



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit
und Verbraucherschutz

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

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

November 2024

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen	III
Verzeichnis der Tabellen	VII
1 Einleitung	VIII
2 Erste Monitoringebene: landwirtschaftliche Emissionen	9
2.1 Entwicklungen des Agrarsektors	9
2.1.1 Mineraldüngerabsatz	9
2.1.2 Viehbestände	11
2.1.3 Biogaserzeugung	14
2.1.4 Sonstige Düngemittel	15
2.1.5 Ökologischer Landbau	17
2.2 Entwicklungen Stickstoffemissionen in belasteten und unbelasteten Gebieten	18
2.2.1 Anteil mit Nitrat belasteter Gebiete an der landwirtschaftlich genutzten Fläche	21
2.2.2 Kulturartenspektrum (Hauptkulturen)	23
2.2.3 Ertragsentwicklung der Hauptkulturen	25
2.2.4 Entwicklung der Stickstoffflächenbilanzen in den Grundwasserkörpern	29
2.3 Entwicklungen Phosphor	34
2.3.1 Flächenanteile eutrophierter (gelber) Gebiete	34
2.3.2 Bodenbedeckung	36
3 Zweite Monitoringebene: Immissionsdaten der Gewässer	39
3.1 Grundwasser	39
3.1.1 Analyse der Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes	40
3.1.2 Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten	47
3.2 Fließgewässer	48
3.2.1 Phosphorkonzentration in Fließgewässern	48
3.2.2 Eutrophierungseinstufung	50
4 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation	52
4.1 Landwirtschaftliche Modellierung: Arbeiten am Thünen-Institut	52
4.2 Hydrologische Modellierung	55
5 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen	64
6 Synthese und Ausblick	72
7 Anhang 1: Indikatoren	75
8 Anhang 2: Methodik der Indikatorenberechnung	76
8.1 Emissionsindikatoren	76
8.1.1 Viehbestand	76

8.1.2	Bodenbedeckung (C-Faktor)	77
8.2	Modellregionen	77
8.3	Nährstoffbilanzierung mit RAUMIS	80
Literaturverzeichnis		82

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 2023 ist das Jahresmittel 2021–2023 dargestellt, ermittelt aus den Angaben zu den Wirtschaftsjahren 1999–2023.).....	10
Abbildung 2: Entwicklung des Viehbestands in Deutschland, in Großvieheinheiten (GV) und in GV je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) für den Zeitraum 1999–2023. Sonstige Tiere beinhalten v. a. Schafe, Ziegen und Pferde.....	12
Abbildung 3: Regionale Verteilung der Viehbesatzdichten auf die Bundesländer in 2023 und Entwicklungstrends seit 2012.	13
Abbildung 4: Anzahl der Rinder pro ha LF in 2023 auf Kreisebene.....	14
Abbildung 5: Entwicklung des Biogasanlagenbestandes und der installierten elektrischen Leistung (ohne Überbauung) im Zeitraum 2000–2022.....	15
Abbildung 6: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm aus der öffentlichen Abwasserentsorgung im Zeitraum 2006–2022.	16
Abbildung 7: Landwirtschaftliche Verwertung von Gärrest und Kompost aus biologischen Behandlungsanlagen im Zeitraum 2006–2022.	17
Abbildung 8: Entwicklung der Flächenanteile des ökologischen Landbaus in Prozent der LF im Zeitraum 1996–2023.....	18
Abbildung 9: Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand für Nitrat nach WRRL (links) und mit Nitrat belastete Gebiete nach AVV GeA (rechts).	20
Abbildung 10: Prozentualer Anteil der Hauptkulturarten an der LF der jeweiligen Kulisse.	24
Abbildung 11: Ertragsentwicklung der Hauptkulturen im Zeitraum 2010–2023.....	26
Abbildung 12: Kreiserträge für Winterweizen und Silomais im Jahr 2023 mit prozentualer Abweichung zum Fünfjahresmittel und zum langjährigen Mittel.	28
Abbildung 13: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus organischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2018–2021 (links) sowie deren Entwicklung über die Zeit (rechts, Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$).....	30

Abbildung 14: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus mineralischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2018–2021 (links) sowie deren Entwicklung über die Zeit (rechts, Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$).....	32
Abbildung 15: Durchschnittlicher Stickstoffflächenbilanzüberschuss in den Grundwasserkörpern der Jahre 2018–2021 (links) und sowie deren Entwicklung über die Zeit (rechts, Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$).	33
Abbildung 16: Eutrophierte Gebiete nach § 13a Düngeverordnung. Gebietsausweisung auf Grundlage der AVV GeA.	35
Abbildung 17: C-Faktor auf Rasterbasis ($100\text{ m} \times 100\text{ m}$) für Ackerland und Dauerkulturen, fünfjähriges Mittel (2018–2022).	37
Abbildung 18: Häufigkeitsverteilung der C-Faktorwerte auf Rasterbasis ($100\text{ m} \times 100\text{ m}$) im Zeitverlauf nach eutrophierten und sonstigen Gebieten.	38
Abbildung 19: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für die Jahre 2020–2023, 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.....	42
Abbildung 20: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in Abhängigkeit der überwiegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Wald / Natürlich, NA – keine Angabe) für die Jahre 2020–2023, für die staatliche Messdaten vorlagen. Dargestellt ist der Anteil Messstellen für drei verschiedene Konzentrationsklassen.....	43
Abbildung 21: 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. .	44
Abbildung 22: Karte der mittleren Nitratkonzentrationen an 7.795 Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für das Jahr 2023, für die staatliche Messdaten vorlagen.....	46
Abbildung 23: Auswertung des Indikators Phosphor-Konzentration in Fließgewässern für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes.....	49
Abbildung 24: Auswertung des Indikators Eutrophierungseinstufung für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes (Stand: 2024).	51
Abbildung 25: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr mit organischen Düngemitteln (links) und Mineraldünger (rechts) der Jahre 2018–2021.	53

Abbildung 26: Durchschnittliche gesamte Stickstoffzufuhr (links) und Stickstoffabfuhr (rechts) der Jahre 2018–2021.	54
Abbildung 27: Durchschnittliche Stickstoffflächenbilanzen der Jahre 2018–2021 auf Gemeindeebene (links) und auf Grundwasserkörperebene (rechts).	55
Abbildung 28: Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss.	56
Abbildung 29: Oberflächenabfluss (links) und Abfluss aus urbanen Flächen (rechts).	58
Abbildung 30: Natürlicher Zwischenabfluss (links) und Dränabfluss (rechts).	59
Abbildung 31: Grundwasserneubildung (links) und Sickerwasserhöhe (rechts).	61
Abbildung 32: Vergleich simulierter mit beobachteten mittleren Gesamtabflüssen (links) für 1.468 Abflusspegel / pegelbezogener Einzugsgebiete (rechts) im Zeitraum 1991–2020 in mm/a.	62
Abbildung 33: Vergleich simulierter mit beobachteten mittleren Grundwasserneubildungshöhen (links) für 1.106 Abflusspegel / pegelbezogene Einzugsgebiete (rechts) im Zeitraum 1991–2020 in mm/a.	63
Abbildung 34: Modellregionen in dem Demonstrationsvorhaben MoNi2.	64
Abbildung 35: Stickstoffzufuhren, -abfuhren und -bilanzsalden, Stickstoffzufuhren über mineralische (D_{min}) und flüssige organische Düngemittel (D_{org}) sowie Stickstoffzufuhr im Herbst (D_{Herbst}) im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten (vgl. Abbildung 34, $n = 576$) für die Erntejahre 2014–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.	66
Abbildung 36: Ernte- und Herbst- N_{min} -Werte im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten ($n = 576$) für die Jahre 2017–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.	67
Abbildung 37: Nitratkonzentrationen (NO_3) im Unterboden von 120 bis 300 cm Tiefe im Mittel der untersuchten Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten ($n = 144$) für die Jahre 2017–2023. Schwarze Linie: Dreijähriger Mittelwert. Rote Linie: Grenzwert für Nitrat im Grundwasser von $50 \text{ mg } NO_3 \text{ l}^{-1}$	67
Abbildung 38: Stickstoffzufuhren, -abfuhren und -bilanzsalden, Stickstoffzufuhren über mineralische (D_{min}) und flüssige organische Düngemittel (D_{org}) sowie Stickstoffzufuhr im Herbst (D_{Herbst}) im Mittel der Testschläge in den fünf Tierhaltungsgebieten (vgl. Abbildung 34, $n = 432$) für die Erntejahre 2021–2023.	69

Abbildung 39: Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Werte im Mittel der Testschläge in den fünf Tierhaltungsgebieten ($n = 432$) für die Jahre 2021–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.....70

Abbildung 40: Nitrat-Sickerwasserkonzentrationen im Boden von 120 bis 300 cm Tiefe im Mittel der untersuchten Testschläge in den fünf Tierhaltungsgebieten ($n = 108$) für die Jahre 2021–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert. Rote Linie: Grenzwert für Nitrat im Grundwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$70

Abbildung 41: In den Modellregionen durchgeführtes Messprogramm mit Zuordnung zur vertikalen Bezugsebene.....79

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) in mit Nitrat belasteten Gebieten. Auswertung auf Grundlage von ATKIS.....	21
Tabelle 2: Änderung der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in mit Nitrat belasteten Gebieten im Vergleich zum Monitoringbericht 2023. Auswertung auf Grundlage von ATKIS.....	23
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 2018–2021.....	31
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 2018–2021.....	32
Tabelle 5: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffbilanzsalden für den Zeitraum 2018–2021.....	34
Tabelle 6: Landwirtschaftlich genutzte Fläche in eutrophierten Gebieten für die Bundesländer, die eutrophierte Gebiete ausgewiesen haben. Auswertung auf Grundlage von ATKIS.....	36
Tabelle 7: Anzahl und Verteilung der überwiegenden Landnutzung der für den vorliegenden Bericht in Kapitel 3.1.1 herangezogenen Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes (2020–2023), für die staatliche Messdaten vorlagen.....	40
Tabelle 8: Einstufung der mittleren Phosphorkonzentrationen nach Anlage 7 OGewV.	49
Tabelle 9: Einstufung in die Eutrophierungsklassen der Berichterstattung zum Nitratbericht.....	50
Tabelle 10: Ergebnisse der Stickstoffflächenbilanzen für Deutschland in kg N / ha LF.....	52
Tabelle 11: Verwendete GV-Schlüssel.....	76
Tabelle 12: Übersicht der Datengrundlagen der Nährstoffbilanzierung.....	80

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht ist der 5. Monitoringbericht zur Wirkung der Düngeverordnung (DüV) auf das Grundwasser und die Oberflächengewässer, zu dem sich die Bundesrepublik Deutschland gegenüber der Europäischen Kommission verpflichtet hat. Das Monitoringsystem 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 Emissionen – Immissionen – Modellierung/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. Die methodischen Details der Indikatorberechnung sind im Anhang 1 aufgeführt, soweit Erläuterungen erforderlich sind.

Das Monitoringsystem wurde 2021 zusammen mit Bund und Ländern konzipiert und befindet sich seit 2022 im Aufbau. Die Berichte werden nun systematisch um die im Feinkonzept skizzierten Daten und Analysen erweitert. Gegenüber dem letzten Monitoringbericht von 2023 (Übermittlung Anfang 2024) wurde das System wie folgt erweitert:

- Im Berichtsteil *Emissionen* wurden Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) zur Landnutzung für weitere Bundesländer ausgewertet. Außerdem wurden erstmals Indikatoren zu Stickstoffemissionen in den Grundwasserkörpern auf Grundlage modellierter Stickstoffbilanzen erarbeitet.
- Im Berichtsteil *Immissionen* wurden die sukzessive erweiterten Messnetze ausgewertet.
- Erste Komponenten des Modellverbunds AGRUM-DE wurden wie geplant zur Anwendung gebracht. Die Ergebnisse zu den Stickstoffbilanzen und den Abflusskomponenten werden im Berichtsteil *Modellierung* dargestellt.
- Der Berichtsteil *Modellregionen* wurde um Auswertungen aus Regionen mit intensiver Tierhaltung erweitert.

Mit der geplanten Änderung des Düngegesetzes (DüngG) soll darüber hinaus zukünftig die Rechtsgrundlage für die Datenerhebung und die Durchführung des Monitorings geschaffen werden. Das DüngG soll die Grundlage für den Erlass einer Verordnung bereitstellen, in der rechtsverbindlich festgelegt werden soll, welche Daten für das Monitoring zu erheben, verarbeiten und nutzen sind.

2 Erste Monitoringebene: landwirtschaftliche Emissionen

2.1 Entwicklungen des Agrarsektors

2.1.1 Mineraldüngerabsatz

Der Mineraldüngerabsatz ist als gleitendes dreijähriges Mittel dargestellt (vgl. 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 2023 beziehen sich also auf das dreijährige Mittel 2021–2023. Im Jahresmittel 2020–2022 betrug die Absatzmenge an mineralischem Stickstoffdünger 1,12 Mio. t N (68 kg N/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche [LF]). Dieser reduzierte sich im Jahresmittel 2021–2023 um etwa 70.000 t N auf 1,05 Mio. t N (63 kg N/ha LF). Der Absatz von mineralischem Phosphat reduzierte sich im Jahresmittel 2021–2023 im Vergleich zum Jahresmittel 2020–2022 um rund 16.000 t, von 141.000 t P_2O_5 (9 kg P_2O_5 /ha LF) auf 124.000 t P_2O_5 (8 kg P_2O_5 /ha LF). Anzumerken ist hier, dass die hier dargestellte Düngemittelstatistik auch Mineraldüngermengen einschließt, die nicht in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Diese dürften im Bundesdurchschnitt allerdings gering sein.

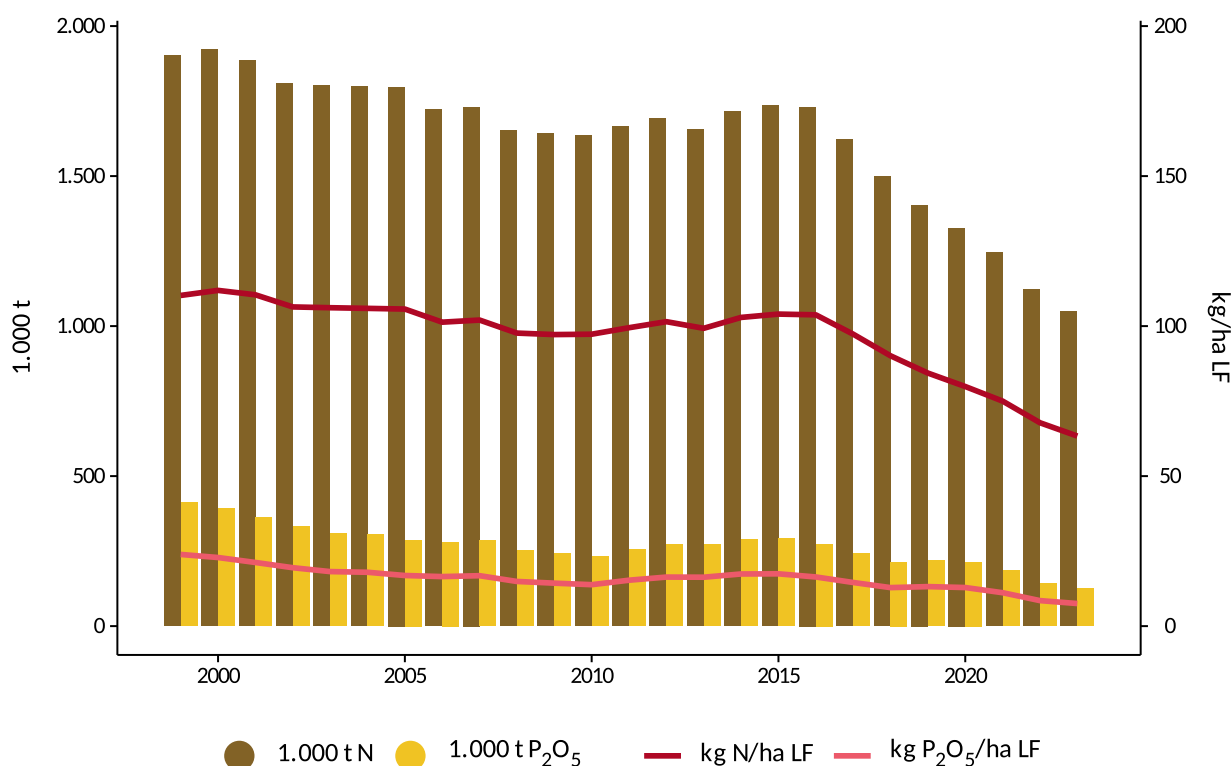


Abbildung 1: Mineraldüngerabsatz in Deutschland in 1.000 t Nährstoff (Balken) bzw. in kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF, Linien), als gleitendes Mittel über drei Jahre (d. h., im Jahr 2023 ist das Jahresmittel 2021–2023 dargestellt, ermittelt aus den Angaben zu den Wirtschaftsjahren 1999–2023.).

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 05.11.2024; Datenlizenz by-2-0.

Der seit 2016 zu beobachtende Rückgang beim Absatz mineralischer Düngemittel hat sich weiter fortgesetzt. Während die verschärften Düngeregeln der DüV 2017 und die Trockenheit der vergangenen Jahre wichtige Gründe für den Rückgang der mineralischen Düngemittel, insbesondere von mineralischen Stickstoffdüngern waren, kommen nun zwei weitere 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. Damit muss auf Flächen in mit Nitrat belasteten Gebieten der ermittelte gesamtbetriebliche Stickstoffdüngungsbedarf und somit die zulässige Ausbringungsmenge um 20 % verringert werden. Zum anderen haben der Ukrainekrieg im 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.

2.1.2 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, wobei die Bestände phasenweise wieder geringfügig gestiegen sind. 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 nur einen geringen Anteil im Vergleich zu Rindern und Schweinen.

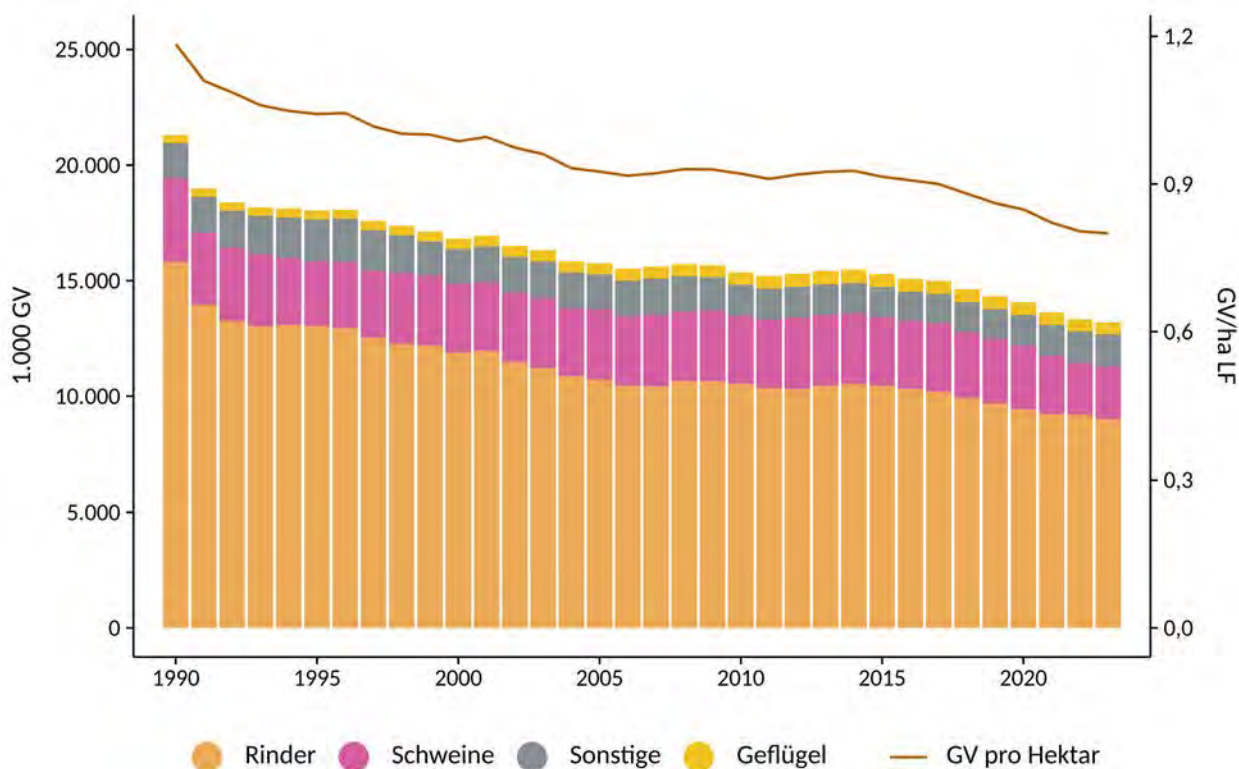


Abbildung 2: Entwicklung des Viehbestands in Deutschland, in Großvieheinheiten (GV) und in GV je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) für den Zeitraum 1999–2023. Sonstige Tiere beinhalten v. a. Schafe, Ziegen und Pferde.

Anmerkung: Abweichungen zur Darstellung im 4. Monitoringbericht sind begründet durch eine Aktualisierung der Datenquelle für Pferde im landwirtschaftlichen Emissionsinventar. Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Tierdaten aus dem Landwirtschaftlichen Emissionsinventar, unveröffentlichter Bericht der Submission für 2025. Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 01.10.2024; Datenlizenz by-2-0.

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 2024¹ rund 10,6 Mio. Rinder in Deutschland gehalten. Im Vergleich zu 2023 ist der Bestand etwa konstant geblieben. 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: Im Mai 2024 wurden in Deutschland rund 21,2 Mio. Schweine gehalten, 0,2 Mio. mehr als im Vorjahreszeitraum und 1,2 Mio. weniger als in 2022. Im Vergleich zum Jahr 2014 ist der Schweinebestand im Mai 2024 um rund 6,9 Mio. Tiere oder 25 % gesunken.

¹ Die im Mai 2024 erhobenen Rinder- und Schweinezahlen sind nicht Bestandteil des Landwirtschaftlichen Emissionsinventars für die Submission 2025, auf der Abbildung 2 basiert. Diese Daten wurden direkt beim Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, abgerufen.

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

Rinder 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 sechs Jahren statt. Der stärkste Rückgang von Schweinen ist in den beiden Bundesländern mit den höchsten Schweinebesatzdichten, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen, zu verzeichnen.

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

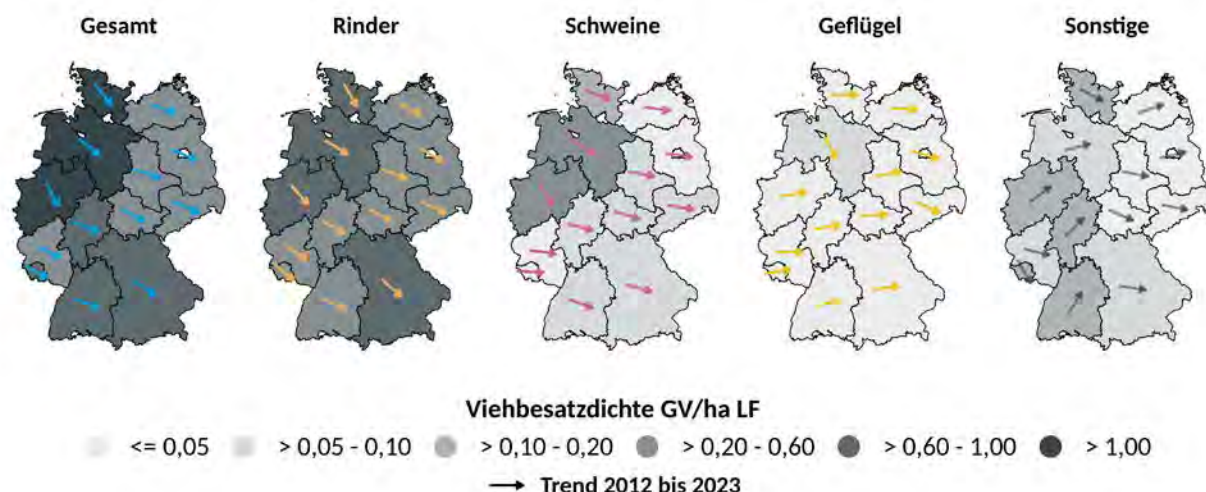


Abbildung 3: Regionale Verteilung der Viehbesatzdichten auf die Bundesländer in 2023 und Entwicklungstrends seit 2012.

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 2025. Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 01.10.2024; Datenlizenz by-2-0.

Die Anzahl der Rinder liegt auf Kreisebene vor (vgl. Abbildung 4). Innerhalb der viehstarken Bundesländer zeigt sich eine hohe räumliche Variabilität, mit Kreisen von über zwei Rindern pro ha LF, zum Beispiel am Niederrhein, in den Alpen oder im Bayerischen Wald.

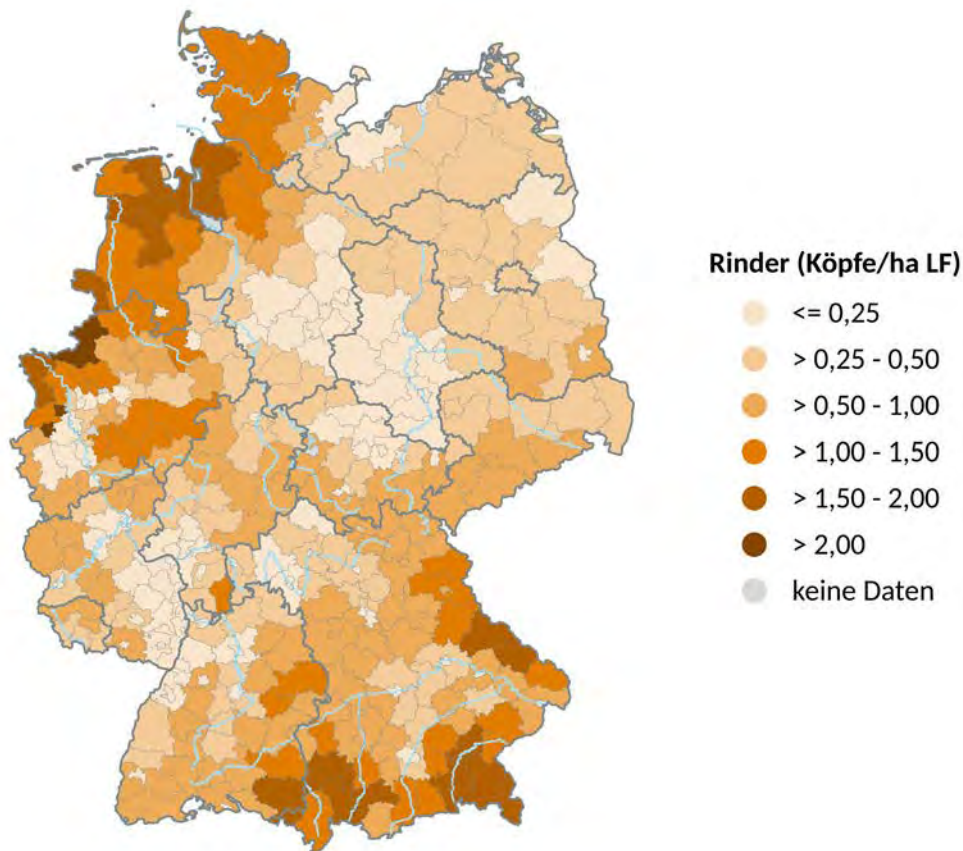


Abbildung 4: Anzahl der Rinder pro ha LF in 2023 auf Kreisebene.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 01.10.2024; Datenlizenz by-2-0.

2.1.3 Biogaserzeugung

Anmerkung: Zum Zeitpunkt der Berichterstellung waren noch keine neuen Daten für die Entwicklung der Biogasproduktion verfügbar. Eine Aktualisierung durch den Fachverband Biogas soll es bis Anfang 2025 geben, sodass neue Daten voraussichtlich wieder im Monitoringbericht 2025 zu finden sind. Der folgende Abschnitt ist deshalb identisch mit dem Monitoringbericht 2023. Es kann allerdings davon ausgegangen werden, dass die Kapazitäten in etwa auf dem Niveau der vergangenen Jahre stagnieren.

Gärreste sind nährstoffhaltige Rückstände aus Gärprozessen zur Biogaserzeugung, die häufig in der Landwirtschaft als Dünger verwendet werden. Ihr Volumen hängt vorwiegend von der Kapazität einer Anlage ab, die in der Regel anhand der installierten elektrischen Leistung gemessen wird. Darüber hinaus hängt die Nährstoffmenge, die in Form von Gärresten anfällt, von den eingesetzten Substraten (z. B. Gülle, Mist, pflanzliche Substrate, Bioabfälle etc.) ab. Der mit den Gärresten ver-

bundene Nährstoffanfall (Anlagenoutput) entspricht dabei in etwa der Nährstoffmenge, die durch Gärsubstrate (Anlageninput) in die Anlagen gelangt. Die Anlagenkapazitäten in Deutschland haben infolge des Erneuerbare-Energien-Gesetzes von 2004 stark zugenommen (vgl. Abbildung 5), der Zuwachs ist aber seit Mitte der 2010er Jahre deutlich geringer als noch ein Jahrzehnt zuvor.

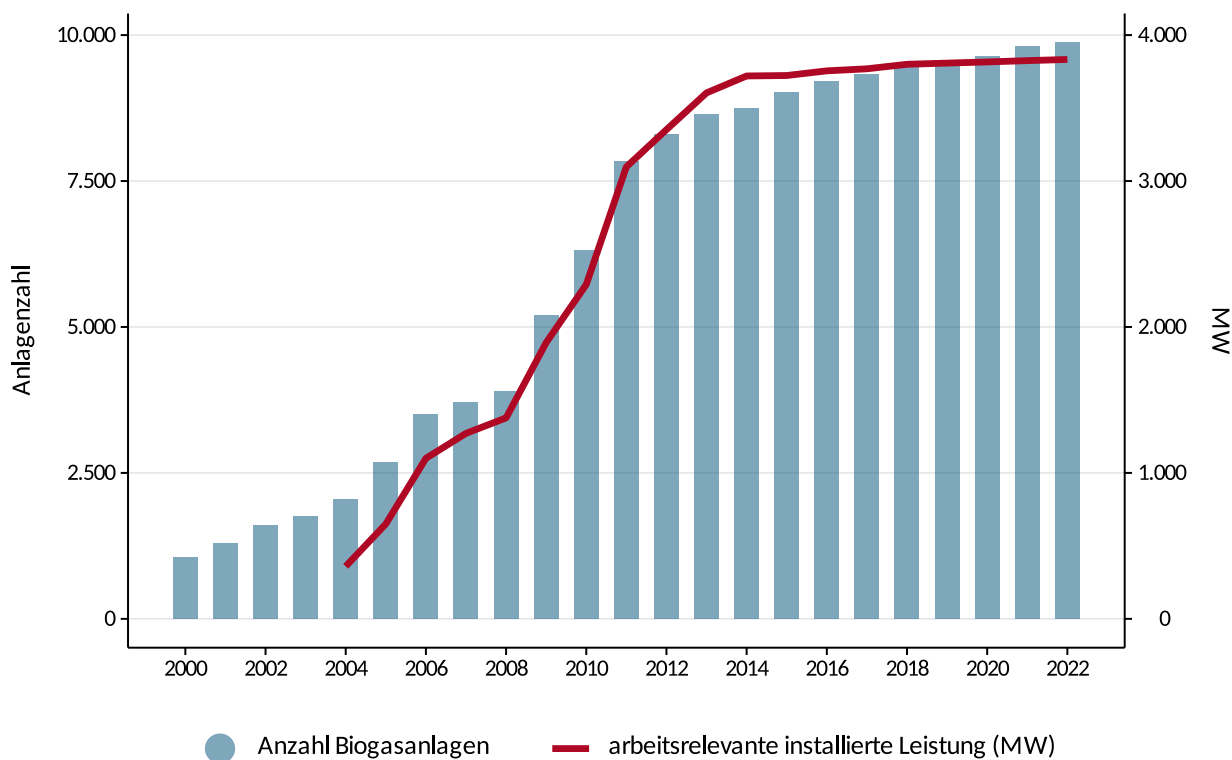


Abbildung 5: Entwicklung des Biogasanlagenbestandes und der installierten elektrischen Leistung (ohne Überbauung) im Zeitraum 2000–2022.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Fachverband Biogas (2023).

Die gesamte installierte Leistung betrug im Jahr 2022 etwa 3.833 MW und ist gegenüber dem Vorjahr nur leicht gestiegen. Die Zahl der Anlagen ist 2022 im Vergleich zum Vorjahr um 77 Anlagen von 9.799 auf 9.876 Anlagen geringfügig gewachsen.

2.1.4 Sonstige Düngemittel

Unter „Sonstige Düngemittel“ wird über den Einsatz von Klärschlamm, Kompost und Gärresten aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln berichtet, soweit dazu Informationen vorliegen bzw. sofern eine nennenswerte Relevanz für landwirtschaftliche Emissionen gegeben ist. Sektoral sind diese Dünger von untergeordneter Bedeutung und per Definition teilweise „Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt“, ihr kumulierter Anteil an der Gesamtzufuhr an gedüngtem Stickstoff liegt deutlich unter 5 % (BMUV und BMEL, 2024).

2.1.4.1 Klärschlamm

Der Einsatz von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ist seit Mitte der 2000er Jahre aufgrund strengerer gesetzlicher Vorgaben stark rückläufig. Klärschlämme sind vorwiegend als Phosphatdünger von ackerbaulichem Interesse, bergen aber ein potenzielles Risiko von Schadstoffeinträgen in den Boden (v. a. durch Schwermetalle) und in die Gewässer. Im Jahr 2022 wurden in Deutschland rund 231.000 t Klärschlamm (Trockenmasse) landwirtschaftlich verwertet (vgl. Abbildung 6). Das sind rund 4.000 t mehr als im Vorjahr und weniger als die Hälfte der Menge von 2006 (ca. 612.000 t).

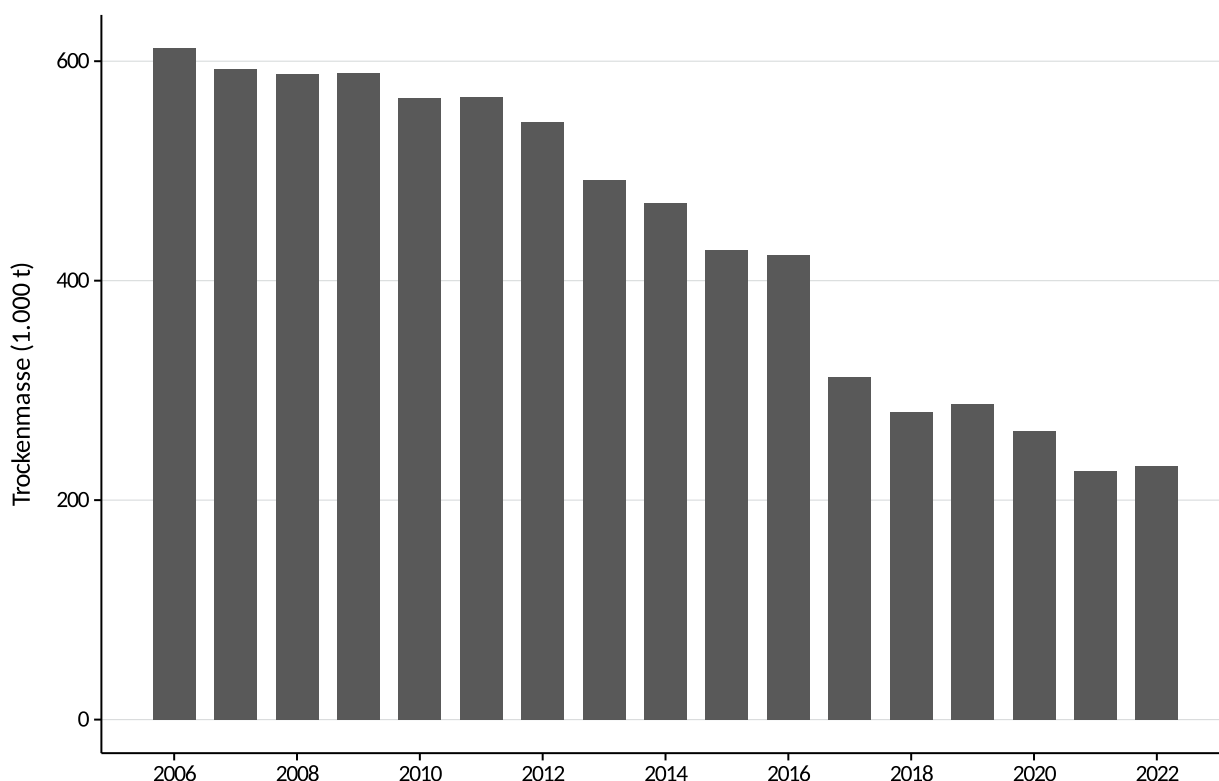


Abbildung 6: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm aus der öffentlichen Abwasserentsorgung im Zeitraum 2006–2022.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 04.10.2024; Datenlizenz by-2-0.

2.1.4.2 Kompost und Gärreste aus biologischen Behandlungsanlagen

Kompost und Gärreste aus biologischen Behandlungsanlagen sind im ökologischen Landbau und, in Zeiten hoher Mineraldüngerpreise, auch in der konventionellen Landwirtschaft zunehmend gefragte Düngemittel. Neben seiner Düngewirkung ist Kompost aufgrund des hohen Anteils organischer Substanz aus pflanzenbaulicher Sicht positiv für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit zu bewerten. Die in der Landwirtschaft als Dünger verwertete Menge hat im Jahr 2022 im Vergleich zum Vorjahr um etwa 70.000 t abgenommen (vgl. Abbildung 7). Die Düngung mit Gärresten aus

biologischen Behandlungsanlagen ist dagegen nach einem rückläufigen Trend wieder leicht angestiegen. Die Gesamtmenge betrug im Jahr 2022 rund 3,3 Mio. t, etwa 170.000 t mehr als im Vorjahr.

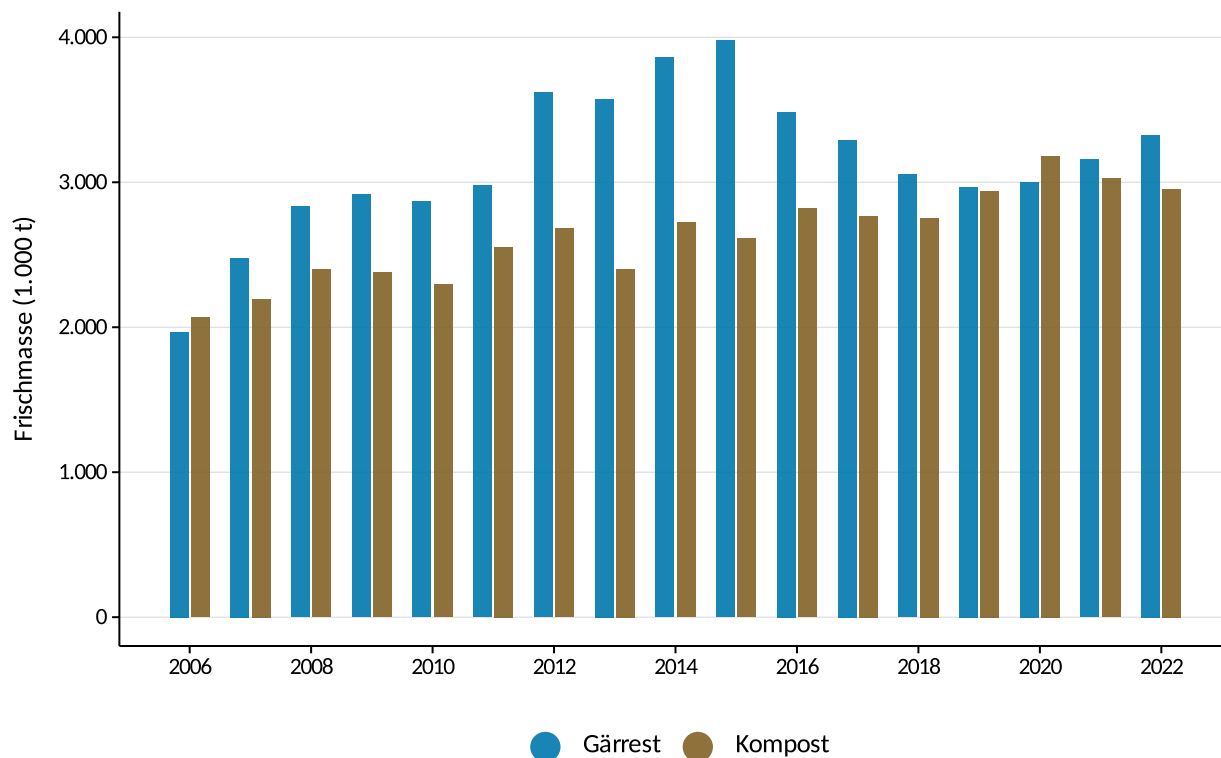


Abbildung 7: Landwirtschaftliche Verwertung von Gärrest und Kompost aus biologischen Behandlungsanlagen im Zeitraum 2006–2022.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (Destatis), Genesis-Online, letzter Zugriff am 07.10.2024; Datenlizenz by-2-0.

2.1.5 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 und 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 (vgl. Abbildung 8). Im Jahr 2023 lag der Öko-Flächenanteil bei 11,4 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche, das bedeutet einen Anstieg um 0,2 Prozentpunkte im Vergleich zum Vorjahr. Die Zunah-

me des Flächenanteils hat sich im Vergleich mit den Vorjahren etwas verringert. Von 2021 auf 2022 lag sie noch bei 0,3 Prozentpunkten.

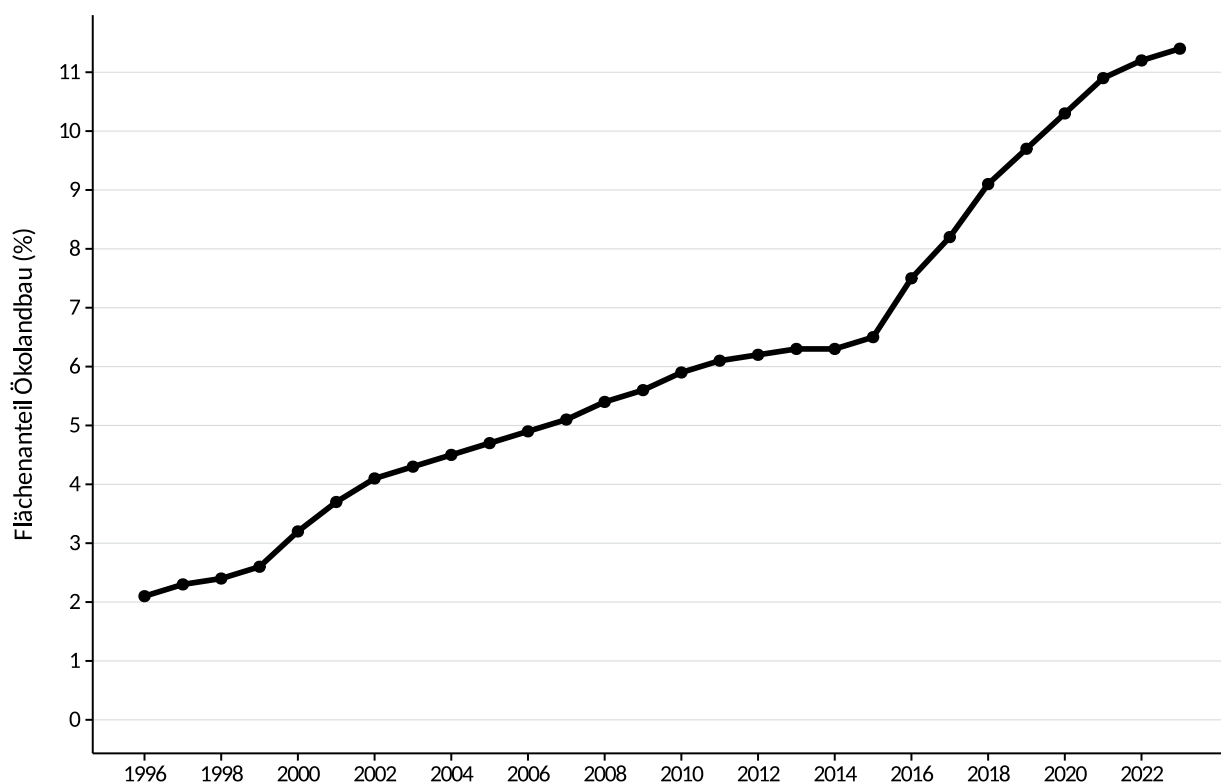


Abbildung 8: Entwicklung der Flächenanteile des ökologischen Landbaus in Prozent der LF im Zeitraum 1996–2023.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: UBA (2024). Verwendet wird die Erfassung des BMEL.

2.2 Entwicklungen Stickstoffemissionen in belasteten und unbelasteten Gebieten

Zur Darstellung von Entwicklungen im Bereich Stickstoff muss zuerst die räumliche Betrachtungsebene abgegrenzt werden. In Deutschland werden Grundwasserkörper nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bewertet und entsprechend ihres chemischen Zustands u. a. für Nitrat als „gut“ oder „nicht gut“ (im Folgenden für die bessere Lesbarkeit als „schlecht“ bezeichnet) eingestuft. Die mit Nitrat belasteten Gebiete nach AVV GeA liegen 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. Ein Anteil von 24 % dagegen liegt in Grundwasserkörpern, deren chemischer Zustand nach den Kriterien der EG-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 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 mehr als 20 % des Grundwasserkörpers beträgt.

Unter der AVV GeA werden hingegen nach § 3 mit Nitrat belastete Gebiete sowohl in Grundwasserkörpern im insgesamt guten als auch im schlechten Zustand 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 AVV GeA, Anlage 1 (4) nur Schwellenwertüberschreitungen an landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen zu berücksichtigen sind. Zudem liegen unterschiedliche Bezugsjahre (2019/2023) und Messreihen zugrunde.

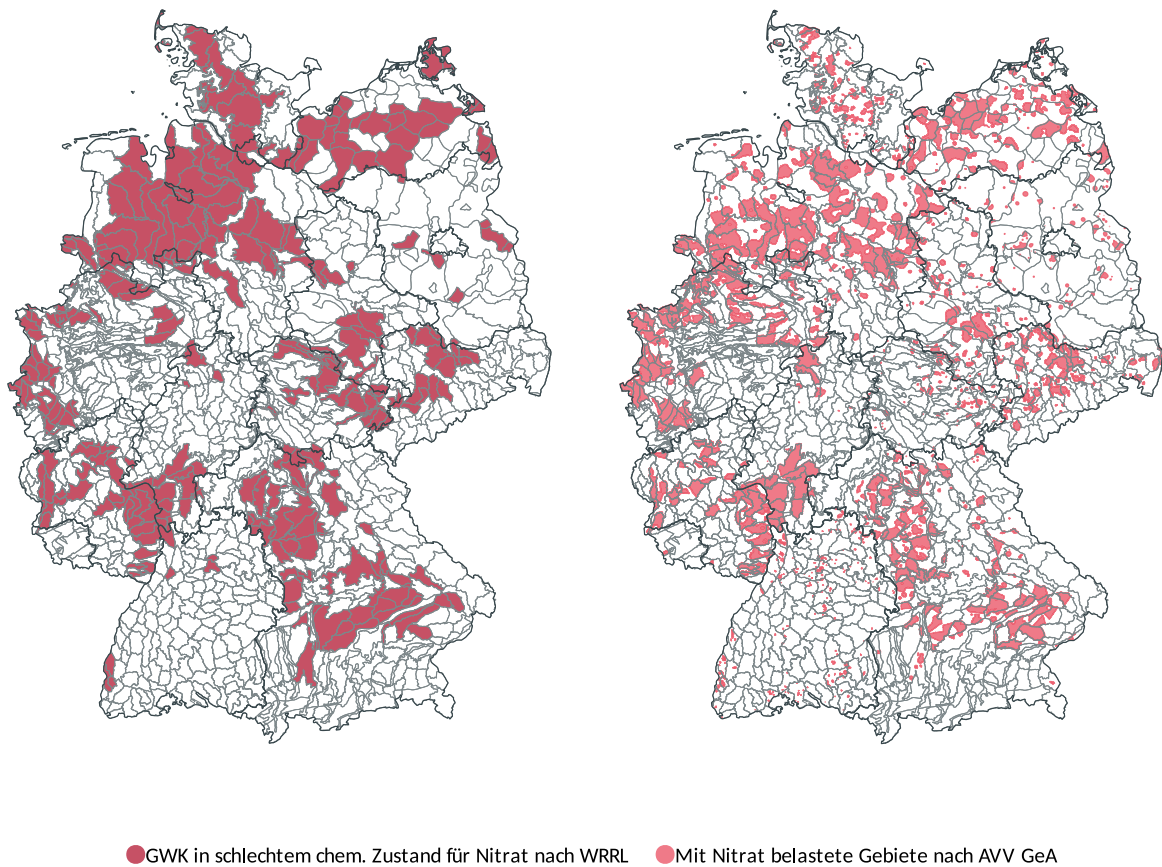


Abbildung 9: Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand für Nitrat nach WRRL (links) und mit Nitrat belastete Gebiete nach AVV GeA (rechts).

Darstellung: Thünen-Institut. Quelle: Daten der Bundesländer, bereitgestellt vom Umweltbundesamt. Stand der mit Nitrat belasteten Gebiete: Dezember 2023. Stand der Grundwasserkörpereinstufung: Dezember 2019.

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

2.2.1 Anteil mit Nitrat belasteter Gebiete an der landwirtschaftlich genutzten Fläche

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 Herstdüngung von Winterraps, Wintergerste und Zwischenfrüchten ohne Futternutzung
- Verpflichtender Anbau von Zwischenfrüchten, wenn die folgenden Sommerungen gedüngt werden sollen
- Beschränkung der Ausbringungsmenge im Herbst

Die Flächen, auf denen die strengeren Regeln gelten, sind nach Bundesländern in o. g. Klassifikation für das Jahr 2023 in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: 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 schlecht	19.700 10.400	1.544.000 53.700	1.627.800	2
Bayern	gut schlecht	138.000 468.000	2.201.000 739.000	3.546.000	17
Berlin	gut schlecht	0 0	3.240 0	3.240	0
Brandenburg	gut schlecht	40.000 26.000	1.270.000 86.700	1.422.700	5
Bremen	schlecht	250	11.000	11.250	2
Hamburg	gut schlecht	0 40	11.000 7.000	18.040	< 1
Hessen	gut schlecht	22.600 161.000	717.000 17.500	918.100	20

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 (%)
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		
Rheinland-Pfalz	gut	9.880	443.000	846.880	28
	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 schlecht	851.000 2.711.500	11.538.000 3.649.000	18.750.000	19

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

Ende 2023 hatte das Land Niedersachsen seine Gebietskulisse überarbeitet, was im Monitoringbericht 2023 aber noch nicht berücksichtigt werden konnte. Dadurch kommt es gegenüber der im Monitoringbericht 2023 ausgewerteten Gebietskulisse zu den in Tabelle 2 dargestellten Veränderungen der Flächen. Da die Gebietskulissen in allen anderen Bundesländern unverändert blieben, entspricht der absolute Flächenzuwachs an mit Nitrat belasteten Gebieten auf Bundesebene jenem in Niedersachsen. Bundesweit erhöhte sich der prozentuale Anteil mit Nitrat belasteter Gebiete an der Gesamt-LF dadurch um 2 %.

Tabelle 2: Änderung der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in mit Nitrat belasteten Gebieten im Vergleich zum Monitoringbericht 2023. Auswertung auf Grundlage von ATKIS.

Bundesland	GWK-Einstufung Nitrat nach WRRL für 2019	Änderung der LF in mit Nitrat belasteten Gebieten	
		LF (ha)	Anteil an der Gesamt-LF (%)
Niedersachsen	gut	+74.800	+12
	schlecht	+259.000	
Deutschland gesamt	gut	+74.800	+2
	schlecht	+259.000	

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

2.2.2 Kulturartenspektrum (Hauptkulturen)

Mit dem Indikator Kulturartenspektrum wird die Entwicklung der Anbauumfänge der wichtigsten Ackerkulturen sowie der Grünlandflächen beschrieben (vgl. Abbildung 10). Durch die fruchtfolgebedingte Nährstoffausnutzung ist das Kulturartenspektrum neben Standortfaktoren und dem Nährstoffmanagement eine wichtige Einflussgröße auf die Gewässerqualität. Der Indikator wurde mit InVeKoS-Daten von 14 Bundesländern berechnet.

Im Gesamtbild ist die Zusammensetzung der landwirtschaftlichen Landnutzung über den mit Nitrat belasteten Grundwasserkörpern („GWK in schlechtem Zustand“) ähnlich der Nutzung über den übrigen Grundwasserkörpern („GWK in gutem Zustand“). Ebenso verhält es sich beim Vergleich zwischen den mit Nitrat belasteten Gebieten und den nicht mit Nitrat belasteten Gebieten. Beispielsweise dominieren Winterweizen und Mais die Fruchtfolgen, während Roggen und Winteraps 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 in schlechtem 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 über Grundwasserkörpern in gutem Nitrat-Zustand die relativen Anbauumfänge von Winterweizen und Mais geringer als in den anderen Gebieten.

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.

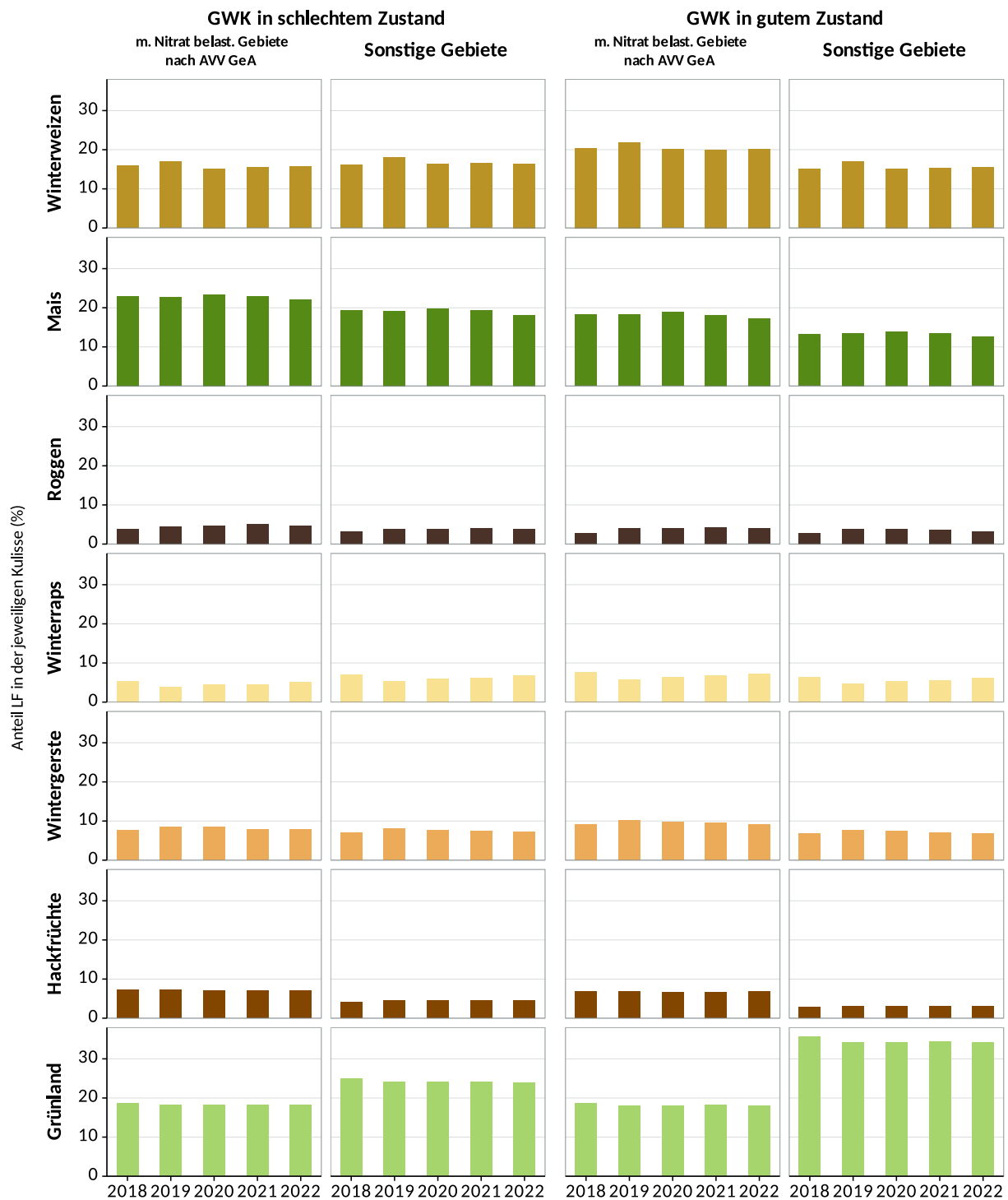


Abbildung 10: Prozentualer Anteil der Hauptkulturarten an der LF der jeweiligen Kulisse.

Anmerkung: LF = landwirtschaftlich genutzte Fläche, GWK = Grundwasserkörper. Darstellung: Thünen-Institut. Datenquellen: Thünen-Institut auf Basis von InVeKoS-Daten. Sachsen und Saarland nicht enthalten.

2.2.3 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 Düngebedarfsermittlung 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 11 dargestellt. Jahre mit flächendeckender Trockenheit, wie z. B. das Jahr 2018, führten zu erheblichen Ertragsausfällen über alle Kulturarten und den Großteil der Landkreise hinweg. Im Jahr 2023 wurden bei Roggen (55 dt/ha) und Winterraps (36 dt/ha) nur durchschnittliche Ernten erzielt, nach einem Hohertragsjahr 2022. Für Wintergerste (73 dt/ha) und Winterweizen (74 dt/ha) lagen die Erträge auf einem vergleichbaren Niveau wie im Vorjahr und damit im langjährigen Durchschnitt (jeweils bezogen auf die Medianerträge im beobachteten Zeitraum). Erträge von Kartoffeln (22 %), Silomais (12 %) und Zuckerrüben (12 %) konnten gegenüber der schwachen Ernte 2022 zulegen, für Kartoffeln und Zuckerrüben konnte ein überdurchschnittliches Erntergebnis erzielt werden, in Bezug auf die langjährigen Medianerträge.

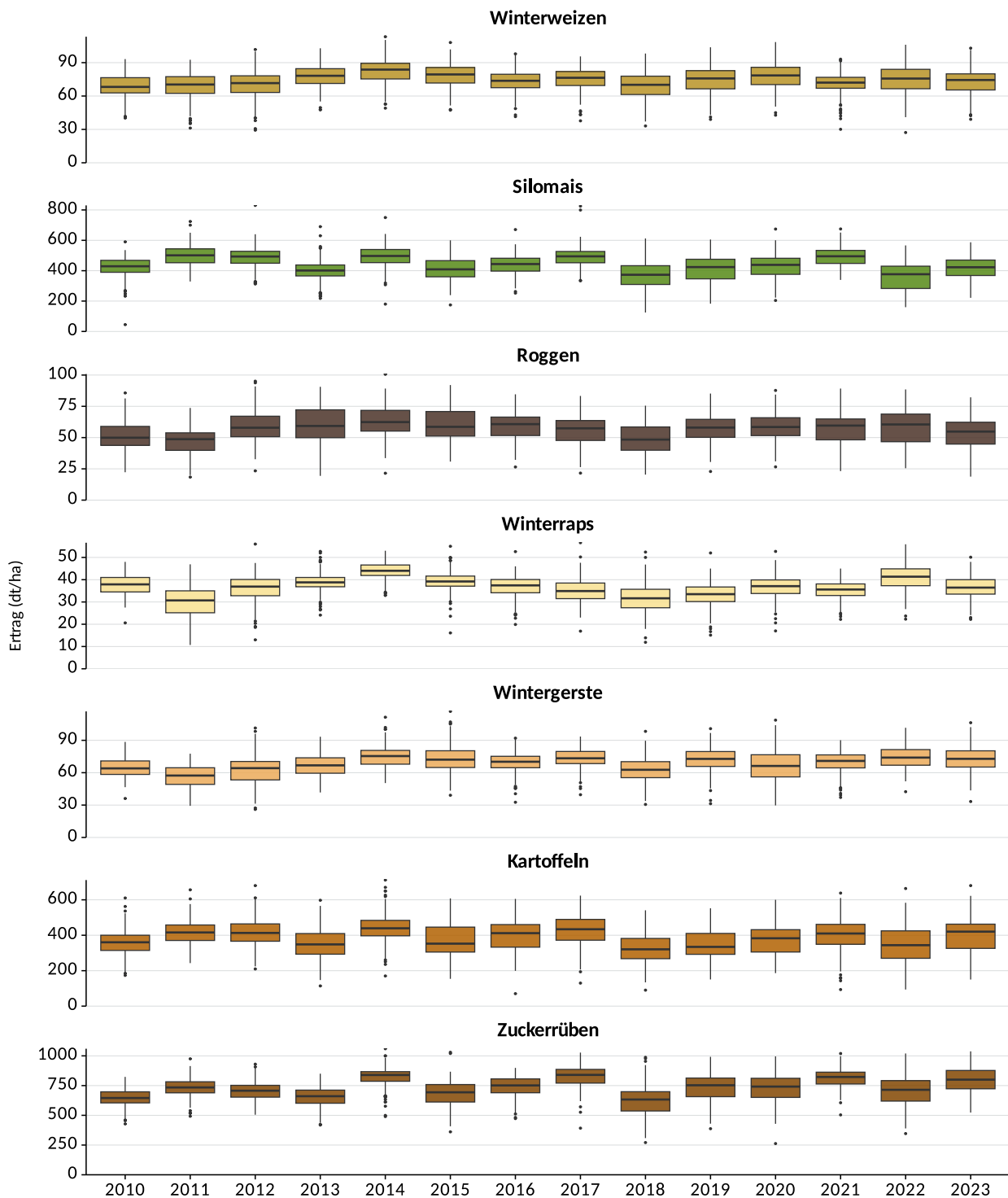


Abbildung 11: Ertragsentwicklung der Hauptkulturen im Zeitraum 2010–2023.

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 06.10.2024; Datenlizenz by-2-0.

In der räumlichen Darstellung wird die regionale Heterogenität der Kreiserträge im Jahr 2023 deutlich (vgl. Abbildung 12, 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. aufgrund nur geringfügiger Anbauumfänge. Die im rechten Teil der Abbildung 12 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 2023 die flächenmäßig bedeutendsten Ackerkulturen in Deutschland (DESTATIS, 2023). Die Winterweizenernte fiel im Jahr 2023 in weiten Teilen Deutschlands durchschnittlich bis unterdurchschnittlich aus, Ausnahmen bilden Regionen in Ostdeutschland. Die Silomaisernte dagegen war bis auf Ausnahmen in Süddeutschland und einigen Küstenregionen der Ostsee im weiteren Bundesgebiet überdurchschnittlich.

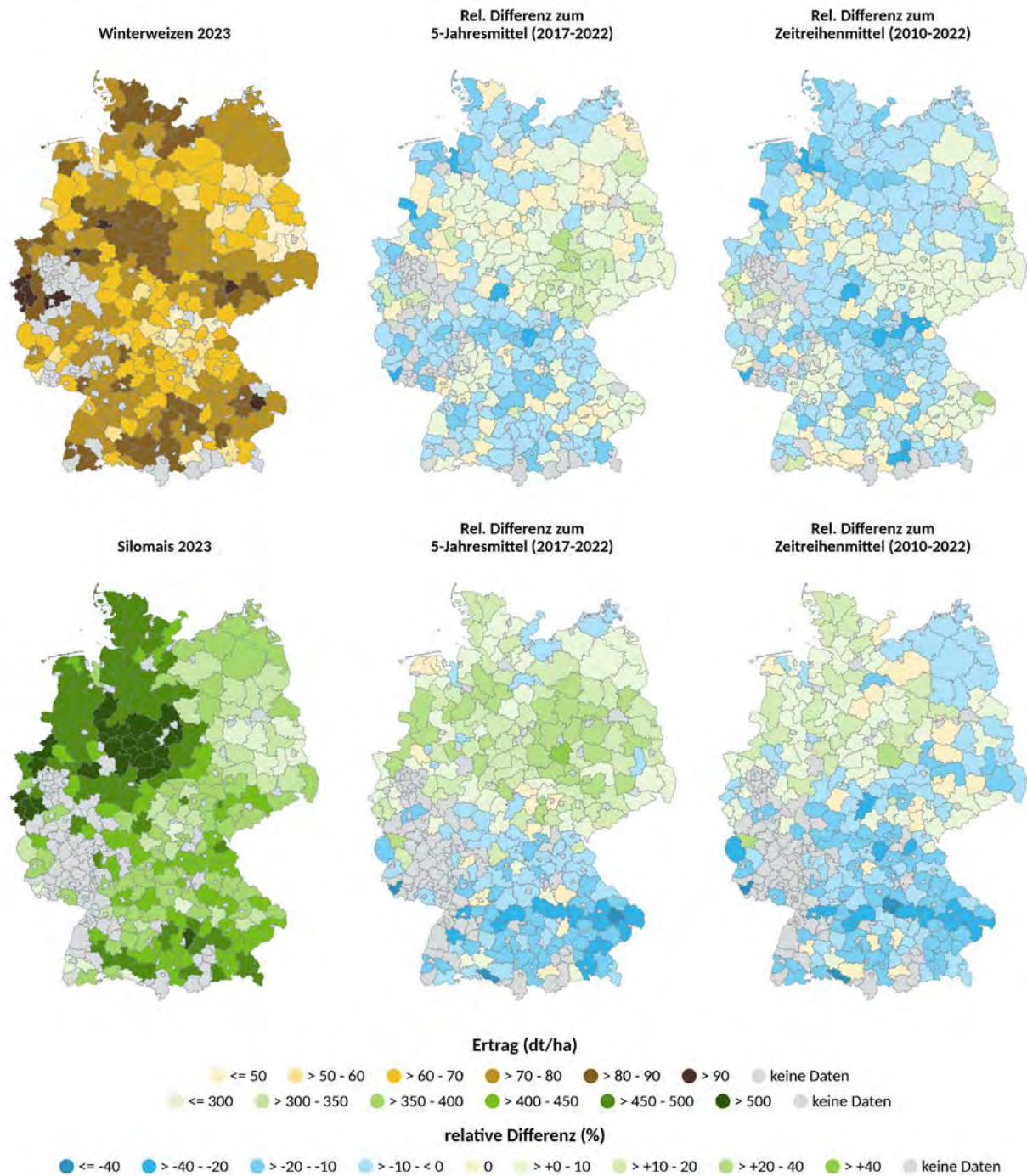


Abbildung 12: Kreiserträge für Winterweizen und Silomais im Jahr 2023 mit prozentualer Abweichung zum Fünffjahresmittel und zum langjährigen Mittel.

Darstellung: Thünen-Institut. Datenquelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Regionaldatenbank), letzter Zugriff am 07.10.2024; Datenlizenz by-2-0.

2.2.4 Entwicklung der Stickstoffflächenbilanzen in den Grundwasserkörpern

2.2.4.1 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 Ermittlung 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.

Im vorliegenden Bericht werden erstmals die mit dem weiterentwickelten Modell RAUMIS berechneten regionalen Stickstoffbilanzen dargestellt. Die Bilanzen sind als erste Modellergebnisse auf Grundlage der derzeit zur Verfügung stehenden Daten zu betrachten. Diese unterscheiden sich zwischen den Bundesländern (vgl. Tabelle 12 in Anhang 2), was die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Bundesländern ggf. einschränkt. Die Herangehensweise ermöglicht eine erste Abschätzung, inwieweit das Wirkungsmonitoring in Zukunft Aussagen zur Entwicklung der Nährstoffsituation in den Grundwasserkörpern geben wird. Die in diesem Bericht dargestellten Ergebnisse geben einen ersten, vorläufigen Überblick über das regionale Belastungsrisiko. Allerdings sind diese mit methodischen Unsicherheiten behaftet, besonders in einzelnen Regionen (z. B. Teile Süd- und Nordwestdeutschlands). Unter diesen Gesichtspunkten sind auch die im Weiteren gezeigten Ergebnisse zu interpretieren.

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

Mittelfristig soll das Monitoring die Entwicklung der Stickstoffemissionen in den mit Nitrat belasteten Gebieten nach AVV GeA gesondert betrachten. Weil die mit Nitrat belasteten Gebiete mitunter sehr kleinräumig sind, werden hochaufgelöste Daten benötigt, um belastbare Aussagen tätigen zu können. Derzeit ist dies nur für die Landnutzung möglich (siehe Kapitel 2.2.2), da hier InVeKoS-Daten zur Verfügung stehen. Für die Stickstoffbilanzen liegen noch keine ausreichend aufgelösten Ergebnisse vor, da einige Datengrundlagen noch nicht die notwendige räumliche Auflösung besitzen.

Im Folgenden werden die mehrjährigen Mittel der drei Stickstoffbilanzindikatoren sowie deren Entwicklung auf Ebene der Grundwasserkörper dargestellt. Die Trends der einzelnen Indikatoren wurden 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 kg N/ha LF wurden als „stark“ klassifiziert. Eine kurze Beschreibung der zugrunde liegenden Modellergebnisse auf Gemeindeebene findet sich in Kapitel 4.1.

2.2.4.2 Stickstoffzufuhr durch organische Düngemittel

Die durchschnittliche Stickstoffzufuhr durch organische Düngemittel und deren Entwicklung sind in Abbildung 13 für den Zeitraum 2018 bis 2021 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.

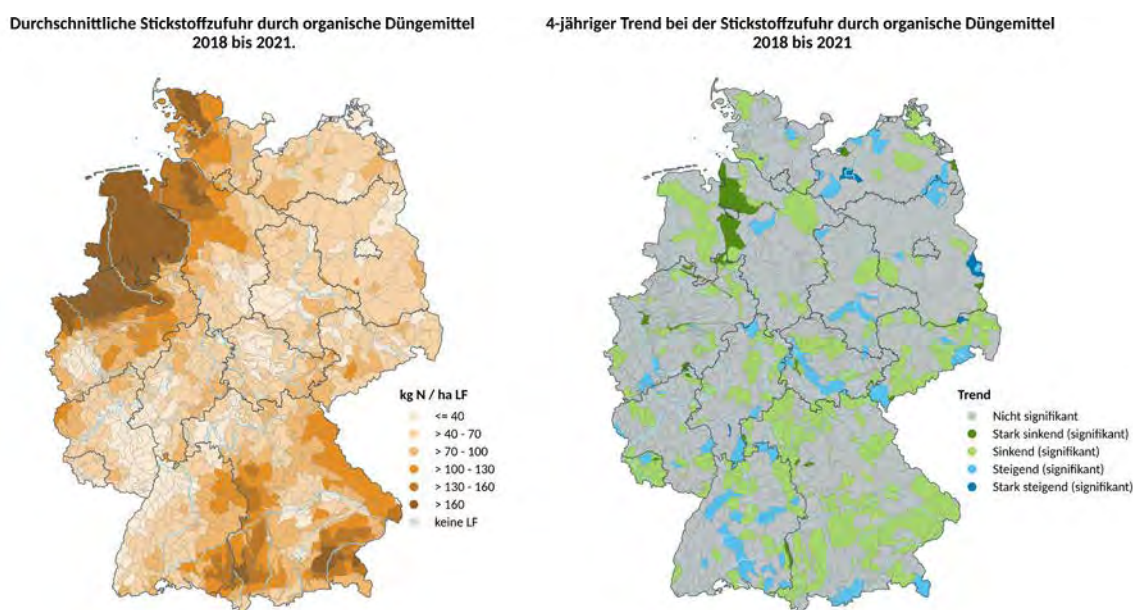


Abbildung 13: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus organischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2018–2021 (links) sowie deren Entwicklung über die Zeit (rechts, Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$).

Quelle: Thünen-Institut.

Eine Zusammenfassung der in Abbildung 13 (rechts) dargestellten regionalen Trends ist in Tabelle 3 dargestellt. In einem großen Teil der Grundwasserkörper sind abnehmende Trends bei der organischen Stickstoffdüngung zu verzeichnen. So verzeichneten 25,2 % der Grundwasserkörper in gutem und 26,5 % der Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand für Nitrat eine signifikant abnehmende organische Düngung. Diese Entwicklung reflektiert den Rückgang der

Viehzahlen (siehe Kapitel 2.1.2) in diesem Zeitraum. Eine Zunahme der Stickstoffzufuhr aus organischen Düngemitteln weisen lediglich 6,9 % der Grundwasserkörper in gutem und 3,1 % der Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand für Nitrat auf. Sehr 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 2018–2021.

Trend: organische N-Zufuhr	gut	schlecht
Nicht signifikant*	67,9	70,4
Stark sinkend (signifikant)	2,0	3,5
Sinkend (signifikant)	23,2	23,0
Steigend (signifikant)	6,6	2,4
Stark steigend (signifikant)	0,3	0,7

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

2.2.4.3 Stickstoffzufuhr durch mineralische Düngemittel

Die durchschnittliche Stickstoffzufuhr durch mineralische Düngemittel und deren Entwicklung sind in Abbildung 14 für den Zeitraum 2018 bis 2021 dargestellt. Überdurchschnittliche Mineraldüngereinsatzmengen befinden sich in den Grundwasserkörpern der Ackerbau- und Sonderkulturregionen. Geringere Mineraldüngermengen werden dagegen in grünlandreichen Regionen oder Gegenden mit hohem organischen Düngemittelanfall benötigt.

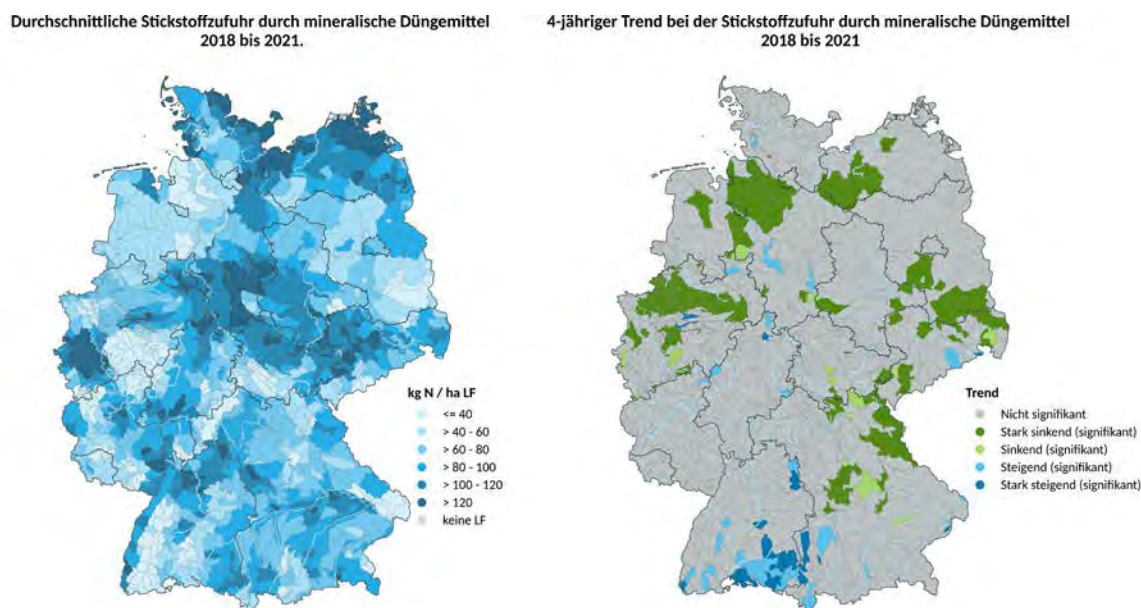


Abbildung 14: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr aus mineralischen Düngemitteln in den Grundwasserkörpern der Jahre 2018–2021 (links) sowie deren Entwicklung über die Zeit (rechts, Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$).

Quelle: Thünen-Institut.

Die in Abbildung 14 (rechts) dargestellten regionalen Trends sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Die eingesetzten Mengen an mineralischen Stickstoffdüngemitteln waren im Betrachtungszeitraum in mehr als 80 % der Grundwasserkörper in etwa konstant. In 10 % der Grundwasserkörper in gutem und 18,1 % der Grundwasserkörper in schlechtem Zustand wurde ein abnehmender Trend festgestellt, wobei hier besonders in den belasteten Grundwasserkörpern der Mineraldüngereinsatz stark abnahm. Nur in wenigen Regionen waren 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 2018–2021.

Trend: mineralische N-Zufuhr	gut	schlecht
Nicht signifikant*	84,1	81,5
Stark sinkend (signifikant)	8,7	16,4
Sinkend (signifikant)	1,3	1,7
Steigend (signifikant)	3,5	0,3
Stark steigend (signifikant)	2,4	0,0

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

2.2.4.4 Stickstoffflächenbilanzüberschuss

Der durchschnittliche Stickstoffsaldo und dessen Entwicklung sind in Abbildung 15 für den Zeitraum 2018 bis 2021 dargestellt. Überdurchschnittliche Stickstoffüberschüsse befinden sich in den Viehhaltungshochburgen des Nordwestens.

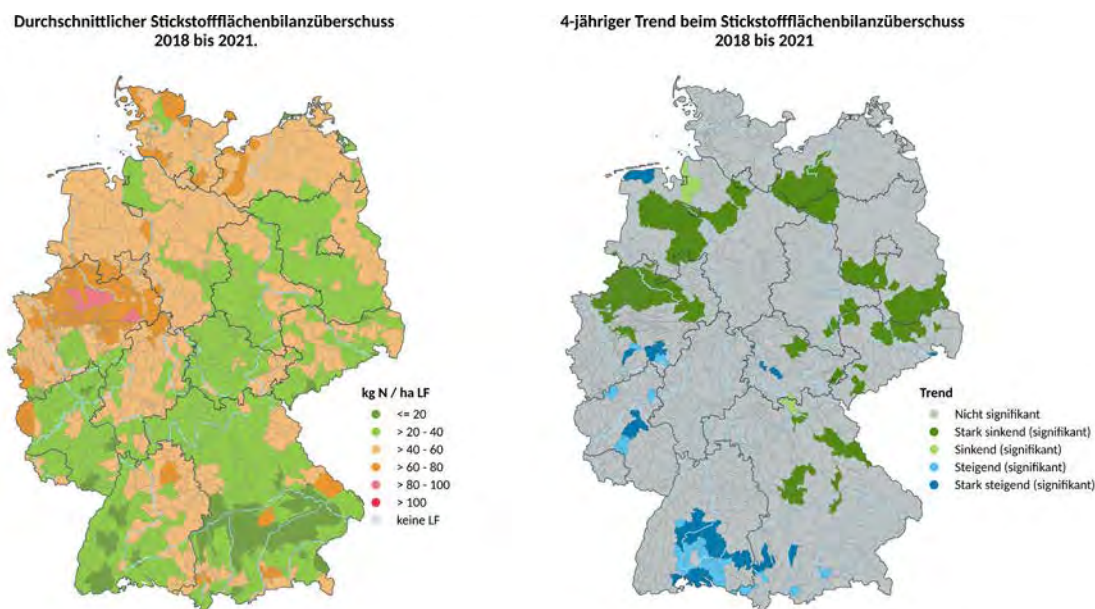


Abbildung 15: Durchschnittlicher Stickstoffflächenbilanzüberschuss in den Grundwasserkörpern der Jahre 2018–2021 (links) und sowie deren Entwicklung über die Zeit (rechts, Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0,1$).

Quelle: Thünen-Institut.

Die in Abbildung 15 (rechts) dargestellten regionalen Trends sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Ähnlich wie bei der Stickstoffzufuhr durch organische und mineralische Düngemittel kann auch hier in mehr als 80 % der Grundwasserkörper kein statistisch abgesicherter Trend ermittelt werden. In 16,7 % der Grundwasserkörper in schlechtem und 7,8 % der Grundwasserkörper im guten chemischen Zustand für Nitrat waren die Stickstoffbilanzsalden im Betrachtungszeitraum stark rückläufig. Darunter fallen u. a. die viehstarken Regionen Nordwestdeutschlands. In einigen Grundwasserkörpern des Südwestens steigen die Bilanzsalden an. Hierbei handelt es sich allerdings um Gebiete, deren Grundwasserkörper in gutem Zustand und Stickstoffsalden relativ gering sind. Berücksichtigt man außerdem die eingangs genannten, noch bestehenden Modellunsicherheiten, kann hieraus kein unmittelbarer Handlungsbedarf abgeleitet werden. Die künftige Entwicklung dieser Regionen ist allerdings im Blick zu behalten, um einer Verschlechterung der Belastungssituation frühzeitig begegnen zu können.

Tabelle 5: Prozentuale Anteile der Grundwasserkörper in gutem bzw. schlechtem chemischen Zustand für Nitrat nach Trends für die Stickstoffbilanzsalden für den Zeitraum 2018–2021.

Trend: N-Saldo	gut	schlecht
Nicht signifikant*	85,8	82,6
Stark sinkend (signifikant)	7,8	16,7
Sinkend (signifikant)	0,0	0,7
Steigend (signifikant)	2,7	0,0
Stark steigend (signifikant)	3,7	0,0

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

2.3 Entwicklungen Phosphor

2.3.1 Flächenanteile eutrophierter (gelber) Gebiete

In diesem Berichtsteil wird die Veränderung der als eutrophiert ausgewiesenen Flächen dargestellt (vgl. Abbildung 16). 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, Abstände zu Gewässern erweitert oder Sperrfristen ausgedehnt werden.

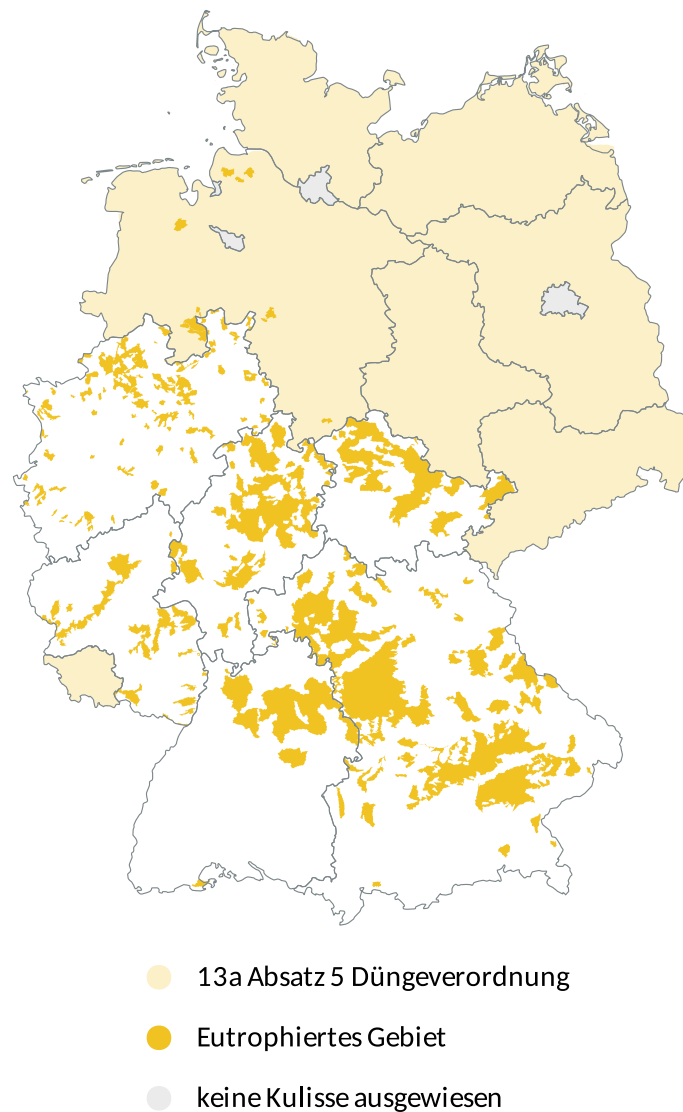


Abbildung 16: Eutrophierte Gebiete nach § 13a Düngeverordnung. Gebietsausweisung auf Grundlage der AVV GeA.

Anmerkung: In Bundesländern, die § 13a Absatz 5 Düngeverordnung anwenden, gelten die Anforderungen nach § 13a Absatz 3 Satz 3 Nummer 4 Düngeverordnung im gesamten Landesgebiet. Niedersachsen 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.

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

Tabelle 6: Landwirtschaftlich genutzte Fläche in eutrophierten Gebieten für die Bundesländer, die eutrophierte Gebiete ausgewiesen haben. Auswertung auf Grundlage von ATKIS.

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

Anmerkung: ¹⁾ nur für Seen. LF = Landwirtschaftlich genutzte Fläche. Quelle: Thünen-Institut.

In Deutschland wurden 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 Anforderungen nach § 13a Absatz 3 Satz 3 Nummer 4 DüV für die gesamte Landesfläche. Niedersachsen nimmt für Fließgewässer ebenso den § 13a Absatz 5 DüV Stand 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. Die eutrophierten Gebiete wurden gegenüber dem Monitoringbericht 2023 nicht verändert.

2.3.2 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 Bodenabtragspotenzial eines Bodens innerhalb der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (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 in der Bundesdatenbank verfügbar sind (siehe Anhang 2 / Kapitel 8.1.2). Die räumliche Verteilung ist in Abbildung 17 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 Rheinlands durch hohe C-Faktoren charakterisiert sind.

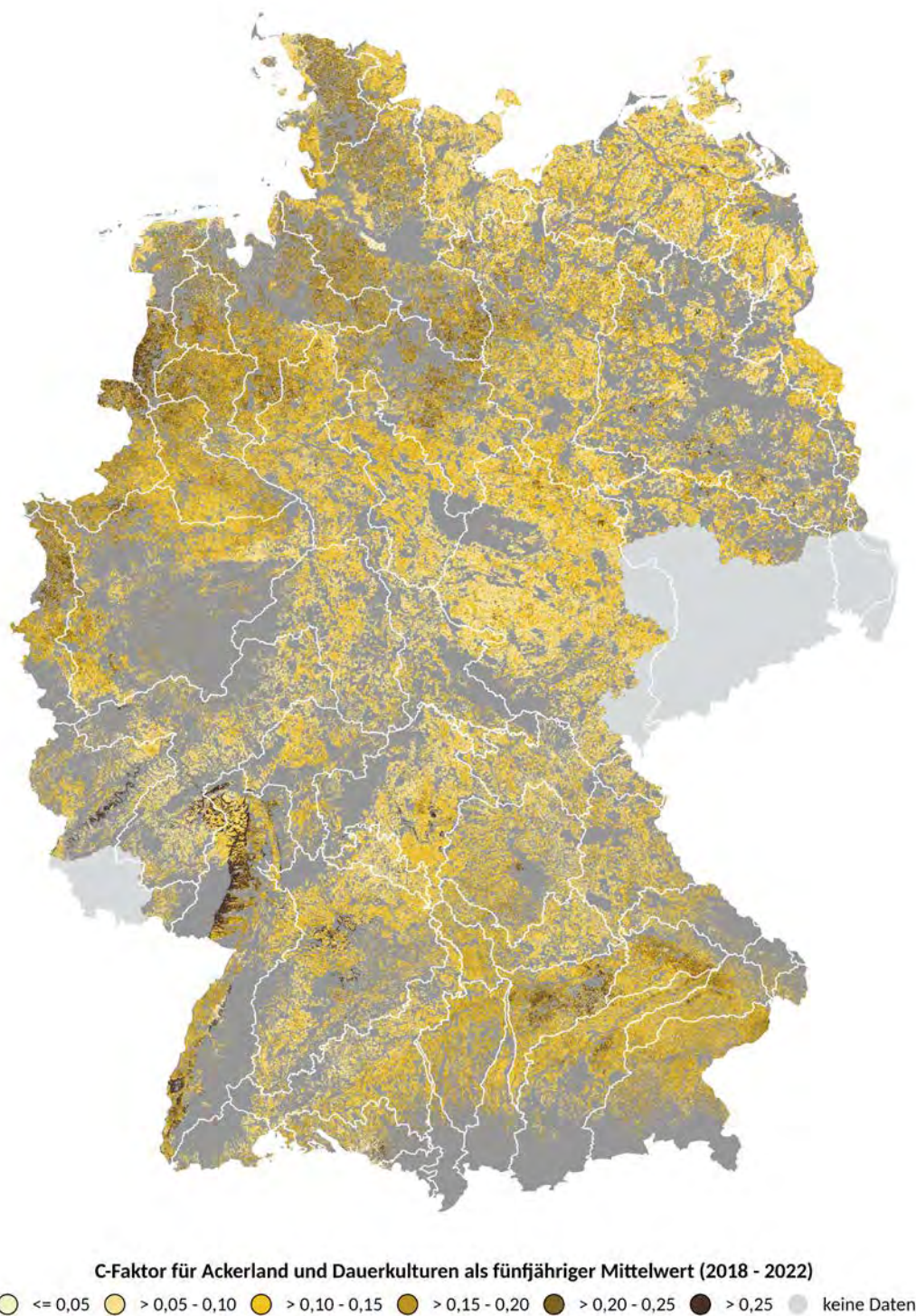


Abbildung 17: C-Faktor auf Rasterbasis (100 m × 100 m) für Ackerland und Dauerkulturen, fünfjähriges Mittel (2018–2022).

Anmerkung: Geringe C-Faktoren entsprechen einem geringen bewirtschaftungsbedingten Erosionspotenzial. Sachsen und Saarland sind nicht enthalten. Darstellung: Thünen-Institut. Datenquellen: Thünen-Institut auf Basis von InVeKoS-Daten.

Die Entwicklung der Bodenbedeckung in den eutrophierten und den sonstigen Gebieten ist in Abbildung 18 anhand von Häufigkeitsverteilungen des C-Faktors in Form von Violinen-Plots dargestellt (die Linien repräsentieren die Dichte der Verteilung; breitere Bereiche zeigen eine größere Häufung der Werte an). Die Mediane der C-Faktoren in den eutrophierten Gebieten unterscheiden sich nicht wesentlich von den restlichen Gebieten. Entwicklungstendenzen sind aufgrund der wenigen betrachteten Jahre noch nicht feststellbar. Es wird angestrebt, auf dieser Grundlage in Zukunft Trends und belastbare Aussagen zur Entwicklung der Bodenbedeckung abzuleiten.

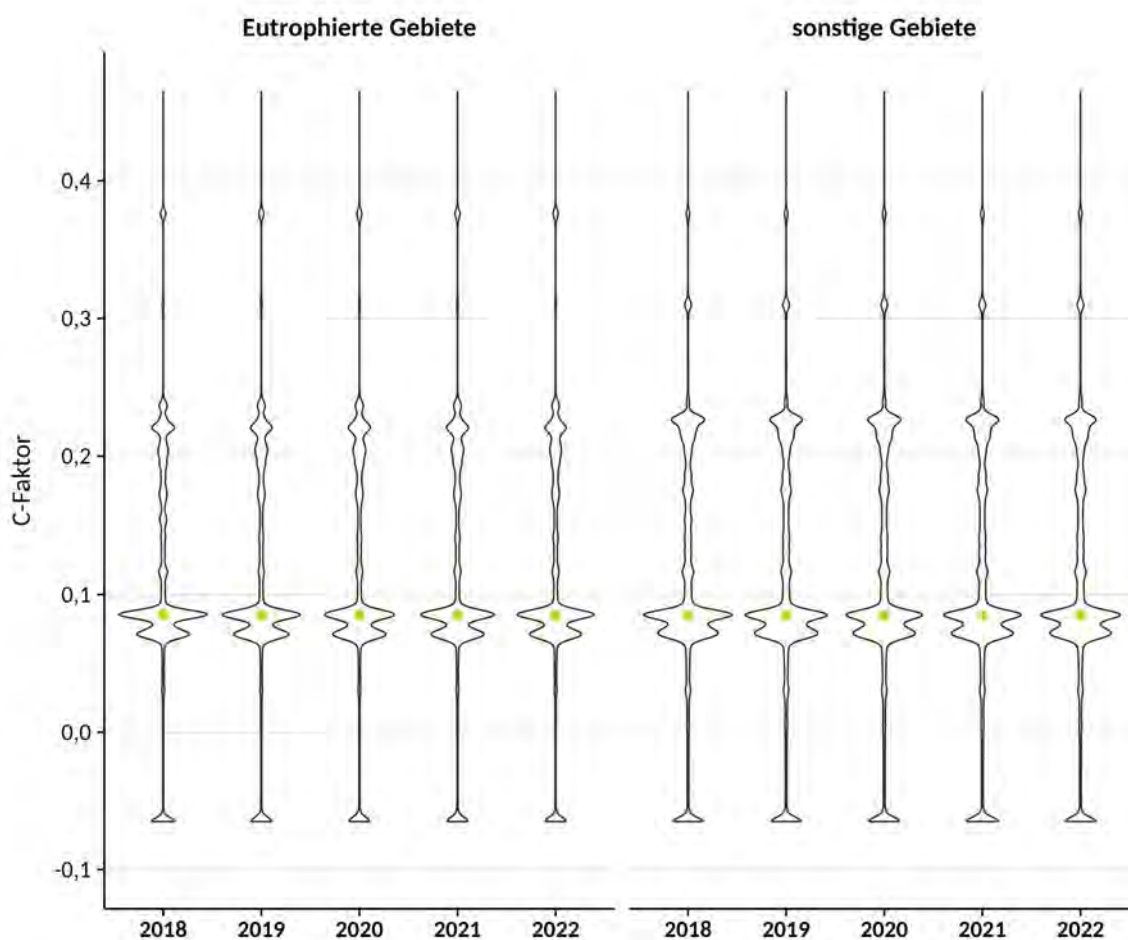


Abbildung 18: Häufigkeitsverteilung der C-Faktorwerte auf Rasterbasis (100 m × 100 m) im Zeitverlauf nach eutrophierten und sonstigen Gebieten.

Anmerkung: Die gelben Punkte markieren die Mediane. Bundesländer, in denen § 13a Absatz 5 Düngeverordnung zur Anwendung kommt, sind in den sonstigen Gebieten enthalten. Sachsen und Saarland 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 berücksichtigt werden sollen.

Zur Beschreibung der Nitratkonzentration des Grundwassers wurden in diesem Bericht Daten ausgewählter Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes nach § 4 Absatz 1, Nr. 1 bis 3 AVV GeA für den Zeitraum 2020 bis 2023 ausgewertet. 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. Für die Dokumentation der Nitratbelastung des Grundwassers wurden in Kapitel 3.1.1 die Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes verwendet, für die staatlich erhobene Messdaten vorlagen. Damit standen von den o. a. Messstellen für das Jahr 2023 7.795 Messstellen zur Verfügung. Für mehr als 97 % 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 (vgl. Tabelle 7), da das AVV-Ausweisungsmessnetz aktuell konsolidiert und erweitert wird. Darüber hinaus lag nicht in jedem Jahr an allen Messstellen ein gültiger Nitrat-Messwert vor.

Tabelle 7: Anzahl und Verteilung der überwiegenden Landnutzung der für den vorliegenden Bericht in Kapitel 3.1.1 herangezogenen Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes (2020–2023), für die staatliche Messdaten vorlagen.

Messnetz	Jahr	Anzahl Messstellen mit gültigem Messwert	Anteil Messstellen mit Landnutzungsinformation [%]	Anteil Messstellen mit überwiegender Landnutzung [%]		
				Landwirtschaft	Siedlung	Wald
Staatliche Messdaten AVV-Ausweisungsmessnetz	2020	7.496	96.7	62.5	17.4	20.1
	2021	7.772	96.9	62.6	16.8	20.5
	2022	7.749	96.5	63.0	16.7	20.3
	2023	7.795	97.2	63.1	16.5	20.4

Quelle: Umweltbundesamt.

3.1.1 Analyse der Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes

Im Folgenden werden die gemessenen Nitratkonzentrationen im Zeitraum 2020–2023 der Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes, für die staatliche erhobene Messdaten vorlagen, dargestellt. Dabei bleibt die Denitrifikation im Grundwasser noch unberücksichtigt. Ungeachtet dessen lagen in einigen Bundesländern bereits Denitrifikationswerte an Messstellen vor und wurden in die Ausweisungen der mit Nitrat belasteten Gebiete einbezogen.

Die Denitrifikation ist ein natürlich ablaufender, mikrobiell gesteuerter Prozess, bei dem der im Nitrat gebundene Stickstoff zu molekularem Stickstoff umgewandelt wird und nicht mehr als Nährstoff zur Verfügung steht. Die gemessene Nitratkonzentration im Grundwasser kann demnach bei Vorliegen denitrifizierender Verhältnisse sehr gering sein, obwohl der Nitratreintrag aus der Bodenzone in den ungesättigten Bereich über dem Grundwasserleiter hoch ist. Die Reaktion findet unter Sauerstoffabschluss statt, weshalb dieses Phänomen insbesondere in Grundwasserleitern mit reduzierenden Bedingungen, wie sie im Norddeutschen Tiefland häufig anzutreffen sind, beobachtet werden kann. Das natürliche Nitratabbauvermögen eines Grundwasserleiters ist jedoch endlich und hängt maßgeblich von den für die Reaktion zur Verfügung stehenden Ausgangsstoffen ab. Sind diese Ausgangsstoffe aufgebraucht, kann es zu einem Nitratdurchbruch in das Grundwasser kommen. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen und den vorsorgenden Grundwasserschutz zu stärken, schreibt die AVV GeA 2022 die Berücksichtigung der Denitrifikation für die Ausweisung nitratbelasteter Gebiete vor. Die für die Bewertung maßgebliche Nitratkonzentration setzt sich dann aus der gemessenen Nitratkonzentration im Grundwasser und dem Denitrifikationswert (Nitrat + Exzess-N₂ als Nitrat) zusammen. Der Denitrifikationswert kann mittels der N₂/Ar-Methode bestimmt werden.

Gemäß Grundwasserverordnung ist der Denitrifikationswert spätestens zum Ablauf des 22. Dezembers 2025 erstmalig zu ermitteln. Die Nitratbelastung wird dann in allen Grundwasserkörpern, in denen denitrifizierende Verhältnisse vorliegen, unter Berücksichtigung des Denitrifika-

tionswertes ermittelt und an dieser Stelle dargestellt werden. Dies wird voraussichtlich zu einem Zuwachs an berechneten Schwellenwertüberschreitungen und einer Zunahme der ermittelten Konzentrationsniveaus vor allem in Gebieten des Norddeutschen Tieflands führen.

Im Jahr 2023 wurde an 85,1 % der ausgewerteten Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes der Schwellenwert für Nitrat eingehalten (vgl. Abbildung 19a). An diesen Messstellen lag die mittlere Nitratkonzentration bei 13,1 mg/L (vgl. Abbildung 19b). An 14,3 % der Messstellen traten Nitratkonzentrationen größer 50 mg/L auf (vgl. Abbildung 19a). Im Mittel lag die Nitratkonzentration an diesen Messstellen bei 89,3 mg/L (vgl. Abbildung 19b). 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 19a). Insgesamt kann über den Zeitraum 2020–2023 eine leicht fallende Tendenz der Nitratbelastung festgestellt werden.

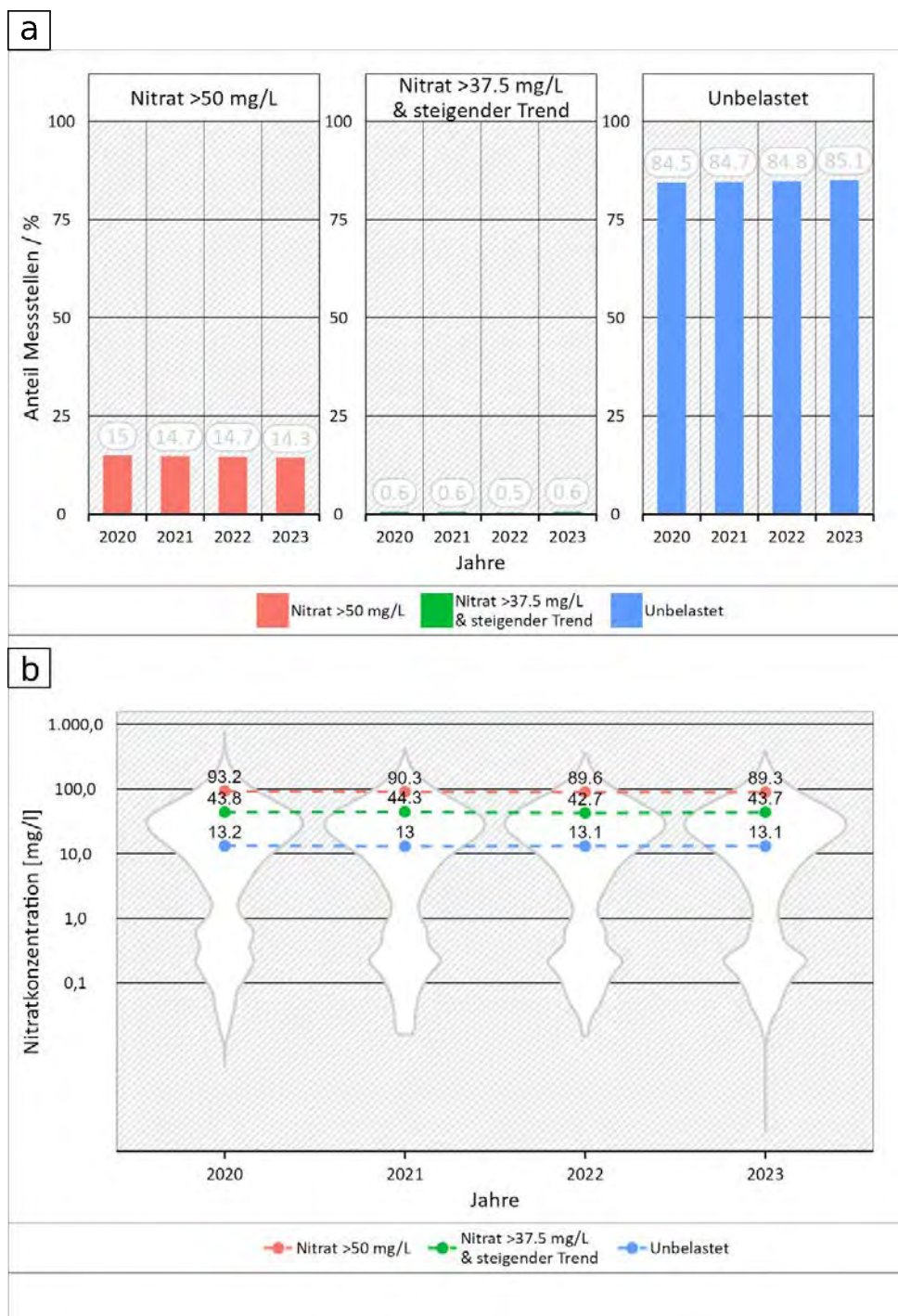


Abbildung 19: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für die Jahre 2020–2023, für die staatliche Messdaten vorlagen. Dargestellt sind relative Anteile Messstellen (a) sowie die Verteilung der Messwerte und die mittleren Nitratkonzentrationen (b) für drei verschiedene Konzentrationsklassen.

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.

Werden die Landnutzungsinformationen der Messstellen in die Auswertung einbezogen (vgl. Abbildung 20), zeigt sich, dass Messstellen mit überwiegender 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 2023 überschritten, war mit 20,9 % für Messstellen mit überwiegender landwirtschaftlichem Nutzungseinfluss fast fünfmal höher als für solche mit überwiegendem Siedlungs- oder Waldeinfluss. Seit 2020 konnte eine leichte Abnahme der Nitratbelastung beobachtet werden. Der Anteil an Messstellen mit überwiegendem landwirtschaftlichen Nutzungseinfluss, die den Schwellenwert für Nitrat 2023 überschritten, sank im Vergleich zum Jahr 2020 um 1,3 %.

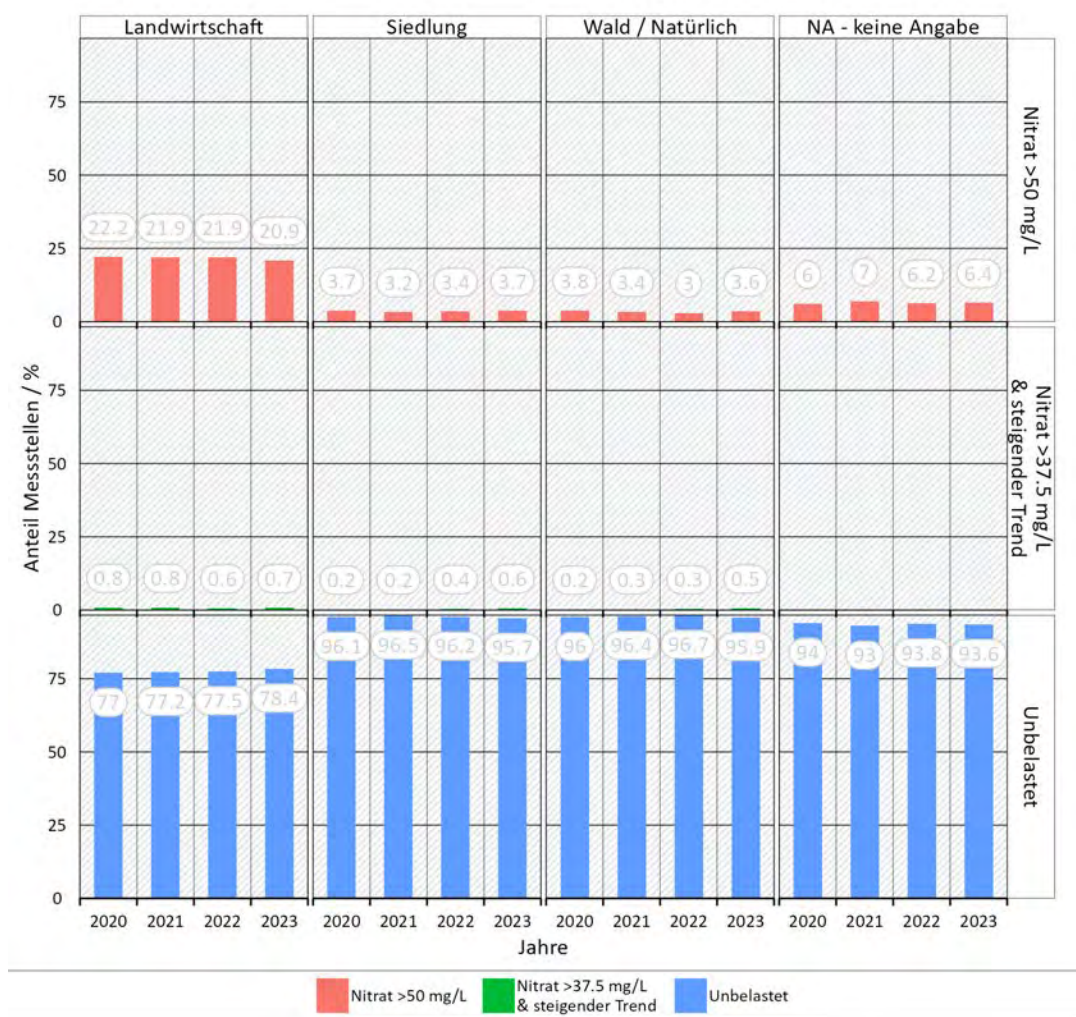


Abbildung 20: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in Abhängigkeit der überwiegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Wald / Natürlich, NA – keine Angabe) für die Jahre 2020–2023, für die staatliche Messdaten vorlagen. Dargestellt ist der Anteil Messstellen für drei verschiedene 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 21) 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 8,5–8,7 mg/L nur halb so hohe Nitratkonzentrationen auf, wie unbelastete Messstellen mit einem überwiegenden landwirtschaftlichen Nutzungseinfluss (14,8–15,2 mg/L). Insgesamt konnte in dem betrachteten Zeitraum (2020–2023) eine leicht abnehmende Tendenz der Nitratkonzentration 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.

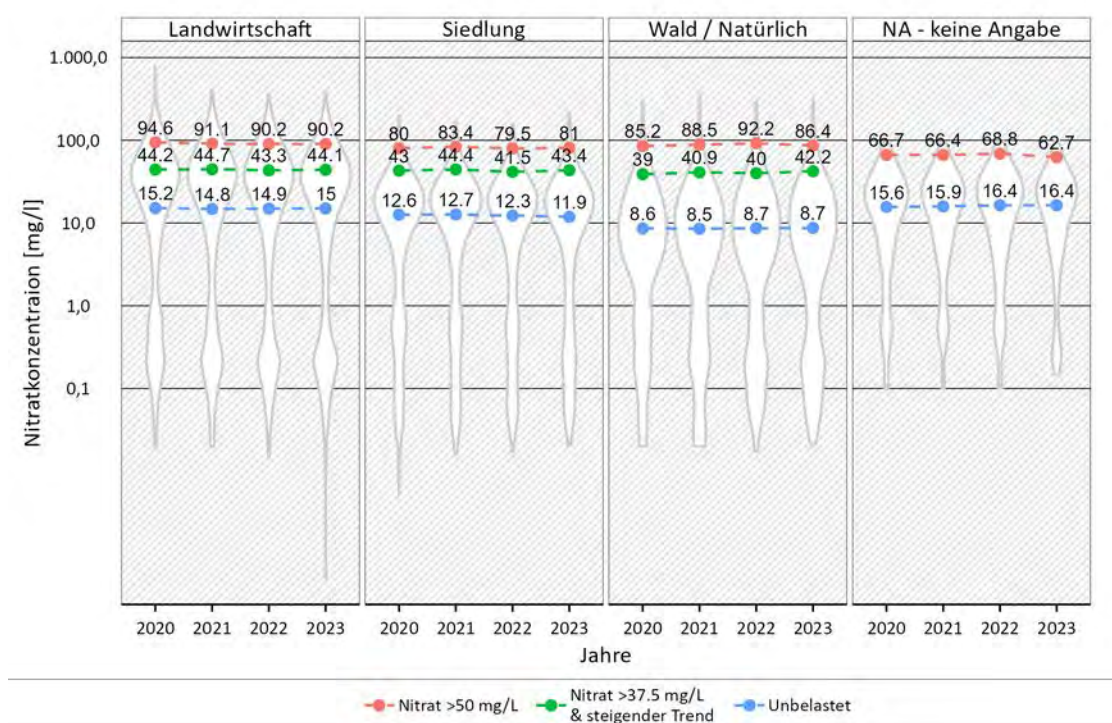


Abbildung 21: Nitratbelastung an Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes in Abhängigkeit der vorwiegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Wald / Natürlich, NA – keine Angabe) für die Jahre 2020–2023, für die staatliche Messdaten vorlagen. Dargestellt sind die Verteilung der Messwerte sowie die mittlere Nitratkonzentration für drei verschiedene Konzentrationsklassen.

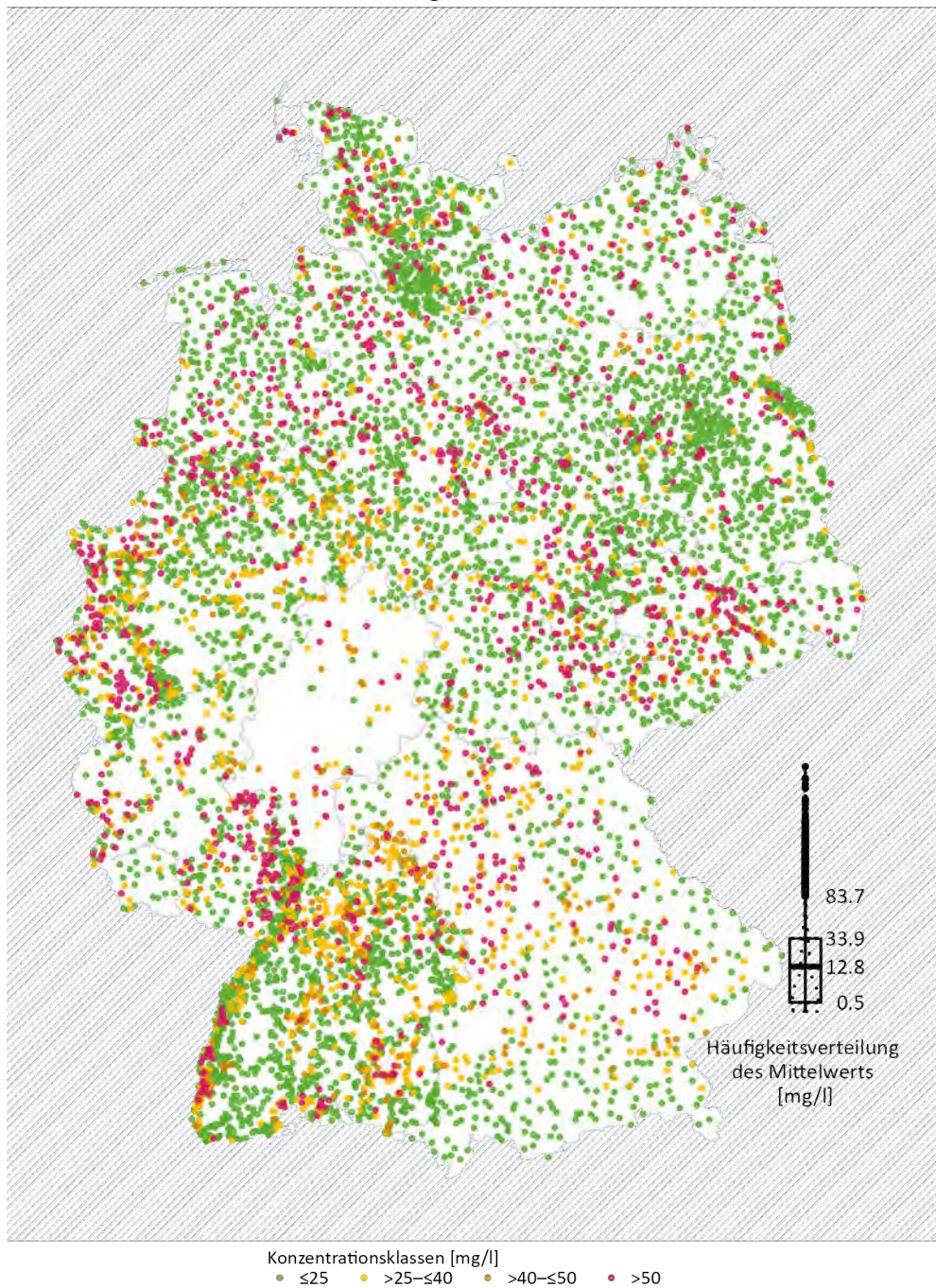
Anmerkung: Nitratkonzentration > 50 mg/L (rot); Nitratkonzentration > 37.5 mg/L und ≤ 50 mg/L und signifikant steigender Trend [Mann-Kendall-Trendtest, einseitig, $p < 0.1$] (grün); alle übrigen Messstellen, die unbelastet sind (blau). Die mittleren jährlichen Nitratkonzentrationen sind für jede Konzentrationsklasse 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 22) 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 und gegebenenfalls zu einer anderen Einstufung der Nitratbelastung führen, sobald flächendeckend Daten zur Denitrifikation an den Grundwassermessstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes vorliegen und in die Darstellungen einbezogen werden.
- (3) Grenzwertüberschreitungen traten vermehrt in solchen Regionen auf, die durch intensive landwirtschaftliche Nutzung, z. B. Viehhaltung, Biogas oder Gemüseanbau, gekennzeichnet sind.

Mittlere Nitratkonzentration

An den 7795 Messstellen des Ausweisungsmessnetzes in 2023



Quelle: Erstellt durch das Umweltbundesamt, basierend auf den Daten der Bundesländer (2024).

Abbildung 22: Karte der mittleren Nitratkonzentrationen an 7.795 Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes für das Jahr 2023, für die staatliche Messdaten vorlagen.

Anmerkung: Die angegebenen Daten beruhen auf einer Auswahl von Messstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes, das sich aktuell noch im Aufbau befindet. Demzufolge stellt die hier abgebildete Messstellenauswahl einen Zwischenstand dar, der nicht abschließend ist. Alle Bundesländer sind verpflichtet, ihre Messnetze gemäß § 4 Absatz 2 AVV GeA auszubauen und spätestens

ab 2029 ein geostatistisches Regionalisierungsverfahren zur Abgrenzung nitratbelasteter Gebiete anzuwenden.

Die Daten sind nach vier Konzentrationsklassen klassifiziert: (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) $\text{NO}_3 > 50 \text{ mg/L}$. Im eingeschobenen Box-Whisker-Plot 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 + $1,5 \cdot$ Interquartilabstand) für das Jahr 2023 angegeben. Quelle: Umweltbundesamt.

3.1.2 Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten

Umfangreiche Änderungen des Düngerechts seit 2020 erlauben in Deutschland die Ausweisung von mit Nitrat belasteten Gebieten als Teil des Deutschen Aktionsprogramms, verbunden mit strengeren landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsauflagen im Vergleich zu übrigen Gebieten. Die mit Nitrat belasteten Gebiete gemäß §13a Abs. 1 der DüV sind jedoch nicht mit den gefährdeten Gebieten gemäß Artikel 3 Absatz 2 Nitratrichtlinie gleichzusetzen. Die Ausweisung und die Geltung strengerer Regeln stellen zusätzliche Maßnahmen bzw. verstärkte Aktionen im Sinne von Artikel 5 Absatz 5 der Nitratrichtlinie dar.

Die erhöhten Auflagen sind in § 13a Abs. 2 der Düngeverordnung und in den Länderverordnungen festgeschrieben. Grundlage für die Ausweisung dieser Gebiete ist die AVV GeA vom 3.11.2020 bzw. deren Neufassung vom 10.08.2022. Demnach hat in Deutschland für das Grundwasser eine immissionsbasierte Abgrenzung von belasteten und unbelasteten Gebieten auf Basis der ermittelten Nitratkonzentration unter übergangsweiser Verwendung eines deterministischen Regionalisierungsverfahrens oder einer Abgrenzung nach hydrogeologischen und/oder hydraulischen Kriterien bzw. mittelfristig eines geostatistischen Regionalisierungsverfahrens zu erfolgen.

Die AVV GeA trifft außerdem Regelungen zur Zusammensetzung des Ausweisungsmessnetzes und legt Anforderungen fest, welche 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. Die Formulierung „mindestens“ stellt die Minimalanforderung (Mindestanforderung) an die Zusammensetzung des Ausweisungsmessnetzes dar. Das Ausweisungsmessnetz kann daher über die Mindestanforderung hinaus auch Messstellen enthalten, die aus einem anderen als den drei genannten Messnetzen stammen, und es kann auch Messstellen enthalten, die keine landwirtschaftliche Beeinflussung aufweisen. Mindestens muss es jedoch alle landwirtschaftlich beeinflussten Messstellen der drei genannten Messnetze enthalten (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 sicherzustellen, dass eine Nitratbelastung des Grundwassers möglichst frühzeitig erkannt werden kann. Zusatzmessstellen, die einem etwas geringeren Anforderungskatalog entsprechen müssen, können zusätzlich zum Ausweisungsmessnetz bei der immissionsbasierten Abgrenzung der mit Nitrat belasteten Gebiete herangezogen werden. Die aktuell

gültigen mit Nitrat belasteten Gebiete sind in Abbildung 9 dargestellt. Das Messnetz wird derzeit stark ausgebaut.

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 getrennt für zwei Messnetze.

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 2.3.1).

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 Oberflächengewässerverordnung (OGewV) eingestuft (vgl. Tabelle 8):

Tabelle 8: Einstufung der mittleren Phosphorkonzentrationen nach Anlage 7 OGewV.

Farbe	Einstufung	Kriterium
blau	sehr gut	Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potenzial erreicht (Absatz 1.1.2)
grün	gut	Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial erreicht (Absatz 2.1.2)
lila	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 23). An 11 % der repräsentativen Messstellen wird 2020–2022 die Klasse „sehr gut“ erreicht, 43 % sind als „gut“ einzustufen und 46 % als „schlechter als gut“.

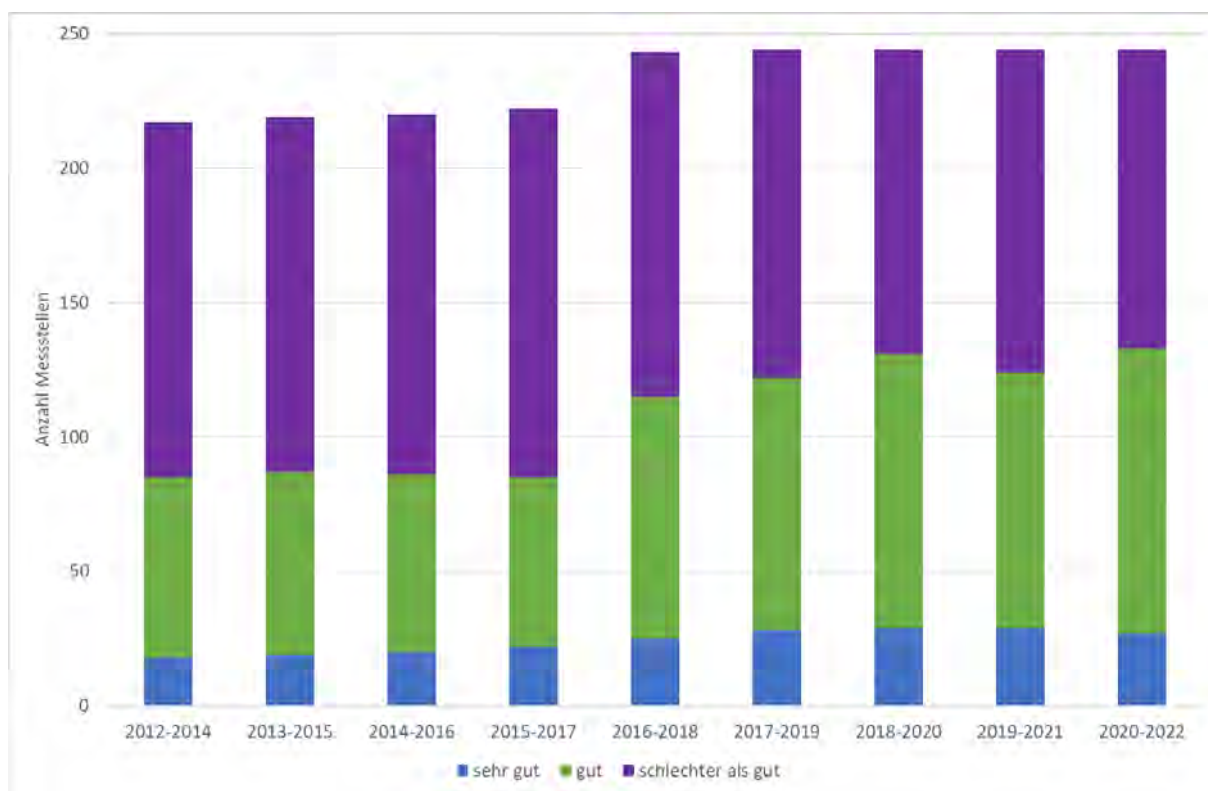


Abbildung 23: Auswertung des Indikators Phosphor-Konzentration in Fließgewässern für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes.

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-eutrophic“	wenn WRRL Impact „Nutrient“, dann „in the near future may become eutrophic“
			wenn Phytoplankton nicht relevant und Hinweise vorliegen, dass Zielverfehlung von Makrophyten/Phytobenthos nicht aufgrund zu hoher Nährstoffeinträge vorliegen (= bei WRRL keine Angabe Impact „Nutrient“), dann „non-eutrophic“	
			ansonsten „in the near future may become eutrophic“	ansonsten „non-eutrophic“
	nicht eingehalten	„in the near future may become eutrophic“	„eutrophic“	„in the near future may become eutrophic“
	nicht bestimmt	kann nicht vorkommen		

¹⁾ Anforderungen nach OGewV, Anlage 7:
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 Nitratrichtlinie ergeben für den Indikator „Eutrophierungseinstufung“ für den Zeitraum 2020–2022 (vgl. Abbildung 24, siehe auch BMUV und BMEL, 2024):

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

- 36 % der Messstellen werden als „eutrophic“ eingestuft.

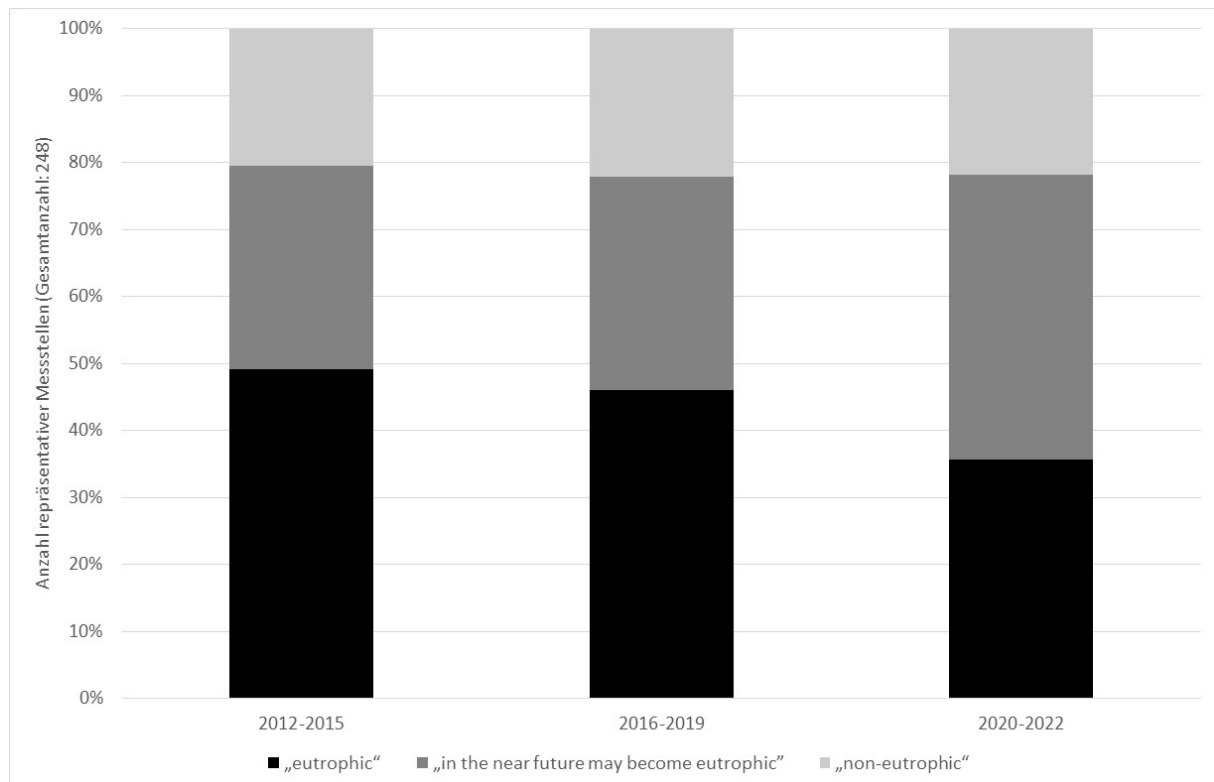


Abbildung 24: Auswertung des Indikators Eutrophierungseinstufung für die Messstellen des repräsentativen Messnetzes (Stand: 2024).

Quelle: Nitratbericht 2024.

4 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellierung der regionalen Nährstoffsituation

Für den Aufbau der Datenerfassung und die Weiterentwicklung der Modellierung in der Umsetzungsphase ist das Verbundprojekt RELAS initiiert worden, das von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung gefördert wird. Der Förderbeginn war der 01.09.2022. Damit ist die Finanzierung für den Aufbau des Monitoringsystems bis 31.08.2025 sichergestellt; beteiligt sind das Thünen-Institut, das Forschungszentrum Jülich (FZJ) und das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB). Für das Vorgängerprojekt AGRUM Deutschland (AGRUM-DE) wurde 2023 der Abschlussbericht veröffentlicht (Zinnbauer et al., 2023). BMEL und BMUV werden zeitnah über die Verstetigung des Monitorings entscheiden.

4.1 Landwirtschaftliche Modellierung: Arbeiten am Thünen-Institut

In Tabelle 10 sind die Ergebnisse der Stickstoffbilanzierung für den Agrarsektor in Deutschland dargestellt. RAUMIS simuliert jährlich die Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene. Da in AGRUM-DE die Einträge in die Gewässer auf Grundlage einer „durchschnittlichen Situation“ ermittelt werden, wird das vierjährige Mittel gebildet. Zwischen 2018 und 2021 schwankten die Flächenbilanzsalden erheblich. Dies ist u. a. auf die Folgen der Dürrejahre, welche sich auf die Erträge auswirkten, sowie die schwankenden Mineraldüngereinsatzmengen zurückzuführen. Der Einsatz organischer Düngemittel ist weniger Schwankungen unterworfen und war im Betrachtungszeitraum leicht rückläufig.

Tabelle 10: Ergebnisse der Stickstoffflächenbilanzen für Deutschland in kg N / ha LF.

	2018	2019	2020	2021	Durchschnitt
Zufuhr insgesamt	182,1	173,0	176,0	168,0	174,7
Mineraldünger	89,7	80,5	82,4	76,0	82,1
Wirtschaftsdünger	48,4	47,5	47,1	45,4	47,1
Gärreste	31,5	31,7	32,3	32,0	31,9
Kompost	2,4	2,4	2,5	2,3	2,4
Klärschlamm	0,7	0,7	0,7	0,6	0,7
Symbiotische Fixierung	8,5	9,2	10,0	10,6	9,6
Saatgut	0,9	1,0	0,9	0,9	0,9
Abfuhr insgesamt	130,9	135,3	133,8	132,0	133,0
Abfuhr Erntegut inkl. Stroh	119,4	124,1	122,7	121,2	121,8
Ausbring- und Weideverluste	11,6	11,2	11,1	10,8	11,2
Saldo	51,2	37,6	42,2	35,9	41,7

Quelle: Thünen-Institut.

Die regionale Verteilung des Stickstoffanfalls aus organischen Düngemitteln insgesamt sowie des Mineraldüngereinsatzes ist in Abbildung 25 dargestellt. Stickstoffzufuhren aus organischen Düngemitteln sind insbesondere in den viehstarken Regionen des Nordwestens und des Südostens von großer Relevanz (vgl. Abbildung 25, links). Wie in Tabelle 10 ersichtlich, sind die wichtigsten Komponenten der organischen Stickstoffdüngung zum einen Wirtschaftsdünger aus der Viehhal-

tung und zum anderen Gärreste aus der Biogas- bzw. Biomethanproduktion. Aufgrund der seit Jahren rückläufigen Viehhaltung (vgl. Abbildung 3) und der angepassten Förderung der landwirtschaftlichen Biogaserzeugung ist auch in Zukunft ein weiterer Rückgang dieser Bilanzpositionen zu erwarten. Größere Mineraldüngereinsatzmengen finden sich dagegen vor allem in Acker- und Gemüsebauregionen (vgl. Abbildung 25, rechts), wie in den Bördegebieten, dem Rheingraben oder den Ackerbaugebieten des Nordostens.

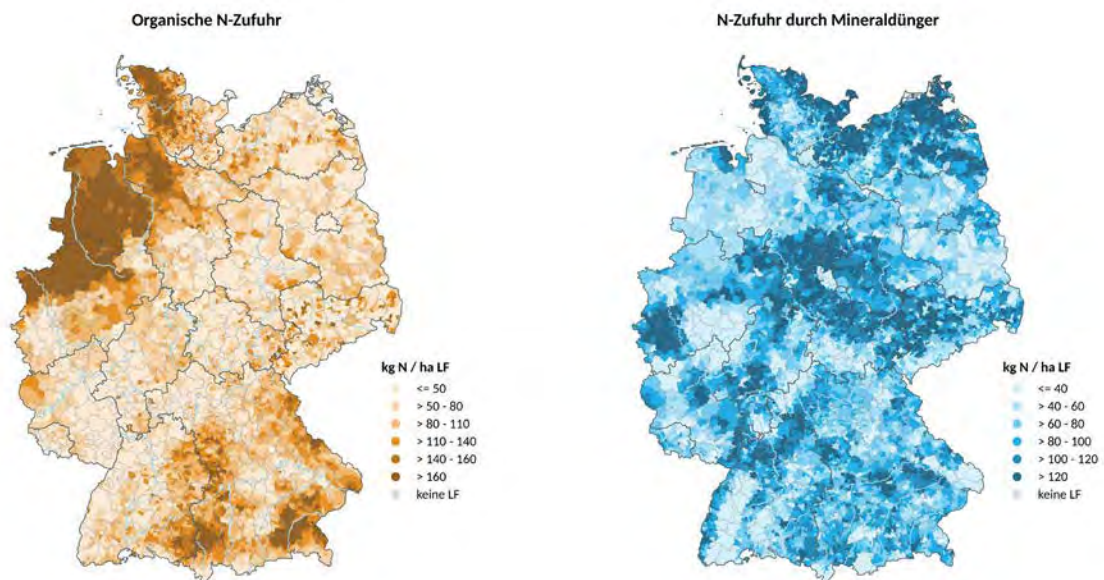


Abbildung 25: Durchschnittliche Stickstoffzufuhr mit organischen Düngemitteln (links) und Mineraldünger (rechts) der Jahre 2018–2021.

Quelle: Thünen-Institut.

Die räumlichen Muster von Stickstoffzufuhr (vgl. Abbildung 26, links) und Stickstoffabfuhr (vgl. Abbildung 26, rechts) korrespondieren zueinander. Im Nordwesten wie auch im Südosten sind Zufuhr und Abfuhr überdurchschnittlich hoch. In diesen Regionen wird also nicht nur überdurchschnittlich hoch gedüngt, sondern es wird auch überdurchschnittlich viel Stickstoff mit dem Erntegut von der Fläche abgefahren.

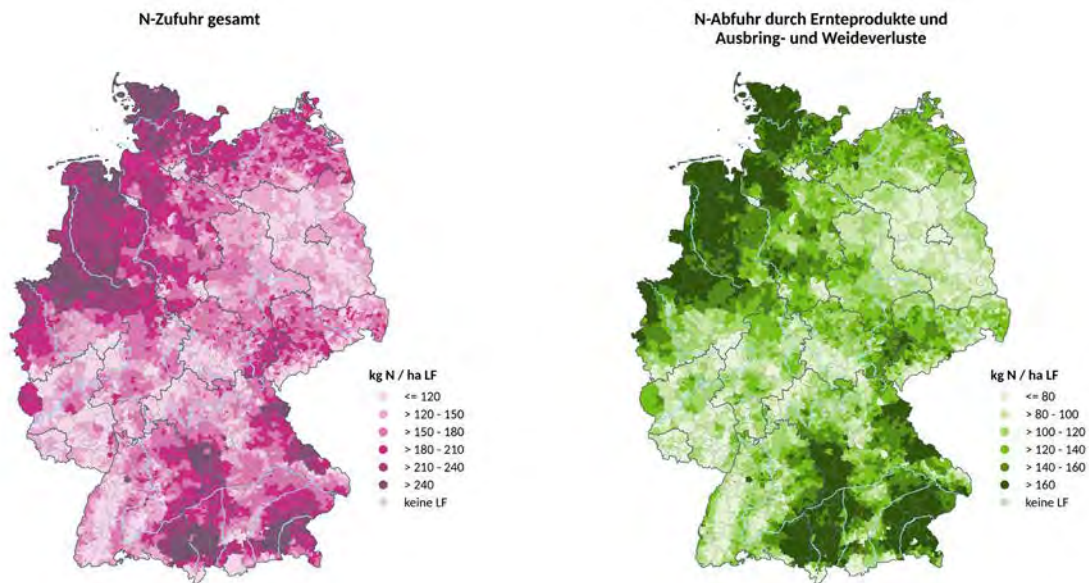


Abbildung 26: Durchschnittliche gesamte Stickstoffzufuhr (links) und Stickstoffabfuhr (rechts) der Jahre 2018–2021.

Quelle: Thünen-Institut.

Die Differenz aus Stickstoffzufuhr und Stickstoffabfuhr ergibt den Stickstoffbilanzüberschuss (vgl. Abbildung 27, links). Insgesamt wird ein regional sehr unterschiedliches Emissionsbild ersichtlich, in dem sich die Flächenbilanzsalden der Gemeinden rechnerisch zwischen -40 und 140 kg N/ha LF erstrecken. Den Modellergebnissen zufolge befinden sich Regionen mit überdurchschnittlich hohen Stickstoffsalden im Nordwesten und im Südosten. Über weite Strecken Süd-, Mittel- und Ostdeutschlands betragen die Stickstoffsalden weniger als 40 kg N/ha LF, in Teilen Süddeutschlands auch weniger als 20 kg N/ha LF.

Wie oben beschrieben, werden die in Kapitel 2.2.4 dargestellten Indikatoren für die Grundwasserkörper auf Grundlage der RAUMIS-Gemeindebilanzen ermittelt. Für das Beispiel der Bilanzsalden sind die auf Ebene der Grundwasserkörper aggregierten Bilanzsalden in der rechten Karte von Abbildung 27 dargestellt.

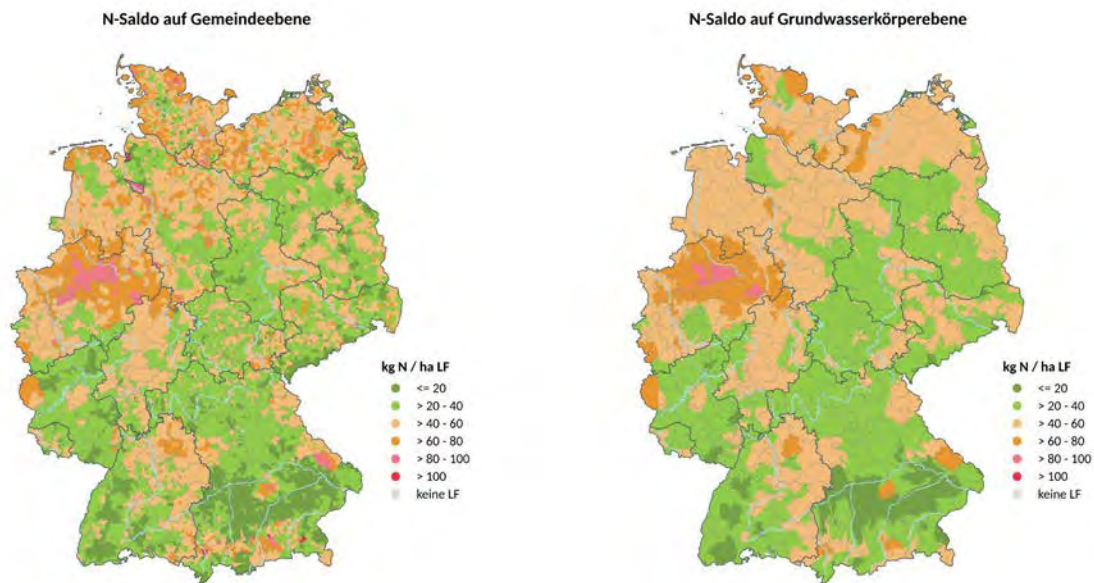


Abbildung 27: Durchschnittliche Stickstoffflächenbilanzen der Jahre 2018–2021 auf Gemeindeebene (links) und auf Grundwasserkörperebene (rechts).

Quelle: Thünen-Institut.

4.2 Hydrologische Modellierung

Basierend auf den im 4. Monitoringbericht dargestellten Datengrundlagen wurde in der zurückliegenden Berichtsphase die Ermittlung der Abflusskomponenten mit dem Modell mGROWA (für Details zum mGROWA-Modell sei an dieser Stelle auf den 2. Monitoringbericht von 2021, Kapitel B.5.1.2.6, verwiesen) in hoher räumlicher Auflösung (100 m × 100 m) abgeschlossen. Auf diese Weise wurde die Grundvoraussetzung für die nach Eintragspfaden differenzierende Modellierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer geschaffen. Ausgehend vom modellierten Gesamtabfluss (vgl. Abbildung 1) wurden die folgenden Abflusskomponenten bestimmt:

- Oberflächenabflusshöhe (vgl. Abbildung 29, links)
- Höhe des Abflusses aus urbanen Flächen (vgl. Abbildung 29, rechts)
- Höhe des natürlichen Zwischenabflusses (vgl. Abbildung 30, links)
- Dränabflusshöhe (vgl. Abbildung 30, rechts)
- Grundwasserneubildungshöhe (vgl. Abbildung 31, links)
- Sickerwasserhöhe (vgl. Abbildung 31, rechts)

Im Allgemeinen korrelieren die Gesamtabflusshöhen (vgl. Abbildung 28) mit den Niederschlagshöhen, wobei der Gesamtabfluss von West nach Ost abnimmt. Zudem gibt es bei den Gesamtabflusshöhen eine Korrelation mit der Geländehöhe (Zunahme des Niederschlags mit zunehmender Höhe). Die verschiedenen Landschaftseinheiten Deutschlands zeigen dadurch beim Gesamtabfluss und somit bei der regional verfügbaren Wassermenge zum Nährstoffaustrag über die einzelnen Abflusskomponenten eine große räumliche Differenzierung. Hierbei gilt der Grundsatz, dass ein hoher Gesamtabfluss den Austrag von Nährstoffen aus dem Boden begünstigt, da die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und damit die Wirkung von Retentions- und Abbauprozessen im Boden gering ist. Ein hoher Gesamtabfluss führt allerdings auch zu einer stärkeren Verdünnung der ausgetragenen Nährstoffe.

Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss (1991 – 2020)

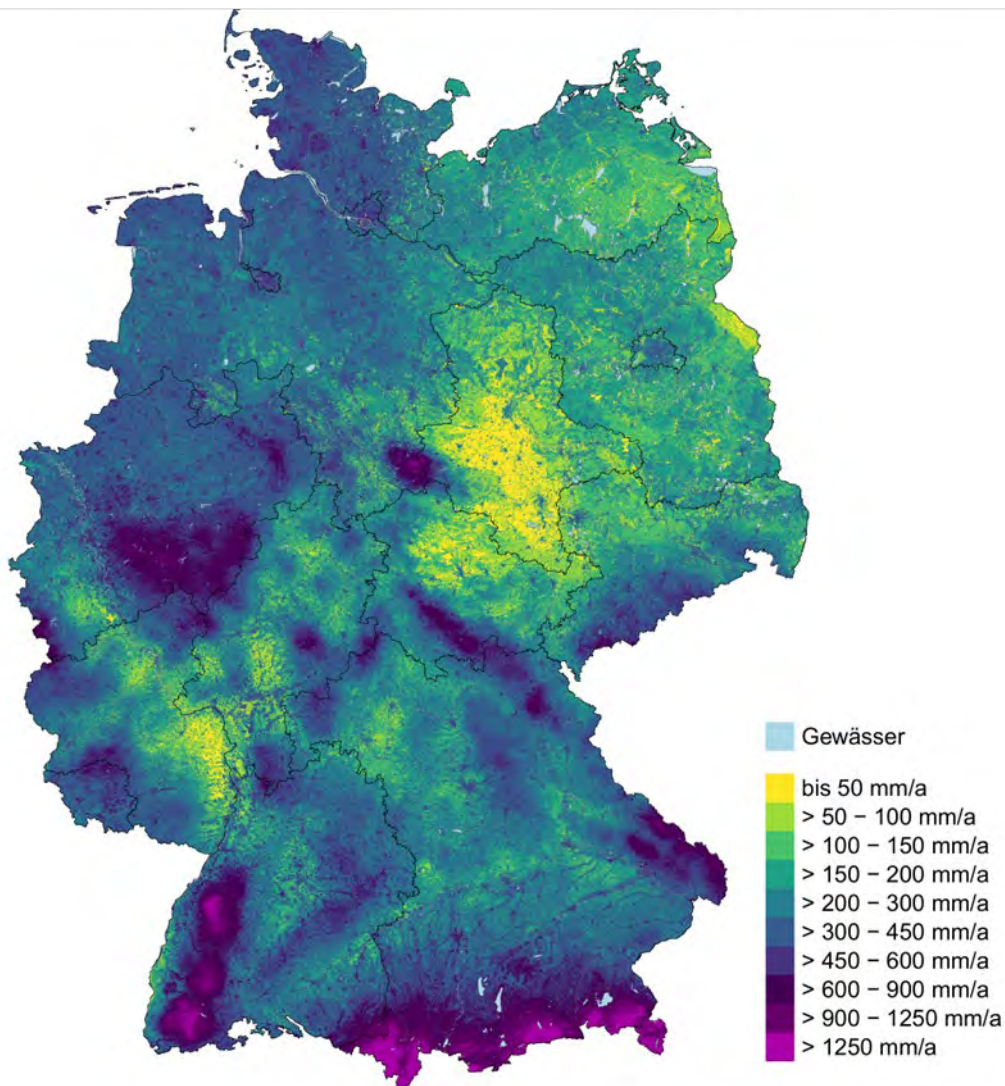


Abbildung 28: Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss.

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

So liegen die Gesamtabflusshöhen in den nordwestlichen Landesteilen bei mehr als 300 mm/a, während in weiten Gebieten des östlichen Landesteils Gesamtabflusshöhen weniger als 150 mm/a auftreten. Im Regenschatten der Mittelgebirge, wie z. B. in der Leipziger Tieflandsbucht und dem Nordteil des Oberrheingrabens, liegen die Gesamtabflusswerte bei weniger als 50 mm/a. Allgemein wirkt sich dort das geringe Niederschlagsdargebot von weniger als 600 mm/a und eine potenzielle Evapotranspiration von mehr als 650 mm/a limitierend auf die Gesamtabflusshöhen aus. Gesamtabflusshöhen von über 600 mm/a treten vor allem in den wetterexponierten Kammlagen der aus paläozoischen Gesteinen aufgebauten Mittelgebirge (Rheinisches Schiefergebirge, Harz, Thüringer Wald, Schwarzwald, Bayerischer Wald) sowie in den Alpen auf. In den Kammlagen dieser Gebirgszüge können die Gesamtabflusshöhen 1.250 mm/a überschreiten. In den aus mesozoischen Gesteinen aufgebauten Mittelgebirgsregionen (z. B. Pfälzerwald, Weserbergland, Süddeutsches Schichtstufenland) liegen die Gesamtabflusshöhen großräumig zwischen ca. 200 mm/a und 450 mm/a.

Der Oberflächenabfluss (vgl. Abbildung 29, links) und der urbane Direktabfluss (vgl. Abbildung 29, rechts) sind die Teile des Direktabflusses, die einem Gewässer zuströmen, ohne in den Boden eingedrungen zu sein. Während der urbane Direktabfluss ein wichtiger Parameter zur Berechnung der N- und P-Austräge in die Oberflächengewässer von versiegelten Flächen ist, trägt der Oberflächenabfluss von nicht versiegelten Flächen zu den diffusen Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer über Abschwemmung und Erosion bei. Es ist jedoch nur der Oberflächenabfluss für den Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer relevant, der von Flächen stammt, die eine hydraulische Anbindung an Gewässer haben. Für den Oberflächenabfluss relevante Flächen weisen zudem eine Hangneigung von mehr als 2 % auf, sowie einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung und keine künstliche Entwässerung. Für die übrigen Flächen wird angenommen, dass der gebildete Oberflächenabfluss nach einer nur kurzen Fließstrecke versickert und somit das Gewässer nicht als Oberflächenabfluss erreicht.

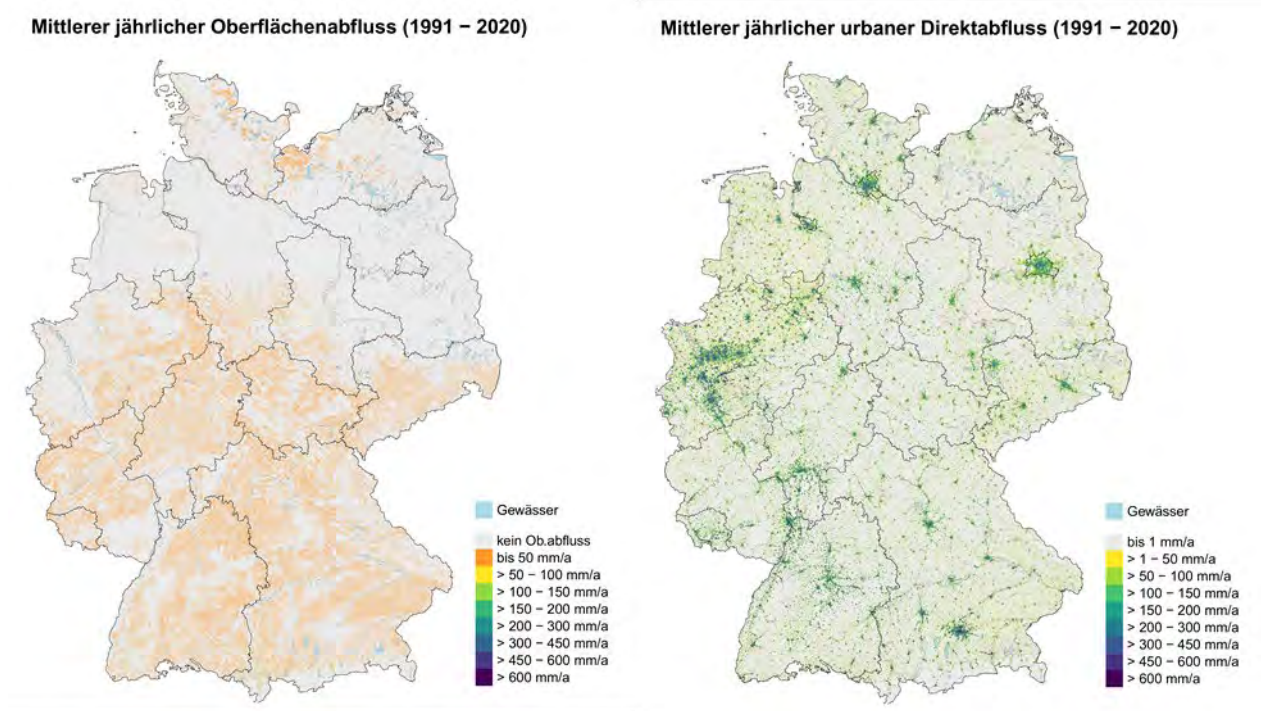


Abbildung 29: Oberflächenabfluss (links) und Abfluss aus urbanen Flächen (rechts).

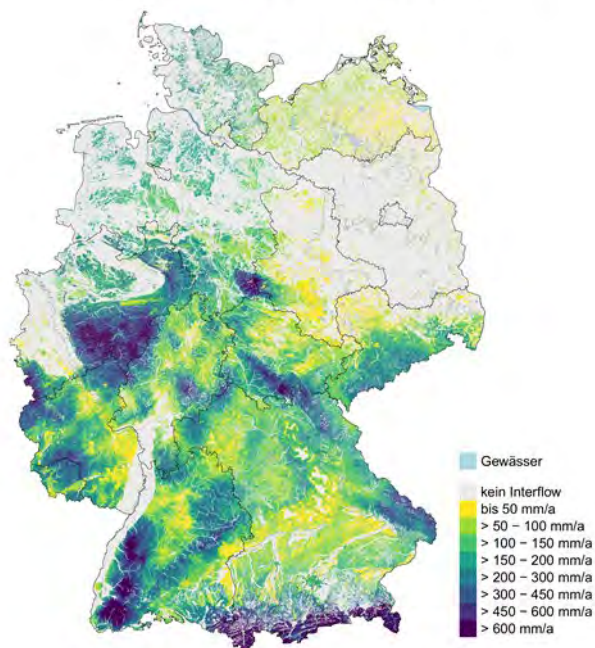
Quelle: Forschungszentrum Jülich.

Abbildung 29 (links) zeigt die Oberflächenabflusshöhe dementsprechend ausschließlich für die Teilflächen, die ans Gewässer angebunden sind und die eine Relevanz für den Nährstoffeintrag haben. Für Gebiete mit weniger als ca. 800 mm Jahresniederschlag und geringen Hangneigungen wird eine nur sehr geringe Oberflächenabflusshöhe berechnet. In vielen Regionen liegt die Oberflächenabflusshöhe daher bei unter 50 mm/a. Lediglich in den Hochlagen der Süddeutschen Mittelgebirge (Schwarzwald, Bayerischer Wald) und in den Alpen treten – bedingt durch die hohen Niederschläge – höhere Oberflächenabflüsse auf.

Abbildung 29 (rechts) zeigt den mittleren jährlichen urbanen Direktabfluss als den Anteil der Abflussbildung, der von den versiegelten Flächen stammt. Der urbane Direktabfluss kann in einigen stark versiegelten innerstädtischen Gebieten mehr als 300 mm/a erreichen, in allen schwach versiegelten ländlichen Gebieten liegt er jedoch in der Regel unter 100 mm/a.

In Abbildung 30 (links, „natürlicher Zwischenabfluss“) und Abbildung 30 (rechts, „Dränabfluss“) sind die über die Bodenpassage entwässernden Direktabflussanteile einander vergleichend gegenübergestellt. Die regional unterschiedliche Relevanz dieser beiden Abflusskomponenten für den Nährstoffaustrag wird auf diese Weise sehr gut zum Ausdruck gebracht.

Mittlerer jährlicher Zwischenabfluss (1991 – 2020)



Mittlerer jährlicher Drainageabfluss (1991 – 2020)

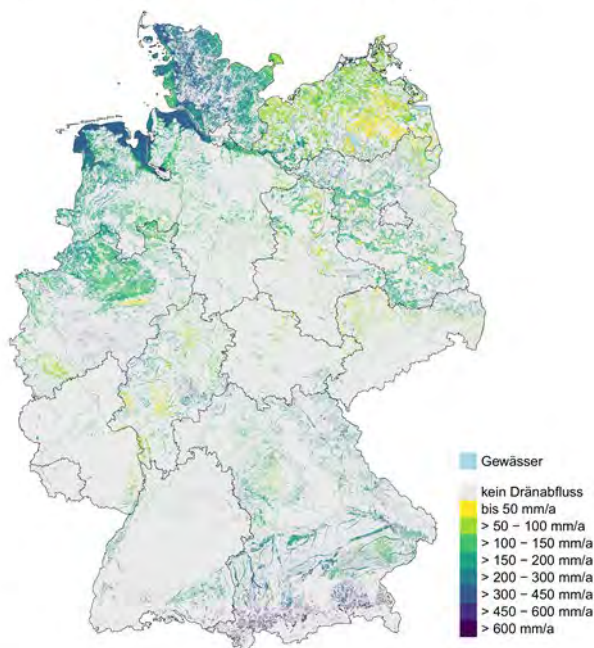


Abbildung 30: Natürlicher Zwischenabfluss (links) und Drainageabfluss (rechts).

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

Die in Festgesteinsregionen vorherrschende und dort fast überall auftretende Direktabflusskomponente ist der natürliche Zwischenabfluss (vgl. Abbildung 30, links). Der natürliche Zwischenabfluss ist besonders in den humiden, bergigen Regionen der Festgesteinsregionen bedeutsam. Zur Bildung von natürlichem Zwischenabfluss kommt es dort, wo das Sickerwasser vor Erreichen des Grundwasserleiters eine wasserundurchlässige Schicht erreicht, sodass es lateral in der ungesättigten Zone abfließt bis es ein Oberflächengewässer erreicht. Mit fast flächendeckend auftretenden natürlichen Zwischenabflusshöhen von 600 mm/a und mehr treten hierbei die Kammlagen des Rheinischen Schiefergebirges, des Harzes, des Schwarzwaldes und der Alpen deutlich hervor. Deutlich geringere Höhen des natürlichen Zwischenabflusses von weniger als 300 mm/a treten aufgrund der hohen Anteile an Grundwasserneubildung im Bereich der mesozoischen Gesteinsfolgen (z. B. Süddeutsches Schichtstufenland, Weserbergland) auf. Vor allem in den im Windschatten der Mittelgebirge liegenden Landesteilen (z. B. Rheinhessen, Oberrheingebiet, Niederrheinische Bucht, Thüringer Becken) sowie dort, wo verkarstete Karbonatgesteine auftreten, liegen die Höhen des natürlichen Zwischenabflusses bei verbreitet weniger als 50 mm/a.

Der Abfluss aus Dränagen (vgl. Abbildung 30, rechts) ist die in der Lockergesteinsregion vorherrschende Direktabflusskomponente. Unter diesem Oberbegriff werden alle durch anthropogene Eingriffe geschaffene künstliche Abflusswege (Grabendränage, Rohrdränage) bezeichnet. Hydraulisch wirkt der Drainageabfluss ähnlich wie der natürliche Zwischenabfluss, d. h., ein Gewässer wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht. Es zeigt sich, dass diese Abflusskomponente vor allem im Norddeutschen Tiefland auftritt. In den nordwestdeutschen Niederungsregionen und Marschgebieten können Drainageabflüsse von 300 mm/a und mehr auftreten. Bedingt durch die hohen Niederschläge kommt es daneben kleinregional im

Alpenvorland (Allgäu) zu Dränabflusshöhen in dieser Größenordnung. Nach Osten hin nimmt die Höhe des Dränabflusses im Norddeutschen Tiefland ab und liegt im östlichen Landesteil bei selten mehr als 100 mm/a.

Grundwasserneubildung (vgl. Abbildung 31, links) findet an der Grundwasseroberfläche statt und entspricht dem Zugang des in den Boden infiltrierten Wassers abzüglich der Direktabflusskomponenten durch den Sickerraum zum Grundwasser. Die Grundwasserneubildung ist (neben der Konzentration der Nährstoffe im Sickerwasser) die maßgebliche Größe zur Berechnung des Nährstoffeintrags in das Grundwasser und folglich des grundwasserbürtigen Nährstoffaustrags in die Oberflächengewässer. Im deutschlandweiten räumlichen Mittel für den Zeitraum 1991–2020 beträgt die simulierte Grundwasserneubildung auf Landflächen 173 mm/a. Räumlich ausgedehnte Gebiete mit Grundwasserneubildungshöhen über 300 mm/a sind das Alpenvorland sowie die Schwäbisch-Fränkische Alb. Hauptursachen sind dort die hohen Jahresniederschläge von mehr als 1.500 mm/a. In grundwasserfernen, nicht von Grund- oder Staunässe beeinflussten Lockergesteinsregionen (Oberrheingebiet, Niederrheinische Bucht, Norddeutsches Tiefland) kann fast das gesamte Sickerwasser, welches den durchwurzelten Boden verlässt, ungehindert dem Aquifer zufließen. Wenn, wie im Westteil des Norddeutschen Tieflands, die Niederschlagshöhe ca. 700 mm/a übersteigt, können dann Grundwasserneubildungsraten von mehr als 200 mm/a erreicht werden. Aber selbst bei geringeren Jahresniederschlägen, wie z. B. in der Niederrheinischen Bucht, kommt es noch zu einer Grundwasserneubildung von 200 mm/a. Im östlichen Landesteil liegt die Grundwasserneubildungshöhe dagegen selbst auf grundwasserfernen Standorten bei unter 150 mm/a. Hauptgrund ist das geringe Jahresniederschlagsniveau von zumeist weniger als 600 mm/a. In etwa der Hälfte der Festgesteinsregionen liegen die Grundwasserneubildungshöhen unter 100 mm/a. In den paläozoischen Gesteinsfolgen des Rheinischen Schiefergebirges kommt es trotz hoher Jahresniederschläge aufgrund der geringen Wasserspeicherfähigkeit der Schiefergesteine zu Grundwasserneubildungshöhen, die 75 mm/a nur selten übersteigen. Grundwasserneubildungshöhen in der gleichen Größenordnung wurden für die feinkörnigen mesozoische Gesteinsfolgen (z. B. Mergelgesteine des Münsterländer Beckens) ausgewiesen. Auch im Süddeutschen Schichtstufenland und im Thüringer Becken sind Grundwasserneubildungshöhen von weniger als 75 mm/a weit verbreitet, in diesen Regionen jedoch hauptsächlich bedingt durch das geringe Niederschlagsniveau.

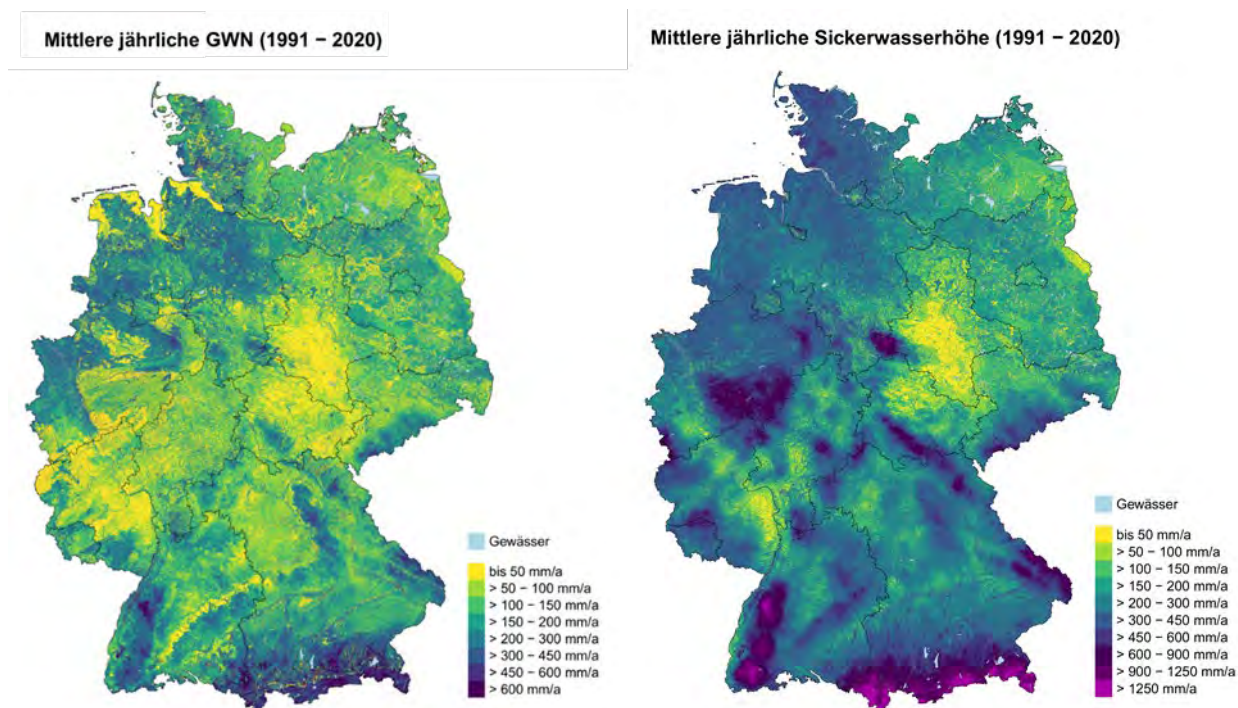


Abbildung 31: Grundwasserneubildung (links) und Sickerwasserhöhe (rechts).

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

Die Sickerwasserhöhe (vgl. Abbildung 31, rechts) ist auf die Untergrenze des durchwurzelten Bodenraumes bezogen und entspricht der Gesamtabflusshöhe abzüglich der Höhen von Oberflächenabfluss und urbanem Direktabfluss. Die Sickerwasserhöhe ist eine wichtige hydrologische Kenngröße zur Modellierung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, d. h. der Konzentration, mit der das aus dem Boden ausgewaschene Nitrat ins Grundwasser eingetragen wird. Die große Spannbreite der Sickerwasserhöhen zwischen weniger als 50 mm/a und mehr als 1.250 mm/a lässt erwarten, dass die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser erhebliche Unterschiede aufweisen wird, die nicht nur von der Höhe des Nitrataustrags aus dem Boden abhängt. So ist die Verdünnung des gleichen Nitrataustrags aus dem Boden in den Hochlagen der Mittelgebirge, d. h. bei Sickerwasserhöhen über 700 mm/a, mindestens siebenmal so hoch wie in weiten Teilen der Leipziger Tieflandsbucht, wo die Sickerwasserhöhe selten 100 mm/a übersteigt. Folglich kann dieselbe verlagerbare Stickstoffmenge im Boden an verschiedenen Standorten zu sehr unterschiedlichen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser führen.

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern die simulierten Wasserhaushaltsgrößen den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen entsprechen, wurde eine Validitätsüberprüfung durchgeführt. Hierzu wurden die mit mGROWA simulierten Abflusshöhen mit an Pegeln gemessenen Abflüssen verglichen. Für die Überprüfung des modellierten Gesamtabflusses wurden Abflussdaten von 1.468 Abflusspegeln / pegelbezogenen Einzugsgebieten (EZG) genutzt. Das Ergebnis dieser Validitätsüberprüfung zeigt Abbildung 32.

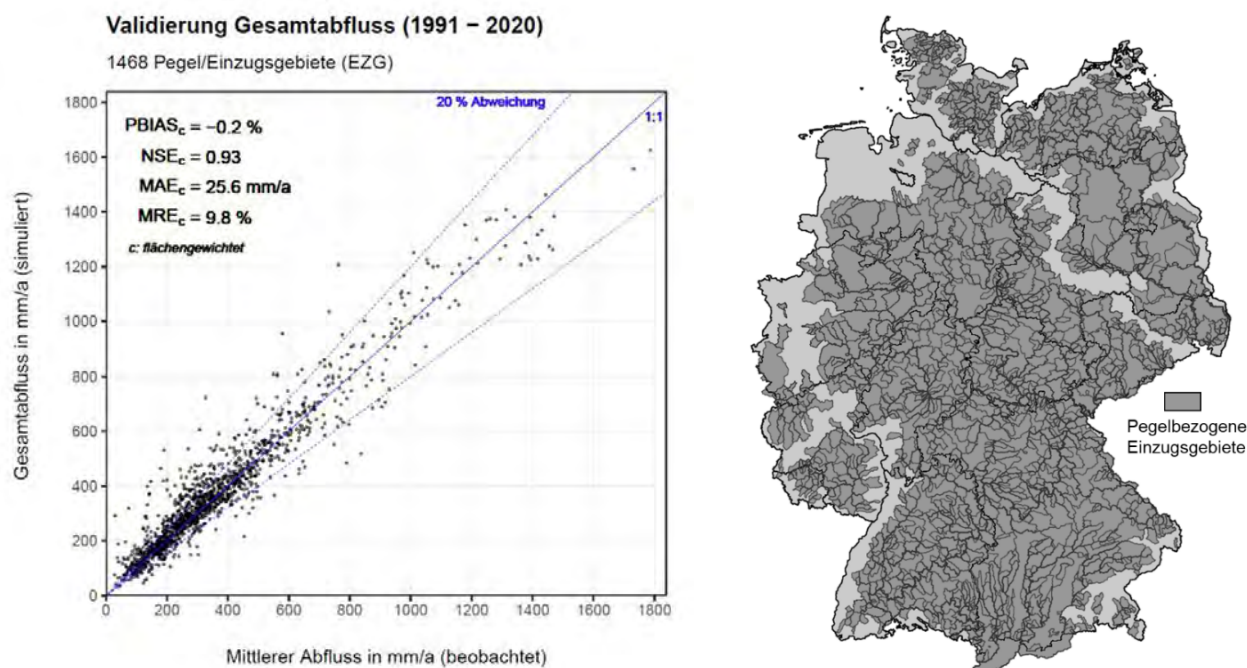


Abbildung 32: Vergleich simulierter mit beobachteten mittleren Gesamtabflüssen (links) für 1.468 Abflusspegel / pegelbezogener Einzugsgebiete (rechts) im Zeitraum 1991–2020 in mm/a.

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

Wie die Ergebnisse der dargestellten statistischen Kenngrößen (PBIAS, MAE, MRE, NSE) belegen, bildet das mGROWA-Modell den Gesamtabfluss deutschlandweit im Mittel repräsentativ ohne systematische Über- oder Unterschätzungen ab. Abweichungen von über 20 % wurden nur vereinzelt beobachtet und nehmen erwartungsgemäß mit zunehmender Einzugsgebietsgröße ab. Dies kann daran liegen, dass die für die Modellierung verfügbaren Eingabedaten eines Einzugsgebiets mit den Standorteigenschaften vor Ort nur zum Teil übereinstimmen. Diskrepanzen dieser Art machen sich bei der Modellvalidierung vor allem in kleinen Einzugsgebieten stärker bemerkbar. Den gleichen Effekt können kleine Abweichungen in der Ausdehnung der ober- und unterirdischen Einzugsgebiete haben.

Für die Überprüfung der simulierten mittleren Grundwasserneubildungshöhen 1991–2020 waren 1.106 Abflusspegel / pegelbezogene Einzugsgebiete geeignet. Das Ergebnis dieser Validitätsüberprüfung zeigt Abbildung 33. Insgesamt zeigt sich eine gute (repräsentative) Übereinstimmung von im Einzugsgebiete gemittelten simulierten Grundwasserneubildungshöhen mit den beobachteten mittleren Basisabflüssen (MoMNQ) nach Wundt (1958) (Lockergestein, gelbe Punkte in Abbildung 33) bzw. Demuth (1993) (Festgestein, blaue Punkte in Abbildung 33) im Zeitraum 1991–2020. Erwartungsgemäß streuen die Evaluierungsergebnisse bei der Grundwasserneubildung stärker als die Ergebnisse für den Gesamtabfluss, weil die Ableitung der Grundwasserkomponente aus Abflussganglinien (nach Wundt bzw. Demuth) mit Unsicherheit behaftet ist und sich die Fehler zweier Validierungen überlagern (Fehlerfortpflanzung).

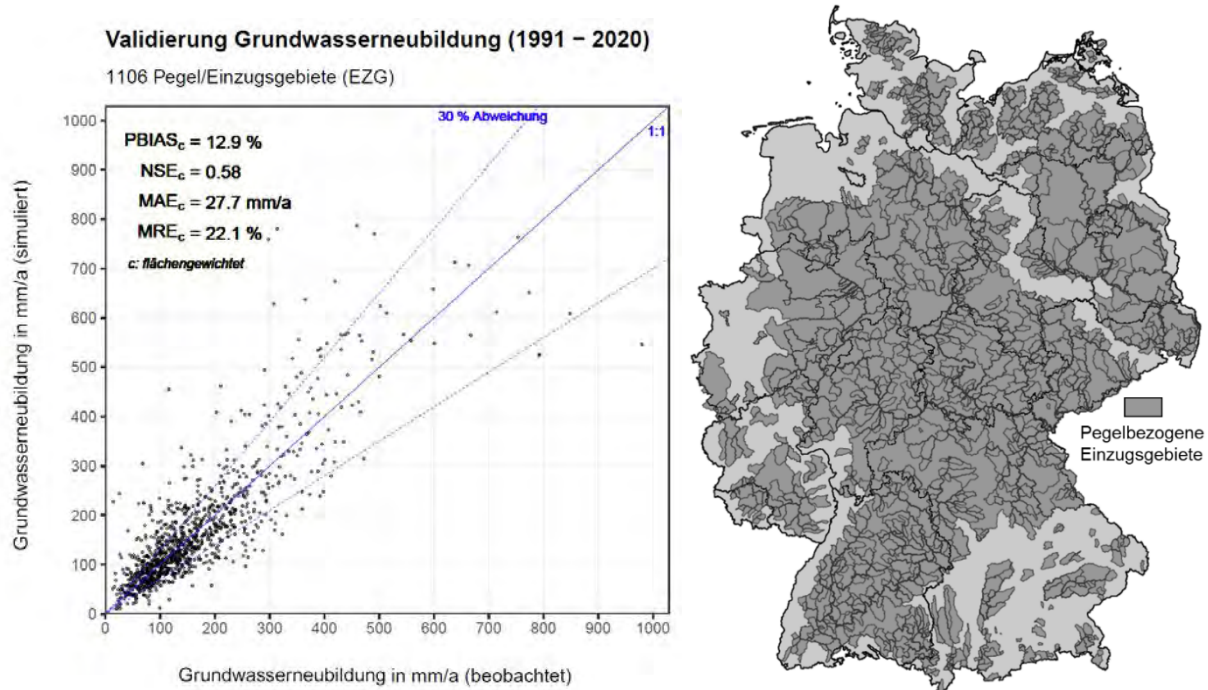


Abbildung 33: Vergleich simulierter mit beobachteten mittleren Grundwasserneubildungshöhen (links) für 1.106 Abflusspegel / pegelbezogene Einzugsgebiete (rechts) im Zeitraum 1991–2020 in mm/a.

Quelle: Forschungszentrum Jülich.

Aufbauend auf den dargestellten Abflusskomponenten werden im nächsten (6.) Monitoringbericht die Endergebnisse der nach Eintragspfaden differenzierten Nährstoffmodellierung dargelegt. Um regionale Spezifika sachgerecht abbilden zu können, wird die Stoffeintragsmodellierung derzeit mit den Bundesländern diskutiert.

5 Dritte Monitoringebene: Teilbereich Modellregionen

In den Modellregionen wird die Wirkung der einzelnen Maßnahmen der DüV auf Betriebs- und Schlagebene ermittelt. Dazu wird ein System von Frühindikatoren angewendet, welches bewirtschaftungsbedingte Änderungen von Nitratfrachten unter Berücksichtigung der spezifischen Standortbedingungen zeitnah anzeigt (siehe Kapitel 8.2 im Anhang 2). Der Teilbereich Modellregionen befindet sich weiterhin im Aufbau. Die Modellregionen aus den seit 2016 bzw. 2021 durch den Bund geförderten Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“ (DIFNA, FKZ 2815MD001, siehe Mielenz et al. (2021) und Dieser et al. (2023)) und „Multiparametrisches Monitoring von Nitratfrachten aus der Landwirtschaft (MoNi, FKZ 2820ABS001)“ werden seit 2024 in dem Folgeprojekt „Monitoring von Stickstoffemissionen im Pflanzenbau“ (MoNi2, FKZ 2823KLI001) bis Ende des Jahres 2026 weiter untersucht.

Aktuelle Ergebnisse aus den Modellregionen

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 (vgl. Abbildung 34). Die Modellregionen mit dem Betriebsschwerpunkt „Gemüsebau“ werden in die Berichterstattung einbezogen, sobald eine valide Ist-Zustandsbeschreibung vorgenommen werden kann.

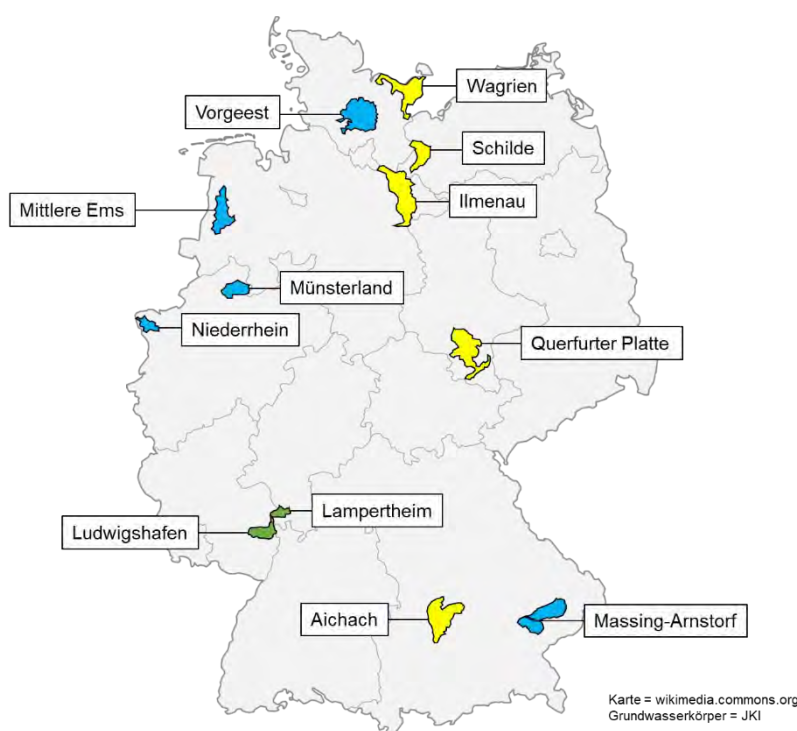


Abbildung 34: Modellregionen in dem Demonstrationsvorhaben MoNi2.

Anmerkung: Die markierten Gebiete repräsentieren mit Ausnahme von Wagrien Grundwasserkörper, die sich gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) wegen Nitrat in schlech-

tem chemischem Zustand befinden. Die gelben Modellregionen wurden 2016 eingerichtet und sind durch Ackerbaubetriebe charakterisiert. Die blauen Modellregionen wurden im Frühjahr 2021 eingerichtet und repräsentieren überwiegend Gebiete mit intensiver Tierhaltung. Die Modellregionen in den Ländern Hessen und Rheinland-Pfalz (grün) dienen der Betrachtung des Gemüsebaus. Quelle: JKI.

Die Stickstoffzufuhr ging im Mittel der 576 Testflächen der 48 Betriebe in den Ackerbauregionen seit dem Jahr 2015 (dreijähriger Mittelwert, d. h. vor der Einführung der DüV 2017) von 205 kg N ha^{-1} auf 181 kg N ha^{-1} im Jahr 2022 (dreijähriger Mittelwert) zurück (vgl. Abbildung 35a). Dabei reduzierte sich der Einsatz von Mineraldüngern im selben Zeitraum um 43 kg N ha^{-1} (vgl. Abbildung 35b). Die eingesparten Mineraldünger wurden in den Ackerbaubetrieben zum Teil durch einen gesteigerten Einsatz von flüssigen Wirtschaftsdüngern und Gärresten substituiert ($+13 \text{ kg N ha}^{-1}$, vgl. Abbildung 35d). Die Reduktion der Gesamtstickstoffzufuhr ist unter anderem auf eine Einschränkung von Herbstdüngungsmaßnahmen ab dem Jahr 2017 zurückzuführen (vgl. Abbildung 35f). Bei Betrachtung des dreijährigen Mittelwertes nahm die Herbstdüngung im Mittel aller Flächen in den Ackerbaugebieten von 2015 bis 2022 um ein Drittel (6 kg N ha^{-1}) ab. Der Anteil der im Herbst gedüngten Flächen nahm ebenfalls um ein Drittel, von ca. 30 % auf etwas über 20 %, ab. Dabei wurde vor allem organisch gedüngt. Die Stickstoffabfuhr blieb bei Betrachtung des gleitenden Mittelwertes hingegen nahezu konstant (vgl. Abbildung 35c). Reduzierte Erntemengen in einzelnen Jahren sind vorwiegend auf wiederholte Wassermangelsituationen, insbesondere in den Jahren 2018 und 2019, und nicht auf eine Stickstoffunterversorgung zurückzuführen. Durch die verminderte Stickstoffzufuhr bei nahezu gleichbleibenden Abfuhr verringerten sich die Schlagbilanzsalden im Mittel der Testflächen von 44 kg N ha^{-1} im Jahr 2015 auf 32 kg N ha^{-1} im Jahr 2022 (langjährige Mittelwerte, Abbildung 35e).

Dieser Trend lässt sich in den Ernte- $N_{\min}$ -Werten bislang noch nicht eindeutig erkennen (vgl. Abbildung 36a). Die seit 2017 erhobenen Herbst- $N_{\min}$ -Werte zeigten witterungsbedingt deutliche Schwankungen zwischen den Jahren (vgl. Abbildung 36b), wobei das Trockenjahr 2018 hier mit besonders hohen Werten heraussticht. Im Vergleich zum Ernte- $N_{\min}$ stiegen die mineralischen Stickstoffgehalte 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. Wie beim Ernte- $N_{\min}$ ist auch beim Herbst- $N_{\min}$ bislang kein klarer Trend zu erkennen. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der ungesättigten Bodenzone im Tiefenbereich 120 bis 300 cm zeigen ebenfalls keinen klaren Trend auf (vgl. Abbildung 37). Die Schwankungen zwischen den Jahren lassen sich qualitativ den vorjährigen Herbst- $N_{\min}$ -Werten zuordnen, bei deutlich geringerer Schwankungsbreite.

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass sich die Stickstoffeffizienz in den Ackerbaugebieten seit dem Jahr 2017 deutlich verbessert hat und zukünftig mit verminderten Nitratausträgen zu rechnen ist.

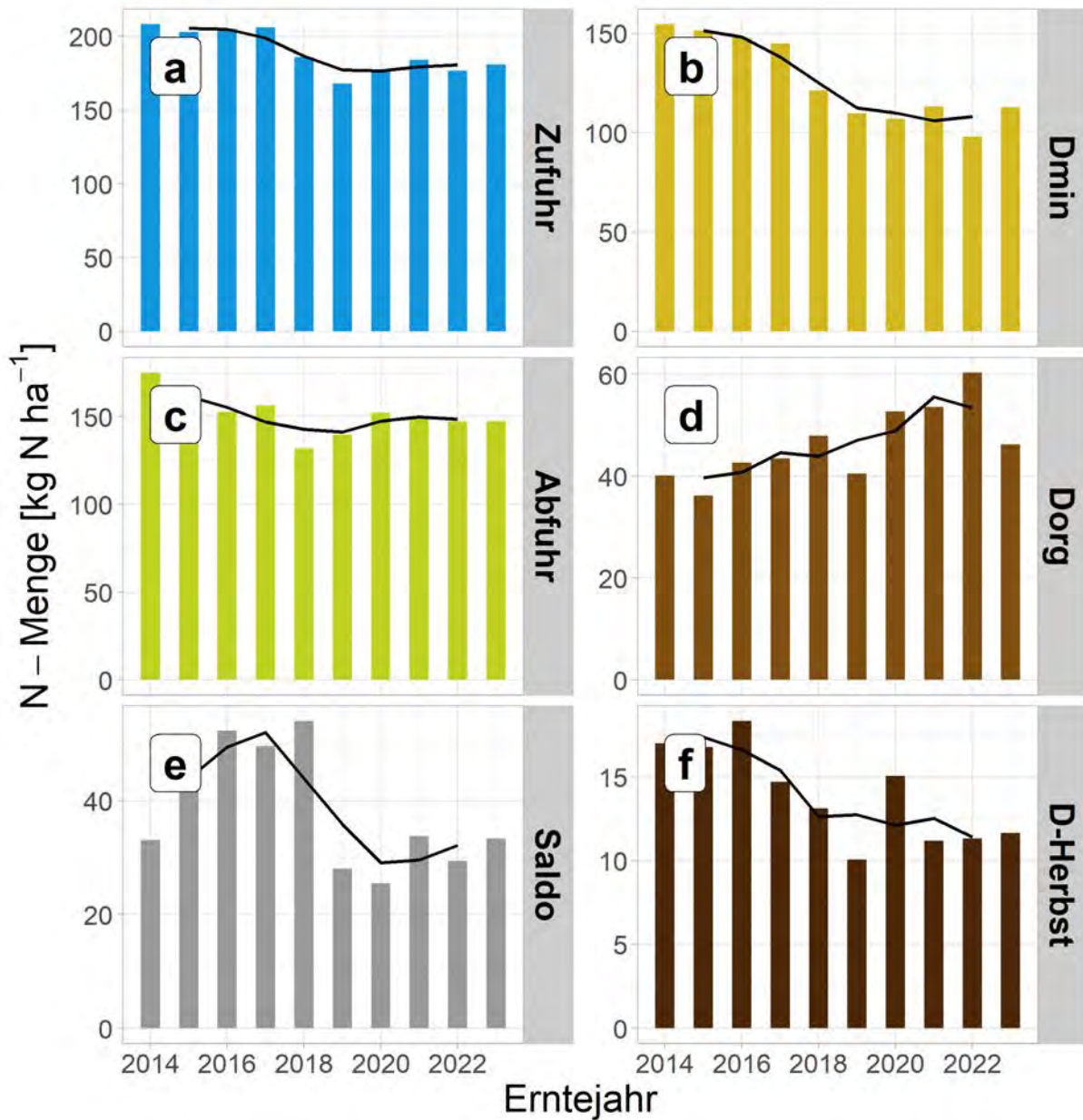


Abbildung 35: Stickstoffzufuhren, -abfuhren und -bilanzsalden, Stickstoffzufuhren über mineralische (Dmin) und flüssige organische Düngemittel (Dorg) sowie Stickstoffzufuhr im Herbst (D-Herbst) im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten (vgl. Abbildung 34, $n = 576$) für die Erntejahre 2014–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.

Quelle: JKI.

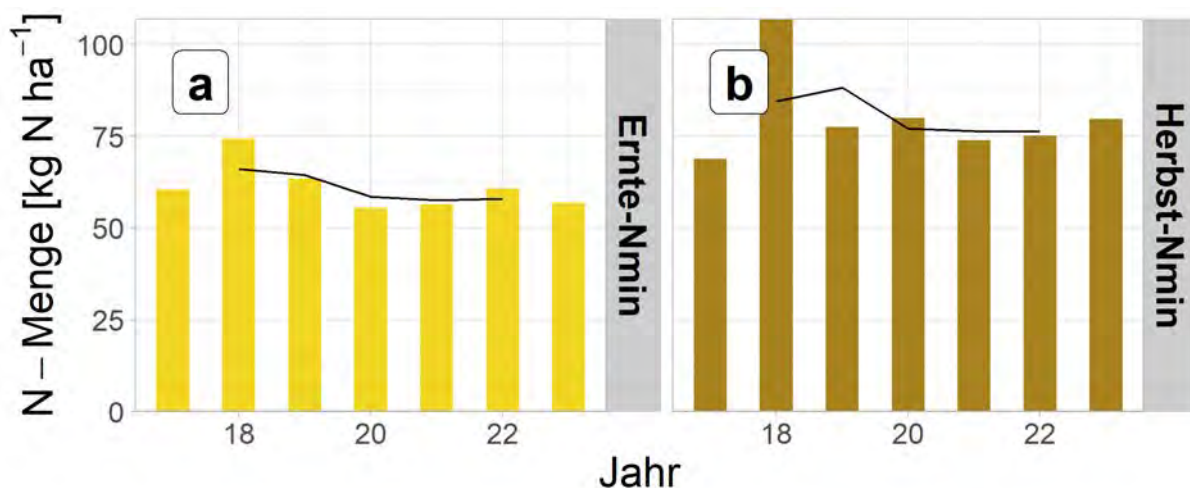


Abbildung 36: Ernte- und Herbst- N_{min} -Werte im Mittel der Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten ($n = 576$) für die Jahre 2017–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.

Quelle: JKI.

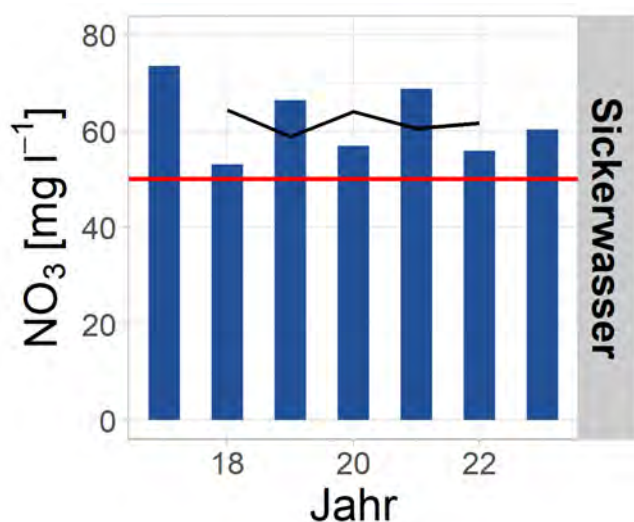


Abbildung 37: Nitratkonzentrationen (NO_3) im Unterboden von 120 bis 300 cm Tiefe im Mittel der untersuchten Testschläge in den fünf Ackerbaugebieten ($n = 144$) für die Jahre 2017–2023. Schwarze Linie: Dreijähriger Mittelwert. Rote Linie: Grenzwert für Nitrat im Grundwasser von $50 \text{ mg } NO_3 \text{ l}^{-1}$.

Quelle: JKI.

Auf den 432 Testflächen der 36 Betriebe in den Tierhaltungsgebieten betrug die Stickstoffzufuhr im Mittel der ersten drei Messjahre (2021–2023) 219 kg N ha^{-1} (vgl. Abbildung 38a). Davon wurden 61 kg N ha^{-1} durch mineralischen Dünger (vgl. Abbildung 38b) und 133 kg N ha^{-1} durch flüssige organische Dünger (vgl. Abbildung 38d) gedeckt. Der Rest setzt sich aus Saat- und Pflanzgut, Deposition und Stickstoffbindung durch Leguminosen zusammen. Die Stickstoffabfuhr betrug im Mittel 199 kg N ha^{-1} (vgl. Abbildung 38c). Im Jahr 2022 fiel die Ernte und damit die Abfuhr etwas geringer aus als in den anderen beiden Jahren, was v. a. auf Trockenheit bei gleichzeitig hohen Lufttemperaturen im Sommer bzw. Spätsommer zurückzuführen ist. Die Schlagbilanzsalden be-

trugen durchschnittlich 19 kg N ha^{-1} (vgl. Abbildung 38e). Ein großer Teil der Flächen in den Tierhaltungsregionen liegt in nach § 13a DüV mit Nitrat belasteten Gebieten, wo nach DüV die Düngung im Herbst nur sehr eingeschränkt möglich ist. Daher wurden im Herbst nur etwa 7 % der Flächen gedüngt, und zwar ausschließlich organisch. Die Herbstdüngung betrug im Mittel aller Flächen 16 kg N ha^{-1} (vgl. Abbildung 38f).

Die Ernte- $N_{\min}$ -Werte betrugen im Durchschnitt der 432 Flächen in den Tierhaltungsgebieten 60 kg N ha^{-1} (vgl. Abbildung 39a) bei geringen Schwankungen zwischen den Jahren. Zum Herbst stiegen die $N_{\min}$ -Werte leicht an auf im Mittel 69 kg N ha^{-1} (vgl. Abbildung 39b). Die Herbst- $N_{\min}$ -Werte und auch der Anstieg von Ernte- zu Herbst- $N_{\min}$ -Werten waren im Jahr 2022 am höchsten. Hauptgrund hierfür ist, dass Mais, eine der häufigsten Hauptkulturen in den Tierhaltungsgebieten, aufgrund von Wassermangel verbreitet früher geerntet wurde. Somit war der Zeitraum zwischen Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Beprobung größer, und die außergewöhnlich warme Witterung im Herbst begünstigte biologische Umsetzungsprozesse, sodass nach der Ernte mehr Stickstoff aus dem Bodenvorrat und Ernteresten mineralisiert wurde. Die im Unterboden im Tiefenbereich 120 bis 300 cm gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser lagen im Mittel der beprobten Flächen bei $74 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (vgl. Abbildung 40). Zwischen 2021 und 2023 nahm die Nitratkonzentration zwar ab, aufgrund der kurzen Zeitspanne kann diese Abnahme aber noch nicht als Trend interpretiert werden.

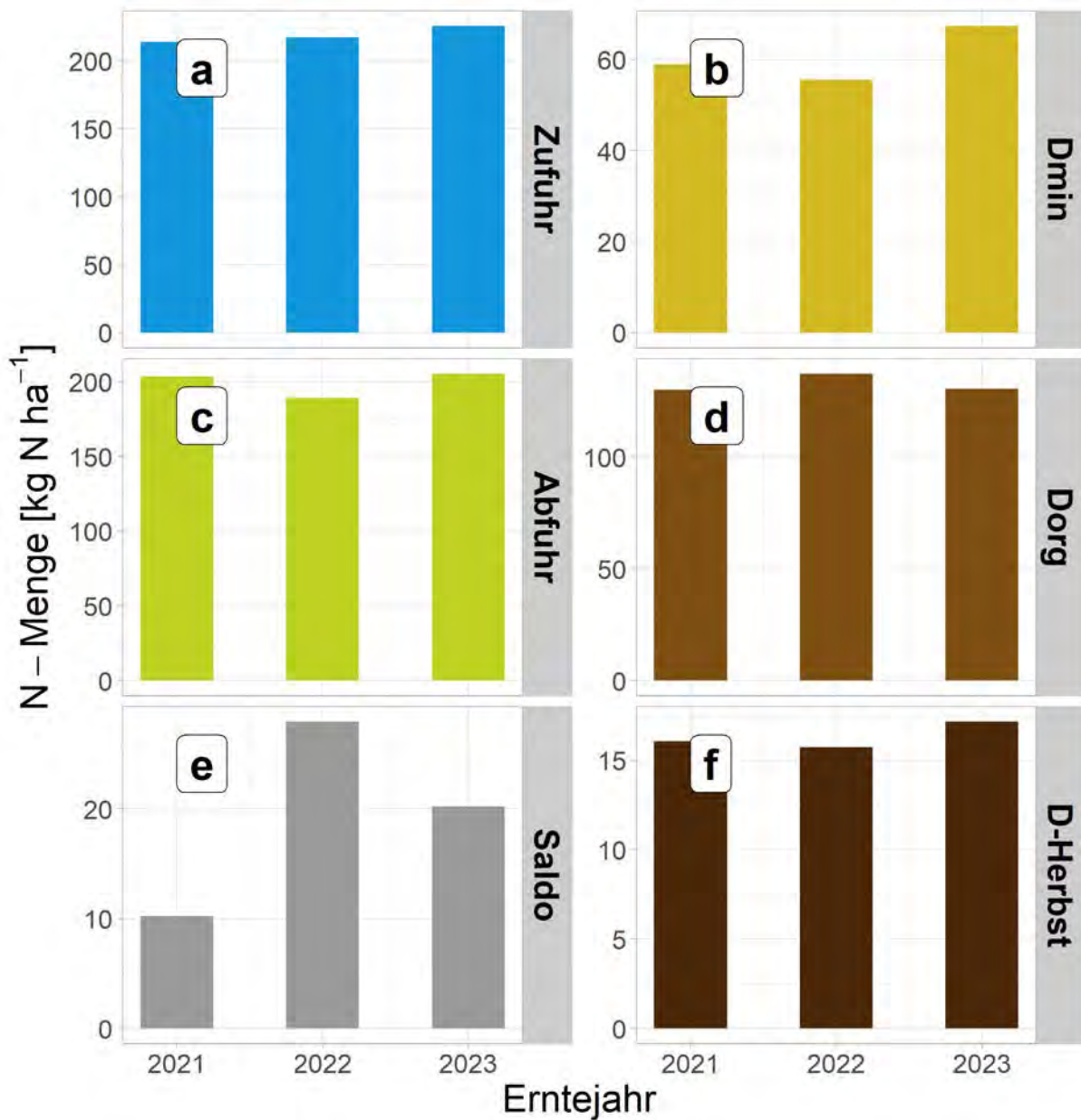


Abbildung 38: Stickstoffzufuhren, -abfuhren und -bilanzsalden, Stickstoffzufuhren über mineralische (Dmin) und flüssige organische Düngemittel (Dorg) sowie Stickstoffzufuhr im Herbst (D-Herbst) im Mittel der Testschläge in den fünf Tierhaltungsgebieten (vgl. Abbildung 34, n = 432) für die Erntejahre 2021–2023.

Quelle: JKI.

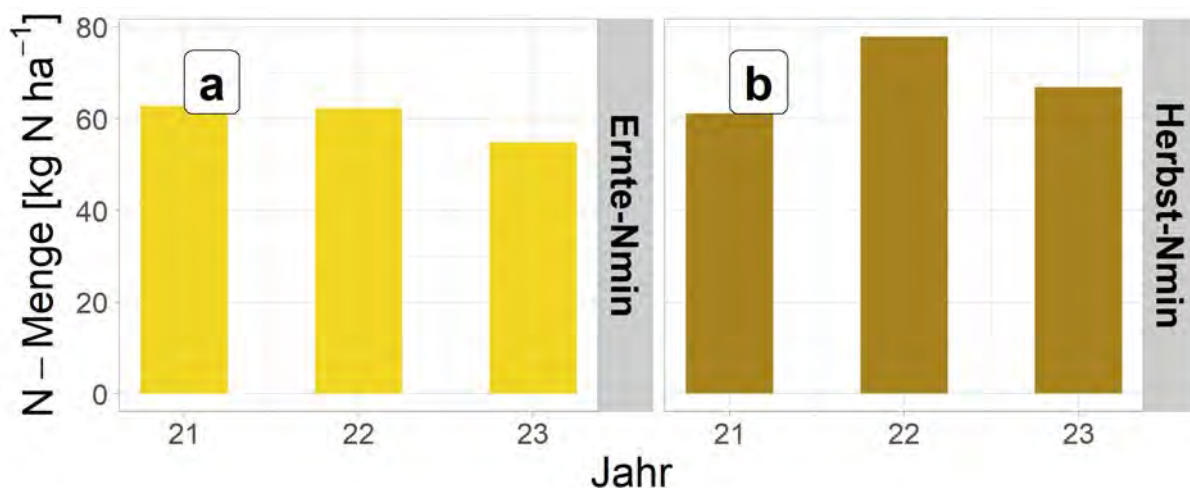


Abbildung 39: Ernte- und Herbst- N_{min} -Werte im Mittel der Testschläge in den fünf Tierhaltungsgebieten ($n = 432$) für die Jahre 2021–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert.

Quelle: JKI.

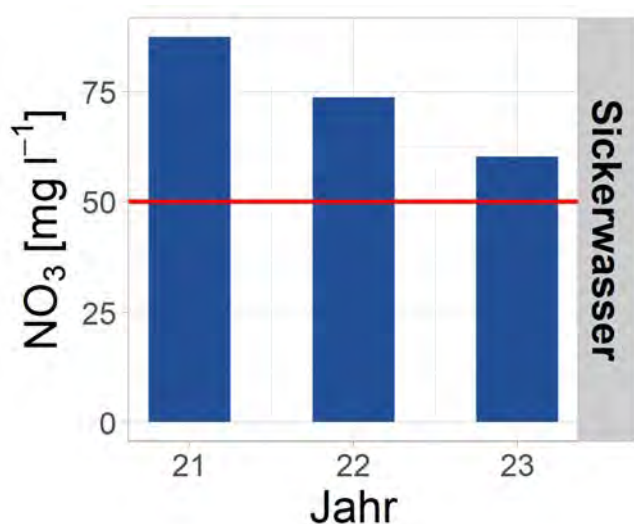


Abbildung 40: Nitrat-Sickerwasserkonzentrationen im Boden von 120 bis 300 cm Tiefe im Mittel der untersuchten Testschläge in den fünf Tierhaltungsgebieten ($n = 108$) für die Jahre 2021–2023. Schwarze Linien: Dreijähriger Mittelwert. Rote Linie: Grenzwert für Nitrat im Grundwasser von 50 mg NO₃ l⁻¹.

Quelle: JKI.

Die hier gezeigte Aufteilung der erhobenen Daten nach Betriebsschwerpunkt ermöglicht eine Gegenüberstellung und Charakterisierung bestimmter Eigenschaften dieser Betriebstypen bezüglich der Stickstoffflüsse auf den Flächen. Bei dem folgenden Vergleich werden nur die Jahre 2021–2023 betrachtet, für die Daten für alle Regionen vorlagen. Es ist zu beachten, dass neben der Betriebsform bzw. Bewirtschaftung auch pedoklimatische Eigenschaften einen großen Einfluss auf die Wirkung der Stickstoffmaßnahmen haben. So sind auch die Unterschiede zwischen den jeweils fünf Modellregionen mit dem Schwerpunkt „Ackerbau“ bzw. „Tierhaltung mit Futterbau“ teilweise enorm.

Die Schlagbilanzsalden in den Ackerbauregionen waren im Mittel der Jahre 2021–2023 um 13 kg N ha^{-1} höher als in den Regionen mit Tierhaltung. Dabei waren sowohl die Stickstoffzufuhren (um 37 kg N ha^{-1}) als auch die Stickstoffabfuhr (um 51 kg N ha^{-1}) in den Regionen mit Tierhaltung deutlich höher. Dies ist vor allem durch die Zusammensetzung der angebauten Früchte bedingt. In den tierhaltenden Regionen gehört Mais mit einer hohen N-Abfuhr zu den wichtigsten Früchten, während in den Ackerbauregionen neben Weizen auch einige Früchte mit deutlich geringeren N-Abfuhr angebaut werden wie Raps, Zuckerrüben und Kartoffeln. Zudem wird in der Region Niederrhein auf etwa der Hälfte der Flächen eine Zweitfrucht angebaut, was zu den hohen Ab- und Zufuhren beiträgt.

Die Ernte- $N_{\min}$ -Werte der Regionen mit den verschiedenen Ausrichtungen waren im Mittel auf ähnlichem Niveau, wobei es hier einen breiten Schwankungsbereich zwischen allen Regionen gibt. In den Ackerbauregionen war der Anstieg der $N_{\min}$ -Werte nach der Ernte zum Herbst hin im Mittel etwa doppelt so groß ($+18 \text{ kg N ha}^{-1}$) wie in den Regionen mit Tierhaltung ($+9 \text{ kg N ha}^{-1}$). Ein Grund hierfür ist, dass der Zeitraum zwischen Ernte- und Herbst- $N_{\min}$ -Beprobung für diesen Anstieg eine wichtige Rolle spielt. Und dieser ist in den Ackerbauregionen mit vorwiegend Getreide- und Rapsanbau im Mittel deutlich länger als in den Tierhaltungsregionen, wo viel Mais angebaut wird, der später geerntet wird.

Die im Unterboden im Tiefenbereich 120 bis 300 cm gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser waren im Mittel in den Ackerbauregionen um $12 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ niedriger als in den Regionen mit Tierhaltung (vgl. Abbildung 40). Hier spielen jedoch neben der Bewirtschaftung weitere Faktoren wie z. B. Bodenart, Sickerwassermenge und Denitrifikationspotenzial eine Rolle, um die Höhe der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zu interpretieren, sodass dieser Unterschied nicht allein auf die Betriebsform zurückgeführt werden kann.

Insgesamt haben die verschärften Maßnahmen der DüV 2017 und 2020 in den Ackerbaubetrieben der Modellregionen bereits zu einer deutlichen Verbesserung der Stickstoffeffizienz geführt. Die sinkenden Stickstoffüberschüsse werden in den Herbst- $N_{\min}$ -Werten noch nicht deutlich. Diese sind stark beeinflusst durch die Fruchtfolge, das Nacherntemanagement, Standort- und Witterungsfaktoren. In den Testgebieten mit Tierhaltung wurde für den bislang dreijährigen Erhebungszeitraum mit Beginn im Jahr 2021 eine erste Ist-Zustandsbeschreibung vorgenommen. Eine Bewertung hinsichtlich der Wirksamkeit der Maßnahmen wird basierend auf fortgeschriebenen Zeitreihen vorgenommen.

6 Synthese und Ausblick

Aufbau des Systems

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

- *Erste Monitoringebene: Emissionen*

Der Emissionsteil wurde um die Indikatoren „Stickstoffzufuhr aus organischen Düngemitteln“, „Stickstoffzufuhr aus mineralischen Düngemitteln“ und „Stickstoffflächenbilanzüberschuss“ erweitert. Darüber hinaus wurden die Zeitreihen der existierenden Indikatoren um weitere Jahre erweitert und regionale Lücken so weit wie möglich geschlossen.

- *Zweite Monitoringebene: Immissionen*

In der Monitoringebene Immissionen ermöglicht die Auswertung der Ausweisungsmessstellen nach AVV GeA ein differenziertes Bild im Hinblick auf die räumliche Belastungssituation des Grundwassers. Aufgrund der kurzen Zeitreihe sind noch keine gesicherten zeitlichen Trends ableitbar. Es ist darüber hinaus zu beachten, dass das AVV-Ausweisungsmessnetz aktuell in vielen Bundesländern weiter ausgebaut wird, sodass es in den kommenden Jahren zu weiteren Veränderungen im Messnetz kommen wird. Auch die flächendeckende Berücksichtigung des Denitrifikationswertes in Gebieten mit denitrifizierenden Verhältnissen im Grundwasser wird sich ab 2026 auf die Bewertung der Nitratbelastung auswirken. An Fließgewässern wurde in 2023 das Messnetz der zusätzlichen Messstellen eingerichtet und mit den Messungen begonnen.

- *Dritte Monitoringebene: Modellierung und Modellregionen*

Der Teilbereich Modellierung wurde zeitplangemäß weiter aufgebaut. Wie beabsichtigt wurde die Ermittlung der Abflusskomponenten für eine nach Eintragspfaden spezifizierende Modellierung der N- und P-Einträge abgeschlossen. Darüber hinaus wurden vom Thünen-Institut die regionalen Stickstoffbilanzen erstellt und an das FZJ zur Stoffeintragsmodellierung übergeben.

Indikatoren

- *Erste Monitoringebene: 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. Sowohl die jüngsten Dürrejahre als auch die stark angestiegenen Mineraldüngerpreise haben zu einem Rückgang beim Mineraldüngerabsatz geführt. Erste Auswertungen von modellierten 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 verbessert wurde und mehrjährige Zeitreihen vorliegen.

- *Zweite Monitoringebene: Immissionen*

Die Datenauswertung der Grundwassermessstellen des AVV-Ausweisungsmessnetzes zeigt, dass die Nitratbelastung des Grundwassers weiterhin hoch ist. Sie zeigt jedoch auch, dass die Nitratbelastung seit 2020 leicht abgenommen hat. Es wird deutlich, dass Grundwassermessstellen mit überwiegender landwirtschaftlicher Beeinflussung überproportional stark mit Nitrat belastet sind. Diese positive Entwicklung der leicht abnehmenden Nitratbelastung ist jedoch nicht auf die o. g. agrarstrukturellen Veränderungen der vergangenen Jahre zurückzuführen, sondern Ausdruck langfristiger Veränderungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in Deutschland in den vergangenen Jahrzehnten. Bewirtschaftungsbedingte Änderungen der Emissionen werden erst mit Verzögerung und nicht an allen Standorten gleichermaßen in Form sinkender Nitratkonzentrationen im Grundwasser sichtbar. Dementsprechend bleibt abzuwarten, wann und wie stark sich der deutliche Rückgang des Emissionsdrucks der vergangenen Jahre in den Nitratkonzentrationen des Grundwassers widerspiegeln wird.

Auch die Konzentrationen von Phosphor an den repräsentativen Messstellen der Fließgewässer sind rückläufig. Es kann aber 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 und zu welchem Prozentsatz die Verbesserung auf die trockenen Jahre 2018–2022 und damit auf einen verminderten Eintrag durch Wassererosion und Oberflächenwasserabfluss zurückzuführen ist.

- *Dritte Monitoringebene: Modellierung und Modellregionen*

Mit den nunmehr vorliegenden Ergebnissen zu den Abflusskomponenten wurde die Grundlage geschaffen, um eine nach Eintragspfaden spezifizierende Modellierung der N- und P-Einträge vorzunehmen. 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.

Ausblick

- *Erste Monitoringebene: Emissionen*

Die Zeitreihen der Emissionsindikatoren werden weiter ausgebaut bzw. regionale Datenlücken geschlossen. Mit Verabschiedung einer Rechtsgrundlage wird erwartet, dass die für das Monitoring zur Verfügung stehende Datengrundlage deutlich erweitert werden kann.

- *Zweite Monitoringebene: Immissionen*

In den kommenden Jahren wird das Ausweisungsmessnetz nach AVV GeA weiter konsolidiert bzw. weiter verdichtet. Es stehen damit in den nächsten Jahren zusätzliche Messstellen zur Verfügung, 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. Künftig wird die Denitrifikation bei der Beurteilung von Nitrat-Messwerten berücksichtigt. Des Weiteren werden für Fließgewässer weitere Daten aus dem erweiterten Messnetz vorliegen.

- *Dritte Monitoringebene: Modellierung und Modellregionen*

Der Teilbereich Modellierung wird dem Projektzeitplan von RELAS entsprechend weiter fortgesetzt. Im kommenden Jahr sollen Ergebnisse zu den N- und P-Einträgen ins Grundwasser und die Oberflächengewässer vorliegen.

Die Untersuchungen in den Modellregionen laufen planmäßig im Rahmen des Demonstrationsvorhabens MoNi 2 noch bis Ende 2026 weiter. Die bislang vorliegenden Zeitreihen der Betriebe mit Ackerbau und Tierhaltung werden entsprechend fortgeschrieben. Zudem befinden sich die zwei Modellregionen mit Gemüsebau bereits im zweiten Jahr der Datenaufnahme.

7 Anhang 1: Indikatoren

Indikator-Nr.	Indikator
	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 Absatz 4 DüV (mg, Bezug auf Analysemethode)
23	P-Mineraldüngereinsatz
24	P-Aufbringung aus organischen Düngern insgesamt
	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.

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 11 genutzt, die entsprechend der vorliegenden Verfahrensdifferenzierung aus Veröffentlichungen des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LFULG) zusammengestellt wurden.

Tabelle 11: 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
Puten-Hähne	0,0222
Puten-Hennen	0,0125
Gehegewild	0,1000
Kaninchen	0,0250
Strauße	0,0700
Pelztiere	0,0020

Quelle: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

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 HLNUG² 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 (DESTATIS, 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 bedeutsame 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.

² <https://www.hlnug.de/themen/boden/auswertung/bodenerosionsbewertung/bodenerosionsatlas/c-faktor>

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 41). 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.

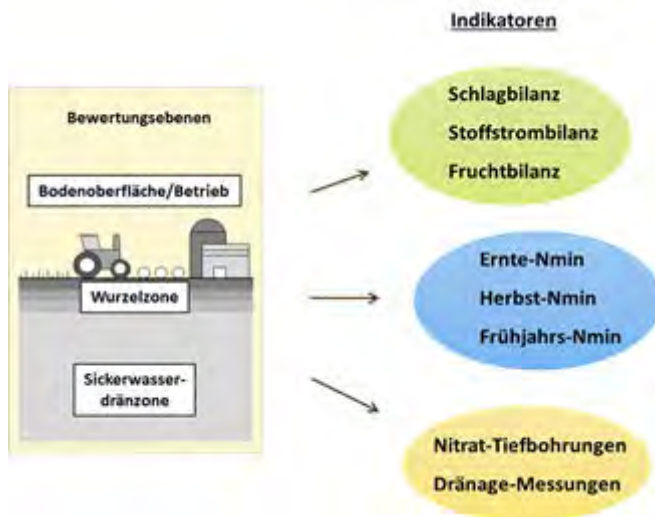


Abbildung 41: In den Modellregionen durchgeführtes Messprogramm mit Zuordnung zur vertikalen Bezugsebene.

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

Die Nährstoffbilanzierung mit RAUMIS erfolgt auf Grundlage von verschiedenen betrieblichen und statistischen Datengrundlagen (vgl. Tabelle 12). Die betrieblichen Daten sowie die Nmin-Werte werden von den Bundesländern bereitgestellt.

Tabelle 12: Übersicht der Datengrundlagen der Nährstoffbilanzierung

	Landnut- zung	Viehhaltung	Erträge	Biogas	Wirtschafts- düngertrans- porte	Klärschlamm	Kompost	Nmin
Baden-Württemberg	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Abfallstatistik	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach NID- Region)
Bayern	InVeKoS	InVeKoS, Tierseuchen- kasse	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Klärschlammkatas- ter 2021 (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Regierungsbezirk)
Brandenburg (inkl. Berlin)	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Klärschlammkatas- ter (Kreis/Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Bodengrup- pe)
Hessen	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Klärschlammkatas- ter (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart)
Mecklenburg- Vorpommern	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	Melddaten	Klärschlammkatas- ter (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Bewirtschaftungsform)
Niedersachsen (inkl. Bremen, Hamburg)	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	Melddaten	Klärschlammkatas- ter (Flurstk.)	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Boden-Klima-Raum, Kreis)
Nordrhein-Westfalen	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Abfallstatistik	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Bodenart, Vorfrucht)
Rheinland-Pfalz	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Abfallstatistik	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Kreis)
Schleswig-Holstein	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Klärschlammkatas- ter (Kreis)	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Bodenart, Bodenraum, Vorfrucht)
Saarland	Agraratlas	Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Abfallstatistik	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart)
Sachsen	Agraratlas	Agraratlas	Ertrags-	Marktstamm-	---	Abfallstatistik	Bioabfall- und	Stichprobenerhebung (nach Kulturart,

	Landnut- zung	Viehhaltung	Erträge	Biogas	Wirtschafts- düngertrans- porte	Klärschlamm	Kompost	Nmin
			statisti- ken	datenregister			Kompoststatistik	Bodenart)
Sachsen-Anhalt	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Klärschlammkatas- ter (Kreis)	Bioabfall- und Kompoststatistik	Rasterdaten
Thüringen	InVeKoS	InVeKoS, Agraratlas	Ertrags- statisti- ken	Marktstamm- datenregister	---	Klärschlammkatas- ter	Bioabfall- und Kompoststatistik	Stichprobenerhebung (nach Kulturart, Boden-Klima-Raum, Bodenart)

Literaturverzeichnis

- Auerswald K, Ebertseder F, Levin K, Yuan Y, Prasuhn V, Plambeck NO, Menzel A, Kainz M (2021) Summable C factors for contemporary soil use. Soil and Tillage Research 213:105155. doi: 10.1016/j.still.2021.105155
- BMUV [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz], BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2024) Nitratbericht 2024, zu finden in https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaesser/nitratbericht_2024_bf.pdf [zitiert am 18.7.2024]
- Bundesregierung (2021) Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie: Weiterentwicklung 2021, zu finden in <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/992814/1875176/3d3b15cd92d0261e7a0bcd8f43b7839/deutsche-nachhaltigkeitsstrategie-2021-langfassung-download-bpa-data.pdf> [zitiert am 11.11.2024]
- Demuth S (1993) Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa, 1. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg. Freiburger Schriften zur Hydrologie
- DESTATIS [Statistisches Bundesamt] (2017) Agrarstrukturerhebung (ASE) 2016: Fachserie 3 Reihe 2.2.1 und Reihe 2.2.4, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Service/Bibliothek/publikationen-fachserienliste-3.html?nn=206136> [zitiert am 23.10.2024]
- DESTATIS [Statistisches Bundesamt] (2023) Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, zu finden in <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/inhalt.html> [zitiert am 13.10.2024]
- Dieser M, Zieseniß S, Mielenz H, Müller K, Greef J-M, Stever-Schoo B (2023) Nitrate leaching potential from arable land in Germany: Identifying most relevant factors. Journal of Environmental Management 345:118664. doi: 10.1016/j.jenvman.2023.118664
- Fachverband Biogas Fachverband Biogas Branchenzahlen 2022, zu finden in https://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/de_branchenzahlen [zitiert am 18.10.2023]
- Mielenz H, Dieser M, Stock O, Zieseniß S, Kücke M, Greef JM, Stever-Schoo B, Julius Kühn-Institut (2021) Abschlussbericht: Demonstrationsvorhaben „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratfrachten im Ackerbau“
- Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yoder DC (1997) Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), hg. v. US Department of Agriculture (USDA). Agriculture Handbook, zu finden in https://www.ars.usda.gov/arsuserfiles/64080530/rusle/ah_703.pdf [zitiert am 10.10.2024]

- Sanders J, Heß J (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft, Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Report, zu finden in https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_65.pdf [zitiert am 14.10.2024]
- Umweltbundesamt (UBA) (2024): Ökologischer Landbau, zu finden in <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/oekologischer-landbau#okolandbau-in-deutschland> [zitiert am 14.11.2024]
- Wundt W (1958) Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Grahmann R, Wundt W (eds) Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. Remagen: pp 47-54
- Zinnbauer M, Eysholdt M, Henseler M, Kreins P, Herrmann F, Kunkel R, Nguyen H, Tetzlaff B, Venohr M, Wolters T, Wendland F (2023) Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement