder Dauerkulturen (Hopfen, Wein). Daraus ergibt sich, dass große Teile Norddeutschlands und weite Teile des Rheintals durch hohe C-Faktoren charakterisiert sind.

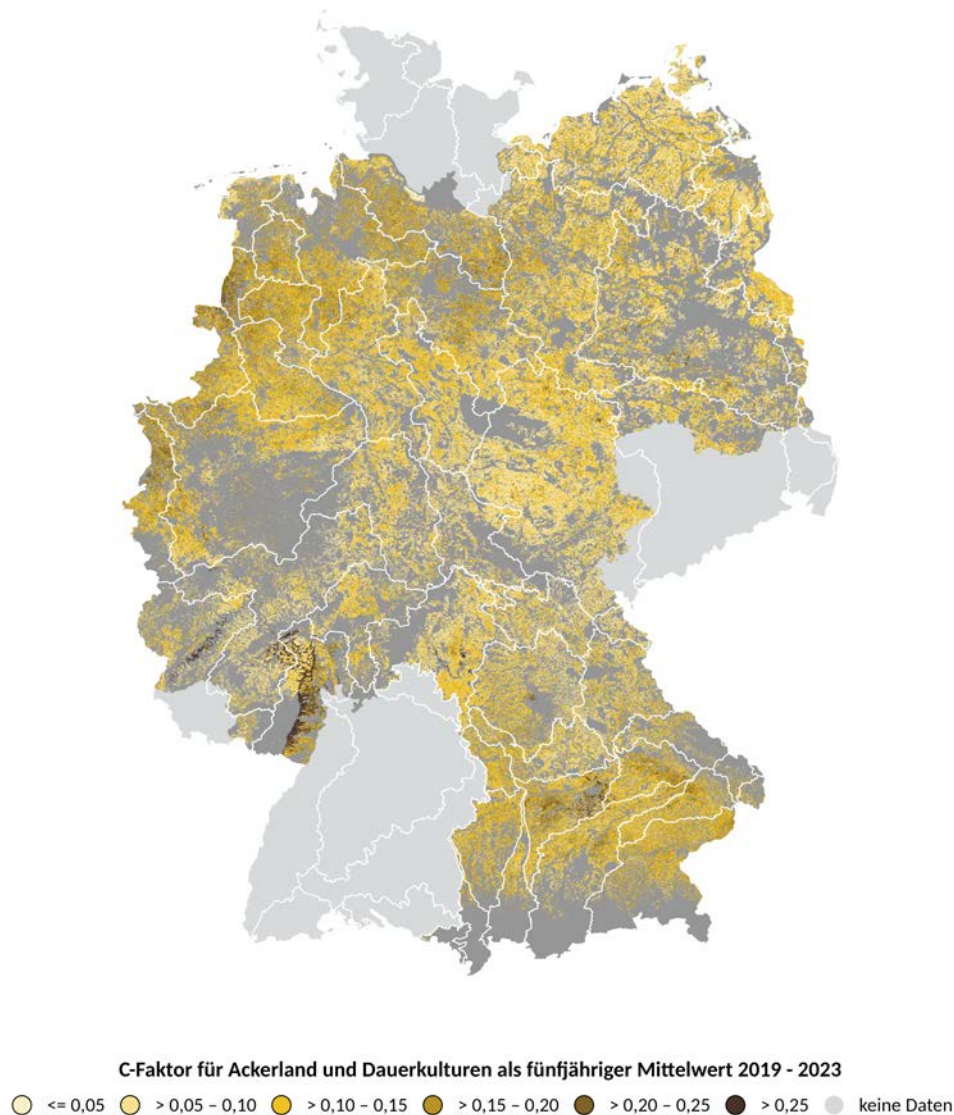


Abbildung 15: C-Faktor auf Rasterbasis ($100\text{ m} \times 100\text{ m}$) für Ackerland und Dauerkulturen, fünfjähriges Mittel 2019–2023

Anmerkung: Geringe C-Faktoren entsprechen einem geringen bewirtschaftungsbedingtem Erosionspotenzial. Baden-Württemberg, Sachsen, Saarland, Schleswig-Holstein sind nicht enthalten, da die Daten nicht rechtzeitig vorlagen.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquellen: Thünen-Institut auf Basis von InVeKoS-Daten

Die Entwicklung der Bodenbedeckung in den eutrophierten Gebieten ist in Abbildung 16 anhand kumulativer Häufigkeitskurven dargestellt. Gezeigt sind die kumulativen Häufigkeiten der Pixelwerte für den C-Faktor ($100\text{ m} \times 100\text{ m}$) in den eutrophierten Gebieten für die Einzeljahre 2018 bis 2023 im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre für alle Gebiete (eutrophierte Gebiete und sonstige Gebiete) in den Bundesländern, die eutrophierte Gebiete ausweisen (siehe Abbildung 14). Die Verteilungsfunktionen zeigen, dass etwa 70 % der gesamten betrachteten Fläche einen C-Faktor von 0,13 oder weniger hat; in eutrophierten Gebieten treten C-Faktoren bis 0,13 häufiger auf. Für die restlichen etwa 30 % der Fläche in den eutrophierten Gebieten sind die C-Faktoren deutlich höher als in der Referenzkurve. Im zeitlichen Verlauf (2018–2023) nähern sie sich aber der Gesamtheit an. Dies ist auf die zunehmende Bedeutung von Mulch- und Direktsaatverfahren zurückzuführen, die laut Agrarstrukturerhebung 2023 im Vergleich zu 2016 deutlich häufiger zum Einsatz kommen – nicht nur in den eutrophierten Gebieten. Höhere Anteile an Mulch- und Direktsaat führen zu geringeren C-Faktoren.

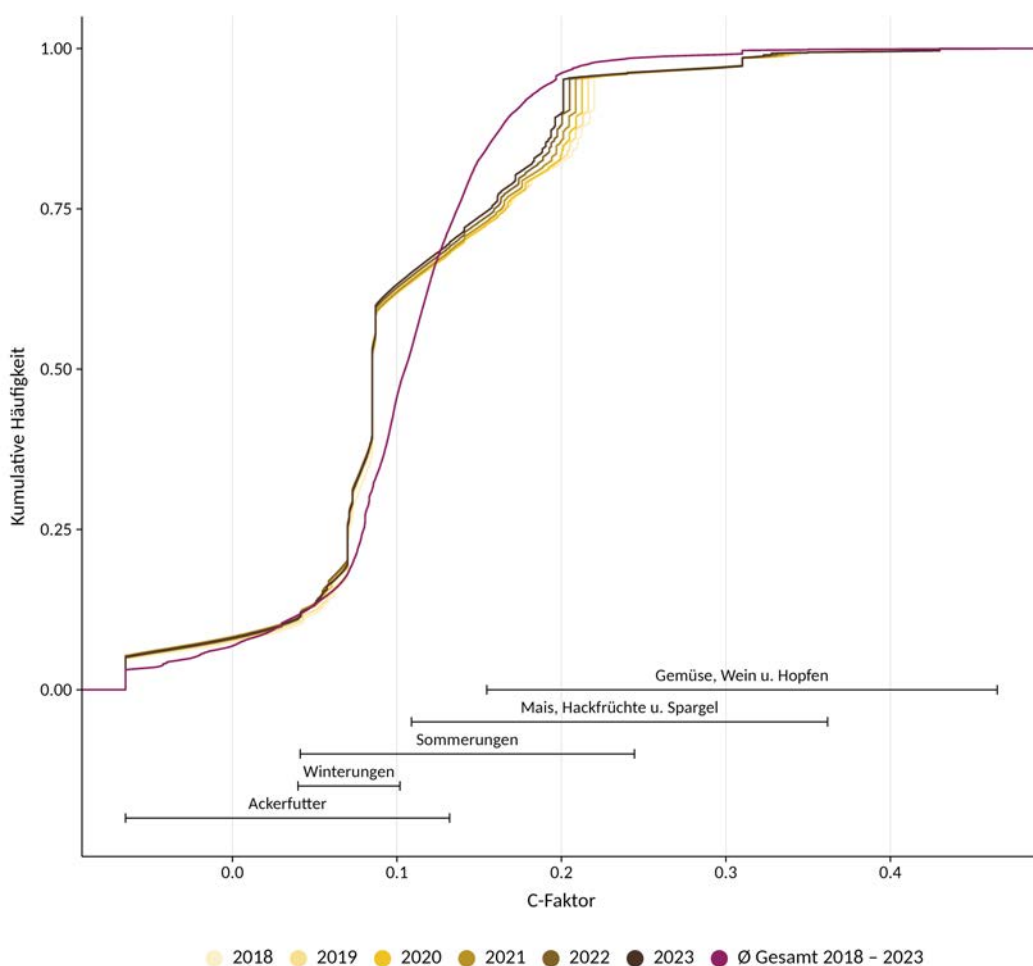


Abbildung 16: Häufigkeitsverteilung der C-Faktorwerte auf Rasterbasis ($100\text{ m} \times 100\text{ m}$) im Zeitverlauf der eutrophierten Gebiete im Vergleich zum Durchschnitt der Jahre über alle Gebiete

Bundesländer, in denen § 13a Absatz 5 Düngeverordnung zur Anwendung kommt, sind in den Abbildungen nicht enthalten. Baden-Württemberg, Sachsen, Saarland, Schleswig-Holstein sind nicht enthalten.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquellen: Thünen-Institut auf Basis von InVeKoS-Daten.

3 Zweite Monitoringebene: Immissionsdaten der Gewässer

3.1 Grundwasser

Im Rahmen der Umsetzung des Wirkungsmonitorings kommt der Dokumentation der Entwicklung des Grundwasserzustands eine zentrale Bedeutung zu. Ziel ist es, nicht nur die langfristige Entwicklung der Belastungssituation im Grundwasser zu dokumentieren, positive Entwicklungstrends aufzuzeigen und negative Entwicklungen frühzeitig zu erkennen, sondern auch einen Zusammenhang zu den landwirtschaftlichen Emissionen herzustellen, um zielgerichtete Minderungsmaßnahmen vornehmen zu können. Dafür ist eine gute Datenbasis notwendig, wobei gemäß Feinkonzept mindestens alle landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes nach § 4 Absatz 1, Nr. 1 bis 3 AVV GeA zur Dokumentation des Grundwasserzustands im Monitoringbericht zu berücksichtigen sind. Im Rahmen des im Juni 2023 eingestellten Vertragsverletzungsverfahrens zur EU-Nitratrichtlinie hatte Deutschland gegenüber der EU-Kommission zugesagt, die für die Beschreibung der Nitratbelastung des Grundwassers für die Berichterstattung der EU-Nitratrichtlinie verwendeten Messstellen deutlich zu erweitern.

Zur Beschreibung der Nitratkonzentration des Grundwassers wurden in diesem Bericht Daten von Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes nach § 4 Absatz 1, Nr. 1 bis 3 AVV GeA, für die staatlich erhobene Messdaten vorlagen, ausgewertet. Der Auswertzeitraum umfasst die Jahre 2020–2024. Das AVV-Ausweisungsmessnetz dient in erster Linie als Datengrundlage für die Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten und umfasst deutschlandweit mehr als 10.000 Messstellen. Staatlich erhobene Messdaten standen für das Jahr 2024 an 8.937 Messstellen zur Verfügung. Dies entspricht einer Steigerung um mehr als 1000 Messstellen im Vergleich zu den Jahren 2020–2023. Für mehr als 96 % dieser Messstellen lagen zusätzlich auch Informationen zur überwiegenden Landnutzung (Kategorien: Landwirtschaft, Siedlung, Wald) vor (vgl. Tabelle 7). Die angegebene Anzahl der Messstellen schwankt zwischen den Jahren, da das AVV-Ausweisungsmessnetz aktuell konsolidiert und erweitert wird. Darüber hinaus lag nicht in jedem Jahr an allen Messstellen ein gültiger Nitrat-Messwert vor.

Gemäß Anlage 1 (4) AVV GeA darf das AVV-Ausweisungsmessnetz nur solche landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen enthalten, bei denen eine wesentliche Veränderung der hydrochemischen Verhältnisse und damit Nitratwerte über 50 mg/L bzw. steigende Trends ab 37,5 mg/L, die durch Punktquellen anthropogenen, nicht landwirtschaftlichen Ursprungs verursacht wurden, ausgeschlossen werden kann. Diese Anforderung stellt sicher, dass die Nitratbelastung des Grundwassers nur auf Basis solcher Messstellen bewertet wird, für die eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung als ursächlich angenommen werden muss.

Tabelle 7: Anzahl der für den vorliegenden Bericht in Kapitel 3.1.1 herangezogenen Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes (2020–2024), für die staatliche Messdaten vorlagen, sowie Angaben zur Verteilung der überwiegenden Landnutzung an diesen Messstellen.

Messnetz	Jahr	Anzahl Messstellen mit gültigem Messwert	Anteil Messstellen mit Landnutzungsinformation [%]	Anteil Messstellen mit überwiegender Landnutzung [%]		
				Landwirtschaft	Siedlung	Wald
Staatliche Messdaten AVV-Ausweisungsmessnetz	2020	7.495	96,7	62,4	17,4	20,2
	2021	7.771	96,8	62,6	16,9	20,5
	2022	7.748	96,5	63,0	16,7	20,3
	2023	7.800	97,2	63,0	16,5	20,5
	2024	8.937	96,6	62,7	14,8	22,5

Quelle: Umweltbundesamt.

3.1.1 Analyse der Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes

Im Folgenden werden die gemessenen Nitratkonzentrationen im Zeitraum 2020–2024 der Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes, für die staatlich erhobene Messdaten vorlagen, dargestellt. Dabei bleibt die Denitrifikation im Grundwasser unberücksichtigt. Auf die ausführlichen Erläuterungen zur Denitrifikation in Kapitel 3.1.1 des Monitoringberichtes 2024 wird an dieser Stelle verwiesen.

Im Jahr 2024 wurde an 83,9 % der ausgewerteten Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes der Schwellenwert für Nitrat von 50 mg/L eingehalten (vgl. Abbildung 17a). An diesen Messstellen lag die mittlere Nitratkonzentration bei 13,7 mg/L. An 15,4 % der Messstellen traten Nitratkonzentrationen größer 50 mg/L auf. Im Mittel lag die Nitratkonzentration an diesen Messstellen bei 86,5 mg/L (vgl. Abbildung 17b). Der Anteil an Messstellen mit mittleren Nitratkonzentrationen zwischen 37,5 mg/L und 50 mg/L mit steigendem Trend (Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$) betrug weniger als 1 % der Messstellen (vgl. Abbildung 17a). Der beobachtete Anstieg des Anteils belasteter Messstellen von 14,3 % (2023) auf 15,4 % (2024) bzw. Rückgang des Anteils unbelasteter Messstellen von 84,9 % (2023) auf 83,9 % (2024) ist dabei ganz überwiegend auf die Neuaufnahme einer vergleichsweise großen Anzahl Messstellen (vgl. Tabelle 7) für das Jahr 2024 zurückzuführen. Insgesamt blieb der Anteil belasteter Messstellen mit im Durchschnitt $14,8 \pm 0,4$ % im Zeitraum 2020–2024 relativ konstant. Die mittleren Konzentrationen belasteter Messstellen sanken im betrachteten Zeitraum leicht ($-6,7$ mg/L), auf durchschnittlich 86,5 mg/L in 2024 (vgl. Abbildung 17b).

Werden die Landnutzungsinformationen der Messstellen in die Auswertung einbezogen (vgl. Abbildung 18), zeigt sich, dass Messstellen mit überwiegend landwirtschaftlichem Nutzungseinfluss wesentlich häufiger Nitratkonzentrationen > 50 mg/L aufweisen als solche mit überwiegendem Siedlungs- oder Waldeinfluss. Der Anteil an Messstellen, die den Schwellenwert für Nitrat 2024 überschritten, war mit 22,7 % für Messstellen mit überwiegend landwirtschaftlichem

Nutzungseinfluss mindestens fünfmal höher als für solche mit überwiegendem Siedlungs- oder Waldeinfluss. Der Anteil an Messstellen mit überwiegendem landwirtschaftlichen Nutzungseinfluss, die den Schwellenwert für Nitrat 2024 überschritten, ist seit Beginn dieser Auswertung im Jahr 2020 nahezu konstant.

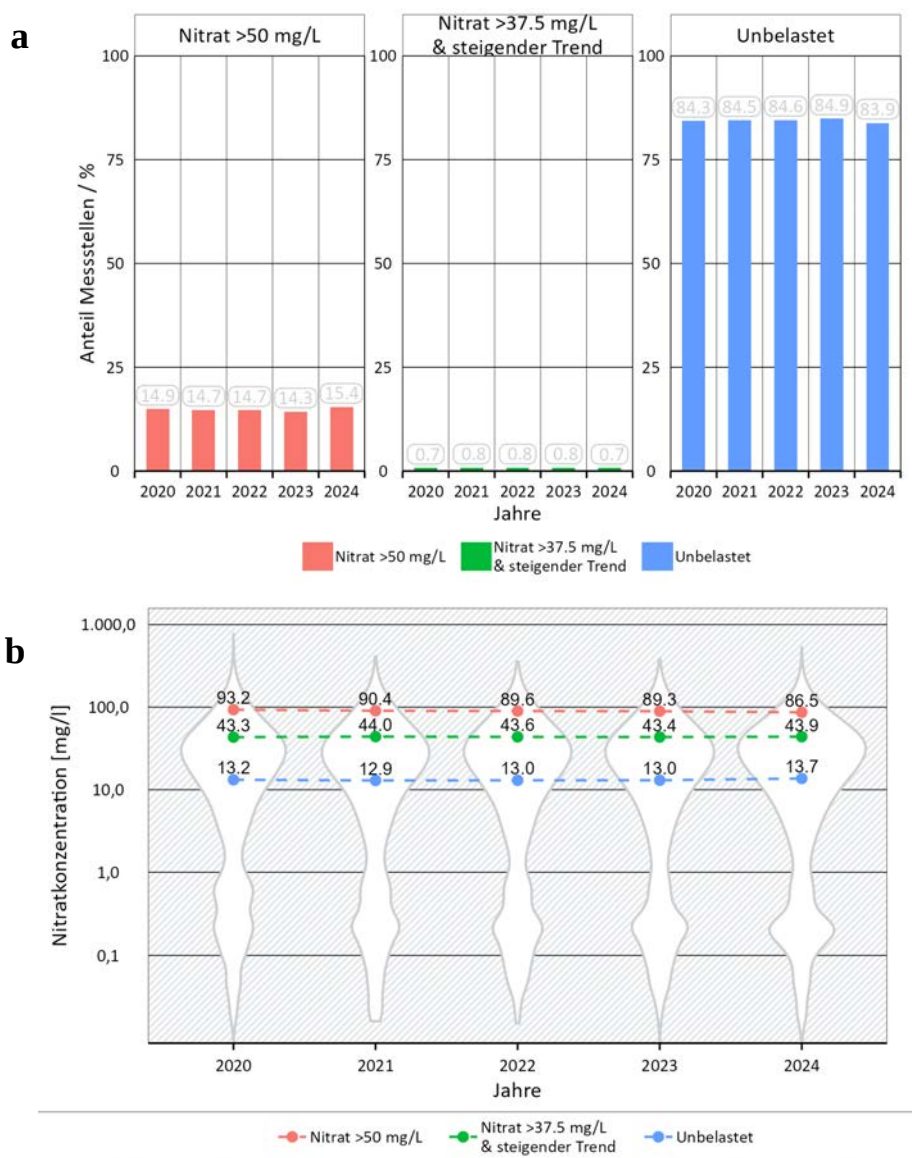


Abbildung 17: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für die Jahre 2020–2024, für die staatliche Messdaten vorlagen

Dargestellt sind relative Anteile Messstellen (a) sowie die Verteilung der Messwerte und die mittleren Nitratkonzentrationen (b) für drei verschiedene Konzentrationsklassen. Anmerkung: Nitratkonzentration > 50 mg/L (rot); Nitratkonzentration > 37,5 mg/L und ≤ 50 mg/L und signifikant steigender Trend [Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$] (grün); alle übrigen Messstellen, die unbelastet sind (blau). Die mittleren jährlichen Nitratkonzentrationen sind für jede Konzentrationsklasse gesondert angegeben. Die Verteilung der Messwerte eines jeden Jahres wird durch die weiß schraffierten Violinen dargestellt. Zu beachten ist die logarithmische Skalierung der y-Achse.

Quelle: Umweltbundesamt.

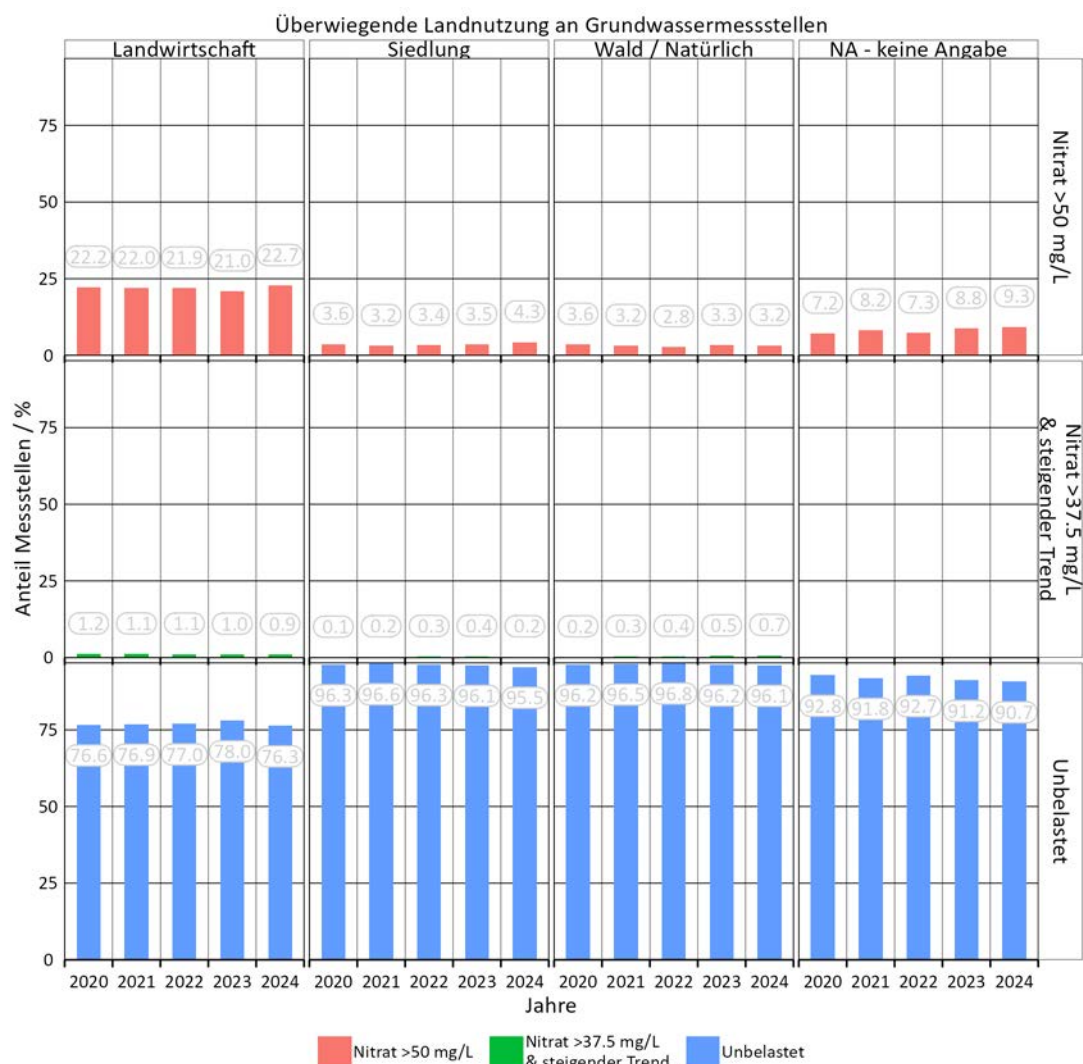


Abbildung 18: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in Abhängigkeit der überwiegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Wald / Natürlich, NA – keine Angabe) für die Jahre 2020–2024, für die staatliche Messdaten vorlagen

Dargestellt ist der Anteil Messstellen für drei verschiedene Konzentrationsklassen. Anmerkung: Nitratkonzentration > 50 mg/L (rot); Nitratkonzentration > 37.5 mg/L und ≤ 50 mg/L und signifikant steigender Trend [Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0.1$] (grün); alle übrigen Messstellen, die unbelastet sind (blau).

Quelle: Umweltbundesamt.

Bei einem Vergleich der mittleren Nitratkonzentrationen zwischen den verschiedenen Landnutzungskategorien (vgl. Abbildung 19) bestätigt sich das zuvor gezeichnete Bild: Messstellen mit überwiegendem landwirtschaftlichen Nutzungseinfluss waren stärker mit Nitrat belastet als Messstellen mit überwiegendem Siedlungs- oder Waldeinfluss. Unbelastete Messstellen mit überwiegendem Waldeinfluss wiesen mit 8,5–9,4 mg/L nur etwa halb so hohe Nitratkonzentrationen auf, wie unbelastete Messstellen mit einem überwiegendem landwirtschaftlichen Nutzungseinfluss (14,6–15,7 mg/L). Insgesamt konnte in dem betrachteten Zeitraum (2020–2024) eine leicht abnehmende

Tendenz der Nitratkonzentration (-7,4 mg/L) an überwiegend landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen mit Schwellenwertüberschreitung (Nitrat > 50 mg/L) beobachtet werden. In den anderen beiden Landnutzungskategorien sowie Konzentrationsklassen waren keine fallenden oder steigenden Tendenzen der Nitratkonzentration erkennbar.

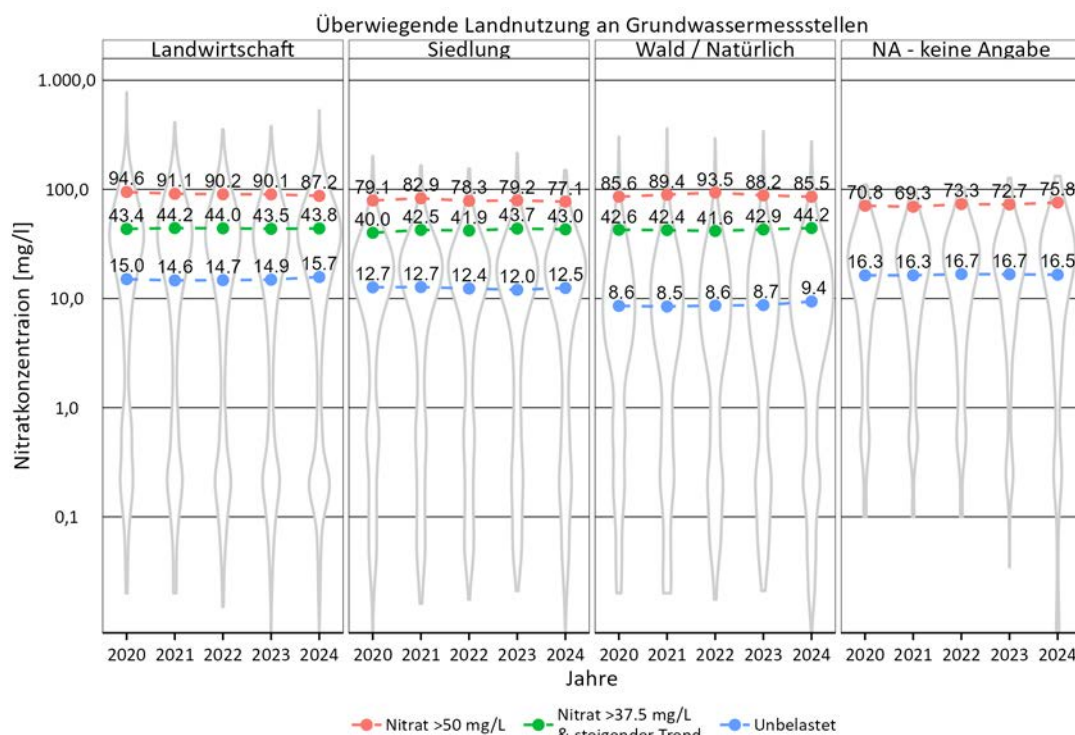


Abbildung 19: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in Abhängigkeit der vorwiegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Wald / Natürlich, NA – keine Angabe) für die Jahre 2020–2023, für die staatliche Messdaten vorlagen

Dargestellt sind die Verteilung der Messwerte sowie die mittlere Nitratkonzentration für drei verschiedene Konzentrationsklassen. Anmerkung: Nitratkonzentration > 50 mg/L (rot); Nitratkonzentration > 37,5 mg/L und ≤ 50 mg/L und signifikant steigender Trend [Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$] (grün); alle übrigen Messstellen, die unbelastet sind (blau). Die mittleren jährlichen Nitratkonzentrationen sind für jede Konzentrationsklasse gesondert angegeben. Die Verteilung der Messwerte eines jeden Jahres wird durch die weiß schraffierten Violinen dargestellt. In der Landnutzungskategorie „NA – keine Angabe“ traten keine Messstellen mit Nitratkonzentrationen > 37,5 mg/L und ≤ 50 mg/L und signifikant steigender Trend auf. Zu beachten ist die logarithmische Skalierung der y-Achse.

Quelle: Umweltbundesamt.

Die messstellenscharfe Auswertung der Nitratkonzentration (vgl. Abbildung 20) lässt folgende räumliche Muster erkennen:

- (1) Nitratkonzentrationen > 50 mg/L waren in fast allen Regionen Deutschlands anzutreffen. Eine Ausnahme bilden die Alpen und das Alpenvorland sowie der Schwarzwald. Diese Regionen weisen hohe Grünlandanteile an den landwirtschaftlich genutzten Flächen auf oder verfügen insgesamt über einen vergleichsweise geringeren Flächenanteil mit landwirtschaftlicher

Nutzung. Sie sind darüber hinaus durch hohe Niederschläge gekennzeichnet. Alle genannten Faktoren tragen zu einer geringeren Nitratbelastung im Grundwasser bei.

- (2) Niedrige Nitratkonzentrationen traten besonders häufig im Norddeutschen Tiefland auf. Dieses generelle Muster wird unter anderem durch die vorliegenden Redoxbedingungen im Aquifer gesteuert: Im Norddeutschen Tiefland liegen häufig reduzierende Bedingungen im Grundwasserleiter vor, die Voraussetzung für einen Nitratabbau mittels Denitrifikation sind und in der Folge zu niedrigen Nitratkonzentrationen führen können. Dieser Aspekt wird sich künftig klarer belegen lassen. Auf die ausführlichen Erläuterungen zur Denitrifikation in Kapitel 3.1.1 des Monitoringberichtes 2024 wird an dieser Stelle verwiesen.
- (3) Grenzwertüberschreitungen traten vermehrt in solchen Regionen auf, die durch intensive landwirtschaftliche Nutzung, z. B. Viehhaltung, Biogas oder Gemüseanbau, und/oder durch geringe Niederschläge und in der Folge geringe Grundwasserneubildungsraten und damit einhergehend hohen Nitrat-Sickerwasserkonzentrationen gekennzeichnet sind.

Mittlere Nitratkonzentration

An 8937 Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in 2024

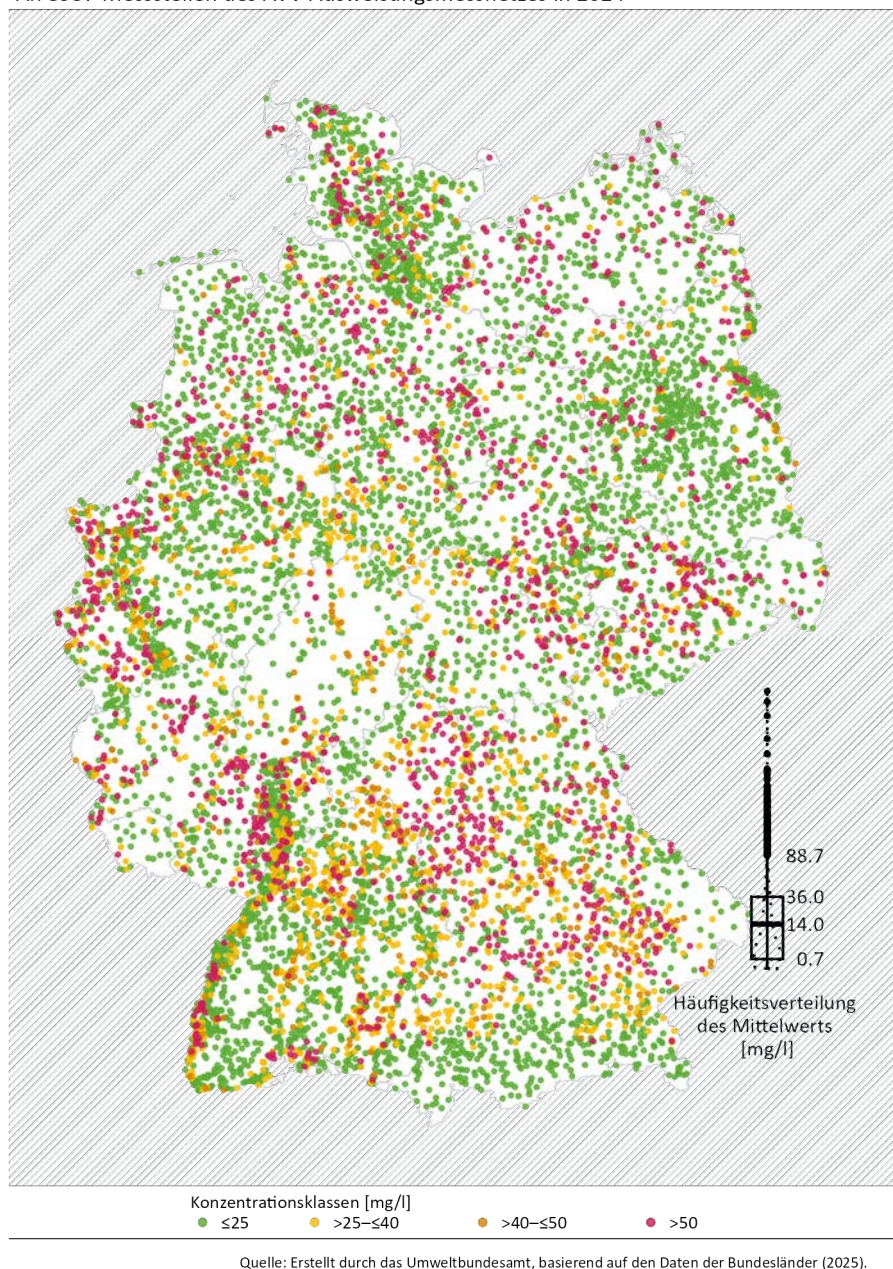


Abbildung 20: Karte der mittleren Nitratkonzentrationen an 8937 Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für das Jahr 2024, für die staatliche Messdaten vorlagen

Anmerkung: Daten klassifiziert nach vier Konzentrationsklassen: (1) $\text{NO}_3 \leq 25 \text{ mg/L}$, (2) $\text{NO}_3 > 25 \text{ mg/L} \leq 40 \text{ mg/L}$, (3) $\text{NO}_3 > 40 \text{ mg/L} \leq 50 \text{ mg/L}$, (4) $\text{NO}_3 > 50 \text{ mg/L}$. Angegeben ist auch die Häufigkeitsverteilung der mittleren Nitratkonzentrationen aller Messstellen sowie die Äquivalentkonzentration der oberen und unteren Quartilgrenzen, des Medians sowie der oberen Antenne (oberes Quartil + $1,5 \cdot \text{Interquartilabstand}$) für das Jahr 2024.

Quelle: Umweltbundesamt.

3.1.2 Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten

2020 wurde das Düngerecht umfangreich überarbeitet und mit § 13a Absatz 1 der DüV die Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten als Teil des Deutschen Aktionsprogramms eingeführt. In diesen Gebieten gelten strengere Bewirtschaftungsauflagen für landwirtschaftlich genutzte Flächen im Vergleich zu übrigen Gebieten. Diese Ausweisung und die Geltung strengerer Regeln stellen zusätzliche Maßnahmen bzw. verstärkte Aktionen im Sinne von Artikel 5 Absatz 5 der Nitratrichtlinie dar.

Es handelt sich bei dieser Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebiete nicht um gefährdete Gebiete („Nitrate Vulnerable Zones“) gemäß Artikel 3 Absatz 2 Nitratrichtlinie. Deutschland wendet Artikel 3 Absatz 5 Nitratrichtlinie an und führt das Aktionsprogramm nach Artikel 5 im gesamten Bundesgebiet durch.

Grundlage für die Ausweisung der Gebiete bildet im Berichtszeitraum die nach § 13a Absatz 1 der DüV erlassene AVV GeA vom 10.08.2022. Die Ausweisung erfolgt durch die Bundesländer per Landesverordnungen. Demnach hat in Deutschland für das Grundwasser eine immissionsbasierte Abgrenzung von belasteten und unbelasteten Gebieten auf Basis der ermittelten Nitratkonzentration unter Verwendung eines (übergangsweise) deterministischen Regionalisierungsverfahrens oder einer Abgrenzung nach hydrogeologischen und/oder hydraulischen Kriterien bzw. (mittelfristig) unter Verwendung eines geostatistischen Regionalisierungsverfahrens zu erfolgen.

Die AVV GeA trifft außerdem Regelungen zur Zusammensetzung des Ausweisungsmessnetzes und legt Anforderungen fest, die die für die Ausweisung verwendeten Messstellen erfüllen müssen. Danach muss das AVV-Ausweisungsmessnetz mindestens alle landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen des Wasserrahmenrichtlinien-Messnetzes, des EUA-Messnetzes sowie des EU-Nitratmessnetzes umfassen (vgl. § 4 Absatz 1, Nr. 1 bis 3 AVV GeA vom 10.08.2022). Darüber hinaus müssen die Messstellen im oberflächennächsten, wasserwirtschaftlich bedeutsamen Grundwasserleiter verfiltert sein, um eine Nitratbelastung des Grundwassers möglichst frühzeitig zu erkennen. In Abbildung 9 sind die mit Nitrat belasteten Gebiete im Berichtszeitraum dargestellt.

3.2 Fließgewässer

Dieses Kapitel umfasst die Beurteilung der Entwicklung von Phosphorkonzentrationen und der biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos sowie – falls relevant – Phytoplankton in Fließgewässern.

Messnetzkonzeption

Neben den Messstellen des bisherigen Messnetzes des Nitratberichts (repräsentatives Messnetz, überblicksweise Überwachung) werden zukünftig die Untersuchungsergebnisse zusätzlicher Messstellen für den Bericht zum Wirkungsmonitoring berücksichtigt. Durch Einbindung dieser Messstellen, die in der Regel für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eingerichtet worden sind,

werden Synergien genutzt. Das entspricht den Bestrebungen der EU-Kommission, ihre Richtlinien stärker zu verknüpfen (vgl. EU Action Plan: „Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil“). Für eine detailliertere Beschreibung wird auf den 3. Monitoringbericht 2022 verwiesen.

Indikatoren

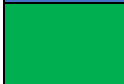
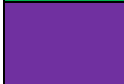
Beurteilt werden Monitoringergebnisse der überwachten Messstellen. Diese spiegeln die örtliche Situation wider. Der Indikator gibt die Gewässersituation wieder und ist noch kein Hinweis auf die Belastungsursache. Eine Eutrophierung kann durch landwirtschaftliche Belastungen, aber auch durch andere Quellen verursacht sein. Eine als eutroph eingestufte Messstelle des repräsentativen Messnetzes muss daher nicht zwangsläufig in einem eutrophierten Gebiet nach § 13a DüV liegen. Für die Ausweisung eutrophierter Gebiete werden zudem nicht nur Monitoringergebnisse an Messstellen, sondern auch die Situation in Einzugsgebieten von Wasserkörpern betrachtet. Wenn die Landwirtschaft eine wesentliche Ursache für die Nährstoffbelastung darstellt, kann das (Teil-) Einzugsgebiet als eutrophiertes Gebiet im Sinne der DüV ausgewiesen werden (siehe Kapitel 2.8.1).

Für die beiden Messnetze (repräsentative und zusätzliche Messstellen) erfolgt jeweils eine getrennte Darstellung der Ergebnisse.

3.2.1 Phosphorkonzentration in Fließgewässern

Für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes werden die Phosphorkonzentrationen der Messstellen im gleitenden Mittel entsprechend den Anforderungen der Anlage 7 OGewV eingestuft (vgl. Tabelle 8):

Tabelle 8: Einstufung der mittleren Phosphorkonzentrationen nach Anlage 7 OGewV

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

Quelle: Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Der Indikator „Phosphor-Konzentration in Fließgewässern“ für die Berichterstattung nach Nitratrichtlinie wird jährlich berechnet (vgl. Abbildung 21). An 10 % der repräsentativen Messstellen wird 2021–2023 die Klasse „sehr gut“ erreicht, 40 % sind als „gut“ einzustufen und 50 % als „schlechter als gut“.

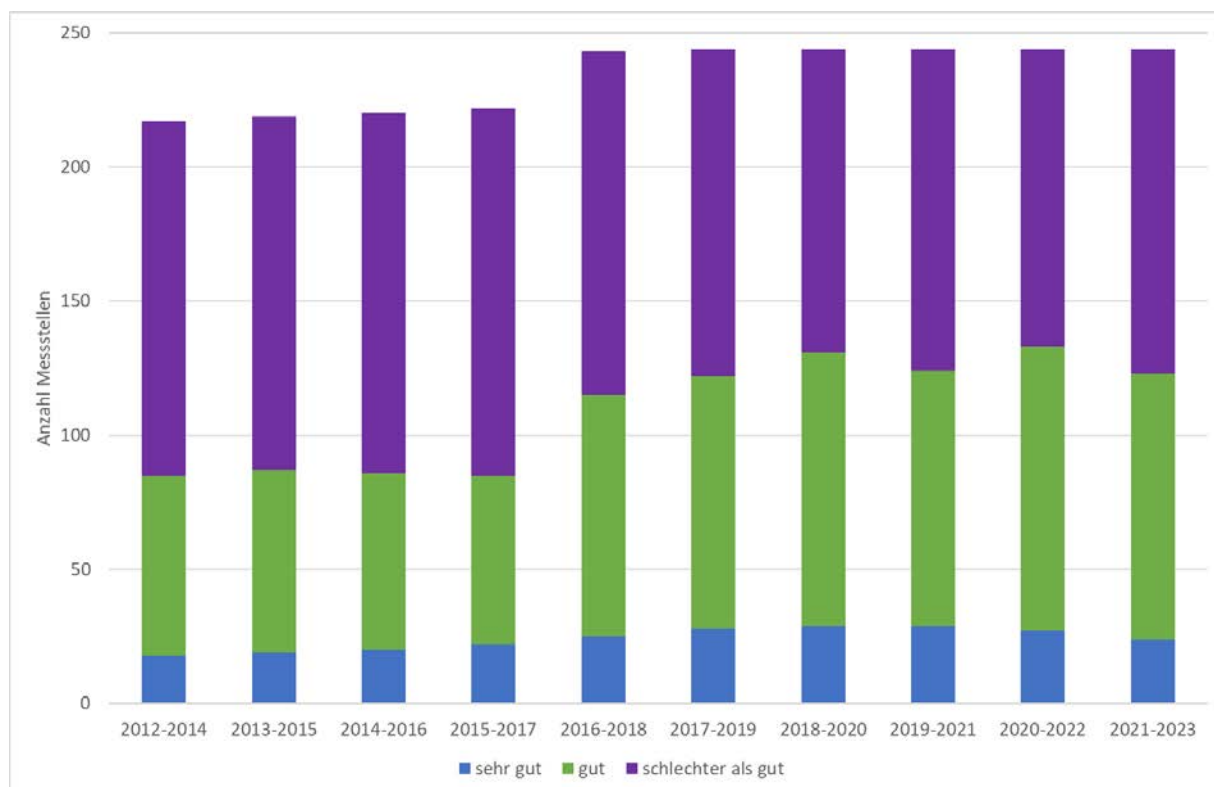


Abbildung 21: Auswertung des Indikators Phosphor-Konzentration in Fließgewässern für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes

Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

3.2.2 Eutrophierungseinstufung

Entsprechend der Festlegungen in der OGewV und zum Wirkungsmonitoring (siehe vorherige Monitoringberichte) werden die Untersuchungen der biologischen Qualitätskomponenten und somit auch die Eutrophierungseinstufung alle drei Jahre durchgeführt.

Für den Indikator „Eutrophierungseinstufung“ werden zur Beurteilung der Monitoringergebnisse die Forderungen der Reporting Guidelines 2020 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 (vgl. Tabelle 9):

Tabelle 9: 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 bis 5 (Bewertung schlechter als gut)	Nicht bestimmt
Orientierungswerte ¹⁾	eingehalten	„non-eutrophic“	wenn Phytoplankton relevant und Zustand „gut“ oder „sehr gut“, dann i. d. R. „non-eutro- phic“	wenn WRRL Impact „Nutrient“, dann „in the near future may become eutrophic“
			wenn Phytoplankton nicht rele- vant und Hinweise vorliegen, dass Zielverfehlung von Ma- krophyten/Phytobenthos nicht aufgrund zu hoher Nährstoff- einträge vorliegen (= bei WRRL keine Angabe Impact Nutrient), dann „non-eutro- phic“	
			ansonsten „in the near future may become 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:
für Orthophosphat-Phosphor für alle Fließgewässermessstellen der Bundesländer, die eutrophierte Gebiete nach § 13 AVV GeA ausweisen,
für Gesamt-Phosphor für alle anderen Fließgewässermessstellen

Anmerkung: ÖZK: Ökologische Zustandsklasse. Quelle: Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

Die Untersuchungen an den repräsentativen Messstellen für die Berichterstattung nach Nitratrictlinie ergeben für den Indikator „Eutrophierungseinstufung“ für den Zeitraum 2020–2022 (vgl. Abbildung 22, siehe auch BMUV und BMEL, 2024):

- 22 % der Messstellen werden als „non-eutrophic“,
- 42 % der Messstellen sind als „in the near future may become eutrophic“ und
- 36 % der Messstellen mit „eutrophic“ eingestuft.

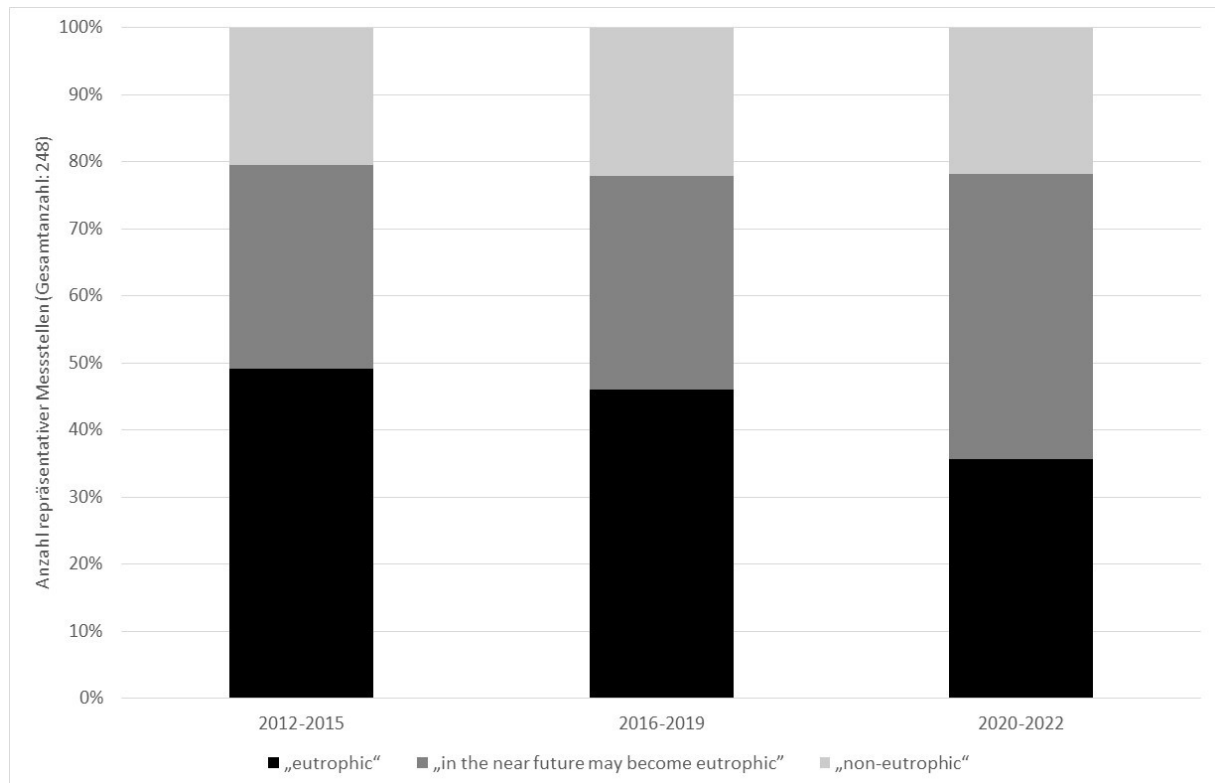


Abbildung 22: Auswertung des Indikators Eutrophierungseinstufung für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes (Stand: 2024)

Quelle: Nitratbericht 2024

4 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation

4.1 Vorbemerkung

Für den Aufbau der Bundesdatenbank und die Weiterentwicklung der Modellierung in der Umsetzungsphase ist das Verbundprojekt „RELAS“ initiiert worden, das von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung gefördert wird. Das Projekt „RELAS“ wurde am 31.08.2025 abgeschlossen. Seit dem 01.09.2025 werden die Arbeiten im Projekt „RELAS II“ fortgesetzt. Beteiligt sind das Thünen-Institut, das Forschungszentrum Jülich (FZJ) und das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB).

In diesem Monitoringbericht sind erste Ergebnisse der Stoffeintragsmodellierung in die Gewässer dargestellt. Sie geben darüber Aufschluss, inwiefern die Gewässer durch Nährstoffe aus landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Quellen belastet sind. Aufbauend auf den im 5. Monitoringbericht dargestellten Abflusskomponenten werden in diesem (6.) Monitoringbericht erstmals Ergebnisse einer nach Eintragspfaden differenzierten Nährstoffmodellierung dargelegt. Diese geben einen ersten Überblick über das regionale Belastungsrisiko in Deutschland. Bei einzelnen Eintragspfaden und in einigen Regionen deutet sich aber bereits an, dass die Modellergebnisse noch verbessert werden können, indem vor allem die zugrundeliegende Datengrundlage künftig weiter ausgebaut wird.

Die hier erstmals vorgelegten Ergebnisse sind vor dem Hintergrund der derzeit zur Verfügung stehenden Datengrundlagen zu interpretieren. Diese unterscheiden sich zwischen den Bundesländern noch zum Teil, was die Vergleichbarkeit der Modellergebnisse zwischen den einzelnen Bundesländern ggf. einschränkt. Um die Belastbarkeit der deutschlandweiten Modellergebnisse zu erhöhen, ist es notwendig, die Datengrundlagen weiter zu verbessern, bestehende Unschärfen zu bereinigen und länderübergreifend weiter zu harmonisieren sowie teilweise auch die Methodik weiterzuentwickeln.

Zur Plausibilisierung der Modellergebnisse wurde ein Diskussionsprozess initiiert, in den Fachleute aus Wasserwirtschaft und Landwirtschaft aller Bundesländer eingebunden sind. Angesichts der Komplexität der Modelle und ihrer Ergebnisse sowie des Umstands, dass eine umfangreiche Diskussion erstmalig eingeleitet worden ist, dauert dieser Prozess an.

4.2 Landwirtschaftliche Modellierung

Die Nährstoffeinträge werden u. a. von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraktiken beeinflusst, insbesondere vom effizienten Umgang mit Nährstoffen. In der Modellierung wird zu diesem Zweck das Austragsrisiko von Stickstoff und Phosphor aus landwirtschaftlichen Quellen bestimmt. Für Stickstoff wird dabei methodisch auf regionale Stickstoffbilanzen zurückgegriffen, deren Salden eine Eingangsgröße für die hydrologische Modellierung darstellen. Die Phosphoreinträge in die

Gewässer korrelieren jedoch stärker mit den Phosphorgehalten im Oberboden als mit den Phosphorbilanzen.

Die Modellergebnisse der Stickstoffbilanzierung mit RAUMIS für den Agrarsektor in Deutschland wurden bereits in Kapitel 2.2.3 dargestellt. In die hydrologische Modellierung der Stickstoffeinträge in die Gewässer gehen die Stickstoffbilanzsalden der Jahre 2018 bis 2021 ein, die eine „durchschnittliche Situation“ darstellen. Diese wurden bereits im Monitoringbericht 2024 ausführlich dargestellt (Monitoringbericht 2024, Kapitel 4.1). Ein Vergleich mit dem Modelllauf für den Bericht 2025 findet sich in Anhang 2. Auf eine erneute Erläuterung der Ergebnisse wird an dieser Stelle verzichtet.

4.3 Hydrologische Modellierung

Die Modellierung der diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer erfolgt basierend auf den Modellen mGROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos des FZJ, während die Modellierung der Nährstoffeinträge über urbane Systeme und Punktquellen auf dem Modell MONERIS des IGB beruht. Details zu diesen Modellen finden sich im Feinkonzept (2021). In den folgenden Kapiteln konzentrieren sich die Darstellungen auf die folgenden der im 2. Monitoringbericht (2021) festgelegten Bewertungskriterien der Berichtsebene „Modellierung der regionalen Nährstoffsituation“:

- N-Eintrag ins Grundwasser
- Nitratkonzentration im Sickerwasser
- Gesamte N- Einträge in die Oberflächengewässer
- N- und P-Eintrag in Gewässer über direkte atmosphärische Deposition
- N- Eintrag in Gewässer über Abschwemmung und Erosion
- N- und P-Eintrag in Gewässer über Dränageabfluss
- N- und P-Eintrag in Gewässer über Zwischenabfluss
- N- und P-Eintrag in Gewässer über Grundwasserabfluss
- N- und P-Eintrag in Gewässer über urbane Systeme und Punktquellen
- N- Eintrag in Nord- und Ostsee

Während für N bereits alle Bewertungskriterien erstmals ermittelt werden konnten, gibt es für P zwei Bewertungskriterien, über die erstmals im Monitoringbericht 2026 berichtet werden soll:

- P-Eintrag in Gewässer über Erosion
- P-Eintrag in Gewässer über Abschwemmung

Hierdurch bedingt soll auch die Ausweisung der gesamten P-Einträge in die Oberflächengewässer sowie in die Nord- und Ostsee erstmals im Monitoringbericht 2026 erfolgen.

Die Bezugsebene für die folgenden Darstellungen bzw. Auswertungen sind die Grundwasserkörper für die Bewertungskriterien „Nitrateintrag ins Grundwasser“ und „Nitratkonzentration im Sickerwasser“ sowie die „Subunits“ für die eintragungspfadbezogenen diffusen N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer, d. h. für die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung, Erosion, natürlichen Zwischenabfluss, Dränung sowie über den Grundwasserabfluss. Alle Modellergebnisse beziehen sich auf die Gesamtfläche der jeweiligen Gebietskulisse.

4.3.1 N-Eintrag ins Grundwasser

Ein hoher N-Eintrag in das Grundwasser ergibt sich für die Grundwasserkörper in Regionen mit einem hohen N-Austrag aus dem Boden bei gleichzeitig hohen Grundwasserneubildungsanteilen am Gesamtabfluss (Abbildung 23). Diese Situation ist typisch für viele grundwasserferne landwirtschaftlich genutzte Flächen im Norddeutschen Flachland. Der modellierte N-Eintrag ins Grundwasser kann dort bis zu 35 kg N/(ha×a) und mehr betragen. Im RELAS-II-Projekt wird überprüft, ob die Einbeziehung bindiger Grundwasserdeckschichten, in denen zusätzliche Denitrifikation stattfinden kann, bei der Ermittlung des N-Eintrags ins Grundwasser bundesweit möglich ist. Vor allem die westlichen Mittelgebirge wie das Rheinische Schiefergebirge und der Schwarzwald zeichnen sich durch geringere modellierte N-Einträge ins Grundwasser aus. Mit weniger als 5 kg N/(ha×a) ergeben sich dabei besonders geringe modellierte N-Einträge für Standorte, bei denen bereits der N-Austrag aus dem Boden gering ist. Gemittelt über das deutsche Festland (Fläche Deutschlands einschließlich Binnengewässer, jedoch ohne Nord- und Ostsee) liegen die modellierten N-Einträge ins Grundwasser bei ca. 11,5 kg N/(ha×a).

Als zusätzliche, unterhalb der Wurzelzone wirksame N-Mengen wurden bundesweit die N-Einträge aus urbanen Flächen ermittelt (Abbildung 24).

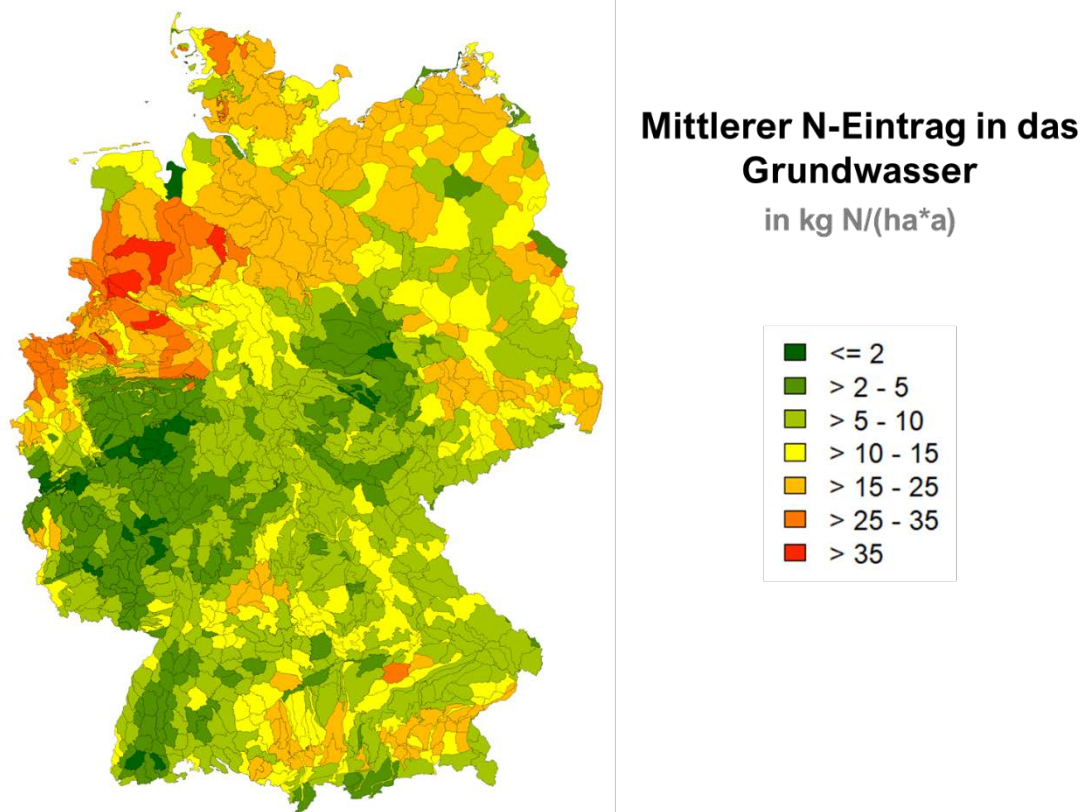


Abbildung 23: Modellierte N-Einträge in das Grundwasser aus dem Boden mit der Grundwasserneubildung ohne Einbeziehung bindiger Grundwasserdeckschichten (Darstellung bezogen auf Grundwasserkörper)

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

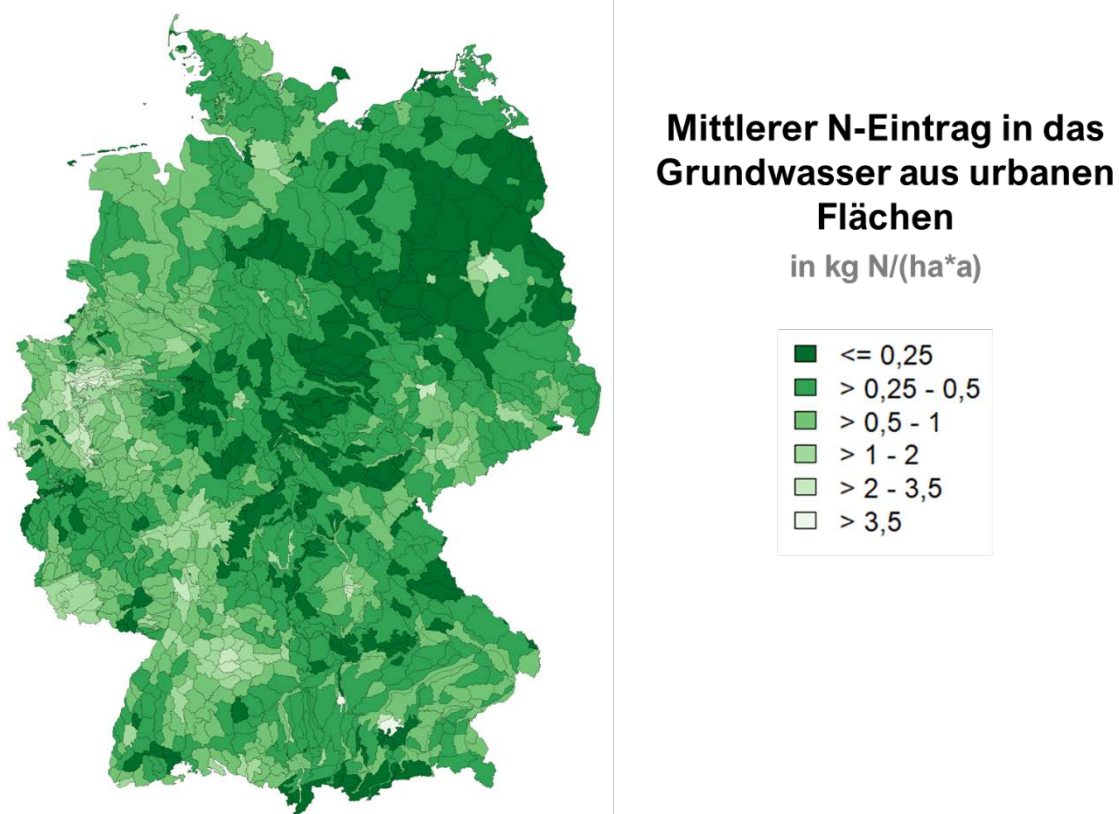


Abbildung 24: Modellierte N-Einträge in das Grundwasser aus urbanen Flächen (Darstellung bezogen auf Gesamtfläche des Grundwasserkörpers)

Quelle: IGB.

4.3.2 Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die modellierte mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser (Abbildung 25, rechts) ist ein guter Indikator für das Nitratbelastungsrisiko einer Region. Dargestellt wird die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Ebene der Grundwasserkörper. Größere Gebiete mit modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von weniger als 25 mg NO₃/L treten in allen urbanen Regionen auf sowie vor allem bei hohen Sickerwasserhöhen (Abbildung 25, links) wie in den Kammlagen der landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirge, dort häufig in Kombination mit bewaldeten Gebieten. Größere Regionen mit modellierten Nitratkonzentrationen von über 50 mg NO₃/L treten in vielen landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten (Sonderkulturanbau, viehstarke Regionen) auf. In diesen Regionen (z. B. Münsterland, Weser-Emsgebiet, nördliches Oberrheingebiet) werden, bedingt durch hohe N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft, verbreitet Nitratkonzentrationen von über 100 mg NO₃/L errechnet. Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser können aber auch in Regionen auftreten, in denen die modellierten N-Austräge aus dem Boden mit <10 kg N/(ha×a) auf einem moderaten Niveau liegen, nämlich dann, wenn die Sickerwasserhöhen sehr gering sind und die N-Austräge aus dem Boden nur wenig verdünnt werden. Regionen, auf die diese Bedingungen zutreffen, sind z. B. die Vorderpfalz, die Magdeburger Börde, das Thüringer Becken, der Nordteil Sachsens und der Ostteil Mecklenburg-Vorpommerns. Im RELAS-II-Projekt wird überprüft, ob in Regionen mit bindigen Grundwasserdeckschichten eine zusätzliche

Denitrifikation stattfinden kann, sodass bei der Modellierung neben der Angabe einer Nitratkonzentration im Sickerwasser auch eine Nitratkonzentration im neugebildeten Grundwasser erfolgen kann.

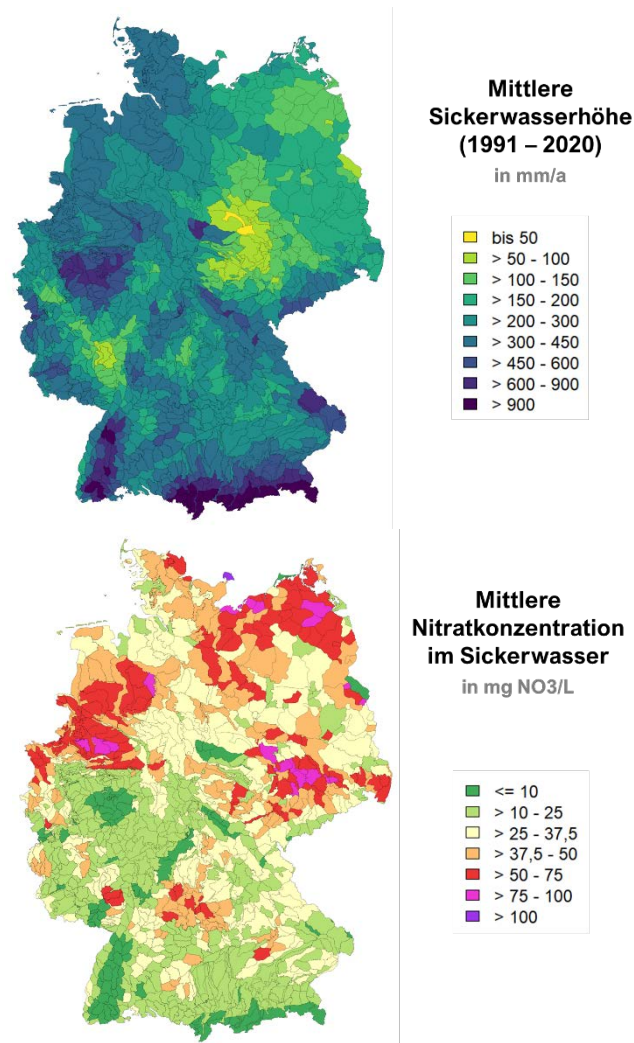


Abbildung 25: Modellierte mittlere Sickerwasserhöhe (links) und modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser (rechts) (Darstellung bezogen auf Grundwasserkörper)

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

4.3.3 N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer

4.3.3.1 N-Einträge in die Oberflächengewässer insgesamt

In Abbildung 26 sind die gesamten modellierten N- Einträge in die Oberflächengewässer auf Ebene der „Subunits“ abgebildet. In den nachfolgenden Kapiteln werden die gesamten Einträge differenziert nach den jeweiligen Eintragspfaden (Atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, Erosion und Abschwemmung, Abfluss aus Dränagen, natürlicher Zwischenabfluss, Grundwasserabfluss, urbane Systeme und Punktquellen) dargestellt. Die Darstellung des gesamten modellierten P-Eintrags soll erstmals im Monitoringbericht 2026 erfolgen.

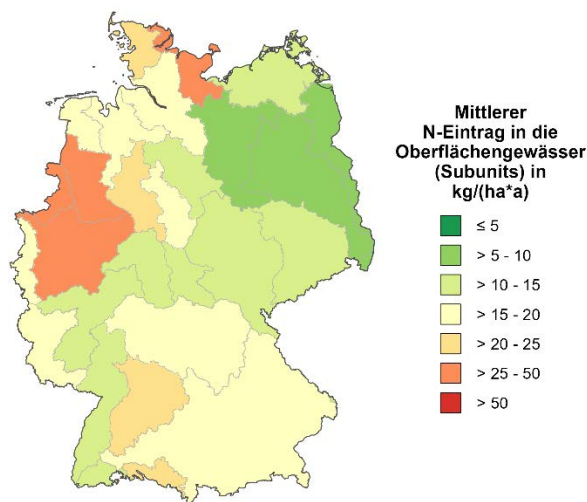


Abbildung 26: Modellierter gesamter N-Eintrag in die Oberflächengewässer auf Ebene der „Subunits“ Für Baden-Württemberg liegen korrigierte C-Faktoren vor. Die korrigierten Ergebnisse werden im nächsten Bericht dargestellt.

Quelle: IGB.

4.3.3.2 N- und P-Eintrag in Gewässer über direkte atmosphärische N- und P-Deposition auf Gewässerflächen

Der Mittelwert im deutschen Festland für die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen ist 0,28 kg N/(ha×a), für die P-Einträge 0,013 kg P/(ha×a). Das auf die „Subunits“ bezogene Ergebnis für die direkte atmosphärische N-Deposition auf Gewässerflächen ist in Abbildung 27 (links) dargestellt. Bis auf die „Subunits“ im Nordwesten Deutschlands, für die sich Werte zwischen 0,5 und 1 kg N/(ha×a) ergeben, liegen die N-Depositionswerte bei < 0,5 kg N/(ha×a). Das auf die „Subunits“ bezogene Ergebnis für die direkte atmosphärische P-Deposition auf Gewässerflächen ist in Abbildung 27 (rechts) dargestellt. In den meisten „Subunits“ überwiegen modellierte P-Depositionswerte auf Gewässerflächen von < 0,02 kg P/

(ha×a), lediglich im Nordosten können Werte der P-Deposition auf Gewässerflächen von bis zu 0,05 kg P/(ha×a) auftreten.

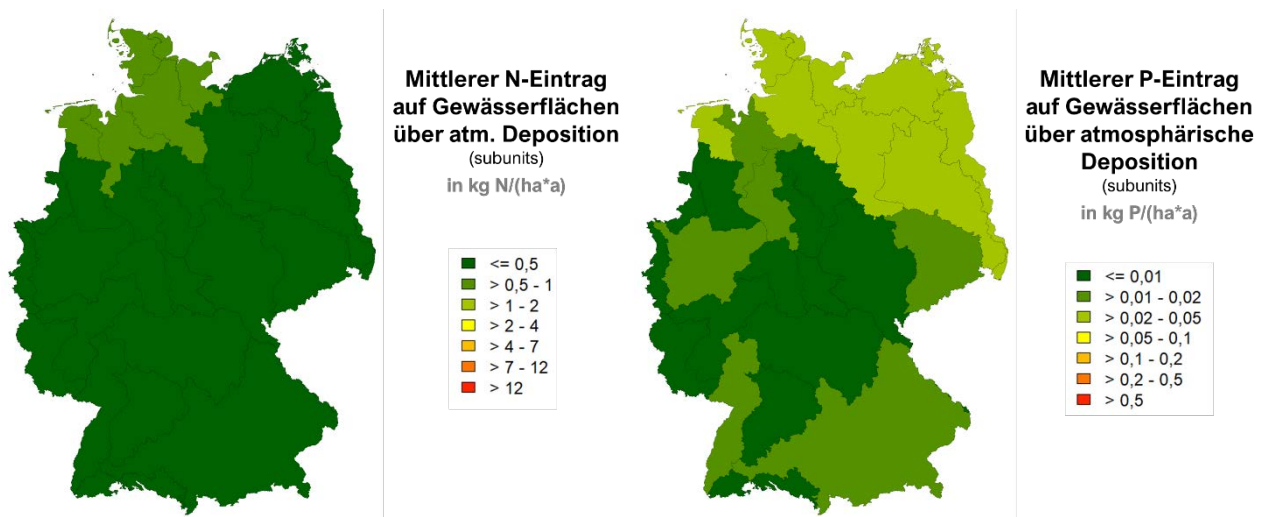


Abbildung 27: Modellierter direkte atmosphärische N-Deposition auf Gewässerflächen in den „Subunits“ (links) und modellierter direkte atmosphärische P-Deposition auf Gewässerflächen in den „Subunits“ (rechts)

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

4.3.3.3 N-Eintrag in Gewässer über Erosion und Abschwemmung

Mit Erosion ist in diesem Zusammenhang die Wassererosion gemeint. Der Mittelwert der modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer bezogen auf das deutsche Festland ist 0,37 kg N/(ha×a). Das auf die „Subunits“ bezogene Ergebnis für die N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion ist in Abbildung 28 (links) dargestellt. Aufgrund des geringen Reliefs treten in den „Subunits“ im Nordteil Deutschlands und in der Mitte Deutschlands Werte von weniger als 0,5 kg N/(ha×a) auf. Nur einige „Subunits“ in Süd- und Mitteldeutschland weisen erosive N-Einträge von mehr als 0,5 kg N/(ha×a) auf.

Der deutschlandweite Mittelwert aller durch Abschwemmung von landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Oberflächengewässer gelangenden N-Frachten ist 0,02 kg N/(ha×a). Pro Flächeneinheit liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer im Allgemeinen bei unter 0,5 kg N/(ha×a), siehe Abbildung 28, rechts.

Die Darstellung des P-Eintrags über Erosion und Abschwemmung soll erstmals im Monitoringbericht 2026 erfolgen.

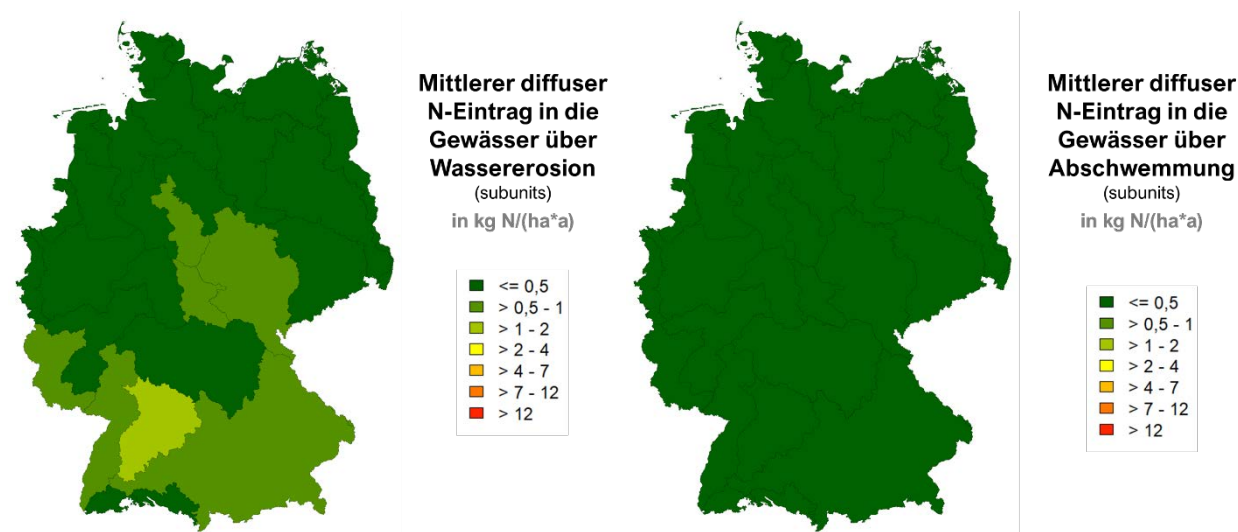


Abbildung 28: Modellierter N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Erosion (links) und modellierter N-Eintrag in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung (rechts) in den „Subunits“. Für Baden-Württemberg liegen korrigierte C-Faktoren vor. Die korrigierten Ergebnisse werden im nächsten Bericht dargestellt.

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

4.3.3.4 N- und P-Eintrag in Gewässer über Drainageabfluss

In Abbildung 29 (links) sind die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Dränagesystemen auf Ebene der „Subunits“ dargestellt. Hierbei treten vor allem die „Subunits“ mit einem hohen Anteil gedränkter landwirtschaftlich genutzten Böden in den Niederungsregionen des Norddeutschen Flachlands hervor. Diese Böden weisen zwar ein hohes Denitrifikationspotenzial auf, jedoch ist die Nitratbelastung der Böden hoch und die Verweilzeit im Boden liegt bei häufig weniger als einem halben Jahr. Die N-Einträge über Dränagen können dann im Bereich zwischen 4 kg N/(ha*a) und mehr als 12 kg N/(ha*a) liegen. Die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen in „Subunits“, die überwiegend in Mittelgebirgsregionen liegen, überschreiten 1 kg N/(ha*a) nur selten. Gemittelt über das gesamte deutsche Festland Deutschlands liegen die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer bei 2,42 kg N/(ha*a).

Abbildung 29 (rechts) zeigt die modellierten P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Dränagesystemen auf Ebene der „Subunits“. Hierbei treten – wie beim Stickstoff – vor allem die landwirtschaftlich genutzten Böden in den Niederungsregionen des Nordwestdeutschen Flachlands mit einem geringen Flurabstand hervor. Die modellierten P-Einträge über Dränagen können dort im Bereich zwischen 0,2 kg P/(ha*a) und mehr als 0,5 kg P/(ha*a) liegen. Die P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen in den „Subunits“, die überwiegend in der Mittelgebirgsregion liegen, überschreiten 0,02 kg P/(ha*a) nur selten. Gemittelt über das gesamte Festland Deutschlands liegen die modellierten P-Einträge in die Oberflächengewässer über Drainagen bei 0,065 kg P/(ha*a).

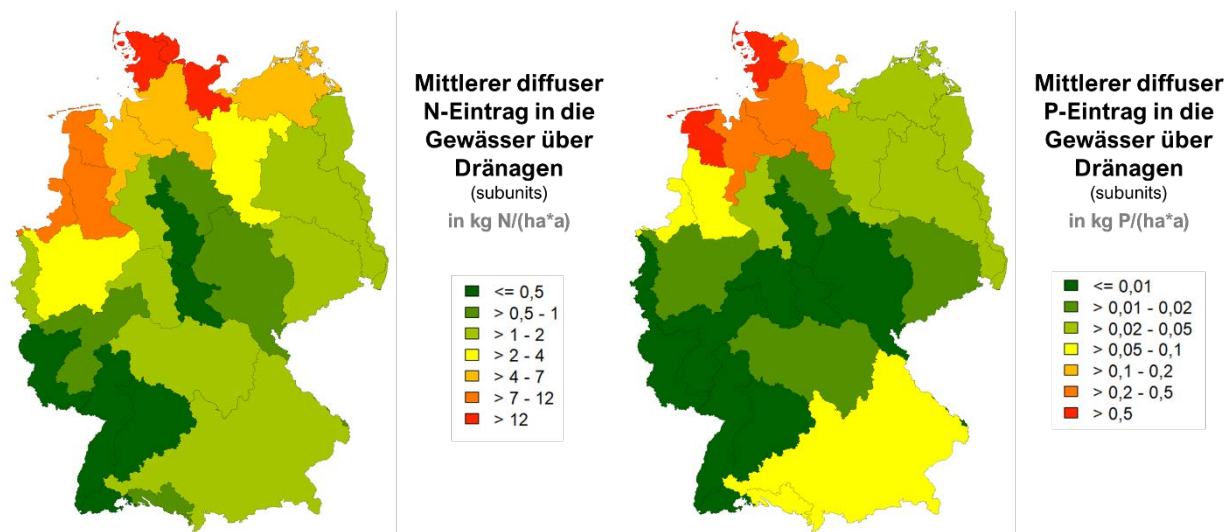


Abbildung 29: N-Eintrag (links) und P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über Dränageabfluss in den „Subunits“

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

4.3.3.5 N- und P-Eintrag in Gewässer über natürlichen Zwischenabfluss

In den Festgesteinsregionen Deutschlands stellt der natürliche Zwischenabfluss eine fast flächenhaft auftretende Abflusskomponente dar. Hierdurch bedingt liegen die modellierten N-Einträge über den Zwischenabfluss in den „Subunits“ mit hohen Anteilen in der Mittelgebirgsregion in einem Bereich zwischen 4 und 12 kg N/(ha×a) (vgl. Abbildung 30, links). In der Lockergesteinsregion ist der natürliche Zwischenabfluss dagegen von untergeordneter Bedeutung, sodass die modellierten N-Einträge über den Zwischenabfluss in den „Subunits“ mit hohen Lockergesteinsanteilen bei unter 4 kg N/(ha×a) liegen. Insgesamt liegen die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Zwischenabfluss bei 4,83 kg N/(ha×a), gemittelt auf das deutsche Festland.

Die modellierten P-Einträge über den Zwischenabfluss liegen in den „Subunits“ mit hohen Anteilen in der Mittelgebirgsregion gleichförmig in einem Bereich zwischen 0,02 und 0,05 kg P/(ha×a) (vgl. Abbildung 30, rechts). In der Lockergesteinsregion ist der natürliche Zwischenabfluss dagegen von untergeordneter Bedeutung, sodass die modellierten P-Einträge über den Zwischenabfluss in den „Subunits“ mit hohen Lockergesteinsanteilen bei unter 0,02 kg P/(ha×a) liegen. Lediglich in zwei „Subunits“ liegen die modellierten P-Einträge in die Gewässer über den natürlichen Zwischenabfluss zwischen ca. 0,05 und 0,1 kg P/(ha×a). Insgesamt liegen die modellierten P-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss bei 0,024 kg P/(ha×a), gemittelt auf das deutsche Festland.

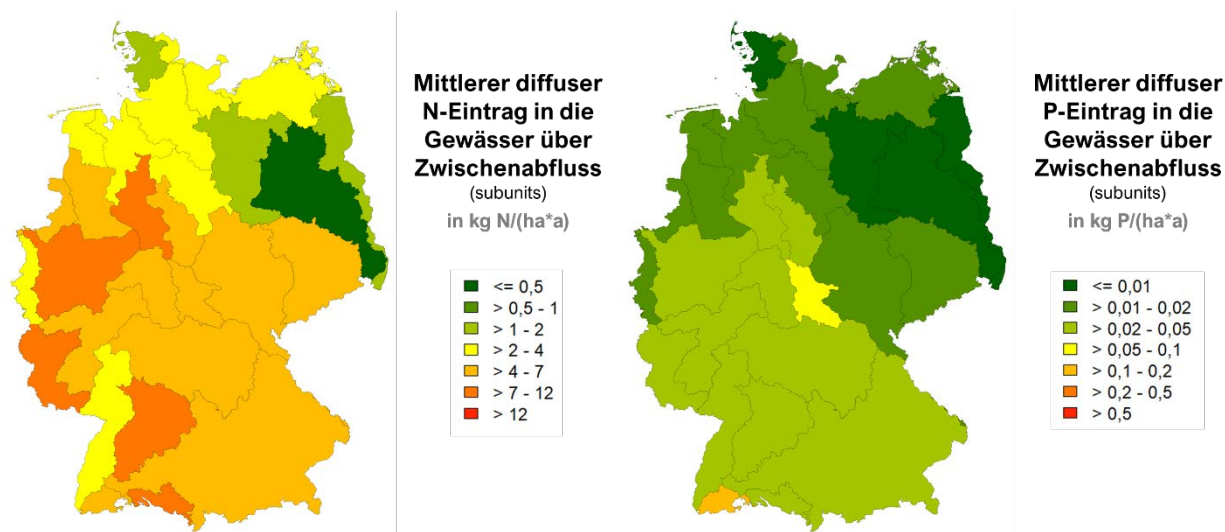


Abbildung 30: Modellierter N-Eintrag (links) und modellierter P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss in den „Subunits“

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

4.3.3.6 N- und P-Eintrag in Gewässer über Grundwasserabfluss

Die Nitratreinträge ins Grundwasser können auf dem Weg zum Vorfluter in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserfließzeiten im Aquifer abgebaut werden. Dieser Nitratabbau findet vor allem in reduziertem Grundwasser statt und ist umso effektiver, je länger die Fließzeit des Nitrats im Aquifer ist. Durch das Zusammenspiel von hohen Nitratreinträgen ins Grundwasser und hohem Nitratabbau im Grundwasser liegen die modellierten grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter in den „Subunits“, in denen Lockergestein dominiert, mit 2–7 kg N/(ha×a) in der gleichen Größenordnung wie die modellierten grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter in den „Subunits“ mit hohen Anteilen an Festgestein (Abbildung 31, links). In Letzteren sind zwar die Nitratreinträge ins Grundwasser, aber auch der Nitratabbau im Grundwasser geringer als in den „Subunits“ mit hohen Anteilen an Lockergestein. Durch die Denitrifikation im Aquifer errechnet die Modellierung eine Minderung der ins Grundwasser eingetragenen Nitratfracht (11,5 kg N/(ha×a), s.o.) um ca. 54 % des ins Grundwasser eingetragenen Stickstoffs. Über das Grundwasser werden entsprechend der Modellierung auf diese Weise im deutschlandweiten Mittel 5,26 kg N/(ha×a) in die Oberflächengewässer eingetragen.

Die modellierten grundwasserbürtigen P-Einträge in die Oberflächengewässer werden zum einen durch die Höhe der mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA ermittelten Grundwasserneubildung bzw. des hiermit identischen grundwasserbürtigen Abflusses gesteuert. Zum anderen spielt die P_{ges} -Konzentration im Grundwasser eine Rolle, wobei von einem konstanten o-PO₄-P-Anteil am P_{ges} -Gehalt im Grundwasser von ca. 33 % ausgegangen wurde, sofern keine ausreichenden Messungen von P_{ges} zur Verfügung standen. Zur Ausweisung der modellierten grundwasserbürtigen P-Einträge in die Oberflächengewässer wurden mehr als 100.000 geeignete Analysenergebnisse aus der Grundwassergüteüberwachung in oberflächennahen Grundwässern benutzt. Um zu flächenhaften Aussagen zum modellierten grundwasserbürtigen P-Eintrag zu gelangen, wurden die

Konzentrationen der Messstellen differenziert nach grundwasserführenden Gesteinseinheiten gemittelt. Zur Modellierung der P-Einträge (in $\text{kg}/(\text{ha} \times \text{a})$) wurden die medianen P-Konzentrationen der grundwasserführenden Gesteinseinheiten mit den Grundwasserneubildungshöhen aus der mGROWA-Modellierung verknüpft. Über das Grundwasser werden auf diese Weise entsprechend der Modellierung im deutschlandweiten Mittel $0,069 \text{ kg P}/(\text{ha} \times \text{a})$ in die Oberflächengewässer eingetragen (Abbildung 31, rechts).

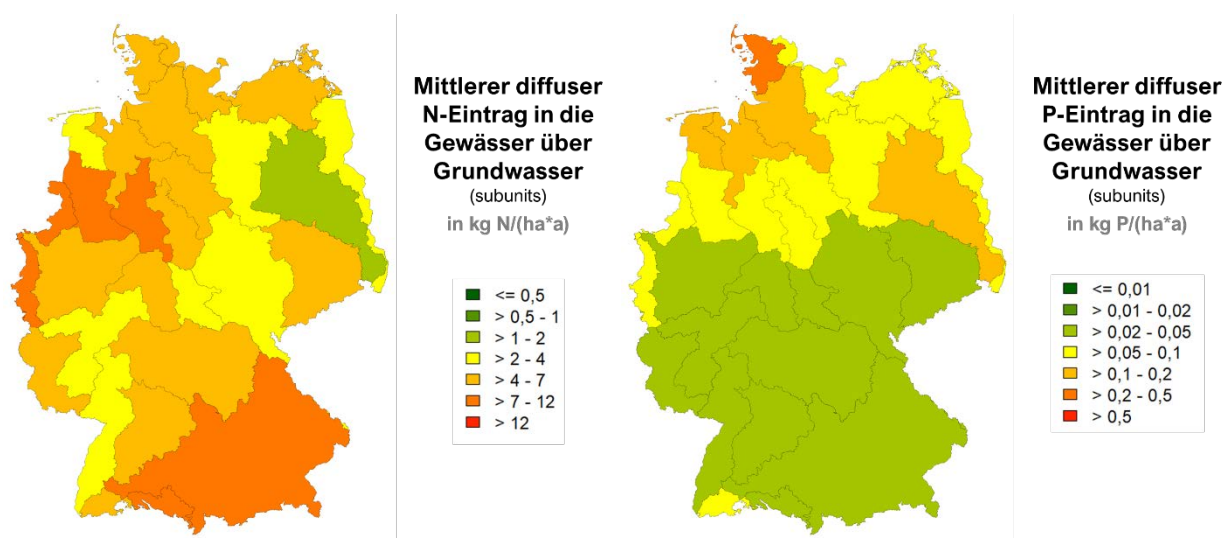


Abbildung 31: Modellierter N-Eintrag (links) und modellierter P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss in den „Subunits“

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

4.3.3.7 N- und P-Eintrag in Gewässer über urbane Systeme und Punktquellen

Die modellierten urbanen Einträge (Abbildung 32) setzen sich maßgeblich aus urbanen Systemen und Punktquellen zusammen. Beide bestehen jeweils aus mehreren Unterpfaden, die unterschiedliche Mechanismen und Steuergrößen aufweisen. Einträge aus urbanen Systemen lassen sich unterteilen in Mischkanalisationsüberläufe, Trennkanalisationen sowie Kleinkläranlagen (< 50 Einwohnerwerte (EW)), die über Rohrleitungen, Gräben oder angeschlossene Kanalsysteme einleiten. Einträge aus Punktquellen setzen sich aus kleinen Kläranlagen (50–2000 EW), kommunalen Kläranlagen (> 2.000 EW) und industriellen Direkteinleitern zusammen. Alle genannten Unterpfade führen zu einer direkten Einleitung in Oberflächengewässer. Zusätzlich wurden drei Unterpfade berücksichtigt, die über eine Boden-Grundwasserpassage wirken: Kleinkläranlagen mit Versickerung, Exfiltration aus undichten Kanälen sowie Einträge von nicht versiegelten urbanen Flächen. Diese Unterpfade werden bei den Einträgen über den Grundwasserabfluss (Kapitel 4.3.3.6) berücksichtigt.

Die Verteilung der modellierten urbanen Einträge wird maßgeblich durch die Bevölkerungsdichte gesteuert. Mit zunehmender Dichte steigen die absoluten modellierten Einträge, wobei in ländlichen Regionen aufgrund der teilweisen Abwasserbehandlung in Kleinkläranlagen, mit i. d. R. schlechterer Reinigungsleistung als kommunale Kläranlagen, die spezifischen modellierten Einträge pro Einwohner im Vergleich zu urbanen Ballungsräumen erhöht sein können. Die Zusammensetzung der

verschiedenen Unterpfade wird zudem durch geologische und meteorologische Faktoren beeinflusst. So dominieren im Festgesteinsbereich der Längenanteil von Mischkanalisationen und damit verstärkt auch Einträge aus Mischkanalisationsüberläufen jene aus der Trennkanalisation. Darüber hinaus beeinflussen atmosphärische Depositionen auf versiegelte Flächen als zentrale Eingangsgröße maßgeblich die Einträge über die Trennkanalisation, während die Anzahl der Starkniederschlagstage einen zentralen Einfluss auf die Einträge durch Mischkanalisationsüberläufe hat.

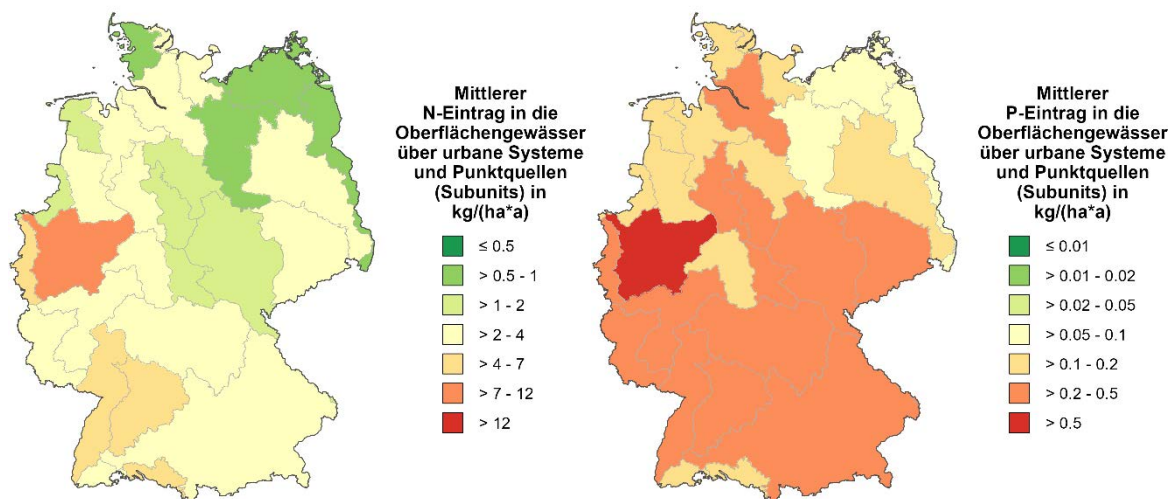


Abbildung 32: Modellierter N-Eintrag (links) und modellierter P-Eintrag (rechts) in die Oberflächengewässer über urbane Systeme und Punktquellen auf Ebene der „Subunits“

Quelle: IGB.

Die jährlichen modellierten Einträge von Gesamtstickstoff in Oberflächengewässer aus Punktquellen und urbanen Systemen betragen durchschnittlich rund 2,8 kg N/(ha×a). Davon entfallen rund 77 % auf Punktquellen, wobei kommunale Kläranlagen den größten Anteil ausmachen. Die verbleibenden 23 % stammen aus urbanen Systemen, dominiert durch Trennkanalisationen und Mischkanalisationsüberläufe, mit der oben beschriebenen Verteilung auf Locker- und Festgesteinsbereiche. Die modellierten Phosphoreinträge zeigen eine ähnliche räumliche Verteilung wie die modellierten Stickstoffeinträge, jedoch entfallen von den durchschnittlichen modellierten Einträgen von 0,23 kg P/(ha×a) ca. 60 % auf Punktquellen; wobei der geringere Anteil als für Stickstoff auf eine höhere Reinigungsleistung bei der Phosphorelimination in kommunalen Kläranlagen zurückzuführen ist. Der verbleibende Anteil wird von Mischkanalisation und Trennkanalisation (35 %) sowie Kleinkläranlagen (5 %) getragen. Im Vergleich zu Stickstoff fällt der Unterschied zwischen ländlichen und urbanen Gebieten bei Phosphor weniger stark aus.

4.3.4 N- und P-Einträge in Nord- und Ostsee

Die modellierten N- und P-Einträge in Nord- und Ostsee sind, getrennt nach den o. g. Eintragspfaden, in den folgenden Tabellen 10 und 11 dargestellt. Da innerhalb des Wirkungsmonitorings keine Quantifizierung der Einträge und Frachten in den ausländischen Oberliegergebieten erfolgt, kann keine Gesamtfracht in den Oberflächengewässern modelliert werden, die mit beobachteten Frachten

in Bezug gesetzt werden könnten. Daher beschreiben die dargestellten Zahlen die modellierten Einträge in die Gewässer ohne Berücksichtigung der gewässerinternen Retention. Die Darstellung der modellierten P-Einträge über Erosion und Abschwemmung sowie die modellierten P-Gesamteinträge in Nord- und Ostsee soll erstmals im Monitoringbericht 2026 erfolgen.

Tabelle 10: Modellierte N-Einträge im deutschen Teil der Nord- und Ostseeeinzugsgebiete nach Eintragspfaden (in t/a)

Eintragspfad	Nordsee	Ostsee	Schwarzes Meer (nachrichtlich)	Gesamt
Erosion	9.674	552	3.060	13.286
Abschwemmung	455	18	226	699
Zwischenabfluss	137.400	6.399	29.032	172.831
Dränagen	61.507	16.367	8.675	86.549
Grundwasser	133.490	12.093	42.585	188.168
Atm. Deposition	7.052	1.553	1.432	10.037
Urbane Systeme und Punktquellen	83.034	2.800	15.891	101.725
Gesamt	432.612	39.782	100.901	573.295

Anmerkung: Nordsee: Flussgebietseinheiten 2000, 3000, 4000, 5000, 7000, 9500, Ostsee: Flussgebietseinheiten 6000, 9610, 9650 und Schwarzes Meer: Flussgebietseinheiten 1000. Quelle: Forschungszentrum Jülich und IGB.

Tabelle 11: Modellierte P-Einträge im deutschen Teil der Nord- und Ostseeeinzugsgebiete nach Eintragspfaden (in t/a)

Eintragspfad	Nordsee	Ostsee (	Schwarzes Meer (nachrichtlich)	Gesamt
Erosion	Geplant für Monitoringbericht 2026			
Abschwemmung	Geplant für Monitoringbericht 2026			
Zwischenabfluss	650	30	163	843
Dränagen	1.868	149	314	2.331
Grundwasser	1.957	249	273	2.479
Atm. Deposition	334	81	65	480
Urbane Systeme und Punktquellen	6.655	277	1.401	8.333
Gesamt	Geplant für Monitoringbericht 2026			

Anmerkung: Nordsee: Flussgebietseinheiten 2000, 3000, 4000, 5000, 7000, 9500, Ostsee: Flussgebietseinheiten 6000, 9610, 9650 und Schwarzes Meer: Flussgebietseinheiten 1000. Quelle: Forschungszentrum Jülich und IGB..

5 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen

In den Modellregionen sollen Maßnahmenwirkungen der DüV auf Betriebs- und Schlagebene abgebildet werden. Dazu wird ein System von Frühindikatoren angewendet, welches bewirtschaftungsbedingte Änderungen von Nitratfrachten unter Berücksichtigung der spezifischen Standortbedingungen zeitnah anzeigt. Derzeit wird in zwölf Modellregionen mit 96 Betrieben und 1.116 Flächen die Umsetzung der DüV auf der Anwendungsebene mit den Schwerpunkten Ackerbau, Tierhaltung und Gemüsebau evaluiert. Im Bundesland Brandenburg werden nunmehr seit 2022 in einer weiteren Modellregion mit dem Schwerpunkt Ackerbau die Frühindikatoren erhoben.

Die Messungen und Datenerhebungen in den Modellregionen aus den seit 2016 bzw. 2021 durch den Bund (Projektträger: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, BLE) geförderten Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“ (DIFNA, FKZ 2815MD001) und „Multiparametrisches Monitoring von Nitratfrachten aus der Landwirtschaft“ (MoNi, FKZ 2820ABS001) werden derzeit über das Projekt „Monitoring von Stickstoffemissionen im Pflanzenbau“ (MoNi2, FKZ 2823KLI001) durchgeführt. Die Methoden sind detailliert in Dieser et al. (2023) beschrieben.

Nachfolgend werden die Ergebnisse aus den seit dem Jahr 2017 untersuchten fünf Modellregionen mit Schwerpunkt „Ackerbau“ sowie den seit 2021 untersuchten fünf Modellregionen mit Schwerpunkt „Tierhaltung mit Futterbau“ hinsichtlich der Entwicklung der Indikatoren jeweils aggregiert vorgestellt (Abbildung 33). Für die Modellregionen mit Gemüsebau lagen zum Zeitpunkt der Berichtsanzfertigung noch nicht sämtliche für die Ist-Zustandsbeschreibung mindestens erforderlichen dreijährigen Basiszeiträume vor. Selbiges traf auch für die Modellregion Brandenburg zu.

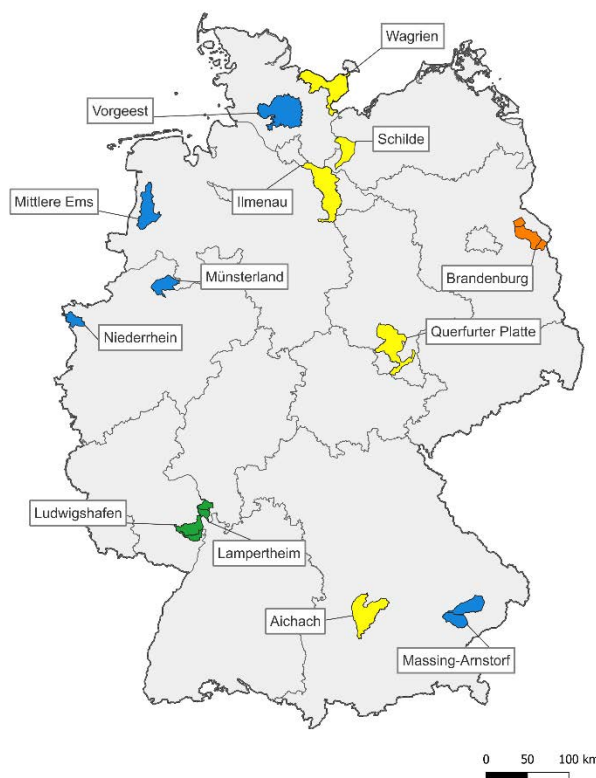


Abbildung 33: Modellregionen im Demonstrationsvorhaben MoNi2 sowie die Modellregion Brandenburg

Die markierten Gebiete repräsentieren mit Ausnahme von Wagrien Grundwasserkörper, die als mit Nitrat belastet oder belastungsgefährdet eingestuft wurden. Die durch Ackerbau charakterisierten Modellregionen (gelb) wurden 2016, die Modellregionen mit intensiver Tierhaltung (blau) im Frühjahr 2021, diejenigen mit überwiegend Gemüsebau (grün) in 2023 eingerichtet. In der Ackerbau-Modellregion Brandenburg (orange) werden seit 2022 Daten erhoben.

Quelle: JKI.

5.1 Entwicklungen bei Ackerbaubetrieben

Im Mittel der 576 Testflächen der 48 Betriebe in den Ackerbauregionen (Abbildung 33, gelb) ging die Stickstoffzufuhr (Gesamt-N) durch die Novelle der DüV im Jahr 2017 von 208 kg N ha⁻¹ im Jahr 2015 auf 179 kg N ha⁻¹ im Jahr 2019 (dreijähriger Mittelwert) zurück (Abbildung 34a). Von 2019 bis 2023 blieb die Stickstoffzufuhr nahezu konstant. Im Jahr 2024 stieg die Stickstoffzufuhr wieder um 13 kg N ha⁻¹ an. Dieser Anstieg wurde nahezu ausschließlich über einen Mehraufwand von Mineraldüngern erzeugt (Abbildung 35g). Durch das im Vergleich zum langjährigen Mittel vielerorts überdurchschnittlich niederschlagsreiche Winterhalbjahr 2023/2024 (DWD 2024) fielen die N_{min}-Werte im Frühjahr 2024 im Mittel deutlich geringer aus als in den Vorjahren (Abbildung 35e). Dadurch, dass diese Werte bei der Düngebedarfsermittlung zugrunde gelegt wurden, wurde mehr Stickstoffdünger ausgebracht.

Die Stickstoffabfuhr blieb bei Betrachtung des gleitenden Mittelwertes sowie auch im Jahr 2024 nahezu konstant (Abbildung 34c). Reduzierte Erntemengen in einzelnen Jahren sind vorwiegend auf wiederholte Wassermangelsituationen, insbesondere in den Jahren 2018 und 2019, zurückzuführen. Der mittlere Schlagbilanzsaldo nahm entsprechend der reduzierten Zufuhr seit 2017 von 53 kg N ha⁻¹ auf 29 kg N ha⁻¹ in 2023 ab (Abbildung 34e). Aufgrund der in 2024 wieder erhöhten Mineraldüngerzufuhr stieg der mittlere Schlagbilanzüberschuss auf 42 kg N ha⁻¹ an.

Die Ernte- und Herbst-N_{min}-Werte zeigen hingegen keinen klaren Trend (Abbildung 35 a und c). Auch die im Jahr 2024 gesteigerte Mineraldüngerzufuhr in den Ackerbaubetrieben führte nicht zu einer Erhöhung der potenziellen Nitratfrachten. Die Herbst-N_{min}-Werte des Jahres 2024 waren im Vergleich zu den Vorjahren geringer. Dies war insbesondere auf das insgesamt hohe Niederschlagsaufkommen zurückzuführen.

Im Vergleich zum Ernte-N_{min} stiegen die N_{min}-Werte im Boden zum Herbst zumeist noch einmal an. Dies ist in der Regel nicht nur auf Düngungsmaßnahmen zurückzuführen, sondern auf eine Stickstoffmineralisation aus Ernteresten sowie dem Bodenvorrat infolge von Bodenbearbeitung und Aussaat.

Wie sich der mitunter scheinbar geringe Zusammenhang zwischen den stark zurückgegangenen Schlagbilanzüberschüssen und den Herbst-N_{min}-Werten, also den potenziellen Nitratfrachten, deuten lässt, wurde in einer Studie des Julius Kühn-Instituts untersucht (Dieser et al. 2023). Der Herbst-N_{min}-Wert wird neben der N-Zufuhr über Düngemittel auch durch die N-Nachlieferung aus der Mineralisierung aus Pflanzenresten und dem Bodenvorrat sowie Standort-, Witterungs- und Bewirtschaftungseinflüssen (Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Düngeform und -zeitpunkte) stark beeinflusst. Um die bedeutendsten Parameter zu identifizieren, wurde mit Hilfe eines Random-Forest-Algorithmus eine umfangreiche Klassifizierung von 25 Einflussfaktoren vorgenommen. Im Ergebnis wird deutlich, dass insbesondere die Fruchtfolge entscheidend für die Höhe der potenziellen Nitratfrachten ist (Dieser et al. 2023). Dies ergibt sich aus den kulturartspezifischen Eigenschaften und der einhergehenden Bewirtschaftungspraxis. So zeigen sich insbesondere nach dem Anbau von Kartoffeln, Mais und Winterraps häufig vergleichsweise hohe Herbst-N_{min}-Werte, sodass eine regionale und/oder zeitliche Konzentration dieser Früchte tendenziell auch zu einer erhöhten Nitratkonzentration im Sickerwasser führt. Hingegen zeigt die Auswertung, dass der Einfluss der N-Zufuhr im Durchschnitt der Flächen und Kulturarten im Verhältnis dazu kaum Einfluss auf die Menge potenziell auswaschungsgefährdeten Nitrats vor Winter hat. Daraus lässt sich ableiten, dass eine pauschale Absenkung des ermittelten Düngebedarfs, wie derzeit auf den nach §13a DüV betroffenen Flächen verpflichtend, sehr wahrscheinlich zumindest kurzfristig nicht zu einer signifikanten Verringerung von Nitratfrachten beiträgt. Bei welchen Kulturarten eine weitere Steigerung der Stickstoffnutzungseffizienz möglich und somit auch Einsparungen bei der N-Zufuhr im Frühjahr sinnvoll sind, ist derzeit Inhalt von Untersuchungen, welche anhand der Daten aus den Modellregionen vorgenommen werden.

Auch wird geprüft, inwieweit sich der in den vergangenen Jahren zu beobachtende Anstieg der Bodentemperaturen im Herbst sowie über die Wintermonate auf die Stickstoffmineralisation und somit

die potenziellen Nitratfrachten auswirkt. Möglicherweise wird die Wirkung der Maßnahmen auf die Herbst- $N_{\min}$ -Werte durch diese sich ändernden Witterungsbedingungen teils überlagert.

Die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung der Sickerwasserzone im Tiefenbereich 120 bis 300 cm zeigen ebenso wie die Herbst- $N_{\min}$ -Werte bisher keinen klaren Trend auf (Abbildung 35g). Die Schwankungen zwischen den Jahren lassen sich im Mittel qualitativ den vorjährigen Herbst- $N_{\min}$ -Werten zuordnen. Das insgesamt sehr niederschlagsreiche Winterhalbjahr 2023/2024 führte zu einem deutlichen Verdünnungseffekt bei der Nitratkonzentration im Bodenwasser im Jahr 2024. Die geringen Werte sind somit höchstwahrscheinlich weniger auf gesunkene Nitratfrachten als vielmehr auf die Witterung zurückzuführen.

5.2 Entwicklungen bei Betrieben mit intensiver Tierhaltung

Auf den 432 Testflächen der 36 tierhaltenden Betriebe betrug die Stickstoffzufuhr (Bruttobilanzierung) im Mittel der ersten drei Messjahre (2021–2023) 220 kg N ha^{-1} (Abbildung 34b). Die Stickstoffzufuhr nahm in den Jahren 2023 (225 kg N ha^{-1}) und 2024 (235 kg N ha^{-1}) gegenüber dem Beginn der Zeitreihe deutlich zu. Als hauptursächlich ist auch in diesen Modellregionen eine starke Nitratauswaschung, insbesondere im überdurchschnittlich niederschlagsreichen Winterhalbjahr 2023/2024 (DWD 2024) anzuführen. Auf den überwiegend sandigen Böden waren die Frühjahrs- $N_{\min}$ -Werte dadurch deutlich reduziert (Abbildung 35f).

Im Jahr 2024 wurden 136 kg N ha^{-1} der Gesamt-Stickstoffzufuhr durch flüssige organische und 67 kg N ha^{-1} über Mineraldünger auf die Flächen ausgebracht (Abbildung 34h und j). Im Vergleich zum Jahr 2021 wurde die Stickstoffzufuhr im Jahr 2024 über Mineraldünger um 8 kg N ha^{-1} erhöht, während der Einsatz von organischen Stickstoffdüngern um 6 kg N ha^{-1} anzog. Die weitere Zunahme der Stickstoffzufuhr ergab sich aus dem vermehrten Anbau von Leguminosen und der daraus folgenden biologischen N-Fixierung (Abbildung 34l).

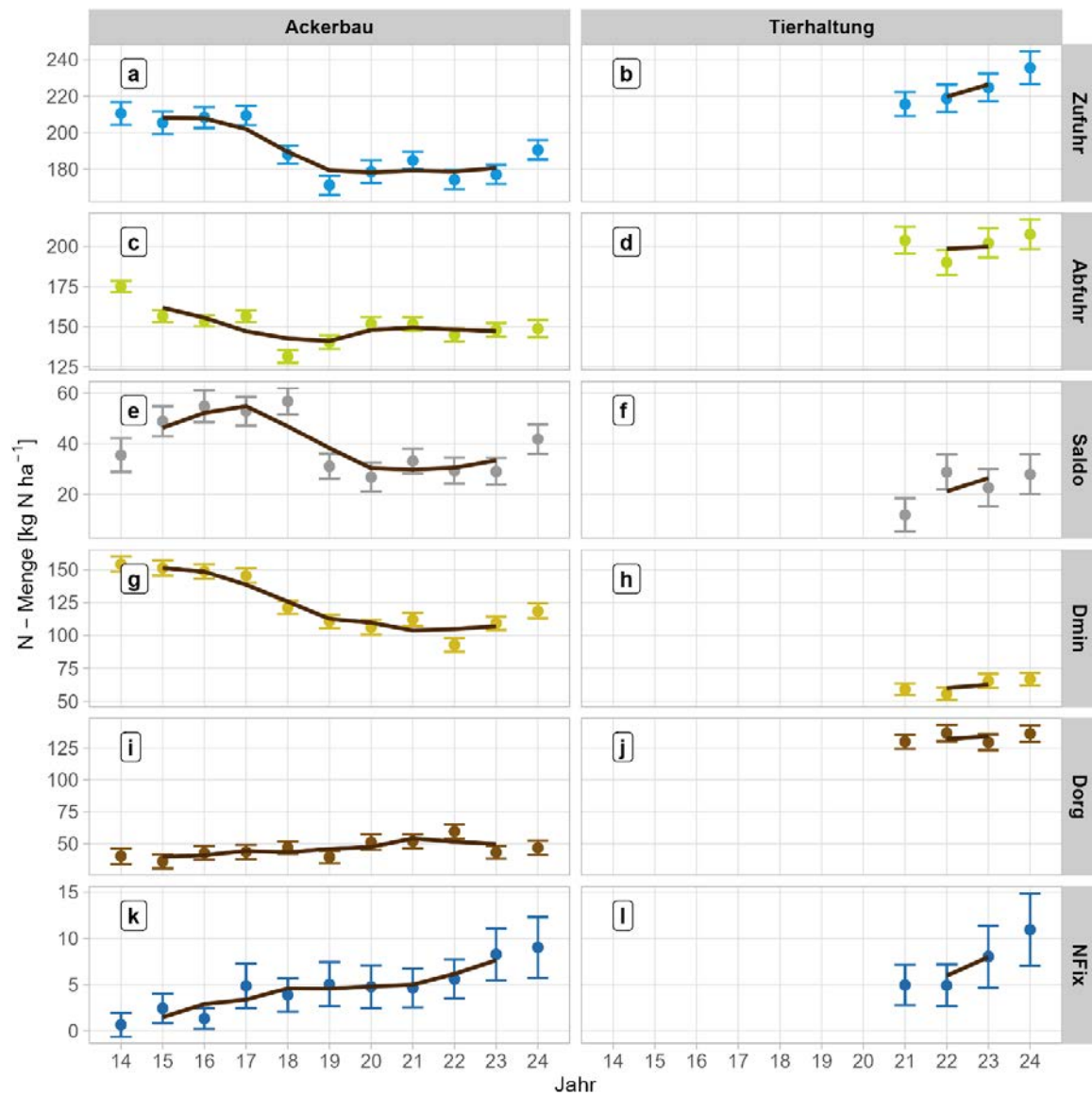


Abbildung 34: Stickstoffzufuhren, -abfuhren und -bilanzsalden, Stickstoffzufuhren über mineralische (D_{min}) und flüssige organische Düngemittel (D_{org}) sowie die biologische N-Fixierung (N_{Fix}) im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten (links, $n = 576$) und fünf Tierhaltungsgebieten (rechts, $n = 432$) für die Erntejahre 2014–2024

Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.

Quelle: JKI.

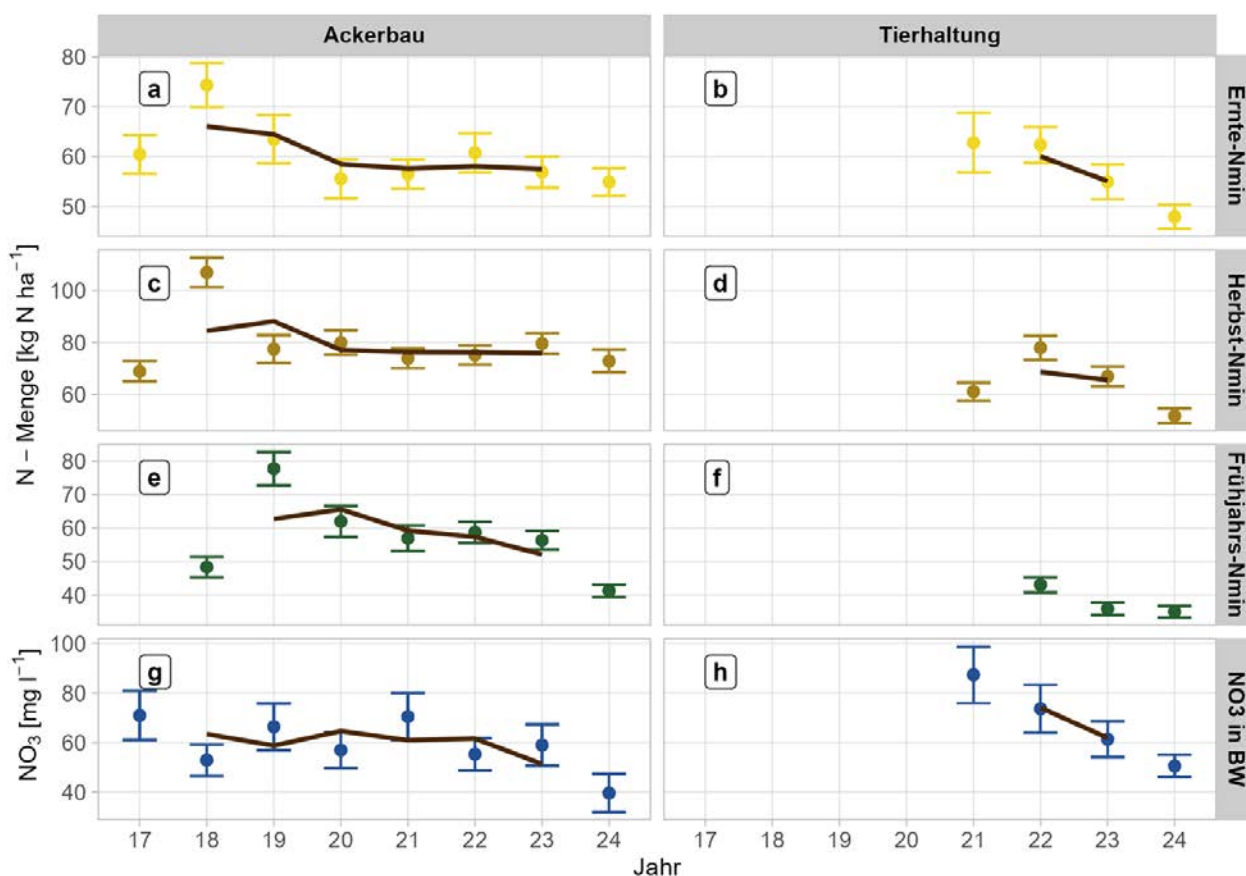


Abbildung 35: N_{min} -Werte zur Ernte, im Herbst und im Frühjahr sowie die Nitratkonzentration in der Bodenlösung in der Sickerwasserzone (NO_3 in BW) im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten (links, $n = 576$) und fünf Tierhaltungsgebieten (rechts, $n = 432$) für die Erntejahre 2017–2024

Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.

Quelle: JKI.

In den Modellregionen mit Tierhaltung betrug die Stickstoffabfuhr der Jahre 2022 bis 2024 im Mittel 200 kg N ha^{-1} (Abbildung 34d). Im Jahr 2024 war die im Vergleich zur bisherigen Zeitreihe höchste Stickstoffabfuhr über das Erntegut zu verzeichnen. Dies ergab sich vor allem aus der günstigen Niederschlagsverteilung während der Hauptwachstumsphase von Silo- und Körnermais (DWD 2024), welcher in den Modellregionen mit intensiver Tierhaltung einen hohen Anteil in der Fruchtfolge aufweist. Dadurch wurden die eher mäßigen Erträge beim Wintergetreide in der Gesamtansicht überlagert. Aufgrund der bei der Bilanzierung nicht in Ansatz zu bringenden geringen Frühjahrs- N_{min} -Werte bei gleichzeitig gegenüber den Vorjahren erhöhter Stickstoffzufuhr wies der Saldo zuletzt wieder einen Anstieg auf 28 kg N ha^{-1} im Jahr 2024 auf.

Entgegen der im Saldo angedeuteten Zunahme der potenziell auswaschungsgefährdeten Nitratfrachten gingen die Ernte- N_{min} -Werte im Durchschnitt der 432 Flächen in den Tierhaltungsgebieten von 63 kg N ha^{-1} im Jahr 2021 auf 48 kg N ha^{-1} im Jahr 2024 zurück (Abbildung 35b). Dies ist vor allem

auf die sehr guten Erträge mit hohen Stickstoffabfuhr bei Silo- und Körnermais sowie Ackergras im Jahre 2023, aber insbesondere 2024 zurückzuführen. Auf der anderen Seite lassen die sehr geringen Ernte- N_{min} -Werte im Jahr 2024 erkennen, dass bereits vor der Ernte, insbesondere bei Mais, Auswaschungsverluste mit der Sickerwasserbildung aufgetreten sein dürften. Spätestens bei der Herbst- N_{min} -Beprobung zeigten sich im Jahr 2024 deutliche Auswaschungsverluste, wodurch der Wert in der Zeitreihe witterungsbedingt mit 52 kg N ha^{-1} sehr gering ausfiel (Abbildung 35d).

Die im Unterboden im Tiefenbereich 120 bis 300 cm gemessenen Nitratkonzentrationen waren auf den zumeist leichten Sandböden im Mittel der beprobten Flächen im Jahr 2024 mit $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ gegenüber den Vorjahren erheblich reduziert (Abbildung 35h). Der sich seit 2021 beginnend mit $87 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ abzeichnende vermeintlich positive Abwärtstrend der Nitratkonzentrationen ist dabei vorwiegend auf die dafür günstige Witterungssituation mit hohen Sickerwassermengen in den Winterhalbjahren 2022/2023 und 2023/2024 zurückzuführen. Vor dem Hintergrund der witterungsbedingten Schwankungen sind daher längere Zeitreihen zur Bewertung der Auswirkungen der Maßnahmenwirkung erforderlich.

Entwicklung von Phosphatdüngung und Boden-Phosphatgehalten in den Modellregionen

In den Modellregionen werden fortlaufend Daten zur Phosphatbilanzierung sowie der Entwicklung der Phosphatgehalte im Boden erfasst. Die Analysen wurden mittels CAL-Methode für den Tiefenbereich von 0-30 cm erstmals an Bodenproben aus dem Jahr 2018 vorgenommen und mit Proben aus dem Jahr 2022 wiederholt.

Die Modellregionen Vorgeest (SHV) und Emsland (NIE) wiesen im Mittel die höchsten Boden-Phosphatgehalte auf und liegen in der sehr hoch versorgten VDLUFA-Gehaltsklasse E (VDLUFA 2018; Abbildung 36). Auch die weiteren Modellregionen mit intensiver Tierhaltung am Niederrhein (NWN) und im Münsterland (NWM) zeigten im Mittel hoch versorgte Böden der Gehaltsklasse D. Eine Ausnahme stellte die Modellregion Massing (BYM) dar, wo vorwiegend Gehaltsklassen im Bereich C und D festgestellt werden konnten.

In den Modellregionen mit Ackerbaubetrieben wurden zumeist Phosphatgehalte im Bereich D festgestellt, wobei die Böden der Modellregion Schilde in der Gehaltsklasse C die geringsten Werte aufwiesen.

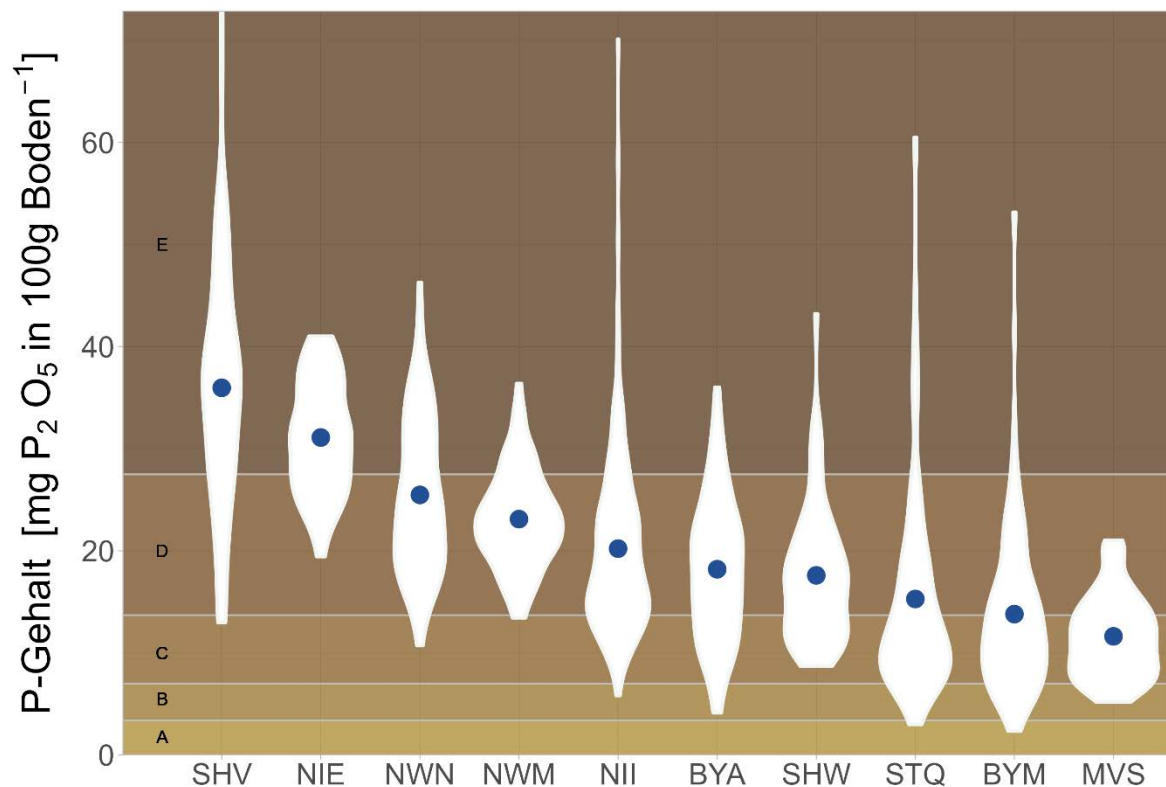


Abbildung 36: Verteilung der Phosphatgehalte im Boden gemessen mittels CAL-Methode in den zehn Modellregionen

Dargestellt sind die Gehalte in mg (Violinplot, weiß) sowie als Gehaltsklassen (A-E, farbige Fläche) nach (Vdlufa, 2018). Blaue Punkte markieren die Mittelwerte je Modellregion.

Quelle: JKI.

Bei den P-Schlagbilanzen wiesen alle Modellregionen negative Salden auf (Abbildung 37). In den Regionen mit intensiver Tierhaltung wurde Phosphat zu einem sehr hohen Anteil mit organischen Düngern zugeführt. Aber auch in den Ackerbauregionen wurde ungefähr die Hälfte der Zufuhr über organische Dünger abgedeckt. Beim Abgleich der Salden mit den Phosphatgehalten im Boden lassen sich tendenziell Zusammenhänge im Vergleich der Modellregionen aufzeigen. So hatte die Region Emsland (NIE) den höchsten Saldo und wies auch sehr hohe Phosphatgehalte im Boden auf. Wagrien (SHW), Querfurt (STQ) und Schilde (MVS) zeigten eher niedrige Salden und entsprechend geringere Phosphatgehalte im Boden. Andererseits zeigten die Modellregionen Niederrhein (NWN) und Vorgeest (SHV) trotz geringer Salden hohe Phosphatgehalte im Boden. Hieran wird deutlich, dass auch die länger zurückliegende Bewirtschaftung (langjährig organische Düngung, möglicherweise z.T. Düngung über Bedarf) sich mittel bis langfristig in den Boden-Phosphatgehalten niederschlagen kann.

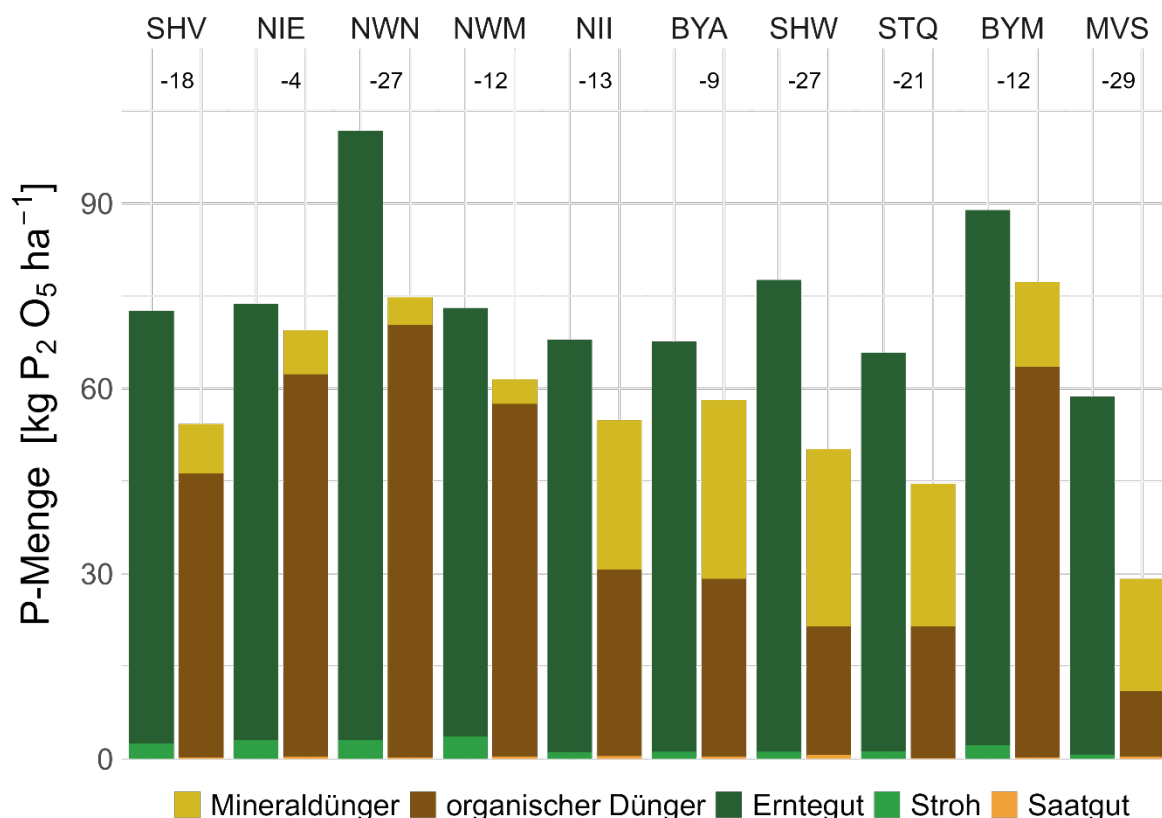


Abbildung 37: Phosphatschlagbilanzparameter mit Zufuhren über Mineraldünger, organische Dünger und Saatgut sowie Abfuhren über Haupterntegüter und Stroh

Zahlen zeigen die mittleren Salden pro Modellregion (2014 bis 2024 für Ackerbauregionen und 2021 bis 2024 für Modellregionen mit Tierhaltung).

Quelle: JKI.

In den Ackerbauregionen wurden die Messungen der Boden-Phosphatgehalte in den Jahren 2018 und 2022 durchgeführt, sodass erste Aussagen über die Entwicklung getroffen werden können. In Abbildung 38 ist die Veränderung für Schläge mit einem Gehalt unter und über 20 mg Phosphat je 100 g Boden CAL dargestellt. Diese Grenze wurde gewählt, weil laut DüV ab 20 mg phosphathaltige Düngemittel höchstens bis in Höhe der voraussichtlichen Phosphatabfuhr aufgebracht werden dürfen. Insgesamt zeigt sich, dass sich der Boden-Phosphatgehalt im Mittel der Testflächen in allen Modellregionen verringert hat, abgesehen von der Modellregion Aichach (BYA, < 20 mg P₂O₅). Zudem war die Reduktion im Phosphatgehalt in Böden mit Gehalten >20 mg P₂O₅ in vier der fünf Ackerbauregionen stärker als auf den niedriger versorgten Schlägen.

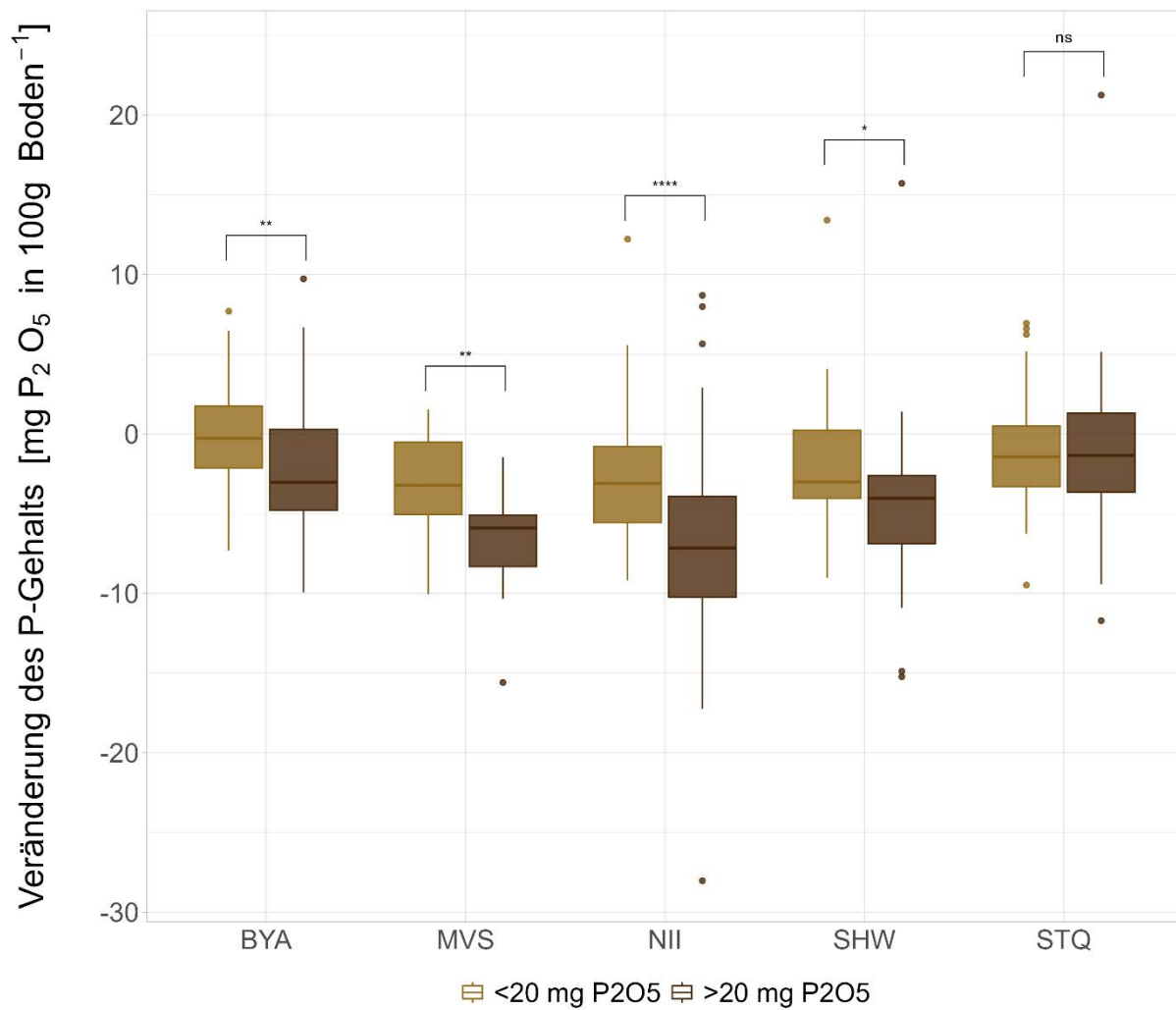


Abbildung 38: Veränderung des Phosphatgehalts im Boden [mg P₂O₅ 100g⁻¹] von 2018 zu 2022 für Phosphatgehalte über (dunkelbraun) oder unter 20 mg Phosphat (hellbraun)

Mittelwertvergleich mit den Signifikanzniveaus *0.05, **0.01, ***0.001.

Quelle: JKI.

6 Synthese

6.1 Aufbau des Systems

Im aktuellen Berichtszeitraum konnte das Monitoringsystem wie beabsichtigt weiter aufgebaut werden:

Erste Monitoringebene: landwirtschaftliche Emissionen

Die Zeitreihen des Emissionsteils wurden weiter ausgebaut und um die nationale Stickstoffbilanz ergänzt.

Zweite Monitoringebene: Immissionsdaten der Gewässer

In der Monitoringebene Immissionen ermöglicht es die Auswertung der Ausweisungsmessstellen nach AVV GeA, ein differenziertes Bild im Hinblick auf die räumliche Belastungssituation des Grundwassers zu erlangen. Aufgrund der kurzen Zeitreihen und der Tatsache, dass bewirtschaftungsbedingte Änderungen von Nitratreinträgen in das Grundwasser sich verzögert auswirken, sind noch keine zeitlichen Trends ableitbar. Das AVV-Ausweisungsmessnetz wird weiterhin in vielen Bundesländern ausgebaut, sodass es voraussichtlich auch in den kommenden Jahren zu Veränderungen im Messnetz kommen wird. Die Anzahl der für die Auswertung der Nitratbelastung zur Verfügung stehenden Grundwassermessstellen hat sich von 7.495 in 2020 auf 8.937 Messstellen in 2024 erhöht. An Fließgewässern wurde in 2023 das Messnetz der zusätzlichen Messstellen eingerichtet und mit den Messungen begonnen.

Dritte Monitoringebene:

Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation

Das Modellsystem AGRUM-DE ist im kürzlich abgeschlossenen Projekt „RELAS“ zu großen Teilen an die Anforderungen des Wirkungsmonitorings angepasst worden. Im letzten Schritt wurde der regionale Status quo der Nährstoffeinträge in die Gewässer für den Basiszeitraum 2018–2021 mit den oben beschriebenen Einschränkungen erfasst und kann nun im Zeitverlauf fortgeschrieben werden. Die Modellierungsergebnisse stehen den Ländern als Informationsgrundlage zur Umsetzung des Wirkungsmonitorings, der WRRL und der Nitratrichtlinie zur Verfügung.

Teilbereich Modellregionen

Die Zeitreihen für die Indikatoren der Modellregionen wurden weiter ausgebaut. Der Monitoringbericht soll Daten aus der 2022 eingerichteten Modellregion Ackerbau in Brandenburg bzw. der 2023 eingerichteten Modellregion Gemüsebau in Rheinland-Pfalz erweitert werden, sobald die Zeitreihen lange genug sind.

6.2 Indikatoren

Erste Monitoringebene: landwirtschaftliche Emissionen

Die sektoralen Indikatoren zeigen, dass der Emissionsdruck durch agrarstrukturelle Veränderungen seit einigen Jahren rückläufig ist. Die Tierhaltung steht seit mehreren Jahren unter gesellschaftlichem und finanziellem Druck, was zu einem deutlichen Rückgang der Viehhaltung und des damit verbundenen Nährstoffanfalls geführt hat. Der Mineraldüngerabsatz ist seit Jahren rückläufig. Die Gründe dafür sind vielfältig, hervorzuheben sind aber die Dürre bzw. Trockenjahre in 2018 bis 2022, die Auswirkungen des Ukrainekriegs auf Energie- und Düngemittelmärkte sowie die Änderungen der Düngeverordnung seit 2017. Diese Entwicklungen spiegeln sich auch in den rückläufigen nationalen Stickstoffbilanzen wider. Der Einzelbeitrag der jeweiligen Einflussfaktoren zur Minderung ist gegenwärtig nicht quantifizierbar. Auswertungen von modellierten regionalen Stickstoffbilanzparametern zeigen, dass vor allem in belasteten Grundwasserkörpern der Emissionsdruck nachlässt. Aussagen zur Emissionsentwicklung in den belasteten Gebieten nach AVV GeA sind allerdings erst möglich, wenn die Datengrundlage noch weiter verbessert wurde und mehrjährige Zeitreihen vorliegen.

Zweite Monitoringebene: Immissionsdaten der Gewässer

Die Datenauswertung der Grundwassermessstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes zeigen, dass die Nitratbelastung des Grundwasser in den mit Nitrat belasteten Gebieten nur langsam zurückgeht. Es wird deutlich, dass Grundwassermessstellen mit überwiegender landwirtschaftlicher Beeinflussung stärker mit Nitrat belastet sind als solche, die nur geringfügig landwirtschaftlich beeinflusst sind. Die beschriebenen Veränderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung über die vergangenen Jahre werden erst allmählich zu einer Verbesserung der Nitratbelastung des Grundwassers führen, da eine Änderung der Belastungssituation des Grundwassers naturbedingt langsam und verzögert stattfindet. Diese Verbesserungen werden auf Grund unterschiedlicher hydrogeologischer Randbedingungen nicht an allen Standorten gleichermaßen in Form sinkender Nitratkonzentrationen im Grundwasser sichtbar werden. Effekte sollten zuerst im Sickerwasser beobachtet werden können, das als ein Parameter in den Modellregionen im Rahmen des Wirkungsmonitorings kontinuierlich untersucht wird.

Die Konzentrationen von Phosphor an den repräsentativen Messstellen der Fließgewässer sind rückläufig. Es kann aber anhand der verfügbaren Daten nicht eingeschätzt werden, zu welchem Prozentsatz die Maßnahmen der DüV oder andere Maßnahmen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, wie beispielsweise die Reduzierung der Nährstofffrachten aus dem kommunalen Abwasser, hier bereits eine langfristig nachhaltige Wirkung zeigen. Analog ist anhand der verfügbaren Daten ebenfalls nicht einzuschätzen, zu welchem Prozentsatz die Verbesserung auf die Dürre bzw. Trockenjahre in 2018 bis 2022 und damit einen verminderten Eintrag durch Wassererosion und Oberflächenwasserabfluss zurückzuführen ist.

Dritte Monitoringebene:

Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation

Die Ergebnisse der nach Eintragspfaden differenzierten Stoffeintragsmodellierung zeigen, dass die Belastungssituation nicht nur von der Höhe landwirtschaftlicher und nicht-landwirtschaftlicher Nährstoffemissionen abhängt, sondern auch von regionalen klimatischen und hydrogeologischen Gegebenheiten. Diese Gegebenheiten sind in die Bewertung der Effektivität der Düngeverordnung einzubeziehen – insbesondere, wenn auf dieser Grundlage Prognosen zur langfristigen Wirkung auf die Gewässerqualität erfolgen. Um die Belastbarkeit der deutschlandweiten Modellergebnisse zu erhöhen, ist es notwendig, die Datengrundlagen zu verbessern und länderübergreifend weiter zu harmonisieren sowie teilweise auch die Methodik weiterzuentwickeln. Die Plausibilisierung der Modellierungsergebnisse wird dementsprechend fortgeführt.

Teilbereich Modellregionen

In den Modellregionen zeigt sich bei den Ackerbaubetrieben seit 2017 eine deutliche Minderung der Stickstoffüberschüsse und eine erhöhte Stickstoffeffizienz. Diese Entwicklung ist bislang noch nicht in den Herbst- $N_{\min}$ -Werten sichtbar, sodass bewirtschaftungsbedingte Änderungen in der Nitratkonzentration des Sickerwassers bislang nicht beobachtet werden konnten. Bei den tierhaltenden Betrieben sind aufgrund des kurzen Erhebungszeitraumes noch keine Aussagen zu möglichen Trends ableitbar.

6.3 Ausblick

Mit der geplanten Änderung des Düngegesetzes (DüngG) soll zukünftig die entsprechende Rechtsgrundlage geschaffen werden, um eine verbesserte Datengrundlage für die Erweiterung des Monitorings zu ermöglichen. Das DüngG soll die Grundlage für den Erlass einer Verordnung bereitstellen, in der rechtsverbindlich festgelegt werden soll, welche weiteren Daten für das Monitoring zu erheben, verarbeiten und nutzen sind.

Erste Monitoringebene: landwirtschaftliche Emissionen

Die Zeitreihen der Emissionsindikatoren werden weiter ausgebaut bzw. regionale Datenlücken geschlossen. Für den Monitoringbericht 2026 ist zudem vorgesehen, mit dem Modell RAUMIS ermittelte landwirtschaftliche Phosphorbilanzen zu berichten. Mit Verabschiedung der o. g. Rechtsgrundlage wird außerdem erwartet, dass die für das Monitoring zur Verfügung stehende Datengrundlage zu landwirtschaftlichen Emissionen deutlich erweitert werden kann.

Zweite Monitoringebene: Immissionsdaten der Gewässer

Wie bereits in den vergangenen Jahren geschehen, wird das Ausweisungsmessnetz nach AVV GeA weiter konsolidiert bzw. weiter verdichtet. Es sollen damit in den nächsten Jahren zusätzliche Messstellen zur Verfügung stehen, die für die Ausweisung belasteter Gebiete herangezogen und darüber hinaus auch für die Beschreibung der Belastungssituation des Grundwassers mit Nitrat im Rahmen des Wirkungsmonitorings berücksichtigt werden können. Auch die 2022 in der Grundwasserverordnung festgelegte Berücksichtigung des Denitrifikationswertes wird sich auswirken. Des Weiteren werden für Fließgewässer weitere Daten aus dem erweiterten Messnetz vorliegen.

Dritte Monitoringebene:

Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation

Die Modellierungsarbeiten werden im Projekt „RELAS II“ fortgesetzt. Ein Schwerpunkt der Arbeiten in „RELAS II“ wird u. a. auf einer erweiterten Plausibilisierung der Modellergebnisse z. B. durch Einbeziehung von N₂/Ar-Messungen im Grundwasser zur Plausibilisierung des modellierten Nitratreintrags ins Grundwasser liegen. Daneben sind in „RELAS II“ Modellweiterentwicklungen geplant, z. B. hinsichtlich zur Einbeziehung von Aufenthaltszeiten bei Nährstofftransportmodellierungen und der Reaktionszeit bei szenariobasierten Wirkungsentwicklung von Maßnahmen.

Teilbereich Modellregionen

Die Untersuchungen in den Modellregionen laufen planmäßig im Rahmen des Demonstrationsvorhabens MoNi2. Die bislang vorliegenden Zeitreihen der Betriebe mit Ackerbau und Tierhaltung werden entsprechend fortgeschrieben. Zudem befinden sich die zwei Modellregionen mit Gemüsebau bereits im dritten Jahr der Datenaufnahme.

7 Anhang 1: Indikatoren

Tabelle A.1: Indikatoren des Feinkonzepts

Indikator-Nr.	Bewertungskriterien
	Bewertungskriterien Stickstoff: Emissionen
1	Anteil mit Nitrat belastetes Gebiet an der LF
2	N-Flächenbilanzsaldo
3	N-Mineraldüngereinsatz
4	N-Aufbringung aus organischen Düngemitteln insgesamt
5	Kulturartenspektrum bzw. Fruchtfolge
6	Ertragsentwicklung
7	Viehbestand
	Bewertungskriterien Stickstoff: Immissionen
8	Anzahl Messstellen mit > 50 mg Nitrat / l
9	Nitratgehalt an Messstellen mit > 50 mg Nitrat / l
10	Anzahl Messstellen mit > 37,5 mg Nitrat / l und steigendem Trend
11	Nitratgehalt an Messstellen mit > 37,5 mg Nitrat / l und steigendem Trend
12	Anzahl Messstellen mit ≤ 37,5 mg Nitrat / l + > 37,5 mg Nitrat / l ohne steigenden Trend
13	Nitratgehalt an Messstellen mit ≤ 37,5 mg Nitrat / l + > 37,5 mg Nitrat / l ohne steigenden Trend
	Bewertungskriterien Stickstoff: Modellierung (differenziert nach Eintragspfaden)
14	Nitratkonzentration im Sickerwasser
15	Nitratkonzentration im neu gebildeten Grundwasser
16	Nitrat-Eintrag ins Grundwasser
17	N-Einträge in Oberflächengewässer
18	N-Eintrag in Nord- und Ostsee
	Bewertungskriterien Phosphor: Emissionen
19	Anteil eutrophiertes Gebiet an der LF
20	Bodenbedeckung (C-Faktor)
21	Mind. 5m Randstreifen/Stilllegung am Gewässer (Ackerfläche) verpflichtend ja/nein
22	P-Versorgung im Oberboden nach §4 Abs. 4 DüV (mg, Bezug auf Analysemethode)
23	P-Mineraldüngereinsatz
24	P-Aufbringung aus organischen Düngern insgesamt

Indikator-Nr.	Bewertungskriterien
	Bewertungskriterien Phosphor: Immissionen
25	Phosphorkonzentration in Fließgewässern
26	Ökologischer Zustand biologischer Qualitätskomponenten (wie in AVV GeA)
	Bewertungskriterien Phosphor: Modellierung (differenziert nach Eintragspfaden)
27	P-Einträge in Oberflächengewässer
28	P-Frachteintrag in Nord- und Ostsee
	Bewertungskriterien Stickstoff: Modellregionen
29	Schlagbilanz Saldo
30	Stoffstrombilanz Saldo
31	Frühjahr-N _{min}
32	Ernte-N _{min}
33	Herbst-N _{min}
34	Nitratkonzentration in den Tiefbohrungen

Quelle: Feinkonzept (2. Monitoringbericht).

8 Anhang 2: Methodik der Indikatorenberechnung

8.1 Emissionsindikatoren

8.1.1 Viehbestand

Für die Berechnung der Viehbesatzdichte in Großvieheinheiten (GV) wurden die Umrechnungsschlüssel in Tabelle A.2 genutzt, die entsprechend der vorliegenden Verfahrensdifferenzierung aus Veröffentlichungen des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LFULG) zusammengestellt wurden (LFULG 2024).

Tabelle A.2: Verwendete GV-Schlüssel

Verfahren	GV
Milchkühe	1,2000
Kälber	0,3000
Milchfärsen	0,6000
Weibliche Mastrinder	0,7000
Männliche Mastrinder	0,7000
Mutterkühe	1,2000
Männliche Rinder > 2 Jahre	1,2000
Sauen	0,3000
Aufzuchtferkel	0,0300
Mastschweine	0,1400
Eber	0,3000
Mutterschafe und übrige erwachsene Schafe	0,1000
Lämmer	0,0500
Ziegen	0,1000
Großpferde	1,0000
Kleinpferde und Ponys	0,5000
Legehennen	0,0034
Masthähnchen und -hühnchen	0,0015
Junghennen	0,0014
Gänse	0,0084
Enten	0,0040

Verfahren	GV
Puten-Hähne	0,0222
Puten-Hennen	0,0125
Gehegewild	0,1000
Kaninchen	0,0250
Straußen	0,0700
Pelztiere	0,0020

Quelle: LFULG 2024.

8.1.2 Bodenbedeckung (C-Faktor)

Der C-Faktor wurde auf Grundlage von InVeKoS-Daten nach der Methode von Auerswald et al. (2021) abgeleitet. Da in der Publikation nicht alle Kulturarten aus dem InVeKoS abgedeckt sind, wurden zusätzlich C-Faktoren des Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2017) berücksichtigt. Für einige Kulturarten geben Auerswald et al. (2021) C-Faktoren in Abhängigkeit der Bewirtschaftung (konventionelle Saat, Mulchsaat, Direktsaat) an. Angaben des Statistischen Bundesamts zur Häufigkeit der jeweiligen Verfahren für die einzelnen Kulturen sind auf Landesebene für das Jahr eingeflossen (Statistisches Bundesamt 2017). Angaben aus dem InVeKoS zum Anbau von Zwischenfrüchten, Randstreifen oder Untersaaten wurden in diesem Bericht noch nicht berücksichtigt.

8.2 Modellregionen

In den Modellregionen wird auf repräsentativen Betrieben ein bundesweit einheitliches Messprogramm bestehend aus rechnerischen und analytischen Indikatoren angewandt. Um frühzeitig Prognosen zu Maßnahmenwirkungen ableiten und einen direkten Bezug zur Bewirtschaftung herstellen zu können, konzentriert sich das Untersuchungsprogramm auf die Bereiche Bodenoberfläche, Wurzelzone sowie Sicker- und Dränwasser in der ungesättigten Bodenzone. Die Erhebungen dienen zunächst einer differenzierten Erfassung des Ist-Zustandes und der spezifischen bewirtschaftungs- und standortbedingten Faktoren, welche eine Nitratbelastung oder Eutrophierung bedingen. Hieraus kann bereits eine erste Prognose auf die voraussichtliche Wirkung bestimmter Maßnahmen getroffen werden. Im zeitlichen Verlauf werden dann auch Entwicklungstrends zunehmend betrachtet werden können.

Die Modellregionen repräsentieren stichprobenartig für die Nitrat- und Phosphatbelastung bedeutende agrarstrukturelle Räume. Bei der Verortung der Modellregionen werden sowohl belastete Bereiche gemäß § 13a DüV sowie unbelastete Gebiete einbezogen.

Als Modellbetriebe werden sechs oder zwölf Vollerwerbsbetriebe mit für die Modellregion repräsentativer landwirtschaftlicher Produktionsausrichtung ausgewählt. Die Modellbetriebe innerhalb einer Modellregion weisen eine relativ homogene Struktur (Produktionsschwerpunkt, Anbaufolge,

Bodeneigenschaften) auf, sodass die Anzahl der Betriebe im Sinne einer gerichteten Stichprobe als statistische Wiederholung gewertet werden kann. Durch diese restriktive Stichprobenauswahl soll sichergestellt werden, dass die Variation der Bewirtschaftung und damit der Sickerwasserqualität zwischen den Betrieben möglichst gering ist, um Auswirkungen einer geänderten Bewirtschaftungsweise auf die Nährstofffrachten mit höherer Wahrscheinlichkeit feststellen zu können. Von jedem Modellbetrieb werden für die Durchführung des Messprogramms zwölf repräsentative Ackerschläge bereitgestellt, die bestimmte Kriterien erfüllen.

Das in den Modellregionen zur Anwendung kommende Messprogramm beinhaltet die Erhebung sowohl rechnerischer (Stoffstrombilanz, Schlagbilanzen, Fruchtbilanzen) als auch analytischer Indikatoren (Frühjahrs-, Ernte- und Herbst- N_{min} -Werte, Nitrattiefenprofile und, sofern Dränsysteme vorhanden sind, Dränagemessungen) (vgl. Abbildung A1). Das Messprogramm ist modular aufgebaut, sodass z. B. Nitrattiefenprofile bei gedränten Flächen durch Dränmessungen ergänzt oder ggf. 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 einer oder mehrerer Modellregionen aggregiert. Dabei repräsentieren die Indikatoren unterschiedliche vertikale Ebenen von der Bodenoberfläche über die Wurzelzone bis zum Sicker- und Dränwasser in der ungesättigten Bodenzone.

Um eine einheitliche Erhebung und regionsübergreifende Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, werden Pflichtenhefte verwendet, die z. B. die Auswahl von Testflächen, die Methoden bei der Datenerhebung sowie Regeln bei der Datenverarbeitung vorgeben.

Das Messprogramm wird in ausgesuchten Teilbereichen um weiterführende hydrogeologische Untersuchungen zur Aufklärung der zeitlichen und räumlichen Zusammenhänge zwischen Emissionen und Immissionen ergänzt werden.

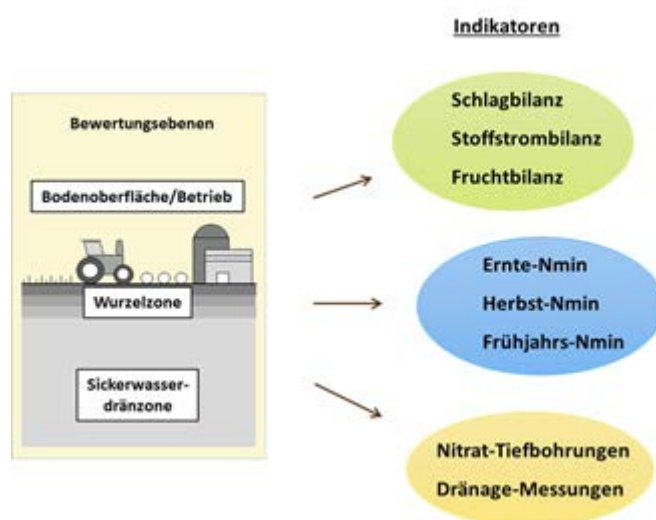


Abbildung A1: In den Modellregionen durchgeführtes Messprogramm mit Zuordnung zur vertikalen Bezugsebene

Quelle: JKI.

Die Auswertung der Daten ist in zwei Bereiche untergliedert. Die einzelbetriebliche Auswertung umfasst in allen Modellregionen die Analyse der Schlagbilanzen, der Hoftorbilanzen, N_{min} -Messungen sowie der Tiefbohrdaten und Dränmessungen (nur dort wo relevant). Aufbauend auf den einzelbetrieblichen Analysen werden die Ergebnisse auf die Ebene der Modellregionen nach

Produktionsrichtungen (Ackerbau, Tierhaltung, Gemüsebau) aggregiert und so für die Berichterstattung zusammengefasst.

In eutrophierten Gebieten werden Modellregionen in Einzugsgebieten von Oberflächengewässern eingerichtet. Das Messprogramm wird auf zwei Ebenen basieren. Auf der ersten Ebene wird ein Messprogramm entsprechend dem Vorgehen beim Nitrat-Monitoring auf Schlag- bzw. Betriebsebene angewendet. Die zweite Ebene besteht aus hydrologischen Untersuchungen in Oberflächengewässern und der Charakterisierung des Einzugsgebiets von Messstellen. Die genaue Struktur dieser Modellregionen und das anzuwendende Messprogramm werden im Zuge der Weiterentwicklung des Monitoringkonzeptes fortlaufend konkretisiert.

8.3 Nährstoffbilanzierung mit RAUMIS

8.3.1 Datengrundlagen

Die Nährstoffbilanzierung mit RAUMIS erfolgt auf Grundlage von verschiedenen betrieblichen und statistischen Datengrundlagen (vgl. Tabelle A.3). Die betrieblichen Daten sowie die $N_{\min}$ -Werte werden von den Bundesländern bereitgestellt.

Tabelle A.3: Übersicht der Datengrundlagen der Nährstoffbilanzierung

Bundesland	Land-nutzung	Viehhaltung	Erträge	Biogas	Wirtschafts-dünger-transporte	Klärschlamm	Kompost	N _{min}
Baden-Württemberg	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Abfallstatistik	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach NID-Region)
Bayern	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Klärschlammka-taster (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Regierungsbe-zirk)
Brandenburg (inkl. Berlin)	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Klärschlammka-taster 2021/22 (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Bodengruppe)
Hessen	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Klärschlammka-taster (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart)
Mecklenburg-Vorpommern	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	Meldedaten	Klärschlammka-taster (Kreis/Flurstk.)	Verbringungs-daten	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Bewirtschaf-tungsform)
Niedersachsen	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	Meldedaten	Klärschlammka-taster (Ge-meinde)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Boden-Klima-Raum, Kreis)
Nordrhein-Westfalen	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Abfallstatistik	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Bodenart, Vor-frucht)
Rheinland-Pfalz	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Klärschlammka-taster (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Kreis)

Bundesland	Land-nutzung	Viehhaltung	Erträge	Biogas	Wirtschafts-dünger-transporte	Klärschlamm	Kompost	N _{min}
Schleswig-Hol-stein	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Klärschlammka-taster (Kreis)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Bodenart, Bo-denraum, Vorfrucht)
Saarland	Agrar-atlas	Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Abfallstatistik, Klärschlammka-taster (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart)
Sachsen	Agrar-atlas	Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Abfallstatistik	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Bodenart)
Sachsen-Anhalt	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Klärschlammka-taster (Kreis)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Rasterdaten
Thüringen	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags-statistiken	Marktstamm-datenregister	--	Klärschlammka-taster (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststati-stik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Boden-Klima-Raum, Bodenart)

Quelle: Thünen-Institut.

8.3.2 Veränderungen der Modellergebnisse im Vergleich zum vorhergehenden Bericht

In Abbildung A.2 und in Tabelle A.4 sind die Ergebnisse der Modellläufe gegenübergestellt. Im Vergleich zum Monitoringbericht 2024 wurden für den aktuellen Monitoringbericht im Bilanzmodell im Wesentlichen folgende Veränderungen vorgenommen:

- Berücksichtigung von Ammoniak-Emissionen, die auf die Ausbringung von mineralischen Düngemitteln zurückzuführen sind (Rösemann et al. 2025)
- Berücksichtigung des satzweisen Anbaus von Gemüse
- Berücksichtigung von Ausnahmetatbeständen in mit Nitrat belasteten Gebieten
- Rückwirkende Aktualisierung von einzelnen Datengrundlagen und Koeffizienten, darunter die Übernahme der aktuellsten Submission der landwirtschaftlichen Emissionsinventare (Submission 2025, Rösemann et al. 2025) sowie die Kulissen der mit Nitrat belasteten Gebiete für 2022
- Korrekturen einzelner Parameter

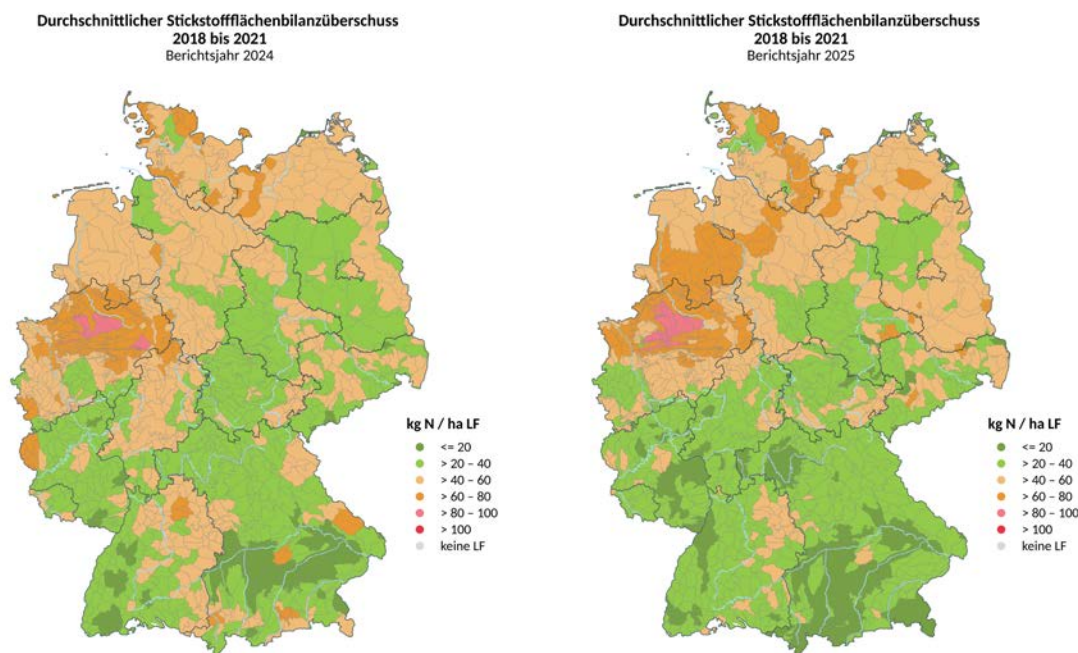


Abbildung A.2: Vergleich der RAUMIS-Modellergebnisse für die Stickstoffflächenbilanzen des Berichtsjahrs 2024 mit dem aktuellen Berichtsjahr für den Zeitraum 2018–2021 auf Ebene der Grundwasserkörper

Quelle: Thünen-Institut.

Tabelle A.4: Vergleich der RAUMIS-Modellergebnisse für die Stickstoffflächenbilanzen des Berichtsjahrs 2024 mit dem aktuellen Berichtsjahr für den Zeitraum 2018–2021 auf nationaler Ebene

Quelle		2018	2019	2020	2021	2022
Berichtsjahr 2024	N-Saldo	51,2	37,6	42,2	35,9	
Berichtsjahr 2025	N-Saldo	46,4	34,1	40,0	33,7	15,5

Quelle: Thünen-Institut.

Literaturverzeichnis

- Auerswald, Karl, Florian Ebertseder, Karin Levin, Ye Yuan, Volker Prasuhn, Nils Ole Plambeck, Annette Menzel, and Max Kainz. 2021. „Summable c Factors for Contemporary Soil Use.” *Soil and Tillage Research* 213: 105155. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105155>.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUV). 2021. „2. Monitoringbericht zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer.” Unveröffentlicht.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUV). 2024. „5. Monitoringbericht zur Wirkung der Düngeverordnung auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer.” Unveröffentlicht.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUV). 2024. „Nitratbericht 2024.” 2024. <https://www.bmu.de/download/nitratberichte>. Zugriff: 3. November 2025.
- Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH). 2025a. „Statistischer Monatsbericht.” <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-kapitel-a-landwirtschaft>. Zugriff: 3. November 2025.
- Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH). 2025b. „Struktur Des Öko-Landbaus.” <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/oekologischer-landbau/struktur-des-oeko-landbaus>.
- Bundesregierung. 2021. „Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie: Weiterentwicklung 2021.” <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/992814/1875176/3d3b15cd92d0261e7a0bc8f43b7839/deutsche-nachhaltigkeitsstrategie-2021-langfassung-download-bpa-data.pdf>. Zugriff: 25.10.2024.
- Deutscher Wetterdienst (DWD). 2024. Monatlicher Klimastatus Deutschland – Rückblick und Vor-schau. https://www.dwd.de/DE/leistungen/pb1mb_verlag_monat_klimastatus/monat_klimastatus.html. Zugriff: 3. November 2025.
- Dieser, M., S. Zieseniß, H. Mielenz, K. Müller, J.-M. Greef, B. Stever-Schoo, 2023: Nitrate leaching potential from arable land in Germany: Identifying most relevant factors. *Journal of environmental management* 345, 118664. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118664>.
- Grebe, Sven. 2025. persönliche Kommunikation.

- Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG). 2017. „C-Faktor.“ <https://www.hlnug.de/themen/boden/auswertung/bodenerosionsbewertung/bodenerosionsatlas/c-faktor>. Zugriff: 3. November 2025.
- Müller, K., U. Häußermann, M. Bach, and J. M. Greef. 2024. „Berechnung Der Stickstoff-Bilanz Für Die Landwirtschaft in Deutschland Jahre 1990 Bis 2019: Handbuch.“ <https://doi.org/10.5073/20230105-082452>.
- Renard, K. G., G. R. Foster, G. A. Weesies, D. K. McCool, and D. C. Yoder. 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Edited by US Department of Agriculture. Agriculture Handbook 703.
- Rösemann, C., C. Vos, H.-D. Haenel, U. Dämmgen, U. Döring, S. Wulf, B. Eurich-Menden, A. Freibauer, H. Döhler, B. Steuer, B. Osterburg and R. Fuß. 2025. „Calculations of Gaseous and Particulate Emissions from German Agriculture 1990–2023: Report on Methods and Data (RMD) Submission 2025.“
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LFULG). 2024. „Detaillierter GV-Schlüssel Des Sächsischen Landesamtes Für Umwelt, Landwirtschaft Und Geologie.“ <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/umrechnungsschluessel-fuer-gv-ve-und-dungeinheiten-15609.html>. Zugriff: 3. November 2025.
- Sanders, Jörn, and Jürgen Heß. 2019. „Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft.“ Thünen Report. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_65.pdf. Zugriff: 3. November 2025.
- Statistisches Bundesamt. 2017. „Agrarstrukturhebung (ASE) 2016: Fachserie 3 Reihe 2.2.1 und Reihe 2.2.4.“ https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/_publikationen-fachserienliste-3.html?nn=206136. Zugriff: 3. November 2025.
- Statistisches Bundesamt. 2025. „Land- und Forstwirtschaft, Fischerei.“ https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/_inhalt.html. Zugriff: 3. November 2025.
- VDLUFA 2018. Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. Standpunkte des VDLUFA, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. 11 S., URL: https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/2018_Standpunkt_P-Duengung.pdf. Zugriff: 23. Mai 2025.