



Nitrat – ein unterschätztes Gesundheitsrisiko

Eine Bestandsaufnahme der wissenschaftlichen Evidenz zu Wechselwirkungen von Düngung, Trinkwasser, Gesundheit und Ökonomie

NITRAT – EIN UNTERSCHÄTZTES GESUNDHEITSRISIKO

**Eine Bestandsaufnahme der wissenschaftlichen Evidenz zu Wechselwirkungen von
Düngung, Trinkwasser, Gesundheit und Ökonomie**

Eine Studie im Auftrag von Greenpeace e.V.

Erstellt von:

Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (FÖS)
Invalidenstr. 34
10117 Berlin
Tel +49 (0) 30 76 23 991 – 30
foes.de - foes@foes.de



Autoren und Autorinnen:

Beate Richter, Annika Patry, Lennart Stein,
Benjamin Oebel und Tobias Gaugler
mit Unterstützung von Mari-Liis Schulmeier
und Artin Kesisoglul

Kein Geld von Industrie und Staat

Greenpeace arbeitet international und kämpft mit gewaltfreien Aktionen für den Schutz der Lebensgrundlagen. Unser Ziel ist es, Umweltzerstörung zu verhindern, Verhaltensweisen zu ändern und Lösungen durchzusetzen. Greenpeace ist überparteilich und völlig unabhängig von Politik und Wirtschaft. Rund 620.000 Fördermitglieder in Deutschland spenden an Greenpeace und gewährleisten damit unsere tägliche Arbeit zum Schutz der Umwelt, der Völker-verständigung und des Friedens.

Impressum

Greenpeace e.V. Hongkongstraße 10, 20457 Hamburg, T 040 30618-0 Pressestelle T 040 30618-340,
presse@greenpeace.de, greenpeace.de Politische Vertretung Berlin Marienstraße 19–20, 10117 Berlin, T 030 308899-0
V.i.S.d.P. Stephanie Töwe Foto © Shutterstock

greenpeace.de

Vorwort

Die vorliegende Studie des Forums Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (FÖS) liefert erste Hinweise auf Gesundheitskosten durch die Nitratbelastung im Trinkwasser und macht mögliche Dimensionen für Deutschland sichtbar. Die Studie zeigt, dass Gesundheitsfolgen durch Nitrat im Trinkwasser hierzulande bisher nicht ausreichend erforscht und berücksichtigt werden. Dies ist aber notwendig, um die weitreichenden Folgen der Überdüngung zu verstehen und unser Wasser dauerhaft zu schützen.

Trinkwasser ist unser wichtigstes Lebensmittel, doch seine Quellen geraten zunehmend unter Druck – quantitativ und qualitativ. Fast 70 Prozent des Trinkwassers in Deutschland werden aus Grundwasser gewonnen. Die Klimakrise mit lang anhaltenden Dürren führt zu immer weniger Grundwasserneubildung und lässt wichtige Oberflächengewässer austrocknen oder schrumpfen. Daneben spielt die Wasserverschmutzung und in der Folge die kostenintensive Aufbereitung unseres Wassers eine große Rolle.

Es ist wissenschaftlich unumstritten, dass hohe Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft – also die Überdüngung der Böden mit Gülle und Mineraldüngern – verantwortlich für zu hohe Nitratwerte in unserem Grundwasser sind. Zwar garantieren Wasserversorger durch aufwendige Aufbereitungsverfahren und Brunnenverlagerungen fast flächendeckend die Einhaltung des gesetzlichen Grenzwerts am Wasserhahn, doch die Basis dieser Versorgung ist gefährdet: An mehr als

einem Viertel der Grundwassermessstellen in landwirtschaftlich geprägten Regionen wird dieser Grenzwert überschritten.

Den Preis für diese Überdüngung zahlen bisher nicht die Verursachenden, sondern die Allgemeinheit. Verbraucherinnen und Verbraucher begleichen die Kosten über ihre Wasserrechnung und kommen am Ende über Steuerzahlungen und Krankenkassenbeiträge auch für die schleichenden ökologischen und gesundheitlichen Folgekosten auf.

Nitrat ist für den Menschen nicht giftig. Das Risiko liegt in der Umwandlung von Nitrat zu Nitrit, das bei Säuglingen Blausucht auslösen oder zu Fehlentwicklungen während der Schwangerschaft führen kann. Auch Schilddrüsenerkrankungen werden mit Nitrat im Trinkwasser in Zusammenhang gebracht. Internationale Langzeitstudien geben zudem Hinweise darauf, dass sich das Darmkrebsrisiko bereits bei niedrigen Nitratkonzentrationen erhöhen könnte. Das ist alarmierend, denn derzeit werden laut deutscher Nitratdatenbank an mehr als 60 Prozent der deutschen Trinkwassermessstellen 10 Milligramm pro Liter und mehr gemessen. Darmkrebs ist multifaktoriell; der Lebensstil spielt eine große Rolle. Menschen können ihr individuelles Risiko für Krebs senken, indem sie beispielsweise nicht rauchen, keinen Alkohol trinken und auf rotes Fleisch verzichten – sie können aber nicht auf Wasser verzichten.

Während in Dänemark der gesetzliche Grenzwert aus gesundheitlichen

Vorsorgegründen im Trinkwasser gesenkt werden soll und dementsprechend Stickstoffeinträge in der Landwirtschaft streng kontrolliert und reguliert werden, ringt Deutschland um Vorschriften. In der öffentlichen Debatte stehen oft die bürokratischen Auflagen für Landwirtschaftsbetriebe oder die Kosten von Ausgleichszahlungen im Vordergrund. Die langfristigen Gesundheits- und Umweltkosten bleiben hingegen weitgehend unberücksichtigt.

Die Studie kommt zu dem Schluss: Wir müssen das Problem an der Wurzel packen. Eine nachträgliche, technologisch komplexe Reinigung von Schadstoffen in den Wasserwerken bekämpft nur die Symptome und ist auf Dauer unbezahlbar. Ein wirksamer Schutz unseres Trinkwassers erfordert eine konsequente Wende in der Landwirtschaft: strengere Düngeregeln, eine deutliche Reduzierung der Stickstoffeinträge und eine flächengebundene Tierhaltung. Nur so sichern wir sauberes Wasser, schützen die Gesundheit der Menschen und entlasten den Geldbeutel der Verbraucherinnen und Verbraucher nachhaltig.

Stephanie Töwe, Oktober 2026

Gesundheitsrisiko Nitrat

Zusammenfassung der Ergebnisse	4
1 Landwirtschaftliche Stickstoffeinträge im Kontext von Umwelt, Gesundheit und gesellschaftlichen Kosten	5
1.1 Externe Umwelt- und Gesundheitsfolgekosten unserer Lebensweise	5
1.2 Bedarf zur Quantifizierung von Gesundheitskosten der Düngepraxis	5
2 Nitratbelastungen im Trinkwasser.....	7
Kurzübersicht: Nitrat im Trinkwasser	7
2.1 Entstehung von Nitrat im Grund- und Trinkwasser.....	7
2.1.1 Wie gelangt Nitrat ins Grund- und Trinkwasser?.....	8
2.1.2 Landwirtschaftliche Praktiken beeinflussen Nitratgehalt im Grundwasser.....	9
2.1.3 Entwicklung Stickstoffüberschüsse in Deutschland.....	10
2.2 Nitratbelastungen im Grund- und Trinkwasser in Deutschland	10
2.3 Umwelt- und Gesundheitswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge	12
3 Mögliche gesundheitliche Zusammenhänge zwischen Nitratbelastungen im Trinkwasser und Darmkrebs.....	14
Kurzübersicht: Mögliche gesundheitliche Zusammenhänge zwischen Nitrat im Trinkwasser und Darmkrebs	14
3.1 Bedeutung unterschiedlicher Nitratquellen für die gesundheitliche Wirkung.....	14
3.2 Internationale Studien zu Nitratbelastungen im Trinkwasser und Darmkrebsfällen	15
4 Gesundheitskosten von Darmkrebs	19
Kurzübersicht: Gesundheitskosten Darmkrebs	19
4.1 Krankheitsbild und Bedeutung.....	20
4.1.1 Betroffene Personengruppen	20
4.1.2 Multifaktorielle Entstehung und Grenzen einer direkten Zurechnung.....	20
4.1.3 Zeitversatz zwischen Exposition und Erkrankung.....	21
4.1.4 Studien zu Gesundheitskosten	21
4.2 Gesundheitskosten.....	22
4.2.1 Direkte Gesundheitskosten	22
4.2.2 Indirekte volkswirtschaftliche Gesundheitskosten	22
4.2.3 Gesundheitliche Krankenkosten durch verlorene Lebensjahre und DALYs	23
4.3 Verknüpfung der Gesundheitskosten mit der internationalen Nitrat-Evidenz	24
5 Präventionsmaßnahmen und -kosten zur Minderung von Nitratbelastungen	27
Kurzübersicht: Präventionsmaßnahmen und -kosten	27
5.1 Präventionsmaßnahmen zur Verminderung von Nitratreinträgen aus der Landwirtschaft	28
5.2 Beeinflussende Faktoren und Umsetzungsoptionen von Präventionskosten	29
5.2.1 Ertragswirkungen einer reduzierten Stickstoffdüngung.....	29
5.2.2 Entschädigung landwirtschaftlicher Betriebe mit Ausgleichszahlungen	30
5.3 Abschätzung von Präventionskosten bei reduzierter Stickstoffdüngung.....	32
5.3.1 Methodischer Ansatz zur Abschätzung der Präventionskosten.....	33
5.3.2 Berechnung reduzierter Stickstoffdüngung.....	34
5.3.3 Szenario 1: Reduzierung der Stickstoffdüngung um 10 %	34
5.3.4 Szenario 2: Reduzierung der Stickstoffdüngung um 20 %	35
5.3.5 Limitation der Präventionskostenabschätzung	35
5.4 Gegenüberstellung Gesundheits- und Präventionskosten.....	36
6 Einordnung der Forschungsergebnisse mit Expertengesprächen.....	38
Kurzübersicht: Einordnung der Forschungsergebnisse durch Experten	38
6.1 Methodik der Expertengespräche.....	38
6.2 Nitratbelastung im Grund- und Trinkwasser und ihre Ursache.....	39
6.3 Gesundheitliche Wirkungen und Darmkrebsrisiko erhöhter Nitratbelastungen	40
6.4 Präventionsmaßnahmen zur Reduzierung von Nitratbelastungen im Trinkwasser	40
7 Fazit und Schlussfolgerungen	42
Glossar	44
Literaturverzeichnis	46

ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

Erhöhte Nährstoffeinträge durch die **Landwirtschaft** führen zu diversen **Umwelt- und Gesundheitsfolgekosten**, die nicht in Preisen und wirtschaftlichem Handeln abgebildet sind. Die Studie analysiert daher die Wirkungskette von landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen über die Belastung des Grund- und Trinkwassers mit Nitrat bis hin zu möglichen gesundheitlichen und ökonomischen Folgen. **Landwirtschaftliche Stickstoffüberschüsse** sind eine wesentliche **Ursache erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser**. In welchem Umfang Stickstoff als Nitrat ausgewaschen wird, hängt maßgeblich von Düngemenge und -zeitpunkt ab. Auch die Aufnahme durch Pflanzen, die Fruchtfolge und Bodenbeschaffenheit, sowie witterungsbedingte Faktoren beeinflussen den Nitratgehalt. Ein erhöhter Stickstoffeintrag kann das Grund- und Trinkwasser langfristig belasten. Das zeigt sich auch an deutlich erhöhten Nitratwerten: **An mehr als einem Viertel der Grundwassermessstellen in landwirtschaftlich geprägten Regionen wird der gesetzlich festgelegte Nitratgrenzwert von 50 mg/l überschritten**, was zu erhöhten Nitratkonzentrationen in Trinkwasser führen kann.

Dies kann **gesundheitliche Folgen** haben: Internationale Einzelstudien liefern **Hinweise** auf einen statistischen **Zusammenhang zwischen langfristiger Nitratexposition über das Trinkwasser und dem Risiko für Darmkrebs** beziehungsweise einzelne Tumorlokalisationen. Mehrere Studien beobachten erhöhte Risiken bereits bei Konzentrationen deutlich unterhalb des geltenden Trinkwassergrenzwerts von 50 mg/l. Die Befunde unterscheiden sich nach Studiendesign, Expositionsmaß, Bevölkerungsgruppe und Tumorlokalisation. Da Darmkrebs multifaktoriell entsteht und unter anderem durch Alter, genetische Disposition, Ernährung, Übergewicht, Rauchen, Alkoholkonsum, körperliche Aktivität und Früherkennung beeinflusst wird, lässt sich **Nitrat** gegenwärtig nur als möglicher **zusätzlicher umweltbezogener Risikofaktor** einordnen. Für Deutschland fehlt eine epidemiologische Studie, die langfristige individuelle Trinkwasserexpositionen mit Gesundheitsdaten verknüpft.

Zur Abschätzung der möglichen Gesundheitskosten wird auf Basis einer Studie aus Dänemark modellhaft angenommen, dass **2,5 % der Darmkrebsfälle in Deutschland** einer **langfristigen Nitratbelastung des Trinkwassers** statistisch zugerechnet werden können. Unter dieser Annahme ergeben sich basierend auf Kostensätzen etablierter Studien **direkte Gesundheitskosten von knapp 75 Mio. Euro** und indirekte **volkswirtschaftliche Kosten von fast 66 Mio. Euro pro Jahr**. Zusammen entspricht dies rund **140 Mio. Euro** beziehungsweise **1,65 Euro je Einwohner*in und Jahr**. Die ergänzend vorgenommene **Monetarisierung verlorener gesunder Lebensjahre** ergibt einen wohlfahrtsökonomischen Wert von **rund 1,16 Mrd. Euro beziehungsweise 13,70 Euro je Einwohner*in und Jahr**. Dieser Wert folgt einem anderen Bewertungskonzept und kann wegen möglicher Überschneidungen nicht zu den direkten und indirekten Kosten addiert werden.

Den möglichen Gesundheitsfolgekosten werden **Präventionskosten für die Anpassung der Düngung** gegenüber gestellt. Hierfür werden näherungsweise die Kosten einer Reduktion der Düngung um 10 bzw. 20 % berechnet. Für eine **10%-ige Reduzierung der Stickstoffdüngung** werden modellierte **Präventionskosten von rund 505 Mio. Euro pro Jahr** ermittelt, für eine **20%-ige Reduzierung** betragen die **Präventionskosten rund 774 Mio. Euro**. Die ausgebrachte Stickstoffmenge würde dabei rechnerisch um etwa 126.850 bzw. 253.700 Tonnen pro Jahr sinken. Basis der Abschätzung sind Ausgleichszahlungen des Landes Niedersachsen für ausgewählte Ackerkulturen. Sie berücksichtigt regionale und betriebliche Unterschiede daher nur eingeschränkt. Zudem lässt sich aus einer verringerten Stickstoffdüngung keine proportionale Abnahme der Nitratauswaschung, der Trinkwasserexposition oder des Erkrankungsrisikos ableiten.

Die Studie bereitet die **komplexe Wirkungskette** von der **Nitratbelastung** bis zu ihren **möglichen gesundheitlichen und ökonomischen Folgen** systematisch auf und ermöglicht eine erste Annäherung an deren Größenordnung für Deutschland. Hierzu werden etablierte Methoden zur Ermittlung von Gesundheitskosten mit einer Abschätzung der Präventionskosten auf Basis realer Ausgleichssätze verknüpft und die Ergebnisse ergänzend durch Interviews mit Experten eingeordnet und validiert. **Ein vollständiger Kosten-Nutzen-Vergleich lässt sich daraus nicht ableiten**. Die Gesundheitskosten erfassen ausschließlich einen modellierten Teil der Darmkrebslast, während weitere Gesundheits- und Umweltfolgen hoher Stickstoffeinträge unberücksichtigt bleiben. Die Präventionskosten bilden wiederum eine spezifische Minderungsstrategie ab. Für belastbarere Bewertungen werden insbesondere kleinräumige historische Expositionsdaten, langfristige Gesundheitsdaten sowie regional und betriebstypisch differenzierte Analysen der Kosten und Minderungswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen benötigt.

Aus **Vorsorgeperspektive** sprechen die Ergebnisse jedoch für eine möglichst **verursachungsnahe Reduzierung von Stickstoffüberschüssen**, insbesondere durch **bedarfsgerechte und zeitlich angepasste Düngung, Zwischenfrüchte, kontinuierliche Bodenbedeckung, geeignete Fruchtfolgen und ein verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement**.

1 Landwirtschaftliche Stickstoffeinträge im Kontext von Umwelt, Gesundheit und gesellschaftlichen Kosten

Die Auswirkungen menschlichen Handelns auf Umwelt und Gesundheit sind zunehmend Gegenstand gesellschaftlicher, politischer und wissenschaftlicher Diskussionen und werfen zugleich die Frage auf, wie die damit verbundenen ökonomischen Auswirkungen angemessen erfasst und bewertet werden können. Ein relevantes Beispiel hierfür ist die Belastung des Grund- und Trinkwassers mit Nitrat, die insbesondere im Zusammenhang mit landwirtschaftlichen

Stickstoffeinträgen diskutiert wird. Vor diesem Hintergrund werden zunächst die Bedeutung und Größenordnung externer Umwelt- und Gesundheitsfolgekosten eingeordnet und anschließend die Nitratproblematik aufgegriffen, um den Bedarf einer Quantifizierung möglicher Gesundheitskosten im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Düngepraxis herzuleiten.

1.1 Externe Umwelt- und Gesundheitsfolgekosten unserer Lebensweise

Landwirtschaftliche Produktionsprozesse sind mit unterschiedlichen Umweltwirkungen verbunden, darunter Treibhausgasemissionen, Nährstoffeinträge in Böden und Gewässer sowie Beeinträchtigungen von Ökosystemen und Biodiversität (UBA 2018; Wirth et al. 2024). Besondere Bedeutung kommt dabei reaktiven Stickstoffverbindungen zu. Stickstoffüberschüsse, die nicht von Pflanzen aufgenommen oder im Boden gebunden werden, können unter anderem als Nitrat in Grund- und Oberflächengewässer gelangen oder in Form von Ammoniak und Lachgas in die Atmosphäre freigesetzt werden (UBA 2026a). Diese Umweltwirkungen sind mit gesellschaftlichen Folgekosten verbunden, die nicht oder nicht vollständig in den Produktionskosten und damit in den Marktpreisen landwirtschaftlicher Erzeugnisse berücksichtigt werden. Im Zusammenhang mit landwirtschaftlich verursachten Nährstoffeinträgen gehören hierzu beispielsweise Aufwendungen für Gewässer- und Trinkwasserschutz, landwirtschaftliche Beratungs- und Kooperationsmaßnahmen, die Verlagerung oder Vertiefung von Trinkwasserbrunnen sowie gegebenenfalls eine

weitergehende technische Aufbereitung des Rohwassers (UBA 2017). Neben Umweltwirkungen haben die landwirtschaftlichen Prozesse auch Einfluss auf die Gesundheit und verursachen Gesundheitskosten. Hierzu zählen insbesondere Ausgaben für medizinische Behandlung und Versorgung sowie indirekte Kosten, beispielsweise infolge krankheitsbedingter Arbeitsausfälle oder vorzeitiger Mortalität. Die Betrachtung externer Umwelt- und Gesundheitskosten erweitert damit die Bewertung landwirtschaftlicher Produktion um gesellschaftliche Folgen, die über die unmittelbar betrieblichen Produktionskosten hinausgehen.

Ein für Deutschland besonders relevantes Beispiel solcher externen Effekte ist die Belastung des Grundwassers mit Nitrat. Landwirtschaftliche Stickstoffeinträge stellen eine wesentliche Ursache erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser dar (UBA 2026a). Da Grundwasser die zentrale Grundlage der Trinkwasserversorgung bildet, kann die Nitratbelastung über die Umweltwirkung hinaus auch gesundheitliche Relevanz entfalten.

1.2 Bedarf zur Quantifizierung von Gesundheitskosten der Düngepraxis

Erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser stehen seit Jahren im Mittelpunkt der umwelt- und agrarpolitischen Diskussion. Es kommt immer wieder zu Medienberichten über die Nitratbelastung des Grundwassers und deren Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Düngung. Besondere Aufmerksamkeit erhielt die Problematik durch das Vertragsverletzungsverfahren der Europäischen Kommission gegen Deutschland (Döschner 2016). Im Juni 2018 stellte der Europäische Gerichtshof fest, dass Deutschland gegen Verpflichtungen aus der europäischen Nitratrichtlinie verstoßen hatte (EuGH 2018). Eine besondere Relevanz ergibt sich aus der Nutzung des Grundwassers für die Trinkwasserversorgung. Für Trinkwasser gilt in Deutschland ein Grenzwert von 50 mg Nitrat je Liter. Begründet wird dies insbesondere mit dem Schutz von Säuglingen. In der wissenschaftlichen Diskussion wird über mögliche gesundheitliche Auswirkungen einer langfristigen Exposition von

hohen Nitratkonzentrationen gegenüber niedrigeren gesprochen. Epidemiologische Untersuchungen, wie Schullehner et al. (2018) und De Ros et al. (2003), befassen sich unter anderem mit einem möglichen Zusammenhang zwischen Nitrat im Trinkwasser und dem Risiko für Darmkrebs. Gerade diese potenziellen Langzeitwirkungen werfen die Frage auf, ob neben den bereits vergleichsweise gut erfassbaren wasserwirtschaftlichen Folgekosten (vgl. UBA 2017) auch Gesundheitskosten als weitere externe Kosten der Nitratbelastung berücksichtigt werden sollten.

Die ökonomische Quantifizierung dieser Gesundheitsfolgen ist insbesondere für die Bewertung unterschiedlicher Handlungsoptionen von Bedeutung. Eine bereits eingetretene Belastung des Rohwassers kann beispielsweise durch die Erschließung anderer Wasserressourcen, Brunnenverlagerungen, die Mischung unterschiedlicher Rohwässer oder technische Verfahren zur Nitratentfernung kompensiert

werden. Solche Maßnahmen verursachen jedoch zusätzliche Kosten und setzen überwiegend an den Folgen einer bereits bestehenden Belastung an. Eine technische Aufbereitung kann mit erheblichen zusätzlichen Kosten für die Trinkwasserversorgung verbunden sein. Daher kommt der Vermeidung bzw. Verringerung von Stickstoffüberschüssen an ihrer Entstehungsquelle eine besondere Bedeutung zu. Eine Reduzierung landwirtschaftlicher Nitratreinträge kann nicht nur das Grundwasser als Umweltressource schützen, sondern zugleich den Bedarf an nachgelagerten technischen Maßnahmen und den damit verbundenen Ressourcen- und Kostenaufwand zur Trinkwasseraufbereitung verringern.

Vor diesem Hintergrund besteht ein Bedarf, neben den Kosten der Prävention auch mögliche gesundheitliche

Folgekosten der Nitratbelastung zu quantifizieren. Eine solche Abschätzung ermöglicht es, die ökonomische Dimension gesundheitlicher Auswirkungen sichtbar zu machen und den Kosten vorsorgender Maßnahmen gegenüberzustellen. Ziel ist dabei nicht, sämtliche Gesundheitskosten unmittelbar der landwirtschaftlichen Düngung kausal zuzuschreiben, sondern auf Grundlage der verfügbaren epidemiologischen und gesundheitsökonomischen Evidenz deren mögliche Größenordnung zu untersuchen. Die gemeinsame Betrachtung von Gesundheits- und Präventionskosten schafft damit eine Grundlage, um die gesellschaftlichen Kosten einer nachgelagerten Behandlung von Umwelt- und Gesundheitsfolgen mit den Kosten einer vorsorgenden Reduzierung von Stickstoffeinträgen vergleichend einzuordnen.

2 Nitratbelastungen im Trinkwasser

Das Grundwasser in Deutschland ist teilweise durch erhöhte Nitratkonzentrationen belastet. Von zentraler Bedeutung ist daher, wie sich die Belastungssituation in Deutschland darstellt, aus welchen Quellen die

Nitrateinträge stammen und welche Bedeutung die Nitratbelastung des Grundwassers für das Trinkwasser sowie für Umwelt und Gesundheit hat.

Kurzübersicht: Nitrat im Trinkwasser

Blickwinkel:

Im Zentrum steht die Nitratbelastung von Grund- und Trinkwasser in Deutschland. Analysiert werden Entstehungsprozesse, landwirtschaftliche Ursachen, räumliche Belastungsmuster sowie Umwelt- und Gesundheitswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge. Ziel ist die fachliche Einordnung der Belastungssituation als Grundlage für die spätere gesundheitsökonomische Bewertung möglicher Folgekosten.

Zentrale Ergebnisse:

Nitrat entsteht im Boden durch mikrobielle Umwandlungsprozesse aus mineralischem und organischem Stickstoff. Überschüssiger Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen oder im Boden gebunden wird, kann aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit von Nitrat mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten und ins Grundwasser verlagert werden (Kapitel 2.1.1). Die Höhe der Nitratkonzentrationen wird durch Düngemenge, Düngzeitpunkt, Ausbringungstechnik, Fruchtfolge, Kulturartenwahl, Bodenbeschaffenheit, hydrogeologische Bedingungen, Denitrifikationspotenziale sowie Witterung beeinflusst. Besonders relevant sind Regionen mit intensiver Tierhaltung und hohen Wirtschaftsdüngermengen, da dort regionale Stickstoffüberschüsse vermehrt zu erwarten sind (siehe Kapitel 0).

Deutschland konnte die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse in Folge von Verschärfungen der Düngeverordnung seit 2019 reduzieren (siehe Kapitel 2.1.3); dennoch bestehen erhebliche regionale Schwerpunkte der Nitratbelastung. Im EUA-Messstellennetz überschritten 2024 rund 15,7 % der Grundwassermessstellen den Schwellenwert von 50 mg/l, in landwirtschaftlich geprägten Regionen lag der Anteil mit 25,6 %

deutlich höher. Beim Trinkwasser werden die Grenzwerte hingegen kaum überschritten, da Wasserversorgungsunternehmen durch Mischung, Brunnenmanagement und in seltenen Fällen auch durch technische Aufbereitung die Wasserqualität sicherstellen; gleichwohl liegen an vielen Messstellen erhöhte Nitratkonzentrationen unterhalb des Grenzwerts vor (siehe Kapitel 2.20).

Erhöhte Stickstoffeinträge verursachen diverse Umweltwirkungen, wie Eutrophierung, Bodenversauerung, Biodiversitätsverluste, Treibhausgasemissionen und Feinstaubbelastung. Hinzu kommen gesundheitsbezogene Auswirkungen, wobei diverse Studien Zusammenhänge erhöhter Nitrat- und Nitritbelastungen mit Methämoglobinämie und Fehlbildungen bei Säuglingen, sowie Schilddrüsenentzündungen und Krebserkrankungen nachweisen (siehe Kapitel 2.3).

Einordnung:

Nitrat im Trinkwasser ist trotz seltener Grenzwertüberschreitungen als kontinuierliche Expositionsquelle relevant, weil epidemiologische Studien auf Risiken auch unterhalb des geltenden Grenzwerts verweisen. Die Belastung lässt sich nicht allein aus aktuellen Trinkwasserwerten erklären, sondern erfordert die Betrachtung landwirtschaftlicher Stickstoffüberschüsse, regionaler Standortbedingungen und langfristiger Exposition. Daraus folgt die Notwendigkeit, gesundheitliche Risiken, epidemiologische Evidenz und Kostenabschätzungen differenziert entlang der Wirkungskette von Stickstoffeintrag über Grundwasserbelastung bis zur Trinkwasserexposition zu verknüpfen.

2.1 Entstehung von Nitrat im Grund- und Trinkwasser

Die Belastung des Grundwassers mit Nitrat steht in engem Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Nutzung. Besonders in Regionen mit intensiver Tierhaltung fallen große Mengen an Wirtschaftsdünger wie Gülle an, die zur Förderung des Pflanzenwachstums auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden (BZL 2025; UBA 2026a). Ergänzend kommen Mineraldünger zum Einsatz. Wenn mehr Stickstoff in den Boden gelangt, als die Pflanzen aufnehmen

können, kann er im Boden zu Nitrat umgewandelt werden und mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten und schließlich ins Grundwasser gelangen (UBA 2026b). Die folgenden Abschnitte beschreiben, wie Nitrat ins Grund- und Trinkwasser gelangt und welche landwirtschaftlichen Faktoren dies begünstigen.

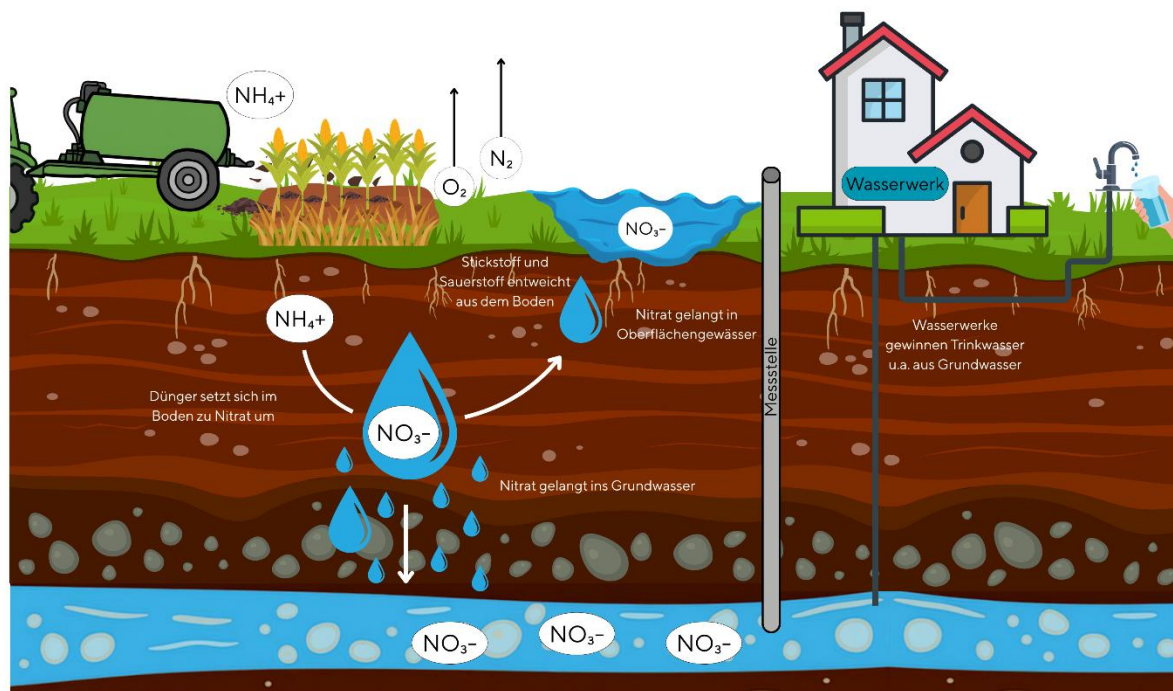
2.1.1 Wie gelangt Nitrat ins Grund- und Trinkwasser?

In Mineraldünger liegt Stickstoff unter anderem in Form von Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) vor. Wirtschaftsdünger enthält Stickstoff sowohl in organisch gebundener Form als auch als Ammonium. Mikroorganismen wie Bakterien oder Pilze bauen die Verbindungen ab und setzen den Stickstoff zunächst als Ammonium frei. Wenn Sauerstoff vorhanden ist, wird dieses anschließend schrittweise zu Nitrat umgewandelt (Nitrifikation) (Blume et al. 2010). Abbildung 1 zeigt wie Nitrat ins Grund- und Trinkwasser gelangt. Übersteigt das Stickstoffangebot den Bedarf der Pflanzen, verbleibt Nitrat zuerst in der Bodenlösung. Da Nitrat sehr gut wasserlöslich ist und nur schwach an Bodenpartikel gebunden wird, kann es mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten und schließlich in das Grundwasser gelangen (BZL 2025). Neben der Auswaschung entweicht ein geringer Teil Stickstoff gasförmig in die Atmosphäre. Dies geschieht einerseits als Ammoniak (NH_3); insbesondere bei der Ausbringung von Dünger (Fuß et al. 2026; EEA 2025a); andererseits entstehen Lachgas (N_2O) und molekularer Stickstoff (N_2), wenn Nitrat im Boden unter sauerstoffarmen Bedingungen durch Mikroorganismen abgebaut wird (Denitrifikation) (Blume et al. 2010). Darüber hinaus fördern überhöhte Stickstoff- und Nitratreinträge in Oberflächengewässer

Eutrophierungsprozesse, die mit einer erhöhten Primärproduktion, verstärktem Algenwachstum und – infolge des mikrobiellen Abbaus der gebildeten Biomasse – Sauerstoffdefiziten einhergehen und dadurch die Zusammensetzung aquatischer Lebensgemeinschaften verändern sowie die ökologische Gewässerqualität und Biodiversität beeinträchtigen können (UBA 2026b; EEA 2025c).

Aufgrund regionaler Unterschiede können bei vergleichbaren Stickstoffeinträgen unterschiedliche Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet werden (Blume et al. 2010; UBA 2026b; Wendeborn 2020). Verdünnungs- und Abbauprozesse sowie Bodeneigenschaften und hydrogeologische Bedingungen beeinflussen die Nitratkonzentration im Grundwasser. Natürliche Denitrifikationsprozesse finden unterschiedlich ausgeprägt sowohl im Boden als auch im Grundwasserleiter unter sauerstoffarmen Bedingungen statt. Während des Nitratabbaus werden jedoch Reaktionspartner des Nitrats, beispielsweise organischer Kohlenstoff oder reduzierte Schwefelverbindungen, verbraucht (Cremer 2015; UBA 2017). Dadurch kann das natürliche Nitratabbaupotenzial, besonders in landwirtschaftsintensiven Regionen, mit der Zeit sinken (Cremer 2015). Ist dieses ausgeschöpft, kann die Nitratkonzentration deutlich ansteigen (Nitratdurchbruch) (UBA 2026a).

Abbildung 1: Nitrat gelangt ins Trinkwasser



Eigene Darstellung nach Blume et al. 2010, UBA 2017, EEA 2025a, Fuß et al. 2026

Auch das Klima und die Witterung sind entscheidend für die Wasserqualität. Eine erhöhte Grundwasserneubildung, durch beispielsweise vermehrten Niederschlag, kann die Auswaschung stärken, jedoch auch teils das nitratbelastete Grundwasser verdünnen. Besonders im Herbst und Winter steigt das Auswaschungsrisiko, da sich die

Stickstoffaufnahme in den Pflanzen verringert und sich der Niederschlag häuft. Restliche Stickstoffüberschüsse werden so in das Grundwasser transportiert (Jabloun et al. 2015). Höhere Temperaturen erhöhen zunächst die Verdunstung, sodass weniger Wasser für die Auswaschung zur Verfügung steht. Bei anhaltender Trockenheit kann jedoch eine

gehemmte Stickstoffaufnahme der Pflanzen in den belüfteten Böden beobachtet werden. Der angereicherte Stickstoff wird in den der Dürre folgenden (feuchten) Jahren stärker ausgewaschen (Lee et al. 2021; Regenauer et al. 2017). Aufgrund der Belüftung sinkt zusätzlich in bedeutsamen Bodenschichten, beispielsweise Tonböden, das natürliche Nitratabbaupotenzial (Dorau et al. 2020).

Darüber hinaus können Bodeneigenschaften die Verlagerung des Nitrats in das Grundwasser begünstigen oder abschwächen. Sandigere und stärker durchlässigere Böden erleichtern tendenziell den Transport, während tonig-lehmige Böden und gering durchlässige Untergroundschichten längere Verweilzeiten verursachen (Vinten et al. 1994). Dadurch können auch frühere Stickstoffüberschüsse im Boden und Grundwasserleiter noch über Jahre nachwirken (Zinnbauer et al. 2023). Zusätzlich beeinflussen vor allem landwirtschaftliche Strukturen und Praktiken das Ausmaß der Nitratauswaschung und die Nitratkonzentration im Grundwasser (siehe Kap. 2.2).

Trinkwasser in Deutschland

Trinkwasser ist Wasser für den menschlichen Gebrauch, das entweder unbehandelt oder nach einer Aufbereitung zum Trinken, Kochen, zur Körperpflege sowie für weitere gesundheitlich relevante häusliche und gewerbliche Zwecke bereitgestellt wird (BMJ 2023). In Deutschland wird Trinkwasser überwiegend (ca. 62,5 %) aus Grundwasser gewonnen, daneben dienen auch Oberflächen- und Quellwasser als Ressourcen (Statistisches Bundesamt 2026a). Da Grundwasser den größten Anteil an der Trinkwasserversorgung ausmacht, wirkt sich dessen Qualität unmittelbar auf die Trinkwasserqualität aus (Behr 2022; UBA 2024a).

Um eine gesundheitlich unbedenkliche Versorgung sicherzustellen, wird das Rohwasser je nach Ausgangsqualität aufbereitet. Dabei kommen physikalische, chemische und biologische Verfahren zum Einsatz, beispielsweise Filtration, Desinfektion oder Enthärtung. Ziel ist es, ein farb-, geruchs- und geschmackloses sowie hygienisch einwandfreies Trinkwasser bereitzustellen (Behr 2022). Die Anforderungen an die Wasserqualität sind in der Trinkwasserverordnung geregelt, welche die Vorgaben der EU-Trinkwasserrichtlinie (2020/2184) in deutsches Recht umsetzt. Zudem werden die Qualität des Trinkwassers sowie mögliche Grenzwertüberschreitungen regelmäßig überwacht und an die Europäische Union gemeldet (UBA 2024a).

Deutschland verfügt über eines der strengsten Trinkwasserkontrollsysteme weltweit. Mehr als 6.000 Wasserversorgungsunternehmen überwachen kontinuierlich die Wasserqualität, sodass über 99 % des bereitgestellten Trinkwassers die gesetzlichen Anforderungen erfüllen (Behr 2022).

Da ein Großteil des Trinkwassers in Deutschland direkt aus dem Grundwasser stammt, hat die Nitratbelastung des Grundwassers eine direkte Auswirkung auf die Trinkwasserversorgung. Dabei können Wasserversorger mit verschiedenen Maßnahmen auf erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser reagieren und die Trinkwasserqualität sichern. Kurzfristig ist eine Mischung von belastetem mit weniger belastetem Rohwasser eine Möglichkeit. Mittelfristig können Brunnen vertieft oder verlagert werden. Zurzeit wird Rohwasser in Deutschland nur in seltenen Fällen als letzte Option gezielt zur Nitratentfernung technisch aufbereitet (UBA 2017). Welche dieser Maßnahmen umsetzbar sind und welche Kosten dabei entstehen, hängt stark von den jeweiligen Standortbedingungen ab.

2.1.2 Landwirtschaftliche Praktiken beeinflussen Nitratgehalt im Grundwasser

Landwirtschaftliche Praktiken haben eine große Wirkung auf die Auswaschung des Nitrats in das Grundwasser. Entscheidend ist die Höhe des Stickstoffüberschusses für die Nitratkonzentration im Wasser. Einen Unterschied zwischen Mineral- und Wirtschaftsdünger konnte hinsichtlich der Auswaschung nicht beobachtet werden (Hina 2024). In Regionen mit intensiver Tierhaltung fallen größere Mengen von Wirtschaftsdünger an. Dies erhöht das Risiko regionaler Stickstoffüberschüsse, da die überregionale Verteilung des Wirtschaftsdüngers zusätzliche Kosten verursachen kann (Häußermann et al. 2020; LWK Schleswig-Holstein; Osterburg et al. 2007; UBA 2026c).

Wesentliche Einflussfaktoren sind:

- **Ausbringungstechnik:** Emissionsarme Ausbringungstechniken von Wirtschaftsdüngern, bei denen die Gülle bodennah oder direkt in den Boden eingebracht wird (z.B. Schleppschlauch-, Schleppschuh- oder Injektionsverfahren), können Ammoniakverluste reduzieren. Durch die erhöhte Stickstoffeffizienz ist die Düngewirkung besser kalkulierbar und ungewollte Stickstoffüberschüsse können vermieden werden (Buchen-Tschiskale et al. 2022; Osterburg et al. 2007; UBA 2025; Webb et al. 2010).
- **Düngezeitpunkt:** Der Düngezeitpunkt beeinflusst das Risiko der Nitratauswaschung. Stickstoffdünger werden überwiegend im Frühjahr während der Vegetationsperiode ausgebracht, für bestimmte Winterkulturen auch im Herbst. Ab Herbst erhöht sich das Auswaschungsrisiko aufgrund der verringerten Stickstoffaufnahme der Pflanzen und dem vermehrten Niederschlag (Beisecker/Seith 2021; van Es et al. 2006). Um den restlichen Stickstoff aus dem Boden zu binden, können nach der Ernte der Hauptfrucht Zwischenfrüchte angebaut werden. Dabei erhöht eine frühe Herbstsaat der Winterkulturen die Stickstoffaufnahme (Hina 2024; Thapa et al. 2018).

- **Fruchtfolgegestaltung und Kulturartenwahl:** Besonders anfällig für eine Auswaschung sind Kulturen mit einem hohen Stickstoffbedarf und Düngergaben wie Mais und Fruchtfolgen, bei denen zwischen den Hauptkulturen keine Zwischenfrüchte angebaut werden und der Boden lange unbedeckt ist, beispielsweise Winterweizen- Mais-Fruchtfolgen (Hina 2024; LWK Nordrhein-Westfalen 2026). Grünland und Fruchtfolgen mit durchgehender Bodenbedeckung haben aufgrund der kontinuierlichen Stickstoffaufnahme ein geringeres Auswaschungsrisiko. Wenn Grünland umgebrochen wird, kann sich gebundener Stickstoff freisetzen. Durch die Bodenbearbeitung gelangt Sauerstoff in den Boden, welches die Umwandlung von Nitrat fördert. Das Risiko der Nitratauswaschung steigt (van Es et al. 2006; Hina 2024; UBA 2017).

Neben den Praktiken beeinflussen auch strukturelle Faktoren wie der Ausbau der Biogasproduktion, durch den zusätzliche Gärreste anfallen, die Nitratkonzentration im Grundwasser (UBA 2026a).

2.1.3 Entwicklung Stickstoffüberschüsse in Deutschland

Im Rahmen der EU-Nitratrichtlinie wurde 2018 ein Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland eingeleitet, nachdem der Europäische Gerichtshof eine unzureichende Umsetzung der Nitratrichtlinie festgestellt hatte. 2019 wurde ein Zweitverfahren eingeleitet, wodurch sich Düngeverordnung in Deutschland 2020 angepasst wurde. Insbesondere wurden für Gebiete mit hoher Nitratbelastung des Grundwassers (rote Gebiete) strengere Anforderungen an die Düngung eingeführt. Nach Kritikpunkten der Europäischen Kommission an der Gebietsausweisung wurden die bundesweiten Vorgaben 2022 überarbeitet. Die Europäische Kommission stellte das Vertragsverletzungsverfahren 2023 ein (EuGH 2018; UBA 2026a).

Seit 2019 konnte Deutschland den Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft reduzieren. In den letzten zwei Jahrzehnten sank dieser von 117 kg Stickstoff je Hektar landwirtschaftlicher Fläche im Jahr 1992 auf 82 kg/ha im Jahr 2019 und nähert sich damit dem Nachhaltigkeitsziel der Bundesregierung von 70 kg/ha an. Dennoch bestehen erhebliche regionale Unterschiede, sodass in intensiv bewirtschafteten Gebieten weiterhin hohe Stickstoffeinträge und damit eine erhöhte Nitratbelastung auftreten (UBA 2026d; UBA 2026e).

Zur Verringerung der Nitratbelastung wurden die Vorgaben der Düngeverordnung in den vergangenen Jahren mehrfach verschärft. Dadurch können besonders belastete Gebiete ausgewiesen und dort strengere Vorgaben für die Düngung umgesetzt werden. Ergänzend wurde ein bundesweites Monitoring eingeführt, um die Entwicklung der Nährstoffbelastung und die Wirksamkeit der Maßnahmen kontinuierlich zu überprüfen (UBA 2026f). Die Reduktion des Stickstoffüberschusses sowie der geringere Einsatz mineralischer Stickstoffdünger werden unter anderem auf diese verschärften gesetzlichen Vorgaben und die konsequentere Umsetzung der europäischen Nitrat-Richtlinie zurückgeführt (DNR 2026; UBA 2026b). Trotz dieser Fortschritte besteht insbesondere in Regionen mit intensiver Landwirtschaft weiterhin erheblicher Handlungsbedarf (BMLE 2024; BMLEH/BMUKN 2024). Nach dem Urteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 24. Oktober 2025, wonach die bundesrechtliche Ermächtigungsgrundlage für die Ausweisung nitratbelasteter („roter“) Gebiete den verfassungsrechtlichen Bestimmtheitsanforderungen nicht genügt, wurden die daran geknüpften zusätzlichen Düngevorgaben inzwischen in den meisten Bundesländern ausgesetzt. Die gebietsspezifischen zusätzlichen Anforderungen – darunter die Reduzierung der Stickstoffdüngung auf 80 % des ermittelten Düngebedarfs – greifen somit derzeit nicht (UBA 2026i; Bundesverwaltungsgericht 2025).

2.2 Nitratbelastungen im Grund- und Trinkwasser in Deutschland

Um ökologische und gesundheitliche Schäden durch Nitrateinträge zu vermeiden, sind Grenzwerte für den Nitratgehalt im Grund- und Trinkwasser gesetzlich festgelegt. Sowohl die EU-Grundwasserrichtlinie als auch die deutsche Grundwasserverordnung (GrwV) legen für Nitrat im Grundwasser einen Schwellenwert von 50 mg/l fest¹.

Der Grenzwert wird mit den gesundheitlichen Folgen für Säuglinge begründet (UBA 2020; WHO 2022). Bereits ab

einem anhaltenden steigenden Trend der Nitratbelastung über 37,5 mg/l müssen Gegenmaßnahmen ergriffen werden, um eine Trendumkehr zu bewirken (GrwV § 10).

Höhere Nitratbelastung des Grundwassers in landwirtschaftlich geprägten Regionen

Trotz der Regulierung überschreiten viele Grundwassermessstellen in Deutschland die Grenzwerte. Im EUA-Messstellennetz² weisen 2024 ca. 15,7 % der Messstellen einen

¹ Die Grundwasserverordnung spezifiziert, dass bei denitrierenden Verhältnissen eine Summe aus Nitratgehalt im Wasser und Denitrifikationswert entscheidend ist. Überschreitet diese 50 mg/l, greift der Grenzwert (GrwV, Anlage 2).

² Die EUA-Messstellen werden von den Bundesländern betrieben und dienen der Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur (EUA). Das Netz umfasst in Deutschland ca. 1.200 Messstellen. Dabei ist die Verteilung der Messstellen eine repräsentative für die unterschiedlichen

durchschnittlichen Wert über 50 mg/l aus, weitere 18 % liegen zwischen 25 mg und 50 mg/l (UBA 2026d; UBA 2026a). Mit Blick auf die Entwicklung über die Zeit ist nur ein leichter Abwärtstrend zu beobachten: Während 2008 noch 18,2 % der Messstellen den Grenzwert überschritten, sind es 16 Jahre später 2,5 % weniger (UBA 2026a). Dabei zeigen sich starke regionale Unterschiede: Während 2024 in Rheinland-Pfalz und Niedersachsen ca. 28 % der Messstellen den Grenzwert von Nitrat im Grundwasser überschritten, waren es in Bayern nur 5,6 % und in Saarland keine (Länderinitiative Kernindikatoren 2026).

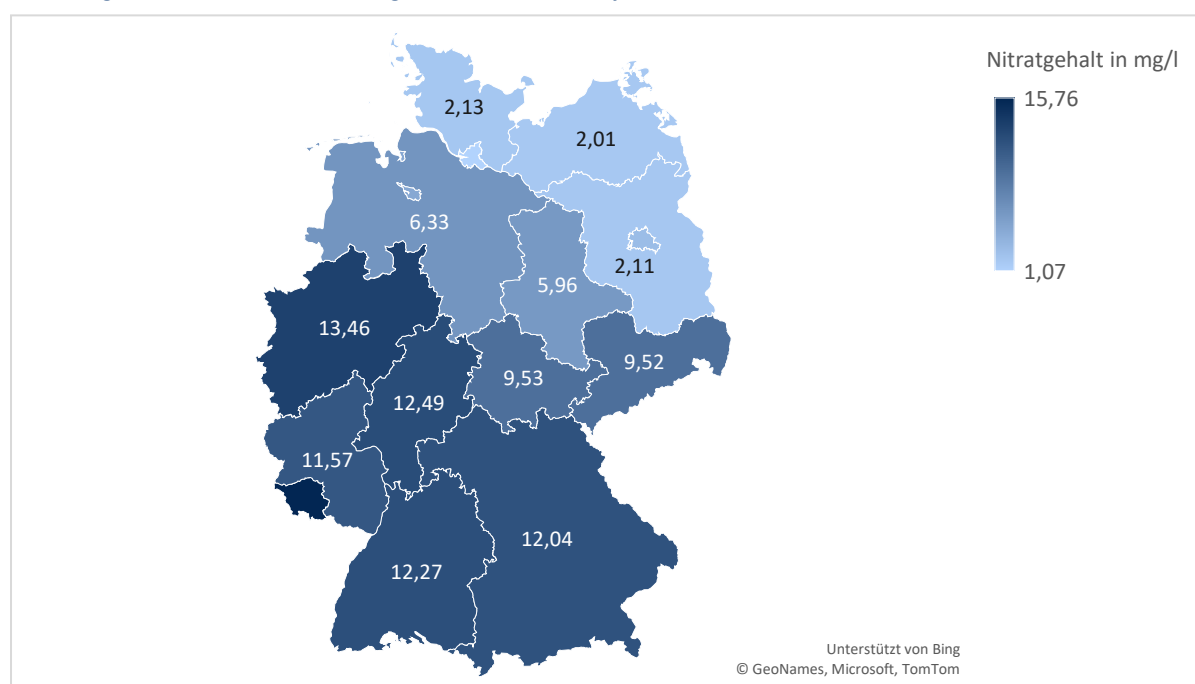
Im Rahmen der EU-Nitratrichtlinie berichten die Mitgliedsländer alle 4 Jahre zur Nitratbelastung der Gewässer durch landwirtschaftliche Nutzung. Hierfür wird ein Teil der EUA-Messstellen (EU-Nitratmessnetz, in Deutschland ca. 679 Messstellen (2024)), der in Regionen mit landwirtschaftlicher Nutzung liegt, ausgewertet. EU-weit liegen in sieben Ländern über 15 % der Messstellen über dem Grenzwert von 50 mg/l – darunter Deutschland (EEA 2025b). Im zuletzt veröffentlichten Nitratbericht 2024 wird für den Zeitraum von 2020 bis 2022 **an mehr als einem Viertel der Messstellen (25,6 %) eine Überschreitung der Grenzwerte** festgestellt – ein deutlich höherer Anteil als bei den EUA-Messstellen insgesamt (15,7 %) (BMLEH/BMUKN 2024). Dabei werden die Grenzwerte im aktuellen Berichtszeitraum deutlich

überschritten: Durchschnittlich weisen die Messstellen, die den Grenzwert überschreiten, einen Nitratwert von **ca. 98,0 mg/l** auf (BMLEH/BMUKN 2024). Der Anteil der stark belasteten Gebiete hat im Vergleich zum Berichtszeitraum 2012–2015 (28,3 %) nur leicht abgenommen (BMLEH/BMUKN 2024). Weitere 23,1 % der Messstellen liegen im aktuellen Berichtszeitraum bei einem durchschnittlichen Nitratgehalt zwischen 25 mg/l und 50 mg/l (BMLEH/BMUKN 2024).

Nitratbelastung des Trinkwassers

Auch für Trinkwasser gilt der Grenzwert von 50 mg/l nach der EU-Trinkwasserrichtlinie (EU-RL 2020/2184, Anhang 1 Teil B) und der deutschen Trinkwasserverordnung (TrinkwV, Anlage 2 Teil I 2023). Er ist von allen Wasserversorgern verbindlich einzuhalten, die Abgabe von Wasser, das den Wert überschreitet, ist verboten (TrinkwV, § 49 2023). Im Trinkwasser ist die Nitratbelastung deutlich niedriger als im Grundwasser. Überschreitungen des gesetzlichen Grenzwertes von 50 mg Nitrat pro Liter treten bei Trinkwasser nur selten auf. Während 1999 noch 1,1 % aller Messwerte oberhalb des Grenzwertes lagen, bewegt er sich seit 2017 lediglich zwischen 0,01 % und 0,04 %. Grenzwertüberschreitungen stellen damit heute die Ausnahme dar (UBA 2026g).

Abbildung 2: Durchschnittlicher Nitratgehalt im Trinkwasser je Bundesland



Quelle: Nitratdatenbank (2026) (Daten von Messstellen der Wasserversorgungsunternehmen Stand Mai 2026; Durchschnitte wurden bevölkerungsgewichtet)

Allerdings zeigen internationale Studien, dass bereits bei Nitratwerten deutlich unter 50 mg/l gesundheitliche

Risiken, insbesondere ein erhöhtes Risiko für Darmkrebserkrankungen, bestehen (siehe Kapitel 3). Vor diesem

Landnutzungen im jeweiligen Bundesland (Landesanstalt für Umwelt BW 2026).

Hintergrund sind auch die Messstellen mit erhöhten Nitratgrenzwerten unter 50 mg/l relevant: Laut Daten der Nitratdatenbank weisen **insgesamt 62 % der Messstellen der Wasserversorger Nitratwerte über 10 mg/l** auf. Bei 6,5 % der Messstellen liegen die Nitratwerte zwischen 30 und 50 mg/l (Nitratdatenbank 2026). – Schullehner et al. (2018) weisen für Dänemark bereits ab 3,87 mg/l erhöhte Risiken nach. Wie in Kapitel 3 ausgeführt, ist dieser Zusammenhang für Deutschland allerdings noch nicht belegt worden. Der durchschnittliche Nitratgehalt im Trinkwasser liegt laut Nitratdatenbank in 11 der 16 Bundesländer deutlich über 3,87 mg/l. In Nordrhein-Westfalen werden Werte von durchschnittlich 13,46 mg/l gemessen, einzelne Trinkwassermessstellen können somit deutlich höhere Nitratwerte aufweisen (siehe Abbildung 2).

Von hohen Nitratwerten im Grundwasser kann nicht auf hohe Nitratwerte im Trinkwasser geschlossen werden. Faktoren wie die Quelle des Trinkwassers (bspw. Speisung aus Grundwasser oder Fluss-/Quellwasser) und die Standorte

der Brunnen (bspw. ob in belasteten Gebieten) beeinflussen die Trinkwasserqualität unabhängig vom Nitratgehalt des Grundwassers. So stellten bspw. Wasserversorger in einem belasteten Gebiet in Bayern die Trinkwasserversorgung teils auf Tiefenwasser um, da dieses nicht durch menschliche Einflüsse belastet ist (DVGW et al. 2016). Maßgeblich wird der Nitratgehalt des Trinkwassers allerdings auch von weiteren Maßnahmen der Wasserversorgungsunternehmen beeinflusst. Wie eine Befragung von Wasserversorgungsunternehmen zeigt, ergreifen diese unterschiedlich viele präventive und reaktive Maßnahmen, um den Nitratgehalt des Trinkwassers zu senken (Oelmann et al. 2017). Allein die Maßnahmen zur Trinkwasseraufbereitung, die mit landwirtschaftlichen Tätigkeiten verbunden sind, können dabei zu hohen Kosten für die Wasserversorgungsunternehmen führen – je belasteter das Grundwasser, desto mehr Chemikalien und Energie müssen zur Wasseraufbereitung eingesetzt werden, was die Kosten erhöht (UBA 2017).

2.3 Umwelt- und Gesundheitswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge

Umweltwirkungen

Erhöhte Stickstoffeinträge können eine Bandbreite an Umweltwirkungen verursachen. Zu den bedeutsamsten zählen die Belastung der Grund- und Oberflächengewässer.

- **Eutrophierung:** Nitrat- und Phosphoreinträge der Landwirtschaft gelangen neben dem Grundwasser auch, in Oberflächengewässer wie Flüsse, Seen, Küsten- und Meeresgewässer (Guderian/Gunkel 2013). Die Eutrophierung der betroffenen Gewässer führt zu einer ungewollten Steigerung der pflanzlichen Produktivität, beispielsweise Algen. Dadurch können sauerstoffarme Bedingungen entstehen, die das Überleben der restlichen Tier- und Pflanzenwelt erschweren und zu einem Rückgang der Biodiversität führen (Brunke 2023; UBA 2026b).
- **Bodenversauerung:** Darüber hinaus fördert ammoniumhaltiger Dünger die Bodenversauerung. Wird das im Boden entstandene Nitrat nicht von den Pflanzen aufgenommen und ausgewaschen, werden auch gleichzeitig basisch wirkende Nährstoffe mittransportiert. Dadurch sinkt der pH-Wert, was die Bodenfruchtbarkeit und biologische Aktivität des Bodens beeinträchtigen können (Meusburger et al. 2025).
- **Wirkung auf Kulturpflanzen:** Überdüngung kann ebenfalls zu einer Beeinträchtigung und Veränderung der Pflanzengesundheit und -eigenschaften führen. Kulturpflanzen werden anfälliger für Frost und Hitze und die Lagerfähigkeit der Ernteprodukte nimmt durch das übermäßige und instabile Wachstum ab (UBA 2026b).
- **Feinstaub:** Ammoniak wird bei der Ausbringung ammoniumhaltiger Düngemittel freigesetzt und trägt zur

Bildung gesundheitsschädlichem Feinstaub bei. Wird nicht auf eine bodennahe Düngung geachtet gelangt Ammoniak über die Luft in sensible Ökosysteme und gefährdet die Artenvielfalt. Stickstoffliebende Pflanzen profitieren von den Emissionen und verdrängen langsam wachsende Arten, die an die nährstoffarmen Bedingungen angepasst sind (Guderian 2013; UBA 2026b).

- **Treibhausgaseffekt:** Das emittierte Lachgas aus den landwirtschaftlich genutzten Böden wirkt als ein 265-mal so starkes Treibhausgas wie CO₂ und ist somit klimarelevant (UBA 2026b).

Umweltkosten landwirtschaftlicher Stickstoffüberschüsse

In diversen Berechnungen wurden die Kosten des Eintrags von Stickstoff in die Umwelt geschätzt.

- Für die gesamte EU werden jährliche Umwelt- und Gesundheitskosten von ca. 68 bis 182 Mrd. Euro in Folge der Stickstoffverschmutzung durch die Landwirtschaft geschätzt – davon ca. 48-102 Mrd. € durch Nitratbelastung (Europäische Kommission 2026).
- Die UBA-Methodenkonvention geht von Umwelt- und Gesundheitskosten von ca. 12 Euro pro kg ausgebrachtem Stickstoff in Düngemitteln aus (UBA 2026h).
- Taube (2021) berechnet hingegen, dass durch eine bedarfsgerechte Düngung Umweltkosten in Höhe von mindestens 3 Mrd. Euro vermieden werden könnten (Taube 2021).

Gesundheitswirkungen

Erhöhte Stickstoffeinträge werden zudem mit diversen gesundheitlichen Folgen in Verbindung gebracht, welche sich je nach Form des Stickstoffs unterscheiden. Zunächst ist die Aufnahme von Stickstoff für den menschlichen Körper essenziell. Den benötigten Stickstoff nimmt der Mensch mit der Nahrung in Form von organischen Verbindungen, bspw. Proteinen, auf (Spektrum 2001). Reaktiver Stickstoff und anorganische Verbindungen, wie Nitrat, Nitrit und Stickoxide, können hingegen auch negative Auswirkungen auf den Körper haben.

Gefährlich für den menschlichen Körper ist insbesondere das Zwischenprodukt **Nitrit (NO_2^-)**. Es entsteht bspw. im Wasser und in Lebensmitteln als Nebenprodukt, wenn Bakterien Ammonium (Nitrifikation) oder Nitrat (Denitrifikation) zersetzen (MU Niedersachsen). Dieser Vorgang kann bspw. durch falsche Lagerung oder Transport in pflanzlichen Lebensmitteln entstehen (BfR 2013). Reagiert Nitrit mit Aminosäuren, entstehen Nitrosamine, die als krebserzeugend eingestuft werden. Daher beträgt der Grenzwert für Nitrit mit 0,5 mg/l (siehe Trinkwasserverordnung) ein Hundertstel des Grenzwerts für Nitrat (MU Niedersachsen). Die Meta-Analyse von Seyyedsalehi et al. (2023) zeigt, dass eine hohe Aufnahme von Nitrit mit einem signifikant erhöhten Risiko, an gastrointestinalen Tumoren (Magen-Darm-Trakt) zu erkranken, einhergeht (RR = 1,18). Für die Aufnahme von N-Nitrosodimethylamin (NDMA, eine Verbindung aus der Gruppe der Nitrosamine) ist das Risiko noch höher (RR = 1,32).

In der vorliegenden Studie steht **Nitrat im Grund- und Trinkwasser** im Vordergrund. Der Nitratgrenzwert von 50 mg/l wird mit gesundheitlichen Auswirkungen auf **Säuglinge** begründet. Ab 50 mg/l wurden bei Säuglingen, die mit der Flasche gefüttert werden, vermehrt mit

Methämoglobinämie, die die Sauerstoffaufnahme des Bluts hemmen kann, festgestellt (WHO 2022). Gleichzeitig beschreibt dieser Zusammenhang noch keine Langzeitfolgen des Konsums von nitratbelastetem Trinkwasser (WHO 2022). Andere Studien zeigen diese auch für Nitratwerte deutlich unter den gesetzlich festgelegten Werten. So zeigen Brender et al. (2013) und der Review von Ward et al. (2018), dass erhöhte, aber deutlich unter dem Grenzwert liegende Nitratwerte im Trinkwasser von Müttern das Risiko von verschiedenen Fehlbildungen der Säuglinge erhöhen.

Andere Studien untersuchen Wirkungen erhöhter Nitratwerte im Trinkwasser, bspw. auf Schilddrüsenerkrankungen. Laut WHO (2022) werden in diversen Studien schwache Zusammenhänge zwischen Nitratwerten über 50 mg/l und einer eingeschränkten Schilddrüsenfunktion festgestellt. Auch die im Review von Ward et al (2018) analysierten Studien zeigen positive Korrelationen mit Schilddrüsenentzündungen.

In verschiedenen Studien wurde auch die Korrelation mit **Krebserkrankungen** untersucht. Die WHO (2022) gibt an, dass aus dem aktuellen Forschungsstand keine eindeutige Korrelation zwischen (einzelnen) Krebserkrankungen und erhöhten Nitratwerten an sich ableitbar sind. Dabei zeigen Literatur Reviews unterschiedliche Ergebnisse: Laut Picetti et al. (2022a) würde eine Steigerung des Nitratgehalts um 10 mg/l im Trinkwasser zu einem doppelt so hohen Risiko an Magenkrebs zu erkranken führen im Vergleich zur Kontrollgruppe. Andere Zusammenhänge mit Krebsrisiken werden hier nicht nachgewiesen. Essien et al. (2022) finden wiederum einen positiven statistischen Zusammenhang für Dickdarmkrebs (Kolonkarzinom), Magenkrebs, Gehirntumoren und Gliomen zu erkranken. Ward et al. (2018b) zeigen wiederum eine Korrelation mit Darmkrebs.

3 Mögliche gesundheitliche Zusammenhänge zwischen Nitratbelastungen im Trinkwasser und Darmkrebs

Kurzübersicht: Mögliche gesundheitliche Zusammenhänge zwischen Nitrat im Trinkwasser und Darmkrebs

Blickwinkel:

Im Fokus steht die epidemiologische Evidenz zu möglichen Zusammenhängen zwischen langfristiger Nitrataufnahme über Trinkwasser und Darmkrebsrisiken. Ziel ist die Ableitung einer tragfähigen Bewertungsgrundlage für spätere gesundheitsökonomische Modellierungen, insbesondere durch die Einordnung internationaler Fallkontrollstudien, Kohortenstudien sowie Trend- und Korrelationsanalysen.

Zentrale Ergebnisse:

Für die Bewertung der Risiken durch Nitrataufnahme ist die Quelle der Nitrataufnahme zentral. Während pflanzliche Lebensmittel zwar mengenmäßig stark zur gesamten Nitrataufnahme beitragen, enthalten sie jedoch zugleich protektive Begleitstoffe, die die Bildung potenziell kanzerogener N-Nitroso-Verbindungen hemmen können. Trinkwasser stellt demgegenüber eine kontinuierliche Langzeitexposition ohne solche protektiven Begleitstoffe dar (Kapitel 3.1).

Daher wurde die Studienlage zu Nitrat aus Trinkwasser gesondert geprüft. Die internationale Studienlage liefert Hinweise auf eine relevante Korrelation zwischen Nitrat im Trinkwasser und Darmkrebsrisiken, bleibt jedoch heterogen. Besonders belastbare Hinweise stammen aus dänischen Kohortenanalysen: Schullehner et al. (2018) identifizieren erhöhte Risiken für Darmkrebs. Ein erhöhtes Risiko für Rektumkarzinome bereits ab 3,87 mg/l sowie für Kolonkarzinome ab 9,25 mg/l. Erichsen et al. (2025) weisen für Kolonkarzinome bei Nitratwerten über 9,25 mg/l ein um 52 % erhöhtes Risiko gegenüber der niedrigsten Expositionsgruppe aus. Diese Werte liegen deutlich unter dem Nitratgrenzwert. Andere Studien weisen nur für Subgruppen oder einzelne Karzinome signifikante Korrelationen nach (Kapitel 3.2).

Einordnung:

Für die folgenden Kapitel bietet Kapitel 3 eine Zusammenfassung des epidemiologischen Forschungsstands, um im Anschluss in Kapitel 4 einen attributablen Anteil der Darmkrebslast modellhaft auf langfristige Trinkwassernitrataufnahme zu beziehen. Die dänische Kohortenstudie von Schullehner et al. (2018) ist methodisch besonders relevant, weil sie langfristige Expositionen, Registerdaten und differenzierte Risikokategorien unterhalb des Grenzwerts kombiniert. Aus der Methodik und den heterogenen Ergebnissen der Studien ergibt sich für die Kostenabschätzung die Notwendigkeit, nicht mit einer direkten Fallzählung, sondern mit Szenarien, Risikofunktionen und populationsbezogenen Anteilen zu arbeiten. Zugleich begründet die Evidenz eine vorsorgeorientierte Perspektive, da potenzielle Risiken bereits unterhalb des rechtlichen Grenzwerts auftreten können.

Limitationen:

Die Evidenz erlaubt keine eindeutige kausale Zuschreibung einzelner Darmkrebsfälle zu Nitrat im Trinkwasser. Die Studien unterscheiden sich erheblich hinsichtlich Studiendesign, Expositionsrekonstruktion, Beobachtungszeitraum, Kontrollvariablen, Tumorlokalisation und betrachteten Bevölkerungsgruppen. Lebensstilfaktoren beeinflussen das Darmkrebsrisiko erheblich und werden nicht in allen Studien gleichwertig kontrolliert. Ökologische Trend- und Zeitreihenanalysen sind anfällig für Aggregationsverzerrungen und fehlende individuelle Expositionsdaten. Für Deutschland fehlt eine epidemiologische Studie, die langfristige individuelle Trinkwassereexpositionen mit Krebsregister- und Gesundheitsdaten verknüpft; damit bleibt die Übertragung internationaler Risikoschätzungen auf deutsche Verhältnisse mit Unsicherheiten verbunden.

3.1 Bedeutung unterschiedlicher Nitratquellen für die gesundheitliche Wirkung

Bei der Betrachtung der Wirkung der Nitrataufnahme auf die Gesundheit ist nicht nur die Menge, sondern insbesondere auch die Quelle entscheidend. So stammten bspw. in einer dänischen Kohortenstudie ca. 76 % der gesamten medianen Nitrataufnahme (insgesamt ca. 58 mg/Tag) aus pflanzlichen Lebensmitteln, 10 % aus tierischen Lebensmitteln und nur ca. 5 % aus Trinkwasser (Erichsen et al., 2024). Der Anteil des Trinkwassers an der gesamten

Nitrataufnahme war damit in dieser Kohorte mengenmäßig vergleichsweise gering.

Daraus folgt jedoch nicht, dass pflanzliches Nitrat entsprechend stärker zum Darmkrebsrisiko beiträgt. Pflanzliche Lebensmittel enthalten gleichzeitig unter anderem Vitamin C und Polyphenole, die die Bildung potenziell krebserregender N-Nitroso-Verbindungen hemmen können (Ward et al. 2018a). Diverse Studien fanden daher keinen Zusammenhang zwischen der Nitrataufnahme aus pflanzlichen

Lebensmitteln und Darmkrebs (Erichsen et al. 2025a; Espejo-Herrera et al. 2016; Seyyedsalehi et al. 2023).

Umgekehrt können beispielsweise verarbeitetes Fleisch, Häm-Eisen und weitere Ernährungsfaktoren die endogene Nitrosierung sogar begünstigen. So zeigen bspw. Espejo-Herrera et al. (2016) einen positiven Zusammenhang zwischen der Nitrataufnahme über tierische Lebensmittel und Rektalkarzinomen auf. Die Meta-Analyse von Seyyedsalehi et al. (2023) zeigt wiederum ein um 73 % erhöhtes Risiko an Speiseröhrenkrebs zu erkranken³.

Diese Unterschiede zeigen, dass gesonderte Analysen je nach Nitratquelle entscheidend sind. Aus dem

prozentualen Anteil des Wassers an der gesamten Nitrat-aufnahme lässt sich nicht unmittelbar auf seinen Anteil am möglichen Darmkrebsrisiko schließen (Ward et al. 2018a). Trinkwasser enthält im Gegensatz zu pflanzlichen Lebensmitteln keine protektiven Begleitstoffe und kann bei regelmäßigem Konsum eine kontinuierliche Langzeitexposition darstellen (Ward et al. 2018a). Passend dazu zeigte eine dänische Kohortenanalyse keine erhöhte Darmkrebsrate in Verbindung mit Nitrat oder Nitrit aus Lebensmitteln, während für Nitrat aus Trinkwasser erhöhte Risiken für bestimmte Darmkrebslokalisationen beobachtet wurden: (Erichsen et al. 2025b).

3.2 Internationale Studien zu Nitratbelastungen im Trinkwasser und Darmkrebsfällen

Im Folgenden wird die Evidenz zu Darmkrebserkrankungen und erhöhten Nitratwerten im Trinkwasser näher untersucht. Insbesondere epidemiologische Fallstudien aus verschiedenen Ländern widmeten sich bereits diesem Zusammenhang. Tabelle 1 bietet einen Überblick über Methoden und zentrale Ergebnisse der Studien.

Kohortenstudien

- Die Studie von **Schullehner et al. (2018)** verbindet Daten des Krebsregisters zu Darmkrebserkrankungen mit Daten zur Trinkwasserqualität. Für rund 1,7 Mio. Personen wurden langjährige Wohnadresshistorien mit Nitratmessungen öffentlicher Wasserwerke und privater Brunnen verknüpft. Unter Berücksichtigung weiterer verfügbarer Kontrollvariablen⁴ errechnen sie, wie sich das Risiko an Darmkrebs zu erkranken bei höheren Nitratbelastungen gegenüber den niedrigsten Werten (<1,27 mg/l) verändert. Bei 5.944 inzidenten Darmkrebsfällen lag das Risiko in der höchsten gegenüber der niedrigsten Expositionsgruppe um etwa 15 bis 16 % höher. **Bereits für Belastungen ab 3,87 mg/l traten mehr Darmkrebsfälle insgesamt und Rektumkarzinome im Einzelnen auf. Für Kolonkarzinome war der Zusammenhang erst ab 9,25 mg/l gegeben.** Somit wird auch hier ein signifikanter Zusammenhang zwischen Nitrat im Trinkwasser und Darmkrebs festgestellt.
- Erichsen et al. (2025a)** untersuchten, wie Nitrate und Nitrite im Trinkwasser und Lebensmitteln das Risiko für

Darmkrebserkrankungen beeinflusst. Hierfür werden Ergebnisse der Danish Diet, Cancer and Health Cohort (Befragungsstudie von 1993-1997) mit Krebsregisterdaten zu den Teilnehmenden verknüpft. Bei Nitratwerten im Trinkwasser von **über 9,25 mg/l wird ein 52% höheres Risiko für Kolonkarzinome festgestellt** als bei der Gruppe, die niedrigen Werten (<1,27 mg/l) ausgesetzt war. Der Effekt tritt stärker bei bestimmten Lebensstilfaktoren auf, bspw. bei Rauchen und dem verstärkten Konsum von rotem Fleisch. Bei Rektalkarzinomen wird hingegen kein Zusammenhang mit erhöhten Nitratgehalten festgestellt, ebenso wenig für die Nitrataufnahme aus Nahrung.

- Jones et al. (2019)** prüfen in ihrer Kohortenstudie für Iowa, inwiefern Darmkrebsfälle mit erhöhten Nitratwerten korrelieren. Die Daten basieren auf der Iowa Women's Health Study und beziehen sich damit nur auf **postmenopausale Frauen**. Durch die Befragungsdaten konnten diverse Risikofaktoren des Lebensstils (bspw. Rauchen, körperliche Aktivität etc.) als Kontrollvariablen einbezogen werden. Die Studie findet **keine signifikante Gesamtkorrelation zwischen Darmkrebsfällen und erhöhten Nitratwerten** heraus (Jones et al. 2019)

³ Die Meta-Analyse zeigte keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen Nitrataufnahme im Trinkwasser und Risiken für Krebserkrankungen des Magen-Darm-Trakts. Dies wird allerdings von den Autor*innen der Studie u.a. mit dem Ausschluss ökologischer Studiendesigns,

die den Großteil der Evidenz zu Nitrat im Trinkwasser ausmachen, begründet (Seyyedsalehi et al. 2023)

⁴ Durch die Beschaffenheit der Daten waren keine Angaben zu Faktoren des Lebensstils, die das Krebsrisiko beeinflussen können, verfügbar.

Tabelle 1: Übersicht zu internationalen Studien zum Zusammenhang von Nitratbelastung im Trinkwasser und Risiko für Darmkrebserkrankungen

Studie	Land	Studiendesign	Fallzahl	Expositionsquelle	Kontrollvariablen zu Lebensstil?	Korrelation
Schullehner et al. (2018)	Dänemark	retrospektive Kohortenstudie (1978-2011); nutzt Registerdaten	5.944 kolorektale Krebsfälle	Leitungswasser aus öffentlicher Wasserversorgung oder Privatbrunnen	Ja (Proxy: Bildungsabschluss)	für Darmkrebs insgesamt und Rektumkarzinome: ab >3,87 mg/l erhöhtes Risiko ggü. <1,27 mg/l für Kolonkarzinome: ab >9,25 mg/l erhöhtes Risiko
Erichsen et al. (2025)	Dänemark	prospektive Kohortenstudie (1993-1997); Befragungs- und Registerdaten	2.245 Darmkrebsfälle	Leitungswasser aus öffentlicher Wasserversorgung; pflanzliche und tierische Lebensmittel	Ja (inkl. Konsum pflanzl./tier. Lebensmittel)	Kolonkarzinome: Gruppe mit hoher Belastung (>9,25 mg/l) hatte 52% erhöhtes Risiko (ggü. <1,27 mg/l) Rektalkarzinom und Darmkrebs insgesamt: kein signifikanter Zusammenhang
Jones et al. (2019)	Iowa/USA	Prospektive Kohortenstudie an Frauen; Befragungs- und Registerdaten	782 Darmkrebsfälle	Leitungswasser aus öffentlicher Wasserversorgung; Lebensmittel	ja	Keine signifikante Gesamtkorrelation
Espejo-Herrera et al. (2016)	Spanien und Italien	Verbindung von zwei Fallkontrollstudien; nutzt Befragungs- und Registerdaten	1.869 Darmkrebsfälle und 3.530 Kontrollfälle	Leitungswasser aus öffentlicher Wasserversorgung und abgefülltes Wasser; Lebensmittel	Ja	für Darmkrebs insgesamt und Rektumkarzinome: ab >10 mg Nitrataufnahme pro Tag durch Wasser deutlich erhöhtes Risiko (ggü. 5 mg/Tag) für Kolonkarzinom: ab >5 mg/Tag deutlich höheres Risiko gegenüber Referenz
De Roos, et al. (2003)	Iowa/USA	Retrospektive Fallkontrollstudie; Befragungs- und Registerdaten	685 Darmkrebsfälle	Leitungswasser aus öffentlicher Wasserversorgung	Ja (inkl. Konsum pflanzl./tier. Lebensmittel)	Kein signifikanter Zusammenhang zwischen erhöhten Nitratwerten (umgerechnet >22,2 oder >44,3 mg Nitrat/l) und Darmkrebs; nur für Subgruppen (mit geringer Vitamin C Aufnahme oder hohem Fleischkonsum)
Maleki et al. (2022)	Ost-Aserbaidschan/Iran	Ökologische Fallstudie; Trendanalyse; Registerdaten	4.534 Darmkrebsfälle	Leitungswasser aus öffentlicher Wasserversorgung	nein	Positive Korrelation zwischen Anstieg der Darmkrebsfälle bei Männern und ansteigender Nitratkonzentration im Trinkwasser; keine signifikante positive Korrelation für Frauen beobachtet
Cisneros et al. (2025)	Kalifornien/USA	Zeitreihenanalyse; Registerdaten	56.631 Darmkrebsfälle	Leitungswasser aus öffentlicher Wasserversorgung	nein	Positive Korrelation zwischen Nitratkonzentration in den Vorjahren und Darmkrebsfällen

Fallkontrollstudien

- **Espejo-Herrera et al.** (2016) untersuchen Ergebnisse aus zwei Fallkontrollstudien in Italien und Spanien. Befragungen zum Konsum von Wasser (bspw. als Leitungswasser, abgefülltes Wasser etc.) und dem jeweiligen Wohnort wurden retrospektiv mit Daten der Nitratbelastung des Wassers in den Regionen verknüpft. Andere karzinogene Faktoren, wie Rauchen und BMI, wurden als Kontrollvariablen erfasst. Die Ergebnisse zeigen, dass bereits das **Risiko, beim Konsum von mind. 10 mg Nitrat pro Tag⁵ an Darmkrebs zu erkranken, deutlich höher ist als bei 5 mg/Tag**. Für Kolonkarzinome ist das Risiko bereits bei Werten zwischen 5 und 10 mg/Tag erhöht. Dabei zeigen sich für Kolonkarzinome und Darmkrebs insgesamt stärkere Effekte bei Männern.
- **De Roos et al.** (2003) untersuchen in einer Fallkontrollstudie den Zusammenhang zwischen dem Konsum von nitratbelastetem Trinkwasser (umgerechnet⁶ ca. >22 mg/l oder >44 mg/l) und Darmkrebserkrankungen in Iowa. Dabei konnte kein signifikanter Zusammenhang im Generellen identifiziert werden. Allerdings wurde **für bestimmte Subgruppen ein positiver Zusammenhang** identifiziert: Bei Menschen, die mehr als zehn Jahre lang einer hohen Nitratkonzentration im Trinkwasser ausgesetzt sind und **deren Ernährungsmuster die Bildung von krebserzeugenden Nitrosaminen begünstigen**, wurden vermehrt Kolonkarzinome festgestellt. Hierzu zählen Menschen, die viel Fleisch konsumieren und wenig Vitamin-C zu sich nehmen. Diese haben demnach bei einer Exposition von umgerechnet über 22 mg/l Nitrat im Trinkwasser ein doppelt so hohes Risiko, an Kolonkarzinomen zu erkranken, wie Vergleichsgruppen mit einer geringeren Nitratexposition im Trinkwasser. Für Rektumkarzinome wurde hier kein Zusammenhang festgestellt.

Ökologische Studien/Zeitreihenanalysen

- **Maleki et al.** (2022) berechnen anhand einer Trend- und Korrelationsanalyse für den Nordwest-Iran, ob ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Anstieg der Darmkrebsfälle und der steigenden Nitratkonzentration im Trinkwasser von 2002 bis 2012 besteht. Dabei zeigen die Ergebnisse **lediglich für Männer eine hohe, statistisch signifikante Korrelation** zwischen der Nitratkonzentration im Trinkwasser und der Darmkrebsrate. Allerdings werden in der Studie keine

individuellen Risikofaktoren (bspw. Rauchen, Ernährung etc.) berücksichtigt.

- Eine Zeitreihenanalyse für Kalifornien zeigt hingegen einen positiven Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration im Trinkwasser und Darmkrebsfällen (Cisneros et al. 2025). **Cisneros et al.** (2025) berechnen in einer Zeitreihenanalyse, inwiefern ein Anstieg der Nitratkonzentration (je 1 mg/l) das Risiko für Darmkrebserkrankungen (mit diversen zeitlichen Verzögerungen) erhöht. Für alle Zeiträume **geht eine erhöhte Nitratkonzentration mit höheren Risikoraten einher**, wobei bei ethnischen Minderheiten erhöhte Risikoraten festgestellt werden.

Zusammenfassende Einordnung der Studienlage

Insgesamt liefert die Studienlage Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen einer langfristigen Nitratbelastung des Trinkwassers und dem Darmkrebsrisiko, das Gesamtbild ist jedoch nicht einheitlich. Für eine positive Korrelation sprechen insbesondere Espejo-Herrera et al. (2016), Schullehner et al. (2018b) und Erichsen et al. (2025a), die erhöhte Risiken für Darmkrebs insgesamt oder einzelne Tumorklassifikationen bereits bei Nitratkonzentrationen deutlich unterhalb des geltenden Grenzwerts von 50 mg/l feststellen. Auch Cisneros et al. (2025) weisen eine positive Korrelation zwischen zunehmender Nitratkonzentration und Darmkrebsrisiko nach.

Zwei Studien weisen nur für Subgruppen signifikante Zusammenhänge nach: Während Maleki et al. (2022) nur für Männer eine signifikante Korrelation nachweist, werden bei De Roos et al. (2003) nur für Menschen mit gewissen Ernährungsmustern (hoher Fleischkonsum und geringer Vitamin-C-Aufnahme) erhöhte Risiken im Zusammenhang mit hohen Nitratkonzentrationen festgestellt. Auch die übrigen Studien zeigen teilweise Unterschiede nach Tumorklassifikation, Geschlecht und Lebensstil. Jones et al. (2019) finden hingegen keinen signifikanten Zusammenhang.

Die Evidenz stützt damit zum Großteil die Annahme eines möglichen gesundheitlich relevanten Zusammenhangs, insbesondere bei langfristiger Exposition und in bestimmten Bevölkerungsgruppen. Dabei sind die methodischen Unterschiede und Ansätze der Studien zu beachten. Auch regionale Unterschiede schränken die Generalisierbarkeit der Ergebnisse ein.

Methodisch besonders starke Studien mit hoher Fallzahl, wie die Studie von Schullehner et al. (2018), zeigen, dass sich bereits bei Expositionen deutlich unter dem in Europa geltendem Grenzwert von 50mg/L das Darmkrebsrisiko

⁵ Die Angaben der Studie sind abweichend von den anderen Studien nicht in mg/l (Nitratkonzentration im Trinkwasser) sondern beziehen sich auf die gesamte Menge des aufgenommenen Nitrats pro Tag (in mg/Tag).

⁶ De Roos et al. (2003) geben die Nitratstickstoffkonzentrationen (NO₃-N) an (>5 oder >10 mg/l). Diese werden zur Vergleichbarkeit mit einem Umrechnungsfaktor (4,43) auf Nitratkonzentrationen umgerechnet (LANUV).

erhöht (vgl. auch Schullehner et al. (2018)). Entsprechend betonen die Autoren der dänischen Studie, dass die aktuellen Grenzwerte zu hoch angesetzt sind und empfehlen eine deutliche Reduktion (Schullehner et al., 2018). Die dänische Regierung plant, die Obergrenze für Nitratbelastung im Trinkwasser 2026 auf 6 mg/l zu senken und hat doe

Düngeregeln zum 01. Januar verschärft, um eine Überdüngung zu minimieren (Greenpeace 2026; Ministeriet for Natur og Dyrevelfærd 2026a; Timmermann et al. 2026).

4 Gesundheitskosten von Darmkrebs

Darmkrebs verursacht neben einer hohen Zahl an Neuerkrankungen und Todesfällen erhebliche gesellschaftliche Kosten. Diese umfassen (I) direkte Ausgaben für Diagnostik, Therapie, Rehabilitation und Pflege, (II) Produktivitätsverluste durch Arbeitsunfähigkeit, Erwerbsminderung, vorzeitige Mortalität und informelle Pflege sowie (III) gesundheitliche Wohlfahrtsverluste in Form verlorener Lebensjahre und krankheitsbedingt eingeschränkter Lebensqualität. Für eine transparente Kostenabschätzung werden diese drei

Bereiche getrennt ausgewiesen und diskutiert. Bei der Erkrankungshäufigkeit wird auf die jeweils aktuellen vollständig verfügbaren Krebsregister- und Todesursachendaten zurückgegriffen; deshalb können die Bezugsjahre einzelner Kennzahlen voneinander abweichen. Alle Werte werden mit ihrem jeweiligen Datenjahr ausgewiesen und – sofern eine Zusammenführung erforderlich ist – auf ein gemeinsames Preisjahr fortgeschrieben.

Kurzübersicht: Gesundheitskosten Darmkrebs

Blickwinkel:

Darmkrebs wird als gesundheitsökonomisch relevante Krankheitslast betrachtet, die direkte Gesundheitskosten, indirekte volkswirtschaftliche Kosten sowie gesundheitliche Wohlfahrtsverluste verursacht. Ziel ist die methodisch transparente Quantifizierung der gesamten Darmkrebslast in Deutschland und die anschließende modellhafte Ableitung jenes Anteils, der langfristiger Nitratexposition über Trinkwasser statistisch zugerechnet werden kann. Zentrale Bewertungslogik ist die getrennte Ausweisung unterschiedlicher Kostenkonzepte, um Doppelzählungen zu vermeiden.

Zentrale Ergebnisse:

Darmkrebs umfasst bösartige Neubildungen des Kolons, des Rektosigmoids und des Rektums. Rund zwei Drittel der Fälle entfallen auf das Kolon. Für Deutschland werden jährlich mehr als 50.000 Neuerkrankungen und über 22.000 Sterbefälle ausgewiesen. Die relative 5-Jahres-Überlebensrate liegt bei etwa zwei Dritteln, das Erkrankungsrisiko steigt deutlich mit dem Alter. Trotz überwiegender Betroffenheit höherer Altersgruppen bleiben Produktivitätskosten relevant, da ein Teil der Erkrankungen im erwerbsfähigen Alter auftritt.

Die direkten Gesundheitskosten für Kolon- und Rektumkarzinome belaufen sich nach amtlicher Krankheitskostenrechnung auf rund 2,99 Mrd. Euro im Jahr 2023. Die Kategorie Rektosigmoid ist darin nicht separat enthalten, sodass dieser Wert als konservative Untergrenze zu interpretieren ist. Indirekte Kosten entstehen vor allem durch Morbidität, vorzeitige Mortalität und informelle Pflege. Zur gesundheitsökonomischen Einordnung wird der Ansatz der Disability-Adjusted Life Years (DALYs) (Kap. 4.2.3) angewendet, der unter wohlfahrtsökonomischen Aspekten die verkürzte Lebenserwartung sowie die nicht-tödliche Krankheitslast berücksichtigt. Ein DALY repräsentiert dabei ein verlorenes Jahr in vollständiger Gesundheit. Die Monetarisierung verlorener gesunder Lebensjahre bildet gesellschaftliche Wohlfahrtsverluste ab und ist konzeptionell von direkten und indirekten Kosten zu trennen.

Für die nitratbezogene Modellierung wird ein attributabler Anteil von 2,5 % der Darmkrebsfälle angesetzt, orientiert an dänischen Modellschätzungen (Kap. 4.1.2). Daraus ergeben sich für Deutschland direkte Gesundheitskosten von rund 74,75 Mio. Euro pro Jahr und indirekte volkswirtschaftliche Kosten von rund 65,59 Mio. Euro pro Jahr. Zusammen entspricht dies etwa 140 Mio. Euro bzw. 1,65 Euro je Einwohner*in und Jahr (Kap. 4.2.1 und 4.2.2). Die ergänzende Monetarisierung verlorener gesunder Lebensjahre ergibt mit rund 1,16 Mrd. Euro bzw. 13,70 Euro je Einwohner*in und Jahr eine deutlich höhere wohlfahrtsökonomische Größenordnung (Kap. 4.2.3).

Einordnung:

Die Analyse verdeutlicht zugleich, dass gegenwärtige Darmkrebsfälle nicht aus aktuellen Nitratwerten allein erklärbar sind, sondern langfristige Expositionen, Latenzzeiten, individuelle Risikofaktoren und regionale Belastungsunterschiede berücksichtigt werden müssen. Belastbare Zurechnungen erfordern feingranulare Expositionsdaten und adjustierte epidemiologische Risikofunktionen.

Limitationen:

Die Kosten der Nitratbelastung von Trinkwasser beruhen auf Modellannahmen und stellen keine empirisch beobachteten, eindeutig durch Nitrat verursachten Kosten dar. Die Übertragung eines dänischen attributablen Anteils auf Deutschland ist mit Unsicherheit verbunden, da Expositionsverteilungen, Trinkwasserqualität, Bevölkerungsstruktur, Ernährung, Screeningverhalten und Versorgungssysteme differieren. Die amtlichen direkten Kosten decken C18 (Kolon) und C20 (Rektum) ab, nicht jedoch gesondert C19 (Rektosigmoid). Indirekte Kosten werden näherungsweise aus europäischen Kostenrelationen abgeleitet und nicht originär für Deutschland modelliert. Aggregierte Bundeslandanalysen sind ökologisch anfällig und erlauben keine individuelle Kausalinterpretation, da Lebensstilfaktoren, Altersstruktur, Vorsorgequoten und historische Expositionen nicht hinreichend kontrolliert werden.

4.1 Krankheitsbild und Bedeutung

4.1.1 Betroffene Personengruppen

In der deutschen Darmkrebsstatistik (Robert Koch-Institut & Gesellschaft der epidemiologischen Krebsregister in Deutschland e. V. 2025) umfasst Darmkrebs die bösartigen Neubildungen des Kolons, des Rektosigmonds und des Rektums zusammengefasst (ICD-10 C18–C20) (Robert Koch Institut & Deutsche Krebsregister e.V. 2025). Rund zwei Drittel der Erkrankungen entstehen im Kolon. Die Mehrzahl der Tumoren entwickelt sich über Jahre aus Vorstufen der Darmschleimhaut. Je nach Lokalisation und Stadium umfasst die Behandlung operative Eingriffe, Chemo- und Immuntherapien, beim Rektumkarzinom teilweise auch eine Strahlentherapie sowie Nachsorge, Rehabilitation und in fortgeschrittenen Stadien palliative Versorgung (Leitlinienprogramm Onkologie) (Deutsche Krebsgesellschaft, Deutsche Krebshilfe, AWMF, 2026).

Darmkrebs zählt weiterhin zu den häufigsten Krebserkrankungen in Deutschland. Für 2022 weist das Zentrum für Krebsregisterdaten 24.654 Neuerkrankungen bei Frauen und 29.956 bei Männern aus, insgesamt 54.610 Fälle (s. Detailaufschlüsselung in Tabelle X). Im Jahr 2023 starben 10.313 Frauen und 12.357 Männer an Darmkrebs, zusammen 22.670 Personen. Die relativen 5-Jahres-Überlebensraten liegen bei rund 66 % für Frauen und 64 % für Männer. Die Global Burden of Disease Study welche neben der Mortalität auch die Morbidität betrachtet, ermittelt für 2023 553 verlorene krankheitsadjustierte Lebensjahre pro 100.000 Einwohner*innen in Deutschland (Institute for Health Metrics and Evaluation 2026). Weiterhin zeigt die Studie, dass Darmkrebs für etwa 1,57% der in Deutschland verlorenen krankheitsadjustierten Lebensjahre verantwortlich ist. Porst et al. (2022) kommen parallel zu dem Ergebnis, dass Kolon- und Rektumkrebs in der deutschen BURDEN-2020-Studie 2,1 % aller berücksichtigten krankheitsadjustierten Lebensjahre (DALYs) verursachten und damit auf Rang 11 der ausgewiesenen Krankheitsursachen lagen. Das Erkrankungsrisiko steigt deutlich mit dem Alter; das mittlere Erkrankungsalter liegt bei ungefähr 76 Jahren für Frauen und 72 Jahren für Männer. Für die Produktivitätskosten ist dennoch relevant, dass ein Teil der Erkrankungen bereits im erwerbsfähigen Alter auftritt und dass bei jüngeren Erwachsenen in mehreren Ländern steigende Erkrankungsraten beobachtet werden (Robert Koch-Institut & Gesellschaft der epidemiologischen Krebsregister in Deutschland e. V. 2025).

Tabelle 2: Zentrale Kennzahlen zur Darmkrebslast in Deutschland

Kennzahl	Frauen	Männer	Gesamt / Einordnung
Neuerkrankungen 2023 [Anzahl]	25.070	30.250	55.320
Sterbefälle 2023 [Anzahl]	10.313	12.357	22.670
Relative 5-Jahres-Überlebensrate [%]	66	63	Rund zwei Drittel
Mittleres Erkrankungsalter [Jahre]	Ca. 75	Ca. 71	Überwiegend Erkrankung des höheren Alters

Quelle: eigene Darstellung basierend auf Zentrum für Krebsregisterdaten 2026

4.1.2 Multifaktorielle Entstehung und Grenzen einer direkten Zurechnung

Kolorektaler Krebs ist eine multifaktoriell entstehende Erkrankung. Neben Alter, familiärer und genetischer Disposition sowie chronisch-entzündlichen Darmerkrankungen beeinflussen unter anderem Rauchen, Alkoholkonsum, Adipositas, geringe körperliche Aktivität, rotes und verarbeitetes Fleisch, eine ballaststoffarme Ernährung sowie die Teilnahme an Früherkennungsuntersuchungen das Erkrankungsrisiko (Keum/Giovannucci 2019). Nitrat im Trinkwasser ist daher als möglicher zusätzlicher Umwelt-Risikofaktor zu betrachten (Schullehner et al. 2018a). Ein bloßer räumlicher Vergleich aktueller Nitratmesswerte mit regionalen Darmkrebsfällen erlaubt jedoch keine Aussage darüber, ob und in welchem Umfang die Erkrankungen durch Trinkwasser-nitrat verursacht wurden. Ein solcher Vergleich berücksichtigt weder die langfristige individuelle Exposition noch andere Einflussfaktoren hinreichend (Schullehner et al. 2018a; Ward et al. 2018a). Regionen unterscheiden sich zugleich hinsichtlich Altersstruktur, Bevölkerungsdichte, Ernährung, Sozialstruktur, landwirtschaftlicher Prägung, Screening und medizinischer Versorgung. Hinzu kommt, dass Grundwassermessstellen nicht automatisch die Nitratkonzentration des tatsächlich konsumierten Trinkwassers abbilden. Für eine quantitative Zurechnung sind daher adjustierte epidemiologische Risikofunktionen, eine möglichst expositionsnahe Bevölkerungsverteilung und eine Population Attributable Fraction erforderlich. Die Ergebnisse sind als modellierte Bandbreiten und nicht als direkt beobachtete Zahl „nitratverursacher“ Fälle auszuweisen (Schullehner et al., 2018; Ward et al., 2018).

Bereits ein mengenmäßig vergleichsweise kleiner Anteil der gesamten Nitrataufnahme kann gesundheitlich relevant sein. Für die Analyse ist daher nicht die gesamte Nitrataufnahme aus Ernährung und Wasser entscheidend, sondern spezifisch die langfristige Exposition gegenüber Nitrat im Trinkwasser. Die epidemiologischen Studien untersuchen entsprechend die Trinkwasserexposition und nicht den Konsum nitrathaltiger Gemüseprodukte. Die gesamte Darmkrebslast kann dennoch nur zu einem kleinen Teil dem Trinkwassernitrat zugerechnet werden, da Darmkrebs multifaktoriell entsteht. Richards et al. (2022) modellierten für Neuseeland beispielsweise einen populationsbezogenen Anteil von etwa 3,3 % der Darmkrebsfälle. Für Dänemark wurde darüber hinaus berechnet, dass eine stufenweise Absenkung der maximalen Nitratbelastung im Trinkwasser zunächst auf 9,25 mg/L und anschließend auf 3,87 mg/L zusammen rund 127 Darmkrebsfälle pro Jahr vermeiden könnte (Jacobsen et al. 2024a). Diese Ergebnisse sind länder- und modellabhängig und können nicht unmittelbar auf Deutschland übertragen werden, verdeutlichen jedoch die potenzielle gesundheitspolitische Bedeutung der Trinkwasserexposition.

4.1.3 Zeitversatz zwischen Exposition und Erkrankung

Für die Interpretation aktueller Darmkrebsfälle ist die historische Exposition entscheidend. Die Entwicklung vom Adenom zum Karzinom benötigt häufig mindestens fünf bis zehn Jahre; bei einzelnen Tumorfaden kann die Entwicklung noch länger dauern (Haggard/Boushey 2009). In einer dänischen Kohortenstudie wurde deshalb nicht die Wasserqualität zum Diagnosezeitpunkt verwendet; vielmehr wurde für jede Person die durchschnittliche Nitratbelastung des Trinkwassers zwischen dem 20. und 35. Geburtstag rekonstruiert; die Nachbeobachtung begann ab dem 35. Lebensjahr (Schullehner et al., 2018). Wird Darmkrebs beispielsweise erst im Alter von 60 oder 70 Jahren diagnostiziert, kann die relevante Exposition somit mehrere Jahrzehnte zurückliegen.

Auch neuere ökologische Untersuchungen prüfen deshalb unterschiedliche Verzögerungszeiträume. Cisneros et al., (2025) analysierten für Kalifornien Expositions-Lags von einem bis 20 Jahren und fanden über die untersuchten Zeitfenster hinweg positive Zusammenhänge, d. h. höhere Nitratkonzentrationen im Trinkwasser waren mit einer höheren Inzidenz kolorektaler Krebserkrankungen assoziiert; wegen des ökologischen Designs lässt sich daraus jedoch kein individueller Latenzwert ableiten. Für eine deutsche Zukunftsabschätzung sollten daher mindestens alternative Lang-Szenarien – beispielsweise 10, 20 und 30 Jahre –

gerechnet werden. Diese Szenarien sind als methodische Sensitivitätsannahmen zu kennzeichnen. Sie ermöglichen zu zeigen, dass heutige Krankheitsfälle teilweise frühere Belastungen widerspiegeln und dass gesundheitliche Effekte einer heutigen Nitratminderung erst zeitverzögert sichtbar werden dürften. Prognosen müssen daneben die Alterung der Bevölkerung, Veränderungen von Lebensstil und Screening sowie medizinische Fortschritte separat berücksichtigen (Keum/Giovannucci 2019).

4.1.4 Studien zu Gesundheitskosten

Basierend auf den epidemiologischen Studien wurden bereits erste Berechnungen zu den sozialen Kosten des erhöhten Darmkrebsrisikos durch Nitrat im Trinkwasser erstellt.

Die Berechnungen von **Van Grinsven et al. (2010)** basieren auf den erhöhten Risikoraten von De Roos et al. (2003) für die Subgruppe der Personen, die überdurchschnittlich viel Fleisch konsumieren (siehe oben). Daraus berechnen sie zunächst für 11 EU-Mitgliedsstaaten, darunter Deutschland, wie sich das Darmkrebsrisiko durch Nitrat im Trinkwasser erhöht. Demnach wird Nitrat im Trinkwasser mit einem Anstieg der Darmkrebsfälle um ca. 3 % in Verbindung gebracht. Die daraus resultierenden Gesundheitskosten werden über einen QALY/DALY- und VOLY⁷-Modellierungsansatz berechnet – medizinische Behandlungskosten werden nicht berücksichtigt. Sie betragen demnach ca. 1 Mrd. Euro pro Jahr (2,90 Euro pro Einwohner*in). Die Daten stammen von 1993-1997. **Für Deutschland** wird von 1.900 zusätzlichen Darmkrebsfällen pro Jahr durch erhöhte Nitratkonzentrationen ausgegangen. Das verursache **Gesundheitskosten von 393 Mio. Euro/Jahr (umgerechnet ca. 4,80 Euro pro Einwohner*in)**. Die Methodenkonvention des Umweltbundesamts nutzt die Daten der Studie von Van Grinsven et al. (2010) zur Berechnung der nationalen (Deutschland) Kostensätze der Stickstoffemissionen ins Grundwasser (2,24 €/kg Stickstoff) aus Mangel an aktuellen Daten als Grundlage.

Auch **Jacobsen et al. (2024b)** berechnen Gesundheitskosten. Ihre Kosten-Nutzen-Analyse für Dänemark basiert auf den Ergebnissen von Schullehner et al. (2018b) und entwickelt sie weiter. Demnach sind ca. 127 Darmkrebsfälle pro Jahr in Dänemark auf Nitratkonzentrationen über 3,87 mg/l im Trinkwasser zurückzuführen. Hierfür werden die Gesundheitskosten (medizinische Behandlungskosten, Produktivitätsverluste und VOLY) berechnet. Daraus ergeben sich **Gesundheitskosten von umgerechnet ca. 272 Mio. Euro⁸ pro Jahr. Die jährlichen Präventionskosten** werden hingegen mit **ca. 12,9 Mio. Euro** beziffert.

⁷ Value of a Life Year – siehe dazu Textbox Berechnung Gesundheitskosten in Kap. 4.2.3

⁸ Umgerechnet von USD in Euro mit einem Wechselkurs von USD 1= 0,8609 Euro (Europäische Zentralbank 2026).

4.2 Gesundheitskosten

Die ökonomische Krankheitslast des kolorektalen Karzinoms wird im Folgenden primär aus einer Cost-of-Illness (COI)-Perspektive betrachtet. Der COI-Ansatz erfasst die durch eine Erkrankung verursachten ökonomischen Folgen und unterscheidet insbesondere zwischen direkten Gesundheitskosten und indirekten volkswirtschaftlichen Kosten. Während direkte Kosten den Ressourcenverbrauch innerhalb des Gesundheits- und Pflegesystems abbilden, umfassen indirekte Kosten insbesondere Produktivitätsverluste infolge von Morbidität und Mortalität. Je nach gewählter Perspektive können darüber hinaus weitere Kostenkomponenten, beispielsweise informelle Pflege, berücksichtigt werden. Im Folgenden werden zunächst die direkten Gesundheitskosten des kolorektalen Karzinoms dargestellt, bevor anschließend die indirekten volkswirtschaftlichen Kosten betrachtet werden.

4.2.1 Direkte Gesundheitskosten

Direkte Gesundheitskosten umfassen den Ressourcenverbrauch innerhalb des Gesundheits- und Pflegesystems. Dazu zählen insbesondere ambulante und stationäre Diagnostik und Behandlung, Operationen, Arzneimittel und systemische Therapien, Strahlentherapie, Rehabilitation, Heil- und Hilfsmittel sowie pflegerische Leistungen. Produktivitätsverluste und andere volkswirtschaftliche Folgekosten werden dagegen nicht den direkten Gesundheitskosten zugerechnet. Die Zuordnung der Kosten erfolgt anhand der verfügbaren Hauptdiagnosen zu den entsprechenden ICD-10-Kategorien und ermöglicht damit eine konsistente Darstellung der krankheitsbezogenen Ressourcenverbräuche (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2025; Statistisches Bundesamt (DeStatis) 2026).

Für das Jahr 2023 weist die Krankheitskostenrechnung direkte Kosten in Höhe von 1.893 Mio. Euro für bösartige Neubildungen des Kolons (C18) und 1.097 Mio. Euro für bösartige Neubildungen des Rektums (C20) aus. Zusammengefasst ergeben sich damit direkte Kosten von 2.990 Mio. Euro für diese beiden Lokalisationen (Statistisches Bundesamt (DeStatis) 2026). Die Summe ist als konservative Untergrenze der direkten Gesundheitskosten des kolorektalen Karzinoms zu interpretieren, da die Kategorie C19 (bösartige Neubildung des Rektosigmoids) in der öffentlich dargestellten Diagnosetabelle nicht separat ausgewiesen wird. Die ausgewiesenen Kosten für C18 und C20 entsprechen zusammen etwa 7,1 % der direkten Kosten aller bösartigen Neubildungen und rund 0,6 % der gesamten Krankheitskosten in Deutschland. Gegenüber dem Jahr 2020 sind die ausgewiesenen Kosten für C18 und C20 nominal um rund 7,7 % gestiegen. Nach den Daten der Global Burden of Disease Study (GBD) entfallen in Deutschland jährlich rund 467.143 DALYs auf kolorektale

Krebserkrankungen. Setzt man die direkten Krankheitskosten von 2.990 Mio. Euro ins Verhältnis zu dieser Krankheitslast, ergeben sich direkte Kosten von etwa 6.401 Euro pro verlorenem DALY (2.990 Mio. Euro / 467.143 DALYs).

Für Darmkrebs bestätigen Krankenkassendaten die starke Konzentration der Kosten auf das Diagnose- und erste Behandlungsjahr sowie die letzte Lebensphase: Im ersten Jahr lagen sie je nach Alter und Geschlecht bei etwa 10.071 bis 16.450 Euro; phasenbezogene Schätzungen reichen von rund 2.300 Euro je Erkranktem und Versorgungsjahr in der kontinuierlichen Versorgung bis etwa 51.700 Euro in der letzten Lebensphase (Haug et al. 2014; Heisser et al. 2022).

Die phasenbezogenen Werte dienen vor allem der Plausibilisierung der Größenordnung und Verteilung der Krankheitskosten über den Krankheitsverlauf. Sie werden nicht zusätzlich zur prävalenzorientierten Destatis-Summe addiert, da sie Kosten je Patient in bestimmten Behandlungsphasen abbilden und auf anderen Datenjahren und teilweise abweichenden Kostenperspektiven beruhen. Eine Addition würde daher methodisch unterschiedliche Kostengrößen vermischen und könnte zu Doppelzählungen führen. Soweit aktuelle amtliche deutsche Daten vorliegen, sind sie den von Seidel et al. (2026) für internationale Datenlücken entwickelten Harmonisierungs- und Schätzverfahren vorzuziehen. Da die Global Burden of Disease Study Nitrat in Trinkwasser aktuell nicht als Risikofaktor ausweist und die verlorenen DALYs durch verunreinigtes Wasser auf 0 beziffert, ist die Anwendung einer Methodik analog zu der von Seidel et al., (2023, 2026) hier nicht direkt möglich. Dadurch können insbesondere die gesundheitlichen Auswirkungen der Nitratbelastung nicht in Form einer einheitlichen DALY-basierten Krankheitslast dargestellt und mit anderen Gesundheitsrisiken unmittelbar verglichen werden.

4.2.2 Indirekte volkswirtschaftliche Gesundheitskosten

Im Rahmen des Cost-of-Illness-Ansatzes (COI) umfassen die indirekten volkswirtschaftlichen Kosten diejenigen ökonomischen Folgen einer Erkrankung, die über den unmittelbaren Ressourcenverbrauch des Gesundheits- und Pflegesystems hinausgehen. Im Mittelpunkt stehen insbesondere Produktivitätsverluste infolge von Morbidität und Mortalität. Dazu zählen beispielsweise Arbeitsausfälle während der Erkrankung, krankheitsbedingte Einschränkungen der Erwerbsfähigkeit, vorzeitiger Eintritt in den Ruhestand sowie Produktivitätsverluste durch vorzeitigen Tod. Ergänzend können Kosten informeller Pflege berücksichtigt werden, wenn Angehörige oder andere Personen unentgeltlich pflegerische oder unterstützende Tätigkeiten übernehmen. Die Berücksichtigung dieser Komponenten erweitert die Betrachtung von den reinen Gesundheitsausgaben hin zu den gesamtgesellschaftlichen ökonomischen Folgen des

kolorektalen Karzinoms. Seidel et al., (2023) zeigen, dass indirekte Kosten durch Morbidität, Mortalität und informelle Pflege eine erhebliche Größenordnung erreichen können. Dabei beliefen sich die indirekten Kosten mit 29,20 Mrd. Euro, davon 8,50 Mrd. Euro durch Morbidität, 8,56 Mrd. Euro durch vorzeitige Mortalität und 12,15 Mrd. Euro durch informelle Pflege etwa so hoch wie die direkten Kosten. Auch wenn diese Werte nicht direkt auf Darmkrebs übertragbar sind, verdeutlichen sie die gesamtgesellschaftliche Relevanz indirekter Kosten.

Eine Abschätzung dieser Kosten für Deutschland liefert die Health Economic Study on Colorectal Cancer in Europe von Hofmarcher & Lindgren (2020): Für das Jahr 2018 wurden die Kosten des kolorektalen Karzinoms getrennt nach direkten medizinischen Kosten, Kosten informeller Pflege und indirekten Kosten ausgewiesen. Für Kolonkarzinom (C18) wurden durchschnittliche jährliche Gesamtkosten von etwa 28,9 Euro pro Einwohner*in ermittelt. Davon entfielen rund 15,7 Euro auf direkte Kosten, 4,3 Euro auf informelle Pflege und 9 Euro auf indirekte Kosten. Für Rektumkarzinom (C20) beliefen sich die entsprechenden Werte auf insgesamt etwa 18,7 Euro pro Einwohner*in, davon 10,2 Euro direkte Kosten, 2,1 Euro Kosten informeller Pflege und 6,4 Euro indirekte Kosten (Hofmarcher/Lindgren 2020b). Die Ergebnisse zeigen, dass neben den direkten Gesundheitskosten auch Produktivitätsverluste und informelle Pflege einen erheblichen Anteil der Gesamtkosten von Kolon- und Rektumkrebs ausmachen (Hofmarcher/Lindgren 2020b).

4.2.3 Gesundheitliche Kranklast durch verlorene Lebensjahre und DALYs

Direkte und indirekte Kosten erfassen nicht den gesamten gesundheitlichen Verlust. Erkrankungen verursachen Schmerzen, Einschränkungen der Alltagsfunktionen, psychische Belastungen und verkürzen die Lebenszeit. Diese Belastung kann mit verlorenen Lebensjahren (Years of Life Lost, YLL), Jahren mit gesundheitlichen Einschränkungen (Years Lived with Disability, YLD) und deren Summe, den Disability-Adjusted Life Years (DALYs), beschrieben werden. Ein DALY entspricht einem verlorenen Jahr in vollständiger Gesundheit (Porst et al. 2022a).

Berechnung der YLL

Die YLL können mit vollständig öffentlichen Daten berechnet werden. Dazu werden die Darmkrebstodesfälle nach Alter und Geschlecht aus der Todesursachenstatistik mit einer standardisierten verbleibenden Lebenserwartung im jeweiligen Sterbealter multipliziert. Für die internationale Vergleichbarkeit empfiehlt sich die Standardlebenserwartung der Global-Burden-of-Disease-Studie; für eine stärker deutschlandspezifische Perspektive kann ergänzend die amtliche Sterbetafel verwendet werden. Beide Varianten

sollten nicht vermischt, sondern als getrennte Szenarien dargestellt werden.

Berechnung der Gesundheitskosten

Die gesundheitliche Krankheitslast wird in der vorliegenden Untersuchung in Disability-Adjusted Life Years (DALYs) ausgedrückt. DALYs ermöglichen eine gemeinsame Erfassung der durch vorzeitige Mortalität verlorenen Lebensjahre (YLL) und der mit gesundheitlichen Einschränkungen verbrachten Lebensjahre (YLD). Damit wird neben der verkürzten Lebenserwartung auch die nicht-tödliche Krankheitslast berücksichtigt.

Zur ergänzenden monetären Bewertung wird ein Wert von rund 100.000 Euro je DALY angesetzt. Dieses Vorgehen orientiert sich an Oebel et al. (2026), die gesundheitliche Belastungen ebenfalls auf Basis von DALYs monetarisieren und für Deutschland einen Wert von rund 99.000 Euro je vermiedenen DALY ableiten. Die Autoren weisen darauf hin, dass es sich hierbei um eine Modellannahme handelt, ordnen den Wert jedoch innerhalb der in der Literatur berichteten Größenordnungen für Länder mit hohem Einkommens- und Entwicklungsniveau ein.

Der Ansatz unterscheidet sich von Jacobsen et al. (2024), die die durch nitratassoziierten Darmkrebs verlorenen Lebensjahre (YLL) anhand eines Value of a Life Year (VOLY) von rund 191.000 US-Dollar je verlorenem Lebensjahr monetarisieren. DALY und VOLY sind konzeptionell nicht unmittelbar gleichzusetzen. Mit dem an Oebel et al. (2026) angelehnten Wert von rund 100.000 Euro je DALY wird für die vorliegende Untersuchung jedoch eine im Vergleich zur VOLY-Bewertung bei Jacobsen et al. (2024) zurückhaltendere monetäre Bewertung je Einheit verlorener Gesundheit zugrunde gelegt. Gleichzeitig ermöglicht der DALY-Ansatz die Berücksichtigung sowohl der Mortalitäts- als auch der Morbiditätslast.

Berechnung der YLD und DALYs

Für die YLD werden die Zahl beziehungsweise Dauer der Erkrankungszustände und dazugehörige Disability Weights benötigt (Porst et al. 2022b). Da diese Informationen in deutschen amtlichen Tabellen nicht vollständig nach Darmkrebsstadium und Krankheitsphase vorliegen, bieten sich zwei Wege an. Erstens können vorhandene deutsche BURDEN-2020-Auswertungen oder der öffentlich zugängliche Ergebnisdatensatz genutzt werden, sofern Darmkrebs separat ausgewiesen ist. Zweitens können GBD-Schätzungen für Deutschland als Sekundärquelle übernommen und transparent als modellierte internationale Daten gekennzeichnet

werden. Eine eigene Befragung zur Lebensqualität ist nicht vorgesehen.

Tabelle 3: Methodik der Messung von Gesundheitskosten mittels YLL, YLD und DALY

Einheit	Methodik der Messung
YLL	Todesfälle nach Alter und Geschlecht × Standardrestlebenserwartung
YLD	Prävalenz oder Dauer eines Gesundheitszustands × Disability Weight
DALY	YLL+YLD

Monetarisierung und Vermeidung von Doppelzählungen

Neben der Darstellung in Form von YLL und DALYs kann die gesundheitliche Krankheitslast ergänzend monetarisiert werden, beispielsweise durch die Bewertung verllorener

gesunder Lebensjahre mit einem monetären Wert pro DALY. Eine solche Bewertung dient der Quantifizierung gesellschaftlicher Wohlfahrtsverluste und unterscheidet sich konzeptionell von den direkten Gesundheitskosten sowie den indirekten Produktivitätsverlusten im Rahmen des Cost-of-Illness-Ansatzes. Da jedoch Überschneidungen bestehen können, insbesondere zwischen monetarisierten Verlusten durch vorzeitige Mortalität und produktivitätsbasierten Ansätzen, sollte eine additive Zusammenführung nur unter klarer Definition der Bewertungsansätze erfolgen. Für die vorliegende Untersuchung werden daher die gesundheitliche Krankheitslast und die daraus abgeleiteten monetären Werte getrennt von den direkten und indirekten Kosten ausgewiesen.

4.3 Verknüpfung der Gesundheitskosten mit der internationalen Nitrat-Evidenz

Die in Kapitel 3 ermittelte Krankheits- und Kostenlast beschreibt zunächst sämtliche Darmkrebserkrankungen in Deutschland – unabhängig von ihrer Ursache. Für die Frage nach den gesundheitlichen Folgekosten von Nitrat muss in einem zweiten Schritt abgeschätzt werden, welcher Anteil dieser Last einer langfristigen Nitratbelastung des Trinkwassers statistisch zugerechnet werden kann. Hierzu wird auf die internationalen Studien zu Zusammenhängen zwischen Nitratbelastung im Trinkwasser und Darmkrebsfällen zurückgegriffen (siehe Kapitel 0). Zwar existieren für Deutschland keine direkten Berechnungen zur Korrelation zwischen nitratbelastetem Trinkwasser und Darmkrebsrisiko. Allerdings nutzt auch die Methodenkonvention des Umweltbundesamts die Studie von van Grinsven et al. (2010) als Grundlage für die Berechnung der externen Kosten von Stickstoffemissionen in das Grundwasser (UBA 2026h). In der Studie von van Grinsven et al. (2010) und der Methodenkonvention wird die Übertragbarkeit der Korrelation auf Deutschland somit angenommen.

Als methodisch stärkste Einzelstudie gilt die landesweite dänische Kohortenstudie von Schullehner et al. (2018). Demnach liegt bei Nitratwerten deutlich unter den Grenzwerten ein erhöhtes Risiko für Darmkrebserkrankungen vor, die Studie weist kategorische Hazard Ratios für Konzentrationsbereiche unterhalb des geltenden Grenzwerts von 50 mg/l aus. Diese Kategorien ermöglichen eine Verknüpfung mit einer deutschen Expositionsverteilung, sofern öffentlich verfügbare Messdaten ausreichend differenziert vorliegen.

Die übrige Evidenz dient zur Einordnung der Unsicherheit. Wie in Kapitel 0 beschrieben, kommen weitere Einzelstudien zu unterschiedlichen Ergebnissen, wobei manche Studien eine signifikante Korrelation feststellen, andere keinen Zusammenhang nachweisen können. Auch die Meta-Analysen kommen zu unterschiedlichen Ergebnissen: Picetti et al. (2022) ermittelten einen nicht signifikanten Gesamtschätzer von OR 1,02, während Hosseini et al. (2021) in der

korrigierten Auswertung ein erhöhtes Risiko von RR 1,39 berichteten. Diese Spannweite spricht gegen eine scheinpräzise Einzelrechnung und für die parallele Darstellung mehrerer Szenarien.

Jacobsen et al., (2024) schätzen den Anteil der Darmkrebsfälle, der auf die Exposition gegenüber Nitrat im Trinkwasser zurückzuführen ist (attributable fraction) auf etwa 2,5%. Richards et al., (2022) ermitteln für Neuseeland einen vergleichbaren Wert von 3% und bestätigen damit die von Jacobsen et al. (2024) berichtete Größenordnung.

Unter einer konservativen Annahme wird in dieser Studie für Deutschland ein attributabler Anteil von 2,5 % zugrunde gelegt, entsprechend dem von Jacobsen et al. für Dänemark ermittelten Wert. Diese Annahme kann als konservativ eingestuft werden, da Deutschland im Mittel höhere Nitratkonzentrationen im Trinkwasser aufweist als Dänemark (Erichsen et al., 2024; zeitform Internet Dienste OHG, 2025). Auch in der Vergangenheit wurde Dänemark als Musterbeispiel zur Umsetzung von Nitratrichtlinien genannt, während deutsche Betriebe geringere Umweltauflagen erfüllen mussten (BÖLW 2026). Auf dieser Grundlage ergeben sich für Deutschland konservativ geschätzt direkte Gesundheitskosten in Höhe von:

$$\begin{aligned} \text{Direkte Kosten}_{\text{Darmkrebs}_{\text{verunreinigtes Trinkwasser}}} &= \text{Direkte Kosten}_{\text{Darmkrebs}} \\ &\quad * \text{Anteil}_{\text{verunreinigtes Trinkwasser}} = \end{aligned}$$

$$2.990.000.000\text{€} * 0,025 = 74.750.000\text{€}$$

Pro Einwohner*in ergeben sich jährliche Kosten von:

$$\begin{aligned} \text{Direkte Kosten}_{\text{Einwohner, Darmkrebs}_{\text{verunreinigtes Trinkwasser}}} &= \frac{\text{Direkte Kosten}_{\text{Darmkrebs}_{\text{verunreinigtes Trinkwasser}}}}{\text{Einwohneranzahl}} \\ &= \frac{74.750.000\text{€}}{84.700.000} = 0,88\text{€} \end{aligned}$$

Tabelle 4: Direkte Krankheitskosten durch Nitratbelastung von Trinkwasser

Diagnose	Direkte Kosten (2023)	Direkte Kosten je Einwohner*in (2023)
Kolonkarzinom (C18) [€]	47,33 Mio	0,56
Rektumkarzinom (C20) [€]	27,43 Mio	0,32
Summe C18 + C20 [€]	74,75 Mio	0,88

Für eine zusammenfassende ökonomische Bewertung kann die Kostenstruktur von Hofmarcher & Lindgren (2020) herangezogen werden, um die direkten Gesundheitskosten um indirekte gesellschaftliche Kostenkomponenten zu ergänzen. Da die Schätzungen der Studie auf dem Jahr 2018 basieren, liegen die ausgewiesenen direkten Kosten erwartungsgemäß leicht unter aktuellen Kostenschätzungen für 2023. Aufgrund der vergleichbaren Größenordnung eignet sich die Studie dennoch, um das Verhältnis zwischen direkten und indirekten Kosten abzuschätzen. Die indirekten volkswirtschaftlichen Kosten pro Einwohner*in lassen sich also folgendermaßen schätzen:

$$\text{Indirekte Kosten}_{\text{Einwohner, Darmkrebs, verunreinigtes Trinkwasser}} = \text{Direkte Kosten}_{\text{Einwohner, Darmkrebs, verunreinigtes Trinkwasser}} \cdot \frac{\sum \text{Indirekte Kosten} + \text{informelle Pflege}}{\sum \text{Direkte Kosten}} =$$

$$0,88\text{€} \cdot \frac{5\text{€} + 9\text{€} + 2\text{€} + 6\text{€}}{15\text{€} + 10\text{€}} = 0,77\text{€}$$

Die Gesamtkosten in Deutschland ergeben entsprechend:

$$\begin{aligned} \text{Indirekte Kosten}_{\text{Darmkrebs, verunreinigtes Trinkwasser}} &= \text{Indirekte Kosten}_{\text{Einwohner, Darmkrebs, verunreinigtes Trinkwasser}} \\ &\cdot \text{Einwohnerzahl}_{\text{Deutschland}} = \\ 0,77\text{€} \cdot 84.700.000 &= 65.591.680\text{€} \end{aligned}$$

Tabelle 5: Indirekte Krankheitskosten durch Nitratbelastung von Trinkwasser

Diagnose	Indirekte Kosten (2023)	Indirekte Kosten je Einwohner*in (2023)
Kolonkarzinom (C18) [€]	41,53 Mio	0,49
Rektumkarzinom (C20) [€]	24,06 Mio	0,28
Summe C18 + C20 [€]	65,59 Mio	0,77

Ergänzend zu YLL und DALYs lässt sich die gesundheitliche Krankheitslast monetär bewerten, indem verlorene

gesunde Lebensjahre mit einem Wert je DALY angesetzt werden. Dies macht gesellschaftliche Wohlfahrtsverluste sichtbar, ist jedoch konzeptionell von direkten Gesundheitskosten und indirekten Produktivitätsverlusten des Cost-of-Illness-Ansatzes zu trennen. Wegen möglicher Überschneidungen – etwa zwischen monetarisierten Mortalitätsverlusten und produktivitätsbasierten Ansätzen – ist eine Addition nur bei klar abgegrenzten Bewertungslogiken zulässig. In dieser Untersuchung werden Krankheitslast, daraus abgeleitete monetäre Werte sowie direkte und indirekte Kosten daher separat ausgewiesen.

Eine Methode zur regionalen Schätzung monetärer DALY-Werte wurde von Daroudi et al. (2021) entwickelt. Der Ansatz berücksichtigt unter anderem Gesundheitsausgaben pro Kopf, den Human Development Index sowie standardisierte DALY-Daten, um einen länderspezifischen Wert für die Willingness to Pay (WTP) pro verlorenes gesundes Lebensjahr abzuleiten. Für Deutschland ergibt sich auf dieser Grundlage ein Wert von etwa 99.000 Euro pro DALY (Oebel et al. 2026). Dieser Wert liegt innerhalb der in der internationalen Literatur berichteten Größenordnungen und erscheint daher hinsichtlich seiner Größenordnung als konsistent und plausibel (Keller et al. 2021; Shirowa et al. 2013; Tilling et al. 2016). Die monetäre Krankenlast durch verlorene Lebensjahre ergibt sich dann folgendermaßen:

$$\begin{aligned} \text{Krankheitslast}_{\text{verlorene DALYs}} &= \text{Verlorene DALYs}_{\text{Jahr Darmkrebs}} \\ &\cdot \text{Anteil}_{\text{verunreinigtes Trinkwasser}} \\ &\cdot \text{Kosten pro DALY} = \end{aligned}$$

$$467.143,31 \cdot 0,025 \cdot 99.344,30\text{€} = 1.160.200.628,30\text{€}$$

Pro Einwohner*in sind das:

$$\begin{aligned} \text{Krankheitslast}_{\text{Einwohner, verlorene DALYs}} &= \frac{\text{Krankheitslast}_{\text{verlorene DALYs}}}{\text{Einwohneranzahl}} = \end{aligned}$$

$$\frac{1.160.200.628,30\text{€}}{84.700.000} = 13,70\text{€}$$

Tabelle 6: Gesundheitliche Krankenlast durch verlorene Lebensjahre und DALYs

Diagnose	Kosten (2023)	Kosten je Einwohner*in (2023)
Summe aus Kolonkarzinom und Rektumkarzinom [€]	1.160 Mio	13,70

Die Ergebnisse zeigen, dass die direkten und indirekten Gesundheitskosten der Nitratbelastung des Trinkwassers jeweils bei etwa 0,75-0,90 Euro pro Einwohner*in und Jahr liegen. Die theoretischen Kosten durch eine verkürzte Lebenserwartung fallen mit 13,70 Euro pro Person und Jahr deutlich höher aus. Dies ist darauf zurückzuführen, dass pro DALY nur etwa 6400 Euro in direkten Kosten und weitere

5600 Euro an indirekten Kosten anfallen, während der Verlust gesunder Lebenszeit zusätzlich über einen theoretischen monetären Wert von knapp 100.000 Euro pro DALY berücksichtigt wird. Dieser Wert stellt dar, wie viel durchschnittliche Bürger bereit wären zu zahlen, um ein zusätzliches gesundes Lebensjahr zu leben bzw. ein verlorenes Lebensjahr zu vermeiden. Er hängt daher nicht mit COI-Berechnungen zusammen, stellt aber eine wichtige Referenz auf, die zeigt, welchen Wert Menschen ihrer Gesundheit beimessen.

Aufgrund des normativen Charakters dieser Bewertung ist eine differenzierte Einordnung dieses Wertes erforderlich, vor allem mit Blick auf Sensitivitätsanalysen zur Bewertung des finanziellen Nutzens von Maßnahmen zur Reduktion der Nitratbelastung im Trinkwasser. Der Wert kann als ergänzender Referenzwert herangezogen werden. Für eine konservative Bewertung bietet sich daher – abhängig von der Gemeindegröße – der Wert von 1,65 Euro pro Einwohner*in und Jahr als zentrale Referenzannahme an. Der normative Wert kann ergänzend berücksichtigt werden, um die mögliche Spannweite der Bewertung abzubilden.

5 Präventionsmaßnahmen und -kosten zur Minderung von Nitratbelastungen

Die Verringerung landwirtschaftlich bedingter Nitratreinträge kann durch unterschiedliche präventive Maßnahmen erreicht werden, die bereits an der Entstehung von Stickstoffüberschüssen ansetzen. Die Umsetzung dieser Maßnahmen kann mit wirtschaftlichen Folgen verbunden sein, die bei der Bewertung der Nitratprävention berücksichtigt werden müssen. Im folgenden Kapitel werden zunächst zentrale landwirtschaftliche Präventionsmaßnahmen

dargestellt. Anschließend werden auf Grundlage einer Literaturschau die damit verbundenen Präventionskosten untersucht, wobei insbesondere mögliche Ertrags- und Einkommensverluste infolge einer reduzierten Stickstoffdüngung sowie Ausgleichszahlungen für grundwasserschonende Bewirtschaftungsmaßnahmen betrachtet werden. Am Ende werden die in Kap. 3 berechneten Gesundheitskosten den Präventionskosten gegenübergestellt.

Kurzübersicht: Präventionsmaßnahmen und -kosten

Blickwinkel:

Prävention wird als verursachungsgerechter Ansatz zur Verringerung landwirtschaftlich bedingter Nitratreinträge betrachtet. Im Zentrum stehen Maßnahmen, die Stickstoffüberschüsse und die Auswaschung von Nitrat aus dem durchwurzelten Bodenbereich reduzieren, sowie die ökonomischen Folgen solcher Maßnahmen für landwirtschaftliche Betriebe. Ziel ist die Abschätzung von Präventionskosten einer reduzierten Stickstoffdüngung und deren Einordnung gegenüber den zuvor modellierten Gesundheitskosten.

Zentrale Ergebnisse:

Zentrale Minderungsmaßnahmen sind bedarfsgerechte und zeitlich angepasste Stickstoffdüngung, Zwischenfrüchte, kontinuierliche Bodenbedeckung, Fruchtfolge- und Bodenmanagement, angepasste Düngetechnik, Nitrifikationshemmer, optimiertes Bewässerungsmanagement sowie ein verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement. Die Wirkung dieser Maßnahmen hängt stark von Standort, Boden, Witterung, Kulturart, Ausgangsniveau der Düngung und betrieblicher Bewirtschaftung ab (Kap. 5.1).

Für die monetäre Abschätzung wird exemplarisch eine 10%-ige und 20%-ige Reduzierung der Stickstoffdüngung auf ausgewählten Ackerkulturen berechnet (Kap. 5.3.2). Grundlage sind Ausgleichsbeträge des niedersächsischen Blaubuchs 2025/26 sowie deutsche Anbauflächen für Winterweizen, Wintergerste, Roggen, Winterraps, Körnermais, Kartoffeln, Zuckerrüben und Silomais. Für das 10%-Szenario ergeben sich modellierte Präventionskosten von rund 505 Mio. Euro pro Jahr bei einer rechnerisch vermiedenen Düngemittelstickstoffmenge von rund 126.850 t N/Jahr. Für das 20%-Szenario steigen die Präventionskosten auf rund 774 Mio. Euro pro Jahr; die vermiedene Stickstoffmenge liegt bei rund 253.700 t N/Jahr. Die Kosten werden wesentlich durch Kulturen mit großen Anbauflächen und hohen Ausgleichsbeträgen geprägt, insbesondere Winterweizen und Silomais. Ausgleichszahlungen dienen dabei als Nahrungsgröße für wirtschaftliche Nachteile, nicht als unmittelbare ökologische Wirkungskosten.

Einordnung:

Die Präventionskosten liegen deutlich über den in Kapitel 4 konservativ modellierten direkten und indirekten Gesundheitskosten infolge von Darmkrebserkrankungen von rund 140 Mio. Euro pro Jahr (Kap. 5.4). Daraus folgt jedoch kein vollständiger Kosten-Nutzen-Vergleich, da die Präventionsmaßnahmen neben möglichen Gesundheitswirkungen auch Grundwasser-, Trinkwasser-, Klima-, Biodiversitäts- und Ökosystemeffekte adressieren. Eine reduzierte Stickstoffdüngung ist als exemplarische Minderungsstrategie zu verstehen, die unmittelbar am Düngemiteleintrag ansetzt und deshalb für eine erste Größenordnung geeignet ist. Für die folgenden Kapitel ergibt sich die Notwendigkeit, Präventionskosten, Gesundheitskosten und weitere Umweltfolgekosten getrennt auszuweisen und eine vorsorgeorientierte Bewertung nicht allein auf Darmkrebsfolgekosten zu stützen.

Limitationen:

Die Berechnung beruht auf modellhaften Annahmen und überträgt niedersächsische Ausgleichswerte auf Deutschland. Regionale Standortbedingungen, Betriebsstrukturen, Fruchtfolgen, Tierhaltung, Wirtschaftsdüngerverfügbarkeit und Marktpreise werden nur eingeschränkt abgebildet (Kap. 5.3.5). Die ausgewählten Kulturen erfassen nicht die gesamte landwirtschaftliche Fläche. Eine Reduzierung der Stickstoffdüngung führt nicht proportional zu geringerer Nitratauswaschung, niedrigerer Trinkwasserexposition oder reduziertem Erkrankungsrisiko. Ausgleichszahlungen können unterschiedliche Kostenbestandteile enthalten und sind nur bedingt als tatsächliche Vermeidungskosten interpretierbar. Weitere Maßnahmen wie Zwischenfruchtanbau, Flächenumwandlung, ökologische Bewirtschaftung oder technisches Wassermanagement werden qualitativ behandelt, aber nicht konsistent in die Hochrechnung integriert. Damit liefert die Kostenabschätzung eine plausible Größenordnung für eine spezifische Präventionsstrategie, ersetzt jedoch keine regional differenzierte Wirkungs- und Kostenanalyse.

5.1 Präventionsmaßnahmen zur Verminderung von Nitratreinträgen aus der Landwirtschaft

Landwirtschaftlich bedingte Nitratreinträge in das Grundwasser können durch eine Kombination verschiedener Maßnahmen reduziert werden. Dabei geht es weniger um die vollständige Vermeidung von Nitrat im Boden als vielmehr um die Verringerung von Stickstoffüberschüssen und insbesondere der Auswaschung von Nitrat aus dem durchwurzelten Bodenbereich. Zentrale Ansatzpunkte sind eine bedarfsgerechte Stickstoffdüngung, Zwischenfrüchte, die Anpassung von Bewässerung und Düngetechnik sowie Maßnahmen des Boden- und Fruchtfolgenmanagements. Ihre Wirksamkeit hängt von Standort, Boden, Witterung und Bewirtschaftung ab (Norton/Ouyang 2019; Nouri et al. 2022; Quemada et al. 2013; Thapa et al. 2018).

Bedarfsgerechte und zeitlich angepasste Düngung

Eine wesentliche Maßnahme ist die möglichst genaue Anpassung der Stickstoffzufuhr an den Pflanzenbedarf. Nitratauswaschung tritt insbesondere dann auf, wenn Stickstoff nicht von den Kulturpflanzen aufgenommen wird und im Boden verbleibt. Dabei kann neben einer insgesamt zu hohen Düngemenge auch eine zeitliche Diskrepanz zwischen Stickstoffangebot und Pflanzenaufnahme zu auswaschungsgefährdeten Überschüssen führen. Dem kann eine bedarfsgerechte und zeitlich abgestimmte N-Düngung, beispielsweise durch geteilte Düngergaben und die Berücksichtigung des bereits im Boden verfügbaren Stickstoffs entgegenwirken (Norton/Ouyang 2019). Quemada et al. (2013) ermittelten für bewässerte Anbausysteme durch verbessertes Düngemanagement eine durchschnittliche Verringerung der Nitratauswaschung von etwa 40 %. Dazu zählen beispielsweise eine bedarfsgerechte Reduzierung und zeitliche Anpassung der Stickstoffdüngung, der Einsatz stabilerer Düngemittel sowie präzisere Verfahren wie Reihen- oder teilflächenspezifische Düngung. Eine präzisere Düngungsplanung kann durch Bodenuntersuchungen, insbesondere Frühjahrs- N_{min} -Analysen, Pflanzenanalysen und die Analyse der Nährstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern unterstützt werden. (Osterburg et al. 2007).

Zwischenfrüchte und kontinuierliche Bodenbedeckung

Beim Anbau von Zwischen- beziehungsweise Deckfrüchten nehmen diese den nach der Ernte der Hauptkultur verbliebenen Stickstoff auf und binden ihn in ihrer Biomasse. Dadurch steht insbesondere während der auswaschungsgefährdeten Herbst- und Winterperiode weniger Nitrat für eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten zur Verfügung (Nouri et al. 2022; Osterburg et al. 2007; Thapa et al. 2018). Nichtlegume Zwischenfrüchte, beispielsweise ein Hafer-Sonnenblumen-Gemenge, können die Nitratauswaschung

im Mittel um 56 % gegenüber Flächen ohne Zwischenfrucht reduzieren (Thapa et al. 2018). Gegenüber Brache kann die Nitratauswaschung durchschnittlich um 69 % verringert werden Nouri et al. (2022). Die Wirkung variiert allerdings erheblich mit Pflanzenart, Boden, Anbausystem und klimatischen Bedingungen.

Entscheidend ist zudem das Management der Zwischenfrucht. Eine frühzeitige Aussaat und eine hohe Biomassebildung erhöhen die Stickstoffaufnahme und damit die Minde rungswirkung. Nichtlegume Zwischenfrüchte reduzierten bei Aussaat im August, September bzw. Oktober die Nitratauswaschung im Mittel um zwischen 64 % - 49 %, während für eine Aussaat im November keine statistisch signifikante Reduktion festgestellt wurde. Neben der Nitratmin derung können Zwischenfrüchte weitere agronomische Vorteile wie Erosionsschutz, Unkrautunterdrückung, N-Recycling und Verbesserungen von Bodeneigenschaften bewirken. Dem stehen zusätzliche Kosten für Saatgut, Aussaat und Bestandsführung gegenüber. Dabei zeigte sich kein signifikant negativer Effekt auf den Ertrag der nachfolgenden Hauptkultur (Thapa et al. 2018).

Bodenbearbeitung und Fruchtfolgenmanagement

Auch Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und eine möglichst kontinuierliche Pflanzenbedeckung beeinflussen die Stickstoffdynamik, beispielsweise durch einen gezielten Wechsel von Sommer- und Winterkulturen, reduzierte Bodenbearbeitung sowie Mulch- oder Direktsaatverfahren (Daimonakos et al. 2026; Osterburg et al. 2007; Thapa et al. 2018). Eine reduzierte Bodenbearbeitung führt allerdings nicht automatisch zu einer geringeren Nitratauswaschung. Eine Studie von Thapa et al. (2018) zeigt, dass nichtlegume Zwischenfrüchte sowohl bei konventioneller als auch bei reduzierter Bodenbearbeitung die Auswaschung signifikant verringerten, die Stärke dieses Effekts sich zwischen beiden Bearbeitungssystemen jedoch nicht signifikant unterschied (Thapa et al. 2018). Weitergehende Maßnahmen betreffen Veränderungen der Flächennutzung, etwa die Extensivierung von Grünland, die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland, die Anlage von Randstreifen oder die Umstellung auf ökologische Bewirtschaftungsformen (Osterburg et al. 2007).

Angepasste Düngetechnik und Steuerung der Nitrifikation

Neben Menge und Zeitpunkt kann auch die Form der Stickstoffbereitstellung beeinflusst werden, beispielsweise mit dem Einsatz langsam beziehungsweise kontrolliert freisetzender Düngemittel sowie Nitrifikationshemmer (Norton/Ouyang 2019). Letztere verzögern die mikrobielle

Umwandlung von Ammonium zu dem deutlich mobileren Nitrat. Dadurch kann Stickstoff länger in einer weniger auswaschungsgefährdeten Form verbleiben und die zeitliche Übereinstimmung zwischen Stickstoffverfügbarkeit und Pflanzenaufnahme verbessert werden. Ziel ist damit sowohl eine Verringerung von Stickstoffverlusten als auch eine höhere Stickstoffnutzungseffizienz. Die Wirksamkeit ist jedoch standortabhängig und dem potenziellen Nutzen stehen zusätzliche Kosten für entsprechende Produkte und Verfahren gegenüber (Norton/Ouyang 2019). Bei Wirtschaftsdüngern können eine verlustarme und zeitlich angepasste Ausbringung von Gülle, Gärresten und Festmist, längere Sperrfristen sowie der Verzicht auf eine Ausbringung nach der Ernte den Nitratreintrag reduzieren (Osterburg et al. 2007). Darüber hinaus können Stickstoffüberschüsse bereits bei der Tierhaltung reduziert werden, beispielsweise durch eine an den tatsächlichen Bedarf der Tiere angepasste N-reduzierte Fütterung, wodurch der Stickstoffanfall in den Ausscheidungen verringert werden kann (Osterburg et al. 2007).

Optimiertes Bewässerungsmanagement

Da Nitrat mit dem Sickerwasser verlagert wird, kann insbesondere in bewässerten Anbausystemen auch eine Anpassung der Wassergabe an den tatsächlichen Pflanzenbedarf zur Verringerung der Nitratauswaschung beitragen. Dies kann zu einer durchschnittlichen Reduktion von etwa 80 % beitragen. Gleichzeitig wurde im Mittel keine Verringerung

des Ertrags festgestellt (Quemada et al. 2013). Für die deutsche Landwirtschaft ist diese Größenordnung jedoch nur eingeschränkt übertragbar, da die Untersuchung gezielt bewässerte Agrarsysteme betrachtet.

Regulatorische und betriebliche Maßnahmen

In Deutschland werden diese Bewirtschaftungsmaßnahmen durch düngerechtliche Vorgaben ergänzt. Dazu gehören insbesondere Begrenzungen der Stickstoffzufuhr, Einschränkungen der Herbstdüngung, Vorgaben zum Zwischenfruchtanbau, kulturspezifisch festgelegte Sperrfristen sowie weitergehende Anforderungen in nitratbelasteten Gebieten. Die vom Thünen-Institut untersuchten hochaufgelösten Stickstoffbudgets können dabei helfen, regionale beziehungsweise betriebliche Belastungsschwerpunkte differenzierter zu identifizieren. Eine solche Differenzierung ist auch aus landwirtschaftlicher Sicht relevant, da eine zusätzliche Reduktion der N-Düngung bei Betrieben mit hohen Stickstoffüberschüssen andere Auswirkungen haben kann als bei bereits effizient wirtschaftenden Betrieben (Zinnbauer 2024; Zinnbauer et al. 2024). Dabei ist zu berücksichtigen, dass nach dem Urteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 24. Oktober 2025 die zusätzlichen Vorgaben für nitratbelastete („rote“) Gebiete in den meisten Bundesländern derzeit ausgesetzt sind (UBA 2026i; Bundesverwaltungsgericht 2025).

5.2 Beeinflussende Faktoren und Umsetzungsoptionen von Präventionskosten

Die Verringerung landwirtschaftlicher Nitratreinträge in das Grundwasser erfordert eine Anpassung des Stickstoffmanagements. Ökonomisch relevant sind dabei nicht nur unmittelbare Aufwendungen für Beratung, Dokumentation oder veränderte Technik, sondern vor allem Einkommenswirkungen, die entstehen, wenn Betriebe über das rechtlich ohnehin vorgeschriebene Niveau hinaus gewässerschonend wirtschaften. Im Folgenden werden zwei eng miteinander verbundene Kostenperspektiven unterschieden. Erstens können Wasserversorgungsunternehmen oder öffentliche Programme Ausgleichszahlungen leisten, um zusätzliche Bewirtschaftungsauflagen zu vergüten. Zweitens kann eine verringerte Stickstoffzufuhr Ertrag und Produktqualität beeinflussen und damit betriebliche Erlösausfälle verursachen.

5.2.1 Ertragswirkungen einer reduzierten Stickstoffdüngung

Eine Verringerung der Stickstoffdüngung führt nicht zwangsläufig im gleichen Verhältnis zu Ernteausfällen. Ertragsreaktionen hängen davon ab, ob die Ausgangsdüngung oberhalb, nahe oder unterhalb des pflanzenbaulichen und ökonomischen Optimums liegt. Werden zunächst

ineffiziente Überschüsse reduziert, können Nitratreinträge sinken, ohne dass der marktfähige Ertrag wesentlich zurückgeht (Delin/Stenberg 2014; Meyer-Aurich et al. 2010; Mittermayer et al. 2024; Pacifico et al. 2024). Wird dagegen die pflanzenverfügbare Stickstoffmenge unter den kultur- und standortspezifischen Bedarf abgesenkt, sind Mindererträge und Qualitätsverluste plausibel. Präventionskosten umfassen dann den entgangenen Deckungsbeitrag, nicht lediglich die Mindererlöse durch den niedrigeren Ertrag. Zu berücksichtigen sind außerdem mögliche Änderungen der Fruchtfolge, zusätzliche Arbeitsgänge und schwankende Marktpreise (Mittermayer et al. 2024; Pacifico et al. 2024).

Im Rahmen mehrjähriger Feldversuche von Mittermayer et al. (2024) an einem süddeutschen Standort mit relativ geringer Stickstoffmineralisation deckte die Düngung nach den Empfehlungen der deutschen Düngeverordnung den Bedarf insgesamt gut. Eine Studie von Taube (2023) kommt zu dem Schluss, dass die in der Düngeverordnung angesetzten Bedarfswerte – insbesondere für Winterweizen und Winterraps – unter Berücksichtigung von Stickstoffbilanzen, Nitratauswaschung und Gewässerschutzzielen teilweise über dem tatsächlich erforderlichen Niveau liegen und entsprechend niedriger angesetzt werden sollten (Taube 2023). Der Düngebedarf sollte stärker an realistischen

Standortbedingungen sowie den Anforderungen zur Begrenzung der Nitratauswaschung ausgerichtet werden (Taube et al. 2026). Eine um 20 Prozent gegenüber dieser Empfehlung verringerte Düngung führte bei Weizen und Gerste zu rund 5 Prozent Ertragsminderung und zu einem Rückgang der Proteinkonzentration. Für Mais wurde im Versuchszeitraum kein entsprechender Ertragsrückgang zwischen jährlich und mehrjährig ungedüngten Varianten beobachtet, zugleich war die Ertragsvariabilität hoch (Mittermayer et al. 2024). Die modellgestützte EU-Analyse von Pacifico et al. (2024) bestätigt die nichtlineare und kulturabhängige Reaktion. Bei einer abrupten Verringerung der mineralischen Stickstoffdüngung zwischen 5-25% werden auf EU-Ebene Ertragsrückgänge zwischen 2,1- 11,2 % ausgewiesen. Unter den untersuchten Kulturen reagiert Weichweizen in allen drei Szenarien relativ am stärksten. Die Ergebnisse variieren außerdem mit der Verfügbarkeit organischer Dünger und zeigen Nachwirkungen über mehrere Jahre (Pacifico et al. 2024).

Für eine umfassende monetäre Bewertung ist es nicht ausreichend, einen prozentualen Ertragsrückgang mit einem durchschnittlichen Erzeugerpreis zu multiplizieren. Sachgerecht ist eine Deckungsbeitragsrechnung, die vermiedene Düngerkosten und gegebenenfalls verringerte Ernte-, Trocknungs- oder Transportkosten von den Mindererlösen abzieht. Bei Qualitätskulturen sind Preis- und Qualitätskomponenten getrennt zu erfassen. Hinzu kommen Anpassungskosten, wenn Betriebe zusätzliche Fläche pachten, Tierbestände reduzieren oder Wirtschaftsdünger über größere Entfernungen verbringen müssen. Internationale Modellanalysen zeigen, dass Beschränkungen der Nährstoffausbringung besonders teuer werden können, wenn Betriebe keinen Zugang zu zusätzlicher Fläche haben; in diesem Fall können Flächenkauf, Pacht oder Produktionsreduktionen notwendig werden. Ernteausfälle sind weder eine unvermeidbare Folge jeder Nitratminderung noch eine vernachlässigbare Restgröße. Das Kostenrisiko steigt, wenn Minderungsziele ohne Berücksichtigung der Ausgangseffizienz, der Kulturart und des Standortes festgelegt werden. Umgekehrt können präzisere Düngebedarfsermittlung und sensorbasierte Verfahren Stickstoffzufuhr und -aufnahme besser aufeinander abstimmen. Im Feldversuch von Mittermayer et al. (2024) erreichte die sensorbasierte Düngung hohe Erträge bei einer Stickstoffnutzungseffizienz von bis zu 85 Prozent (Mittermayer et al. 2024).

5.2.2 Entschädigung landwirtschaftlicher Betriebe mit Ausgleichszahlungen

Ausgleichszahlungen sind ein zentrales Instrument kooperativen Grundwasserschutzes, die Betriebe dafür

entschädigen sollen, umweltfreundlichere und regelmäßig kostenintensivere Bewirtschaftungsweisen einzusetzen. In der Praxis können solche Vereinbarungen Beratung, freiwillige Bewirtschaftungsauflagen und ein aktives Flächenmanagement miteinander verbinden. Dazu zählen beispielsweise eine Begrenzung des Düngemiteleinsatzes, angepasste Fruchtfolgen, Begrünungsmaßnahmen oder eine extensive beziehungsweise ökologische Bewirtschaftung gepachteter Flächen. Entscheidend ist, dass Zahlungen nur für Leistungen oberhalb verbindlicher Anforderungen als zusätzlicher Anreiz interpretiert werden können. Die Regeln der guten fachlichen Praxis und die zusätzlichen Vorgaben in nitratbelasteten Gebieten bilden daher die Referenz, gegenüber der eine freiwillige Mehrleistung abzugrenzen ist (BMLEH/BMUKN 2024; UBA 2017).

Die institutionelle Ausgestaltung ist regional heterogen und reicht von landesrechtlich geregelten Ausgleichssystemen über freiwillige Kooperationen bis zu bilateral ausgehandelten Verträgen. Teilweise werden die Zahlungen durch Einnahmen aus Wasserentnahmeentgelten finanziert; in anderen Fällen greifen Förderprogramme oder Mittel der Wasserversorgungsunternehmen (UBA 2017). Diese Vielfalt erschwert eine einheitliche Bewertung. Ein nominal gleicher Betrag je Hektar kann unterschiedliche Leistungen abdecken, etwa Einkommensverluste, zusätzliche Arbeitsgänge, Analyse- und Dokumentationskosten oder ein Produktionsrisiko. Für wissenschaftliche Kostenvergleiche muss deshalb jeweils angegeben werden, welche Referenzbewirtschaftung gilt, welche Maßnahme vergütet wird und ob die Zahlung pauschal, maßnahmenbezogen oder ergebnisorientiert bemessen ist.

Ausgleichszahlungen deutscher Nachbarländer

Ein bekanntes Beispiel für vertraglich vereinbarte Präventionszahlungen ist das Trinkwasserschutzprogramm des Mineralwasserunternehmens Vittel in Frankreich. Die Zahlungen wurden im Rahmen von Verhandlungen mit landwirtschaftlichen Betrieben entwickelt. Bestandteil des Programms war eine Übergangszahlung in den ersten fünf Jahren von etwa 200 Euro/ha im Jahr. Zusätzlich konnten Investitionen in landwirtschaftliche Gebäude und Technik mit bis zu 150.000 Euro je Betrieb unterstützt werden. Ergänzend wurden technische Beratung und weitere betriebliche Leistungen angeboten (Perrot-Maître 2006; Wunder et al. 2018). Demgegenüber wurden in einer Studie von Schläpfer (2020) für die Schweiz bestehende Agrarumweltzahlungen verwendet, um implizite Vermeidungskosten verschiedener landwirtschaftlicher Externalitäten abzuleiten. Bei der Direktsaat betrug die untersuchte Agrarumweltzahlung beispielsweise 265 Euro/ha⁹. Da die Maßnahme gleichzeitig

⁹ Umrechnung 250 CHF/ha mit Wechselkurs (1CHF – 1,06 Euro) vom 14.09.2026 (Bankenverband 2026).

mehrere Umweltziele hat, wurde ein Drittel der Zahlung – 88,19 Euro/ha¹⁰ – der Verringerung von Nitratemissionen zugerechnet (Schläpfer 2020).

Tabelle 7: Ausgleichszahlungen landwirtschaftlicher Betriebe als Nitratprävention

Land	Maßnahme	Zahlungsart	Betrag
Frankreich	Umstellung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen zum Schutz der Wasserressourcen	Übergangszahlung in den ersten fünf Jahren	ca. 200 Euro/ha und Jahr
Frankreich	Investitionen in landwirtschaftliche Gebäude und Technik	Investitionsförderung	bis zu 150.000 Euro je Betrieb
Schweiz	Direktsaat - Nitratminderung zugerechneter Anteil der Zahlung für Direktsaat	Agrarumweltzahlungen	88,19 Euro/ha
Dänemark	Einjährige Flächenstilllegung	Jährliche Zahlung	366,53 Euro/ha und Jahr
Dänemark	Dauerhafte Flächenstilllegung	Einmalzahlung	11.036,10 Euro/ha
Deutschland	Zwischenfruchtanbau nach Feldgemüse	Entgeltspanne	120 bis 250 Euro/ha
Deutschland	Ökologischer Landbau	Entgeltspanne	80 bis 200 Euro/ha
Deutschland	Maßnahmen mit einer durchschnittlichen Minderung des Herbst-Nmin und der N-Fracht von jeweils 60 kg N/ha	Mittlere Kostenwirksamkeit	ca. 3,30 Euro/kg N
Deutschland	Düngemanagement	Durchschnittliche Kosten je verminderter Stickstofffracht	0,84 Euro/kg N
Deutschland	Maßnahmengruppe Fruchtfolge	Durchschnittliche Kosten je verminderter Stickstofffracht	22,41 Euro/kg N
Deutschland - Baden-Württemberg	Landwirtschaftliche Flächen in Wasserschutzgebieten	Pauschaler Ausgleich	45 Euro/ha bzw. 120 Euro/ha
Deutschland - Niedersachsen	Unterschiedliche Ausgleichstatbestände in Wasserschutzgebieten und freiwillige Vereinbarungen	Jährlich ermittelte, maßnahmenbezogene Ausgleichsbeträge	Kein einheitlicher Betrag

Quelle: Dargestellt nach Perrot-Maître 2006; Osterburg et al. 2007; Oelmann et al. 2017; Wunder et al. 2018; Schläpfer 2020; LWK Niedersachsen 2026; Olsen et al. 2026

Für Dänemark untersuchen Olsen et al. (2026) die Kompensationsanforderungen von Landbesitzern für temporäre und dauerhafte Agrarumweltmaßnahmen. Die Autoren kombinieren Informationen über bestehende Programme mit einem Discrete-Choice-Experiment. Im realen dänischen Programm können für eine einjährige Flächenstilllegung 366,53 Euro/ha¹¹ und Jahr gezahlt werden; für eine

dauerhafte Stilllegung werden 11.036,10 Euro/ha¹² als Einmalzahlung genannt. Im Choice-Experiment variierten die Autoren die jährliche Compensation temporärer Maßnahmen zwischen 66,89 und 601,98 Euro/ha¹³ und die einmalige Compensation permanenter Maßnahmen zwischen

¹⁰ Umrechnung 83,33 CHF/ha mit Wechselkurs (1CHF – 1,06 Euro) vom 14.09.2026 (Bankenverband 2026).

¹¹ Umrechnung 2.740 DKK/ha mit Wechselkurs (1DKK – 0,13 Euro) vom 14.09.2026 (Bankenverband 2026).

¹² Umrechnung 82.500 DKK/ha mit Wechselkurs (1DKK – 0,13 Euro) vom 14.09.2026 (Bankenverband 2026).

¹³ Umrechnung 500 und 4.500 DKK/ha mit Wechselkurs (1DKK – 0,13 Euro) vom 14.09.2026 (Bankenverband 2026).

5.752,29 und 16.052,90 Euro/ha¹⁴. Auf dieser Grundlage wurde die Landwirt*innen geforderte Mindestkompensation für unterschiedliche Vertragsbedingungen ökonomisch geschätzt. Die betrachteten Programme verfolgen mehrere Umweltziele, darunter Nitratminderung, Klimaschutz und Biodiversität. Daher können die Zahlungen nicht vollständig der Nitratprävention zugerechnet werden (Olsen et al. 2026). Ab 2027 führt Dänemark eine neue Stickstoffregulierung ein, die landwirtschaftlichen Flächen differenzierte Obergrenzen für Stickstoffverluste zuweist und insbesondere in belasteten Küstenwassereinzugsgebieten eine deutliche Reduktion der Stickstoffeinträge erreichen soll. Zur Kompensation der entstehenden wirtschaftlichen Belastungen der Landwirtschaft wurden für 2027 rund 247 Mio. Euro¹⁵ bereitgestellt (Ministeriet for Natur og Dyrevelfærd 2026b; Ministeriet for Natur og Dyrevelfærd 2026c).

Nationale Ausgleichszahlungen

Für Deutschland bietet die Untersuchung von Osterburg et al. (2007) eine umfangreiche Grundlage zur ökonomischen Bewertung landwirtschaftlicher Wasserschutzmaßnahmen. Im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser wurden 49 technisch-organisatorische Maßnahmen hinsichtlich ihrer Stickstoffminderung, Kosten und Umsetzbarkeit untersucht. Als monetäre Größe wurden unter anderem Entgelte aus Agrarumweltprogrammen und freiwilligen Vereinbarungen in Trinkwassereinzugsgebieten verwendet. Die tatsächlichen Kosten können jedoch aufgrund unterschiedlicher Standortbedingungen, Ertragserwartungen und Betriebsstrukturen erheblich variieren. Für einzelne Maßnahmen werden konkrete Entgeltspannen ausgewiesen, beispielsweise beim Zwischenfruchtanbau nach Feldgemüse 120–250 Euro/ha, für den Ökologischen Landbau 80–200 Euro/ha oder bei einer durchschnittlichen Minderung des Herbst-N_{min} und der N-Fracht von jeweils 60 kg N/ha, woraus eine mittlere Kostenwirksamkeit von etwa 3,3 Euro/kg N resultiert. Methodisch werden die Entgelte den Minderungswirkungen bei N-Saldo, Herbst-N_{min} und N-Fracht gegenübergestellt. Die Studie ermöglicht damit nicht

nur einen Vergleich der absoluten Zahlungen, sondern auch der Kosten je Einheit vermiedenen Stickstoffs (Osterburg et al. 2007).

Die UBA-Studie von Oelmann et al. (2017) untersuchte auf Basis von Primärdaten aus fünf Modellregionen und einer deutschlandweiten Befragung von Wasserversorgungsunternehmen Kosten, die aufgrund landwirtschaftlicher Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträge für die Trinkwasserbereitstellung entstehen. Berücksichtigt werden sowohl präventive Maßnahmen, etwa landwirtschaftliche Beratung und Kooperationen, als auch nachgelagerte Maßnahmen wie Brunnenmanagement und technische Wasseraufbereitung. Das Düngemanagement weist mit durchschnittlich 0,84 Euro je Kilogramm verminderter Stickstofffracht die höchste Kosteneffizienz auf; für die Maßnahmengruppe Fruchtfolge werden durchschnittlich 22,41 Euro je Kilogramm ausgewiesen (UBA 2017).

In Baden-Württemberg erhalten Landwirt*innen mittels der Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung (SchALVO) für landwirtschaftliche Flächen in Wasserschutzgebieten einen pauschalen Ausgleich von 45 Euro/ha und 120 Euro/ha außerhalb von Nitrat belasteten Gebieten. Dieser sollte insbesondere Mindererträge infolge einer reduzierten Stickstoffdüngung sowie Mehraufwendungen für grundwasserschonenden Pflanzenschutz kompensieren (MLR Baden-Württemberg 2026). Berechnungsansätze finden sich im niedersächsischen „Blaubuch“. Die Landwirtschaftskammer Niedersachsen ermittelt darin jährlich Berechnungsgrundlagen für Ausgleichsleistungen in Wasserschutzgebieten sowie für freiwillige Vereinbarungen im kooperativen Trinkwasserschutz. Für 2025/2026 beruhen die Berechnungen auf den Richtwertdeckungsbeiträgen des Jahres 2025 und den jeweils geltenden rechtlichen Vorgaben. Anhand eines Modellbetriebs werden verschiedene Ausgleichstatbestände berechnet. Die Methodik orientiert sich damit stärker an aktuellen betrieblichen Deckungsbeiträgen und den wirtschaftlichen Folgen konkreter Bewirtschaftungsbeschränkungen als an einem dauerhaft fixierten pauschalen Hektarsatz (LWK Niedersachsen 2026).

5.3 Abschätzung von Präventionskosten bei reduzierter Stickstoffdüngung

Zur Abschätzung der landwirtschaftlichen Präventionskosten wird im Folgenden ein Szenario einer 10%igen und einer 20%igen Reduzierung der Stickstoffdüngung für Deutschland berechnet. Die prozentuale Reduzierung der Stickstoffdüngung berücksichtigt, dass hohe Stickstoffdüngungsmengen zu einer erhöhten Stickstoffauswaschung beitragen

(Hina 2025), wobei die Nitratauswaschung mit steigender Stickstoffzufuhr überproportional zunimmt (Wang et al. 2019). Eine Reduktion überhöhter, nicht durch die Pflanzenaufnahme gedeckter N-Düngergaben kann einen wesentlichen Beitrag zur Verminderung landwirtschaftlich bedingter Nitratreinträge in das Grundwasser leisten. Die

¹⁴ Umrechnung 43.000 und 120.000 DKK/ha mit Wechselkurs (1DKK – 0,13 Euro) vom 14.09.2026 (Bankenverband 2026).

¹⁵ Umrechnung 1.900 Mio. DKK mit Wechselkurs (1DKK – 0,13 Euro) vom 14.09.2026 (Bankenverband 2026).

Wirksamkeit wird von Standortbedingungen, Kulturart, Witterung sowie Zeitpunkt und Verfahren der Düngung beeinflusst (Dieser et al. 2023, Hina 2025, Quemada et al. 2013, Wang et al. 2019).

Ein allgemeingültiger prozentualer Reduktionswert der Stickstoffdüngung, mit dem Nitratauswaschungen vollständig vermieden werden können, ist nicht bekannt. Da die Höhe der Nitratauswaschung neben dem Düngungsniveau maßgeblich von Standortbedingungen, Kultur und Fruchtfolge, Stickstoffaufnahme sowie Sickerwassermenge beeinflusst wird. Untersuchungen für Winterweizen und Wintergerste zeigen, dass die N-Bedarfswerte der Düngeverordnung um etwa 15–20 % zu hoch angesetzt sind (Tauben 2023). Dazu stellte die Evaluierung der Düngegesetzgebung in roten Gebieten die Minderung des Düngebedarfs auf 80 % als wirksamste Einzelmaßnahme heraus (UBA 2026i). Dies wird auf das vorliegende Szenario übertragen und die prozentuale Reduktion der Stickstoffdüngung von 10 % und 20 % angenommen, da sich dies mit den Werten aus dem Blaubuch 2025/26 darstellen lässt (LWK Niedersachsen 2026). Die im Blaubuch 2025/26 der Landwirtschaftskammer Niedersachsen ausgewiesenen Ausgleichsbeträge für eine reduzierte Stickstoffdüngung werden als Kostensatz verwendet. Das Blaubuch 2025/26 enthält hierzu gesonderte Kalkulationen für eine 20%ige Reduzierung und für eine 10%ige Reduzierung (LWK Niedersachsen 2026). Die Berechnung stellt eine modellhafte Annäherung dar. Die im Blaubuch 2025/26 ermittelten Werte beziehen sich auf niedersächsische Produktionsbedingungen und beruhen auf den Richtwertdeckungsbeiträgen 2025. Das Blaubuch 2025/26 weist darauf hin, dass die darin enthaltenen Berechnungen Orientierungscharakter besitzen und an die jeweiligen regionalen und betrieblichen Bedingungen angepasst werden sollen. Eine Übertragung auf die gesamte Bundesrepublik soll der Abschätzung einer möglichen Größenordnung landwirtschaftlicher Präventionskosten dienen.

Für die Abschätzung der landwirtschaftlichen Präventionskosten wird in dieser Untersuchung gezielt die Reduzierung der Stickstoffdüngung betrachtet. Diese Maßnahme setzt unmittelbar an der Basis potenzieller Nitratbelastungen an, da mit einer Verringerung der ausgebrachten Stickstoffmenge zunächst der düngungsbedingte Stickstoffeintrag in den Boden reduziert wird und die für Nitrifikation und eine nachfolgende Nitratauswaschung verfügbare Stickstoffmenge beeinflusst wird. Die tatsächliche Wirkung auf die Nitratbelastung des Grundwassers hängt von weiteren standort- und bewirtschaftungsabhängigen Faktoren ab (siehe Kapitel 2.1), sodass eine reduzierte N-Düngung nicht mit einer proportionalen Reduzierung der Nitratauswaschung gleichgesetzt werden kann. Für die vorliegende Kostenbetrachtung bietet die Maßnahme jedoch den Vorteil, dass die Verringerung des N-Eintrags in kg N/ha unmittelbar quantifiziert und über die im Blaubuch 2025/2026 ausgewiesenen Ausgleichsbeträge mit den damit verbundenen

wirtschaftlichen Nachteilen verknüpft werden kann. Andere landwirtschaftliche Maßnahmen, etwa Zwischenfruchtanbau, Anpassungen der Fruchtfolge, Maßnahmen des Wirtschaftsdüngermanagements oder die Umwandlung von Ackerland, können ebenfalls wesentlich zur Verringerung von Nitratausträgen beitragen. Für diese Maßnahmen liegen jedoch nicht in vergleichbarer Weise transparent nachvollziehbare Daten zu Maßnahmenumfang, Kosten und betroffenen Anbauflächen vor, die eine konsistente Hochrechnung auf Deutschland ermöglichen. Die ermittelten Präventionskosten sind daher als exemplarische Kostenabschätzung für eine Reduzierung der Stickstoffdüngung und nicht als Gesamtkosten aller möglichen landwirtschaftlichen Maßnahmen zur Verringerung der Nitratbelastung zu interpretieren.

5.3.1 Methodischer Ansatz zur Abschätzung der Präventionskosten

Die im Blaubuch 2025/2026 ausgewiesenen Ausgleichsbeträge werden als Näherungsgröße für die landwirtschaftlichen Präventionskosten einer reduzierten Stickstoffdüngung verwendet. Dieser Ansatz folgt der Logik von Agrarumwelt- und Wasserschutzmaßnahmen, bei denen Ausgleichszahlungen insbesondere zusätzliche betriebliche Aufwendungen und Einkommens- bzw. Erlösverluste infolge umweltbezogener Bewirtschaftungsauflagen kompensieren sollen. Vergleichbare methodische Ansätze finden sich unter anderem bei Osterburg et al. (2007) sowie Schläpfer (2020), der Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen ausdrücklich zur Ableitung von Vermeidungskosten landwirtschaftlicher Externalitäten, darunter Nitrat, heranzieht (Osterburg et al. 2007; Schläpfer 2020). Empirische Untersuchungen zur reduzierten Stickstoffdüngung in niedersächsischen Wasserschutzgebieten zeigen zudem, dass die im Blaubuch 2025/26 enthaltenen Ausgleichsbeträge grundsätzlich zur Abbildung wirtschaftlicher Nachteile herangezogen werden können, wobei aufgrund betrieblicher und regionaler Unterschiede Abweichungen zwischen pauschalen und tatsächlich auftretenden Kosten bestehen können (LWK Niedersachsen 2021). Der Ausgleich bemisst sich auf durchschnittliche Ertragseinbußen und Mehraufwendungen; zugleich sind ersparte Aufwendungen anzurechnen. Entsprechend berücksichtigt das Blaubuch 2025/26 unter anderem Ertragsänderungen, eingesparte Stickstoff-, Phosphat- und Kalidüngerkosten, veränderte Maschinenkosten sowie bei entsprechenden Varianten zusätzliche Kosten für die Abgabe von Wirtschaftsdüngern. Da auf der Hälfte der landwirtschaftlichen Betriebe mit Gülle gedüngt wird und die Düngung mit Festmist auf weniger Betrieben erfolgt (Statistisches Bundesamt), wird zur Vereinfachung die Annahme verfolgt, dass Wirtschaftsdünger und Mineraldünger auf den Flächen zu gleichen Teilen genutzt werden. Dies hat unmittelbare Auswirkungen auf die Präventionskosten, da bei Wirtschaftsdünger bei einer reduzierten

Stickstoffdüngung Kosten für die Gülleabgabe entstehen können, während sich die Kosten beim Mineraldünger verringern durch einen reduzierten Düngemittelbedarf. Für die 10%-Kalkulation werden beispielsweise 1,164 Euro/kg N als Stickstoffkosten, 7,41 Euro/ha für einen Mineraldüngerausbringungsgang und 12 Euro/m³ als Gülleabgabekosten angesetzt.

Für jede Kultur c gilt:

$$PK_c = A_c \cdot AZ_c$$

mit

PK_c = Präventionskosten der Kultur in Euro/Jahr,

A_c = deutsche Anbaufläche der Kultur in ha,

AZ_c = aus dem Blaubuch 2025/26 abgeleiteter Ausgleichsbetrag in Euro/ha.

Die gesamten modellierten Präventionskosten ergeben sich aus:

$$PK_{DE} = \sum_c A_c \cdot AZ_c$$

Berücksichtigt werden Winterweizen, Wintergerste, Roggen, Winterraps, Körnermais, Kartoffeln, Zuckerrüben und Silomais. Für diese Kulturen liegen im Blaubuch 2025/26 Kalkulationen vor. Die deutschen Anbauflächen des Jahres 2025 stammen aus der Bodennutzungserhebung des Statistischen Bundesamtes (Statistisches Bundesamt 2026b). Tabelle 8 und Tabelle 9 zeigen die Werte für die genannten Kulturen.

5.3.2 Berechnung reduzierter Stickstoffdüngung

Parallel zu den Kosten wird bestimmt, welche Stickstoffmenge bei der jeweiligen Reduktionsstufe rechnerisch nicht mehr gedüngt und damit nicht als Düngemittel-N in den Boden eingebracht wird. Dieser Wert ist nicht mit einer entsprechenden Verringerung der Nitratauswaschung oder der Nitratkonzentration im Grundwasser gleichzusetzen.

Für die 10%-Variante gilt: $N_{c,10} = 0,10 \cdot N_{c,opt}$

und für die 20%-Variante: $N_{c,20} = 0,20 \cdot N_{c,opt}$

Die bundesweit vermiedene N-Zufuhr einer Kultur wird anschließend berechnet als:

$$N_{c,DE} = A_c \cdot N_c$$

Die zugrunde gelegten optimalen N-Mengen stammen aus dem Blaubuch 2025/26. Dieses richtet die Stickstoffdüngung grundsätzlich am kulturbezogenen Düngebedarf aus und berücksichtigt dabei unter anderem Ertragsniveau, N_{min} -Wert sowie N-Nachlieferungen.

5.3.3 Szenario 1: Reduzierung der Stickstoffdüngung um 10 %

Im Blaubuch 2025/26 werden die wirtschaftlichen Auswirkungen einer 10%igen N-Düngungsreduktion für die ausgewählten Kulturen dargestellt. Neben den Auswirkungen auf den Ertrag werden unter anderem eingesparte Düngemittelkosten sowie gegebenenfalls Veränderungen beim Wirtschaftsdüngereinsatz berücksichtigt.

Tabelle 8: Präventionskosten bei Reduktion der Stickstoffdüngung um 10%

Kultur	Anbaufläche 2025 [Mio. ha]	Ertrag Deutschland 2025 [dt/ha]	optimale N-Düngung [kg N/ha] ¹	N-Reduktion 10 % [kg N/ha]	vermiedener N-Eintrag [1.000 t N/Jahr]	Ausgleich [€/ha] ¹	Präventionskosten [Mio. €/Jahr]
Winterweizen (Backware)	2,858	79,0	142	14,2	40,58	122,45	349,96
Wintergerste	1,210	78,6	132	13,2	15,97	5,04	6,10
Roggen	0,539	56,3	118	11,8	6,36	3,71	2,00
Winterraps	1,092	36,4	168	16,8	18,35	1,22	1,33
Körnermais	0,490	100,9	137	13,7	6,71	7,77	3,81
Kartoffeln	0,302	459,6	148	14,8	4,47	116,36	35,14
Zuckerrüben	0,387	834,4	118	11,8	4,57	37,65	14,57
Silomais	1,963	445,8	152	15,2	29,84	46,99	92,24
Summe	8,841	–	–	–	126,85		505,01

¹Werte stammen aus Blaubuch 2025/26 und kalkuliert entsprechend der Annahme, dass die Mineral- und Wirtschaftsdünger zu gleichen Teilen ausgebracht werden

Quelle: eigene Berechnung nach Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2026) und Statistisches Bundesamt (2026b).

Damit ergeben sich für das **10%-Szenario** modellierte Präventionskosten von **505 Mio. Euro/Jahr**. Bei den betrachteten Kulturen würde der **Düngemiteinsatz gleichzeitig rechnerisch um insgesamt 126.850 t N/Jahr vermindert**.

Bei einzelnen Kulturen würde die Kalkulation anhand der Werte aus dem Blaubuch 2025/26 keinen wirtschaftlichen Nachteil ergeben, weil die durch die geringere Düngung entstehenden Erlöseinbußen durch eingesparte

Aufwendungen kompensiert oder überkompensiert werden. Da Ausgleichszahlungen einen wirtschaftlichen Nachteil kompensieren sollen, wird in diesen Fällen für die Hochrechnung ein Ausgleichsbetrag von 0 Euro/ha angesetzt. Dies entspricht dem Grundsatz, dass ersparte Aufwendungen bei der Ermittlung des wirtschaftlichen Nachteils anzurechnen sind.

5.3.4 Szenario 2: Reduzierung der Stickstoffdüngung um 20 %

Das Berechnungsverfahren für die Hochrechnung bleibt gegenüber dem 10%-Szenario unverändert. Lediglich die kulturbedingten N-Minderungen und die abgeleiteten Ausgleichsbeträge ändern sich.

Tabelle 9: Präventionskosten bei Reduktion der Stickstoffdüngung um 20%

Kultur	Anbaufläche 2025 [Mio. ha]	Ertrag Deutschland 2025 [dt/ha]	optimale N-Düngung [kg N/ha] ²	N-Reduktion 20 % [kg N/ha]	vermiedener N-Eintrag [1.000 t N/Jahr]	Ausgleich [€/ha] ²	Präventionskosten [Mio. €/Jahr]
Winterweizen (Backware)	2,858	79,0	142	28,4	81,17	-141,36	404,00
Wintergerste	1,210	78,6	132	26,4	31,94	-15,72	19,02
Roggen	0,539	56,3	118	23,6	12,72	-12,94	6,97
Winterraps	1,092	36,4	168	33,6	36,69	-15,53	16,96
Körnermais	0,490	100,9	137	27,4	13,43	-19,91	9,75
Kartoffeln	0,302	459,6	148	29,6	8,94	-237,88	71,84
Zuckerrüben	0,387	834,4	118	23,6	9,13	-49,26	19,06
Silomais	1,963	445,8	152	30,4	59,68	-115,29	226,31
Summe	8,841	–	–	–	253,70		773,91

²Werte stammen aus Blaubuch 2025/26 und kalkuliert entsprechend der Annahme, dass die Mineral- und Wirtschaftsdünger zu gleichen Teilen ausgebracht werden

Quelle: eigene Berechnung nach Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2026) und Statistisches Bundesamt (2026b).

Für das **20%-Szenario** ergeben sich somit Präventionskosten von **774 Mio. Euro/Jahr** bei einer rechnerischen Minderung des N-Eintrags über die Düngung von **253.700 tN/Jahr**.

Die N-Minderungsmenge ist definitionsgemäß doppelt so hoch wie im 10%-Szenario: Die Präventionskosten verdoppeln sich dagegen nicht. Sie steigen von rund 505 Mio. Euro auf rund 774 Mio. Euro. Die wirtschaftlichen Effekte einer verringerten N-Düngung verlaufen nicht zwingend proportional zur Höhe der Stickstoffreduktion. Insbesondere Ertragsänderungen, eingesparte Betriebsmittel sowie mögliche Kosten der Wirtschaftsdüngerverwertung wirken unterschiedlich auf den resultierenden Ausgleichsbetrag.

5.3.5 Limitation der Präventionskostenabschätzung

Die Abschätzung der Präventionskosten ist aufgrund der verfügbaren Datengrundlage und der erforderlichen Vereinfachungen und Annahmen mit Unsicherheiten verbunden. Die Berechnung umfasst ausschließlich ausgewählte, flächenmäßig bedeutsame Ackerkulturen, für die im Blaubuch 2025/2026 entsprechende Kalkulationen zur reduzierten Stickstoffdüngung vorliegen, und bildet daher nicht die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche Deutschlands ab. Zudem wurden die für Niedersachsen ermittelten Ausgleichsbeträge auf die deutschen Anbauflächen übertragen. Regionale Unterschiede hinsichtlich Boden- und Standortbedingungen, Ertragspotenzial, Anbaustrukturen, Betriebsformen und Viehhaltung können dabei nur eingeschränkt

berücksichtigt werden. Die Berechnungen dienen der Orientierung und sind an gebiets- und betriebsspezifische Bedingungen anzupassen. Darüber hinaus waren vereinfachende Annahmen erforderlich, beispielsweise hinsichtlich der Verteilung und Bedeutung von Mineral- und Wirtschaftsdüngern. Tatsächlich können sich die wirtschaftlichen Auswirkungen einer reduzierten Stickstoffdüngung insbesondere in Regionen mit hoher Viehdichte unterscheiden, etwa wenn zusätzliche Kosten für die Abgabe oder den Transport von Wirtschaftsdüngern entstehen.

Trotz dieser Einschränkungen ermöglicht die verfügbare Datengrundlage eine Abschätzung der Größenordnung möglicher Präventionskosten, sind aber als modellhafte Szenariorechnung und nicht als Prognose tatsächlich entstehender bundesweiter Ausgleichszahlungen zu interpretieren. Ein vergleichbares Vorgehen findet sich bei Osterburg et al. (2007), die Ausgleichs- und Prämienzahlungen als Näherungsgröße für die Kosten von Maßnahmen zur Stickstoffminderung heranziehen und zugleich auf Unterschiede der tatsächlichen betrieblichen Kosten in Abhängigkeit von Standort, Ertragserwartungen und Viehdichte hinweisen (Osterburg et al. 2007). Die Quantifizierung ist für die vorliegende Untersuchung insbesondere deshalb relevant, weil sie eine monetäre Größenordnung der landwirtschaftlichen Prävention bereitstellt und damit eine vergleichende Einordnung gegenüber möglichen Folgekosten ermöglicht. Für eine präzisere bundesweite Berechnung wären jedoch stärker regionalisierte und betriebstypenspezifische Daten

erforderlich, insbesondere zur tatsächlichen Stickstoffdüngung, zur Aufteilung zwischen Mineral- und Wirtschaftsdüngern, zum Viehbesatz, zu regionalen Ertrags- und

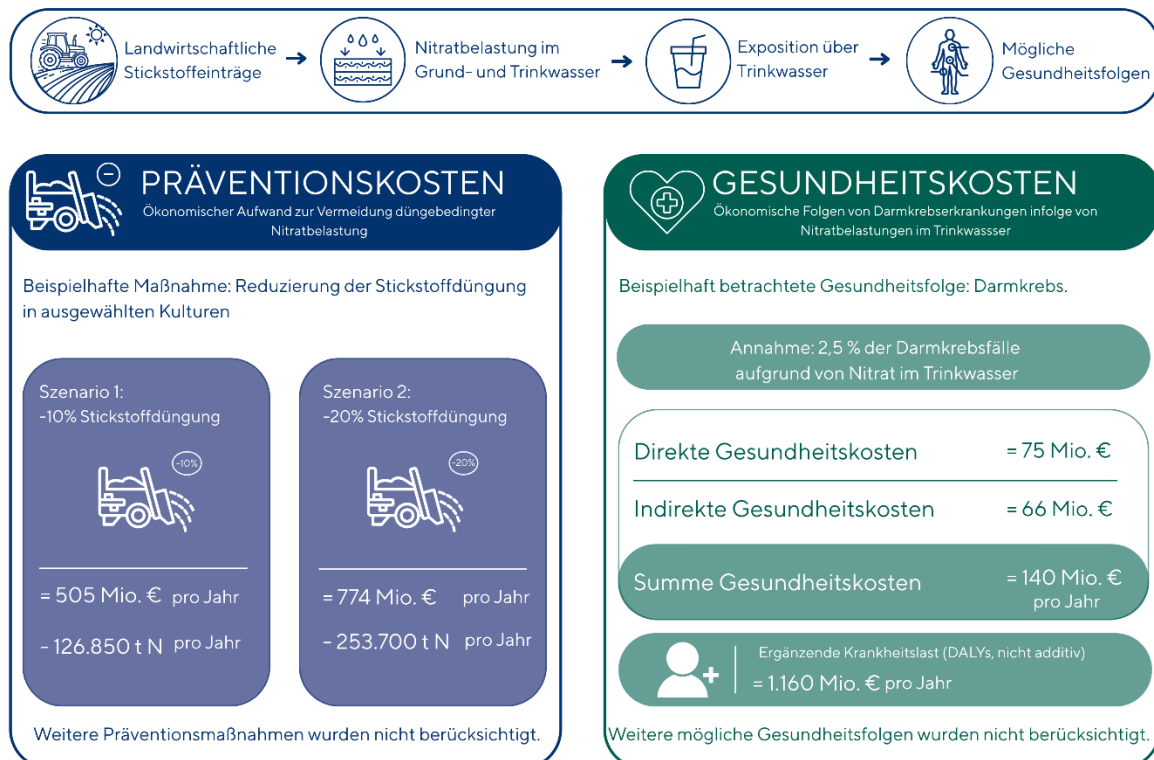
Standortbedingungen sowie zu den tatsächlich entstehenden betrieblichen Anpassungskosten.

5.4 Gegenüberstellung Gesundheits- und Präventionskosten

Die Betrachtung der Gesundheitskosten (Kap. 4) und der Präventionskosten (Kap. 5) zeigt, dass beide Größen – in der Studie eher konservativ geschätzt – unterschiedliche Kostenkonzepte abbilden und daher nur eingeschränkt unmittelbar vergleichbar sind. Während die Gesundheitskosten die gesellschaftlichen Folgen bereits eingetretener Erkrankungen abbilden, beschreiben die Präventionskosten den ökonomischen Aufwand zur Vermeidung zukünftiger Nitratbelastungen. Die Gesundheitskosten beziehen sich auf den rechnerischen Anteil der Darmkrebsbelastung in Deutschland, die unter der Annahme einer ähnlichen Ausgangslage wie in der dänischen Studie von Jacobsen et al. (2024a) und Schullehner (2018a) auf Nitratbelastungen in Trinkwasser

zurückzuführen sind. Unter der konservativen Annahme eines Anteils von 2,5 % ergeben sich **direkte Gesundheitskosten von knapp 75 Mio. Euro pro Jahr** und **indirekte volkswirtschaftliche Kosten von fast 66 Mio. Euro pro Jahr. Zusammengenommen entspricht dies etwa 140 Mio. Euro jährlich** beziehungsweise rund 1,65 Euro je Einwohner*in und Jahr. Ergänzend wurde die gesundheitliche Krankheitslast über verlorene gesunde Lebensjahre monetarisiert; dieser **wohlfahrtsökonomische Wert liegt mit rund 1.160 Mio. Euro** beziehungsweise 13,70 Euro je Einwohner*in deutlich höher, ist jedoch konzeptionell nicht additiv zu den Cost-of-Illness-Kosten zu behandeln.

Abbildung 3: Ausschnitt der Präventions- und Gesundheitskosten von Nitratbelastungen im Trinkwasser



Die **Präventionskosten basieren auf einer Reduzierung der Stickstoffdüngung um 10 % beziehungsweise 20 %**. Für die betrachteten Kulturen ergeben sich **jährliche Präventionskosten von rund 505 Mio. Euro im 10 %-Szenario und rund 774 Mio. Euro im 20 %-Szenario**. Gleichzeitig würde die ausgebrachte Stickstoffmenge rechnerisch um etwa 126.850 t beziehungsweise 253.700 t Stickstoff pro Jahr sinken.

Der Vergleich ermöglicht keine Aussage darüber, ob die Präventionsmaßnahme der Stickstoffreduzierung ökonomisch

effizient oder ineffizient sind. Die Gesundheitskosten beziehen sich ausschließlich auf einen möglichen Zusammenhang zwischen Nitrat im Trinkwasser und Darmkrebs – der für Deutschland statistisch noch nicht nachgewiesen wurde. Andere potenzielle Gesundheitswirkungen von Nitrat sowie weitere Umweltwirkungen von Stickstoffeinträgen, beispielsweise auf Biodiversität, Gewässerökologie, Luftqualität oder Klimaschutz, bleiben unberücksichtigt. Darüber hinaus erfassen die Präventionskosten die wirtschaftlichen Auswirkungen einer reduzierten Stickstoffdüngung für

ausgewählte Kulturen und beruhen auf modellhaften Annahmen. Weder die tatsächliche Verringerung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser noch die daraus resultierenden Gesundheitswirkungen können aus den berechneten Düngungsminderungen unmittelbar abgeleitet werden. Insgesamt verdeutlicht die Gegenüberstellung, dass die ökonomische Bewertung von Nitratbelastungen mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist. Die berechneten

Gesundheitskosten stellen eine konservative Untergrenze möglicher gesellschaftlicher Belastungen dar, während die Präventionskosten den Aufwand einer spezifischen Minderungsstrategie beschreiben. Für eine umfassende Kosten-Nutzen-Bewertung wären weiterführende Analysen erforderlich, die neben Darmkrebs weitere Gesundheits- und Umweltwirkungen von Stickstoffeinträgen sowie die tatsächliche Wirksamkeit einzelner Präventionsmaßnahmen berücksichtigen.

6 Einordnung der Forschungsergebnisse mit Expertengesprächen

Ergänzend zur Literatur- und Datenanalyse werden die bisherigen Forschungsergebnisse durch Expertengespräche fachlich eingeordnet. Im Mittelpunkt stehen die Ursachen der Nitratbelastung im Grund- und Trinkwasser, mögliche gesundheitliche Wirkungen sowie geeignete Präventions-

maßnahmen. Die Gespräche dienen dazu, die Ergebnisse der vorangegangenen Kapitel aus unterschiedlichen fachlichen Perspektiven zu reflektieren, bestehende Unsicherheiten aufzuzeigen und weiteren Forschungsbedarf zu identifizieren.

Kurzübersicht: Einordnung der Forschungsergebnisse durch Experten

Blickwinkel:

Die Ergebnisse der Kap. 1-5 werden durch Expertengespräche fachlich validiert und hinsichtlich ihrer epidemiologischen, wasserwirtschaftlichen und gesundheitsökonomischen Tragfähigkeit eingeordnet. Im Zentrum stehen die Plausibilität der angenommenen Wirkungskette von landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüssen über Nitrat im Trinkwasser bis zu möglichen Darmkrebsrisiken, die methodische Belastbarkeit der Kostenabschätzung sowie die politische und praktische Relevanz präventiver Maßnahmen.

Zentrale Ergebnisse:

Die Expertengespräche bestätigen die grundsätzliche Relevanz von Nitrat als umwelt- und gesundheitspolitischem Risikofaktor, betonen jedoch die Unsicherheiten einer direkten kausalen Zurechnung. Epidemiologische Befunde zu Darmkrebsrisiken werden als relevante Hinweise bewertet, insbesondere bei langfristiger Trinkwasserexposition und Konzentrationen unterhalb des geltenden Grenzwerts von 50 mg/l (Kap. 6.3). Gleichzeitig bleibt Darmkrebs eine multifaktoriell bedingte Erkrankung, bei der Ernährung, Alter, Lebensstil, genetische Disposition, Früherkennung und regionale Versorgungsstrukturen wesentliche Einflussgrößen darstellen. Für die Kostenmodellierung wird die Verwendung internationaler Risikofunktionen und attributabler Anteile als nachvollziehbarer, aber unsicherheitsbehafteter

Ansatz eingeordnet. Die Trennung direkter Gesundheitskosten, indirekter volkswirtschaftlicher Kosten und monetarisierter DALYs wird als methodisch notwendig bewertet, um Doppelzählungen zu vermeiden. Präventionsmaßnahmen werden aus Vorsorgeperspektive als fachlich sinnvoll eingestuft, insbesondere bedarfsgerechte Düngung, Zwischenfrüchte, kontinuierliche Bodenbedeckung, Fruchtfolgeanpassungen und verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement.

Einordnung:

Die Expertengespräche stützen eine vorsorgeorientierte Interpretation, ohne eine eindeutige Kausalität oder einen vollständigen Kosten-Nutzen-Vergleich zu behaupten. Für die Gesamtbewertung ist entscheidend, Darmkrebskosten nicht isoliert zu betrachten, sondern gemeinsam mit weiteren Umweltfolgekosten, Trinkwasserschutzkosten und Mehrfachnutzen verringerter Stickstoffeinträge einzuordnen. Methodisch folgt daraus ein Bedarf an kleinräumigen historischen Expositionsdaten, langfristig verknüpften Gesundheitsdaten sowie regional und betriebstypisch differenzierten Analysen der Minderungswirkung und Kosten landwirtschaftlicher Maßnahmen.

6.1 Methodik der Expertengespräche

Ergänzend zur Literatur- und Datenanalyse wurden im Rahmen der Untersuchung drei leitfadengestützte Expertengespräche durchgeführt. Experteninterviews zählen zur qualitativen Sozialforschung und dienen insbesondere dazu, spezialisiertes Fach-, Erfahrungs- und Kontextwissen zu einem abgegrenzten Untersuchungsgegenstand zu erschließen (Bogner et al. 2014; Bogner/Menz 2002a; Meuser/Nagel 2010). Die Interviewten werden aufgrund ihres spezifizierten Wissens und ihrer besonderen Position innerhalb des untersuchten Handlungs- bzw. Forschungsfeldes einbezogen werden. Je nach Erkenntnisinteresse können dabei neben technischem Fachwissen auch Erfahrungswissen,

Bewertungen und Deutungen der Experten von Bedeutung sein (Bogner/Menz 2002b).

Die Vorbereitung der Interviews erfolgte auf Grundlage der vorangegangenen Literaturrecherche und der zentralen Fragestellungen der Untersuchung. Für die Gespräche wurden teilstrukturierte Interviewleitfäden entwickelt, die eine grundsätzliche Vergleichbarkeit der behandelten Themen sicherstellten und gleichzeitig Raum für vertiefende Nachfragen sowie individuelle fachliche Schwerpunkte ließen. Die inhaltliche Vorbereitung der Expertengespräche ermöglicht eine fundierte Kenntnis des Untersuchungsgegenstands für eine fachliche Gesprächsführung und die gezielte

Vertiefung relevanter Aussagen (Bogner et al. 2014; Pfadenhauer et al. 2009). Die Interviews wurden anhand von teilstrukturierten Fragebogenleitfäden geführt und dauerten jeweils etwa 40 bis 60 Minuten. Inhaltliche Schwerpunkte bildeten insbesondere die Ursachen und Entwicklung der Nitratbelastung im Grund- und Trinkwasser, mögliche gesundheitliche Auswirkungen und die Evidenz zum Zusammenhang zwischen Nitrat und Darmkrebs, landwirtschaftliche Präventionsmöglichkeiten sowie die Einordnung gesundheitlicher und landwirtschaftlicher Kosten. Die Gespräche wurden per Video aufgezeichnet und zusätzlich durch Gesprächsprotokolle dokumentiert. Die Videoaufzeichnungen dienten der Sicherung und nachträglichen Überprüfung der Gesprächsinhalte, während in den Protokollen wesentliche Aussagen und thematische Schwerpunkte festgehalten wurden.

Die Auswahl der Gesprächspartner erfolgte gezielt und forschungsfragenbezogen. Befragt wurden Prof. Dr. Schullehner (Universität Aarhus, Department of Public Health Epidemiology, Environment and Biostatistics), Dr. Löw (Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Lebensverhältnisse in ländlichen Räumen) und Prof. Dr. Hoffmeister (Deutsches Krebsforschungszentrum, Stellvertretender

Abteilungsleiter Gruppenleiter "Molekularpathologische Epidemiologie"). Maßgeblich für die Auswahl waren ihre jeweilige wissenschaftliche bzw. fachliche Expertise und das Ziel, unterschiedliche Perspektiven auf die Wirkungskette von landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen über die Belastung von Grund- und Trinkwasser bis hin zu möglichen gesundheitlichen und ökonomischen Folgen einzubeziehen. Die Auswahl erhebt keinen Anspruch auf statistische Repräsentativität. Vielmehr wurden die Gesprächspartner aufgrund ihrer Expertise in den für die Untersuchung relevanten Themenfeldern ausgewählt (Bogner et al. 2014; Meuser/Nagel 2010).

Die Auswertung der Gespräche erfolgt thematisch und vergleichend. Die Aussagen werden hierfür zentralen Untersuchungsbereichen zugeordnet und insbesondere hinsichtlich übereinstimmender Einschätzungen, ergänzender Perspektiven, abweichender Bewertungen und benannter Unsicherheiten gegenübergestellt. Ziel ist nicht die Ableitung statistisch verallgemeinerbarer Aussagen, sondern die fachliche Einordnung und kritische Reflexion der Ergebnisse der Literatur- und Kostenanalyse sowie die Identifikation relevanter Wissens- und Datenlücken.

6.2 Nitratbelastung im Grund- und Trinkwasser und ihre Ursache

Die Auswertung der Expertengespräche zeigt, dass die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers vor allem als Folge landwirtschaftlicher Stickstoffeinträge einzuordnen ist. Die Landwirtschaft wird von den Experten als zentraler Verursachungsbereich beschrieben. Andere Quellen wie Abwasser, Kläranlagen oder industrielle Einträge spielen demgegenüber eine deutlich geringere Rolle. Besonders relevant sind Regionen mit hoher Tierhaltungsdichte, etwa in Teilen Nordwestdeutschlands. Dort fallen große Mengen an Wirtschaftsdünger an, die auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden müssen.

Die Ursache der Nitratbelastung liegt in einem Überschuss an reaktivem Stickstoff, der von Pflanzen nicht vollständig aufgenommen wird und anschließend als Nitrat mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten und in das Grundwasser gelangen kann. Herbstniederschläge begünstigen die Verlagerung dieser Stickstoffreste in Richtung Grundwasser. Dabei wird darauf hingewiesen, dass sowohl die Nutzung von Wirtschaftsdünger als auch bestimmte Anbausysteme das Risiko der Auswaschung erhöhen. Besonders risikoreich erscheinen Kulturen mit hohem Stickstoffbedarf und ungünstigen Anbau- oder Erntezeitpunkten, darunter Mais, Kartoffeln, teilweise Zuckerrüben und Qualitätsweizen. Bei Mais ist insbesondere relevant, dass die Pflanze vergleichsweise spät gesät wird und Stickstoffreste nach der Ernte im Boden verbleiben können.

Neben der Düngung sind Standortfaktoren für die tatsächliche Nitratverlagerung bedeutsam. Bodenbeschaffenheit,

Niederschläge und Grundwasserneubildung beeinflussen, wie schnell Stickstoffüberschüsse in das Grundwasser gelangen. Nach Experteneinschätzung können die Verzögerungszeiten zwischen landwirtschaftlichem Eintrag und messbarer Belastung im Grundwasser stark variieren. In vielen Regionen sei ein Zeitraum von unter einem Jahr realistisch, in einzelnen Fällen seien jedoch längere Zeiträume möglich. Dies bedeutet, dass Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffüberschüssen nicht überall unmittelbar in sinkenden Nitratwerten sichtbar werden. Es wird darauf hingewiesen, dass Stickstoffüberschüsse in Deutschland in den vergangenen Jahren gesunken sind, was langfristig zu einer Entlastung des Grundwassers beitragen kann. Regionale Belastungsschwerpunkte bestehen fort, insbesondere dort, wo intensive Tierhaltung und hohe Wirtschaftsdüngermengen strukturell verankert sind.

Diese landwirtschaftliche Einordnung wird um die Perspektive der Exposition ergänzt. Nitrat im Trinkwasser wird insbesondere dort relevant, wo Grundwasser die zentrale Ressource der Trinkwasserversorgung bildet. Die Exposition gegenüber Nitrat ist damit nicht allein eine Frage der landwirtschaftlichen Emissionen, sondern auch der hydrogeologischen Bedingungen, der Trinkwassergewinnung und der Aufbereitung. Für epidemiologische Bewertungen die tatsächliche individuelle Belastung entscheidend ist. Dazu zählt neben der regionalen Nitratkonzentration auch die Frage, wie viel Leitungswasser Menschen tatsächlich konsumieren.

6.3 Gesundheitliche Wirkungen und Darmkrebsrisiko erhöhter Nitratbelastungen

Die gesundheitliche Bewertung erhöhter Nitratbelastungen im Trinkwasser wird in den Expertengesprächen differenziert und mit Blick auf unterschiedliche Evidenzniveaus eingeordnet. Bislang ist Nitrat kein etablierter Risikofaktor für Darmkrebs. Die Annahme sei biologisch plausibel. Zentral ist dabei die Umwandlung von Nitrat zu Nitrit und die mögliche Bildung von N-Nitrosoverbindungen. Diese Verbindungen gelten als karzinogen und bilden eine plausible mechanistische Grundlage für die Annahme, dass eine langfristige Nitratbelastung des Trinkwassers zur Entstehung bestimmter Darmkrebserkrankungen beitragen könnte.

Demgegenüber wird die Evidenz nicht anhand einzelner Studien eingeordnet, sondern als Gesamtbild aus epidemiologischen Befunden, mechanistischen Überlegungen, Tierversuchen und Untersuchungen am Menschen. Mehrere Befundlinien sprechen für einen möglichen Wirkungszusammenhang, allerdings bestehen methodischen Grenzen epidemiologischer Forschung. Randomisierte kontrollierte Studien wären aus ethischen und praktischen Gründen kaum möglich, da Krebs lange Latenzzeiten aufweist und eine gezielte Exposition gegenüber potenziell schädlichen Stoffen nicht vertretbar wäre. Deshalb sind Beobachtungsstudien zentral, müssen jedoch mögliche Verzerrungen durch Confounder berücksichtigen.

Die dänische Kohortenstudie wird als methodisch fundiert bewertet. Besonders hervorgehoben werden der Kohortenansatz, die sorgfältige Rekonstruktion der Nitratkonzentrationen und die hohe Qualität der skandinavischen Registerdaten. Dennoch können gute Beobachtungsstudien nicht alle potenziellen Einflussfaktoren erfassen. Darmkrebs ist eine multifaktoriell bedingte Erkrankung. Zu den etablierten

Risikofaktoren zählen vor allem Alter, Übergewicht, Rauchen, körperliche Inaktivität, hoher Konsum von rotem und verarbeitetem Fleisch sowie Alkoholkonsum. Weitere Faktoren wie familiäre Vorbelastung, genetische Disposition, Diabetes oder chronisch-entzündliche Darmerkrankungen können ebenfalls eine Rolle spielen. Ein möglicher Effekt von Nitrat im Trinkwasser muss vor dem Hintergrund dieser bekannten Risikofaktoren betrachtet werden.

In der dänischen Studie sind die Expositions-kategorien bei 3,87 mg/l und 9,25 mg/l für die Risikobetrachtung relevant und weist einen Anteil von 2,5 % der Darmkrebsfälle aus, die auf Nitratbelastungen in Trinkwasser zurückzuführen sind. Ein hypothetischer Anteil von zwei bis drei Prozent der Darmkrebsfälle, der auf Nitratbelastungen zurückgeführt werden könnte, wäre aus Public-Health-Perspektive bereits erheblich. Bezogen auf die jährliche Zahl der Darmkrebsneuerkrankungen in Deutschland würde selbst ein kleiner populationsbezogener Anteil eine relevante Fallzahl darstellen.

Für Deutschland wird weiterer Forschungsbedarf gesehen: zu Dänemark vergleichbare Studien in Deutschland. Aufgrund der in Deutschland teilweise höherer Nitratbelastungen bestehen grundsätzlich gute Voraussetzungen für weitere epidemiologische Untersuchungen. Voraussetzung wäre jedoch, historische Belastungen möglichst kleinräumig einzelnen Personen oder Kohorten zuordnen zu können. Bestehende Kohorten wie die NAKO könnten perspektivisch geeignet sein, wobei Hoffmeister die derzeitige Nachbeobachtungszeit für Darmkrebs noch als möglicherweise zu kurz einschätzt.

6.4 Präventionsmaßnahmen zur Reduzierung von Nitratbelastungen im Trinkwasser

Präventionsmaßnahmen zur Reduzierung von Nitratbelastungen können grundsätzlich auf unterschiedlichen Ebenen ansetzen. Eine technische Entfernung von Nitrat im Wasserwerk ist prinzipiell möglich, wird jedoch nicht als bevorzugte langfristige Strategie gesehen. Verfahren wie Umkehrosmose können Nitrat aus dem Rohwasser entfernen, adressieren jedoch nicht die Ursache der Belastung. Zudem bleiben andere Umweltwirkungen hoher Stickstoffeinträge, etwa Eutrophierung, Belastung von Oberflächengewässern und Biodiversitätsverluste, bestehen. Daher sprechen langfristig sowohl ökologische als auch ökonomische Gründe dafür, Einträge an der Quelle zu reduzieren, anstatt dauerhaft auf nachgelagerte technische Aufbereitung zu setzen. Zu den relevanten Ansätzen zählen Frühjahrs-N_{min}-Analysen, Zwischenfruchtanbau, reduzierte mineralische und organische Düngung, schlagspezifische organische Düngung,

optimierte Ausbringungstechnik, Gewässerrandstreifen, Ökolandbau sowie eine geringe oder keine Wirtschaftsdüngerausbringung nach der Ernte. Besonders hervorgehoben wird der Zwischenfruchtanbau, da Zwischenfrüchte nach der Hauptkultur im Boden verbleibende Stickstoffreste aufnehmen und damit das Auswaschungsrisiko senken können. Doch positive Effekte solcher Maßnahmen werden häufig erst mittel- bis langfristig sichtbar und mit zusätzlichem Arbeitsaufwand verbunden sind. Dies kann die Umsetzung erschweren, insbesondere wenn kurzfristige betriebliche Kosten den längerfristigen Umweltwirkungen gegenüberstehen.

Ein zentrales Steuerungsproblem besteht in der Kontrolle und Nachvollziehbarkeit der Düngung. Die Düngebedarfsermittlung wird als Managementinstrument als sinnvoll eingeschätzt. Als Kontrollinstrument ist es jedoch begrenzt, da

zentrale Parameter wie $N_{\min}$ -Werte oder Zielerträge schwer überprüfbar seien. Der Wegfall der Hoftorbilanz hat die Kontrolle erschwert, weil ein systematischer Abgleich zwischen dokumentierter Düngung und tatsächlich zugekauften oder abgegebenen Nährstoffmengen weniger gut möglich ist. Zugleich bestehen alternative Kontrollmöglichkeiten, etwa die Verknüpfung von Lieferscheinen, Wirtschaftsdüngermeldungen und Düngebedarfsermittlungen. Automatisierte Datenabgleiche könnten dazu beitragen, Wirksamkeit und Vollzug zu verbessern, ohne den bürokratischen Aufwand unnötig zu erhöhen.

Für stark belastete Regionen reicht eine rein betriebliche Perspektive möglicherweise nicht aus. In Regionen mit jahrzehntelang hoher Tierhaltung und intensiver Wirtschaftsdüngung kann ein organischer Stickstoffpool im Boden aufgebaut worden sein, aus dem weiterhin Nährstoffe freigesetzt werden. Auch bei einer schnellen Reduzierung neuer Einträge kann daher über mehrere Jahre weiterhin Nitrat in Richtung Grundwasser verlagert werden. Verbesserungen seien zwar innerhalb einiger Jahre bis weniger Jahrzehnte möglich, erforderten jedoch eine längerfristige Strategie. In besonders stark konzentrierten Tierhaltungsregionen könnten darüber hinaus strukturelle Maßnahmen erforderlich werden, die über die klassische Düngepolitik hinausgehen. Dazu gehört die Frage, wie dauerhaft tragfähig regionale Konzentrationen von Tierhaltung und Nährstoffüberschüssen sind.

7 Fazit und Schlussfolgerungen

Die vorliegende Untersuchung analysiert die **Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen, der Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers, möglichen gesundheitlichen Folgen** sowie den daraus resultierenden gesellschaftlichen Kosten. Im Mittelpunkt steht die Frage, inwieweit eine **langfristige Exposition gegenüber Nitrat im Trinkwasser mit einem erhöhten Darmkrebsrisiko verbunden** sein könnte und wie sich **mögliche Gesundheitskosten gegenüber den Kosten vorsorgender Mindestmaßnahmen** einordnen lassen. Die Ergebnisse zeigen eine plausible Wirkungskette, machen zugleich aber deutlich, dass zwischen den einzelnen Stufen dieser Wirkungskette erhebliche Unsicherheiten bestehen. Eine unmittelbare kausale Zurechnung konkreter Darmkrebsfälle oder Gesundheitskosten zur landwirtschaftlichen Düngung ist auf Grundlage der verfügbaren Daten nicht möglich.

Landwirtschaftliche Stickstoffeinträge stellen eine wesentliche Ursache erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser dar. Entscheidend ist insbesondere, ob die ausgebrachte Stickstoffmenge den Bedarf der Pflanzen übersteigt oder zeitlich nicht mit der Pflanzenaufnahme übereinstimmt. Nicht aufgenommener Stickstoff kann im Boden zu Nitrat umgewandelt und mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten und das Grund- und Trinkwasser verlagert werden. Das Ausmaß dieser Verlagerung wird neben der Düngemenge und dem Düngzeitpunkt durch Bodeneigenschaften, Niederschläge, Grundwasserneubildung, Fruchtfolge, Bodenbedeckung und regionale Agrarstrukturen beeinflusst. Besonders in Regionen mit hoher Tierhaltungsdichte und großen Mengen an Wirtschaftsdünger können strukturell bedingte Stickstoffüberschüsse auftreten. Gleichzeitig können lange Verweilzeiten im Boden und Grundwasser dazu führen, dass Maßnahmen zur Verringerung der Einträge erst mit zeitlicher Verzögerung in den Messwerten sichtbar werden.

Die **Auswertung der internationalen epidemiologischen Forschung liefert Hinweise darauf, dass eine langfristige Nitratbelastung des Trinkwassers mit einem erhöhten Risiko für Darmkrebs** oder einzelne Tumorlokalisationen verbunden sein kann. Mehrere Studien berichten statistische Zusammenhänge bereits bei Konzentrationen deutlich unterhalb des geltenden Trinkwassergrenzwerts von 50 mg/l. Das Gesamtbild ist jedoch nicht einheitlich. Die Ergebnisse unterscheiden sich unter anderem nach Studiendesign, Expositionsmaß, Tumorlokalisation und betrachteter Bevölkerungsgruppe. Zudem ist Darmkrebs eine multifaktoriell bedingte Erkrankung, deren Risiko wesentlich durch Alter, genetische Disposition, Ernährung, Übergewicht, Rauchen, Alkoholkonsum, körperliche Aktivität und die Teilnahme an Früherkennungsmaßnahmen beeinflusst wird. Nitrat im Trinkwasser ist daher gegenwärtig nicht als etablierte

alleinige Ursache, sondern als möglicher zusätzlicher umweltbezogener Risikofaktor zu betrachten.

Für Deutschland fehlt bislang eine epidemiologische Untersuchung, die langfristige individuelle Trinkwasserexpositionen mit Gesundheitsdaten in einer mit den dänischen Kohortenstudien vergleichbaren Weise verknüpft. Der im Bericht verwendete attributable Anteil von 2,5 % basiert auf einer Übertragung internationaler Ergebnisse und stellt eine Modellannahme dar. Die daraus abgeleiteten Kosten sind folglich keine empirisch beobachteten, eindeutig durch Nitrat verursachten Kosten, sondern eine Szenariorechnung zur Abschätzung einer möglichen Größenordnung. Ein Vergleich aktueller durchschnittlicher Nitratwerte und Darmkrebsinzidenzen auf Ebene der Bundesländer kann diese Forschungslücke nicht schließen. Die geringe räumliche Auflösung, unterschiedliche historische Expositionen und zahlreiche regionale Einflussfaktoren erlauben keine belastbare kausale Interpretation.

Unter der konservativen Modellannahme eines nitratattributablen Anteils von 2,5 % ergeben sich direkte Gesundheitskosten von knapp 75 Mio. Euro und indirekte volkswirtschaftliche Kosten von fast 66 Mio. Euro pro Jahr. Zusammengenommen entspricht dies etwa **140 Mio. Euro beziehungsweise 1,65 Euro je Einwohner*in und Jahr.** Ergänzend wird die **gesundheitliche Krankheitslast über verlorene gesunde Lebensjahre** bewertet. Deren Monetarisierung ergibt rund **1,16 Mrd. Euro beziehungsweise 13,70 Euro je Einwohner*in und Jahr.** Dieser wohlfahrtsökonomische Wert ist konzeptionell von den direkten und indirekten Kosten des Cost-of-Illness-Ansatzes zu unterscheiden und sollte wegen möglicher Überschneidungen nicht zu diesen addiert werden. Die große Differenz zwischen beiden Ergebnissen verdeutlicht, dass die Bewertung gesundheitlicher Folgen wesentlich von der gewählten Kostenperspektive abhängt.

Die **modellierten Präventionskosten einer pauschalen Verringerung der Stickstoffdüngung betragen für die betrachteten Ackerkulturen rund 505 Mio. Euro pro Jahr im 10%-Szenario und rund 774 Mio. Euro im 20%-Szenario.** Rechnerisch würden dadurch etwa 126.850 beziehungsweise 253.700 Tonnen weniger Düngemittelstickstoff pro Jahr in den Boden eingebracht. Diese Mengen dürfen jedoch nicht mit einer proportionalen Verringerung der Nitratauswaschung oder der Nitratkonzentration im Grundwasser gleichgesetzt werden. Zudem beruhen die Kosten auf niedersächsischen Ausgleichskalkulationen, die auf die deutschen Anbauflächen übertragen wurden. Unterschiede bei Standorten, Kulturen, Ertragspotenzialen, Viehbesatz sowie der Nutzung von Mineral- und Wirtschaftsdüngern können deshalb nur eingeschränkt abgebildet werden. Die Ergebnisse sind als modellhafte Größenordnung einer

spezifischen Minderungsstrategie und nicht als Prognose tatsächlich entstehender bundesweiter Kosten zu verstehen.

Ein unmittelbarer Kosten-Nutzen-Vergleich ist nur eingeschränkt möglich. Die Präventionskosten übersteigen die modellierten direkten und indirekten Gesundheitskosten des betrachteten Darmkrebsrisikos, liegen jedoch deutlich unterhalb der ergänzend monetarisierten gesundheitlichen Wohlfahrtsverluste. Die Gesundheitskosten erfassen ausschließlich einen möglichen Teil der Darmkrebslast. Weitere potenzielle Gesundheitswirkungen sowie Umweltfolgen für Gewässer, Biodiversität, Luftqualität, Böden und Klima bleiben unberücksichtigt. Umgekehrt ist nicht quantifiziert, in welchem Umfang die betrachtete Reduzierung der Düngung tatsächlich die Trinkwasserexposition und damit das Erkrankungsrisiko senken würde.

Aus Vorsorgeperspektive sprechen die Ergebnisse dafür, Stickstoffüberschüsse möglichst an ihrer Quelle zu verringern. Geeignete Ansätze umfassen insbesondere eine bedarfsgerechte und zeitlich angepasste Düngung, eine präzisere Düngebedarfsermittlung, Zwischenfrüchte und kontinuierliche Bodenbedeckung, angepasste Fruchtfolgen, verlustarme Ausbringungstechniken sowie ein verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement. Welche Maßnahmen ökologisch wirksam und wirtschaftlich angemessen sind, hängt wesentlich von den regionalen und betrieblichen Bedingungen ab. Pauschale Minderungsanforderungen sollten daher

durch standortbezogene Instrumente, Beratung, überprüfbare Nährstoffdaten und eine bessere Identifikation regionaler Belastungsschwerpunkte ergänzt werden. Technische Maßnahmen der Trinkwasseraufbereitung können die Einhaltung der Qualitätsanforderungen sichern, beseitigen jedoch nicht die Ursache der Belastung und vermeiden keine weiteren Umweltfolgen hoher Stickstoffeinträge.

Für belastbarere Bewertungen besteht weiterer Forschungsbedarf. Erforderlich sind insbesondere kleinräumige und historische **Daten zur Nitratkonzentration des tatsächlich konsumierten Trinkwassers, deren Verknüpfung mit langfristigen Bevölkerungs- und Gesundheitsdaten** sowie eine differenziertere Modellierung nach Expositionshöhe, Tumorlokalisierung und relevanten Störfaktoren. Parallel sollten die **Kosten und Minderungswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen stärker regionalisiert und betriebstypenspezifisch untersucht** werden. Erst eine solche integrierte Datengrundlage ermöglicht es, den gesundheitlichen und ökonomischen Nutzen einzelner Präventionsmaßnahmen verlässlich zu bewerten. Bis dahin sollten die vorliegenden Kostenschätzungen als transparente Szenarien und nicht als präzise Schätzung kausal verursachter Schäden interpretiert werden. Ungeachtet dieser Unsicherheiten zeigt die Untersuchung, dass Nitratbelastungen nicht allein als Problem der Trinkwasseraufbereitung zu betrachten sind, sondern eine langfristige umwelt-, gesundheits- und agrarpolitische Herausforderung darstellen.

GLOSSAR

Ammonium (NH_4^+)	Eine reaktionsfreudige Stickstoffverbindung, die unter anderem in Wirtschafts- und Mineraldünger vorkommt. Unter sauerstoffreichen Bedingungen kann Ammonium durch Mikroorganismen zu Nitrat umgewandelt werden (Blume et al. 2010).
COI (Cost of Illness)	Eine Kostenberechnung zur Abschätzung der gesamten wirtschaftlichen Kosten, die mit einer Krankheit verbunden sind. Es werden direkte Kosten, wie Diagnose und Behandlung, sowie indirekte Kosten, wie Produktivitätsverluste durch Arbeitsausfall, berücksichtigt (Byford et al. 2000).
DALY (Disability-Adjusted Life Years)	Berechnung verlorener gesunder Lebensjahre, welche sich aus der Summe der durch den Tod verlorenen Lebensjahre (YLL) und den gesundheitlich eingeschränkten Lebensjahren (YLD) zusammensetzt (Robert Koch-Institut 2024). Die DALY beschreiben damit die volkswirtschaftliche Krankheitslast einer Gesellschaft.
Denitrifikation	Der chemische Prozess, bei dem Nitrat mit Hilfe von Mikroorganismen unter sauerstoffarmen Bedingungen abgebaut wird. Die für den Abbau benötigten Stoffe im Boden werden über die Zeit verbraucht. Daher ist es wichtig das natürliche Denitrifikationsvermögen so gut wie möglich zu erhalten und überschüssiges Nitrat zu vermeiden (Blume et al. 2010).
Eutrophierung	Beschreibt einen Zustand der Gewässer, bei dem die üblichen Nährstoffkonzentrationen überschritten werden. Folge ist, dass einzelne Pflanzen stärker wachsen und somit die restliche biologische Vielfalt gefährden (UBA 2024b).
Global Burden of Disease Study (GBD)	Internationale Studie, welche die gesundheitliche Belastung durch Krankheiten, Verletzungen und gesundheitliche Risikofaktoren erfasst und bewertet. Sie ermöglicht, dass zwischen Ländern und Regionen Vergleiche der Krankheitslast durchgeführt werden können. Die Krankheitslast wird mithilfe von DALYs (Disability-Adjusted Life Years) quantifiziert (Institute for Health Metrics and Evaluation 2026).
Kohortenstudie	Forschungsdesign, bei dem Gruppen von Personen (Kohorten) über einen möglichst langen, definierten Zeitraum bezüglich spezieller Ereignisse (z.B. Krankheiten) beobachtet werden. Es wird dann analysiert, ob ein Zusammenhang zwischen Merkmalen oder Einwirkungen (sog. „Expositionen“) und den beobachteten Ereignissen (z.B. Krankheiten) besteht (Högel 2014).
Kolonkarzom	Tumore, deren unterer Rand mehr als 16 cm vom äußeren Rand des Anus entfernt liegt (Hofheinz et al 2026).
Nitrat (NO_3^-)	Eine negativ geladene Stickstoffverbindung, die das Endprodukt der Nitrifikation ist (Blume et al. 2010).
Nitrit (NO_2^-)	Eine reaktionsfreudige Stickstoffverbindung, die als Zwischenprodukt bei der Bildung und beim Abbau von Nitrat entsteht. Auch im menschlichen Körper kann Nitrit aus aufgenommenem Nitrat gebildet werden. Es kann mit bestimmten Verbindungen zu potenziell krebserregenden N-Nitrosoverbindungen, darunter Nitrosamine, reagieren (BfR 2013).
Nitrifikation	Ein chemischer Prozess, bei dem Ammonium mit Hilfe von Mikroorganismen schrittweise unter sauerstoffreichen Bedingungen zu Nitrat umgewandelt wird (Blume et al. 2010).
Nitrosamine	Chemische Verbindungen, die u.a. durch die Reaktion von Nitrit mit spezifischen Aminosäuren entstehen können. Laut Risikobewertung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit sind zehn Nitrosamine vermutlich krebserregend (BfR 2013).
Ökologische Studie	Studien, die meist vorhandene, räumlich oder zeitlich zusammengefasste Daten auf Populationsebene auswerten. Im Gegensatz zu Kohortenstudien können hier nicht Exposition und Erkrankung derselben Person zugeordnet werden, da keine Individualdaten vorliegen. Das Studiendesign dient dazu Hypothesen zu bilden, ist jedoch für eine individuelle Risikoabschätzung

	ungeeignet, da Zusammenhänge auf Gruppenebene nicht ohne Weiteres auf Individuen übertragen werden können. Weiterführende Studien zur Überprüfung sind notwendig (BfS o.J.).
Reaktiver Stickstoff	Stickstoffverbindungen die, anders als Luftstickstoff, sehr reaktionsfreudig sind und daher leicht chemische Reaktionen mit anderen Stoffen eingehen (UBA 2015).
Rektosigmoid	Ein Teil des Dickdarms, in dem der Nahrung hauptsächlich die Salze und das Wasser entzogen werden (Gesund.bund o.J.).
Rektumkarzinom	Tumore, deren unterer Rand 16 cm oder weniger vom äußeren Rand des Afters entfernt liegt (Hofheinz et al 2026b).
Stickstoff (N ₂)	Stickstoff ist ein chemisches Element und kommt in der Atmosphäre überwiegend als molekularer Stickstoff (N ₂) vor, der mit rund 78 % den Hauptbestandteil der Luft bildet (Spectrum – Lexikon der Biologie o.J.).
VOLY (Value of Life-Year)	Monetärer Wert, der einem gesunden gelebten Lebensjahr zugeordnet wird, um Veränderungen der Lebenserwartung in Geldeinheiten auszudrücken. Der VOLY basiert in der Regel auf der gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaft für eine Verringerung von Mortalitätsrisiken und stellt nicht den monetären Wert eines menschlichen Lebens, sondern den Wert einer statistischen Veränderung der Lebenserwartung dar (Chilton et al. 2020).
YLD (Years Lived with Disability)	Maß für die durch vorzeitigen Tod verlorenen Lebensjahre. Die Berechnung erfolgt anhand der Zahl der Todesfälle und der verbleibenden Standardlebenserwartung im jeweiligen Sterbealter (Porst et al. 2022a).
YLL (Years of Life Lost)	Maß für den Verlust gesunder Lebenszeit durch Krankheit oder gesundheitliche Einschränkungen. Für die Berechnung werden die Häufigkeit bzw. Dauer eines Krankheitszustands und dessen Schweregrad (Disability Weight) berücksichtigt (Porst et al. 2022a).
Zeitreihenanalyse	Ein Studiendesign, bei dem Daten über einen langen Zeitraum in festen Abständen erhoben werden, um beispielsweise Muster oder Trends identifizieren zu können (Becker et al. 2024).

LITERATURVERZEICHNIS

Bankenverband (2026): Währungsrechner. Abrufbar unter: <https://bankenverband.de/services/waehrungsrechner#W%C3%A4hrungsrechner>. Letzter Zugriff am: 14.9.2026.

Becker, T.; Herrmann, R.; Heumann, C.; Pilz, S.; Sandor, V.; Schäfer, D.; Wellisch, U (2024): Zeitreihenanalyse. In Stochastische Risikomodellierung und statistische Methoden: Angewandte Stochastik für die aktuarielle Praxis; Becker, T., Herrmann, R., Heumann, C., Pilz, S., Sandor, V., Schäfer, D., Wellisch, U., Eds.; Springer: Berlin, Heidelberg, 2024; pp 279–307. Abrufbar unter: https://doi.org/10.1007/978-3-662-69532-6_8. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Behr, K. (2022): Wasserversorgung in Deutschland | Trinkwasser – was darf's denn sein? Abrufbar unter: https://www.planet-wissen.de/natur/umwelt/wasserversorgung_in_deutschland/pwiewasserzumtrinkenwasdarfsdennsein100.html. Letzter Zugriff am: 31.7.2026.

Beisecker, R., Seith, T. (2021): Zwischenfruchtanbau zur Verringerung der Herbst-Nmin-Gehalte und Nitrat- auswaschung mit dem Sickerwasser. Abrufbar unter: https://www.ifoel.de/wp-content/uploads/2021/03/Zwischenfruchtanbau_Beisecker-Seith_2021.pdf. Letzter Zugriff am: 06.10.2026.

BfR (2013): Fragen und Antworten zu Nitrat und Nitrit in Lebensmitteln. Abrufbar unter: <https://www.bfr.bund.de/fragen-und-antworten/thema/fragen-und-antworten-zu-nitrat-und-nitrit-in-lebensmitteln/>. Letzter Zugriff am: 06.10.2026.

BfS (O.J.): BfS - Glossar - O - Ökologische Studie. Abrufbar unter: https://www.bfs.de/DE/service/glossar/_functions/glossar.html?lv2=497008&lv3=531316. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Scheffer, F., Schachtschabel, P., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Thiele-Bruhn, S., Welp, G., Wilke, B.-M. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg.

BMJ (2023): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV). Abrufbar unter: https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2023/TrinkwV.pdf. Letzter Zugriff am: 06.10.2026.

BMUKN (2024): Nitratbericht 2024 - Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Abrufbar unter: https://www.bundesumweltministerium.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nitratbericht_2024_bf.pdf. Letzter Zugriff am: 06.10.2026.

Bogner, A., Littig, B., Menz, W. (2014): Interviews mit Experten. Abrufbar unter: <https://www.schweitzer-online.de/go/product/A17802154>. Letzter Zugriff am: 11.9.2026.

Bogner, A., Menz, W. (2002): Das theoriegenerierende Experteninterview. In: Bogner, A. et al. (Hg.): Das Experteninterview: Theorie, Methode, Anwendung. Wiesbaden. S. 33–70.

BÖLW (2026): Änderung der Düngeverordnung. Abrufbar unter: <https://www.boelw.de/themen/pflanze/duengung/artikel/aenderung-der-duengeverordnung/>. Letzter Zugriff am: 10.8.2026.

Brender, J. D., Weyer, P. J., Romitti, P. A., Mohanty, B. P., Shinde, M. U., Vuong, A. M., Sharkey, J. R., Dwivedi, D., Horel, S. A., Kantamneni, J., Huber, J. C., Zheng, Q., Werler, M. M., Kelley, K. E., Griesenbeck, J. S., Zhan, F. B., Langlois, P. H., Suarez, L., Canfield, M. A. (2013): Prenatal Nitrate Intake from Drinking Water and Selected Birth Defects in Offspring of Participants in the National Birth Defects Prevention Study. Abrufbar unter: <https://stacks.cdc.gov>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Brunke, M. (2023): Der Einfluss von Nährstoffbelastungen auf die Fischfauna in Fließgewässern. In: WASSERWIRTSCHAFT. Jg. 113, Nr. 10. S. 20–27.

Buchen-Tschiskale, C., Fuß, R., Well, R., Reinsch, T., Taube, F., Nyameasem, J. K., Zutz, M., Kluß, C., Ruser, R., Müller, T., Essich, C., Olf, H.-W., Huf, M. ten, Recke, G., Jorisson, T., Jensen, S. M., Flessa, H. (2022): GülleBest: Mit welcher Technik lassen sich Gülle und Gärreste emissionsarm ausbringen?. DE.

Bundesverwaltungsgericht (2025): Urteil vom 24.10.2025 - BVerwG 10 CN 1.25. <https://ssl.bverwg.de/241025U10CN1.25.0>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Byford, S.; Torgerson, D. J.; Raftery, J. Economic Note (2000): Cost of Illness Studies. *BMJ* 2000, 320 (7245), 1335. <https://doi.org/10.1136/bmj.320.7245.1335>

BZL (2025): Nitrat im Grundwasser – Ursachen & Lösungen in der Landwirtschaft: BZL. Abrufbar unter: <https://www.landwirtschaft.de/umwelt/natur/wasser/nitrat-im-grundwasser-was-hat-die-landwirtschaft-damit-zu-tun?> Letzter Zugriff am: 2.9.2026.

Chilton, S.; Jones-Lee, M.; Metcalf, H. A (2020): Scoping Study on the Valuation of Risks to Life and Health: The Monetary Value of a Life Year (VOLY). Abrufbar unter: <https://www.gov.uk/government/publications/valuation-of-risks-to-life-and-health-monetary-value-of-a-life-year-voly/a-scoping-study-on-the-valuation-of-risks-to-life-and-health-the-monetary-value-of-a-life-year-voly>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Cisneros, R., Amiri, M., Gharibi, H. (2025): The association between increases in nitrate in drinking water and colorectal cancer incidence rates in California, USA. In: Cancer Causes & Control. Jg. 36, Nr. 10. S. 1041–1057. Abrufbar unter: <https://link.springer.com/10.1007/s10552-025-02003-5>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Cremer, D. N. (2015): Nitrat im Grundwasser – Eintrag, Verhalten und Entwicklungstrends.

Daimonakos, V., Adams, R., O’Loughlin, F. E. (2026): Models for predicting nitrate leaching and assessing cover crop mitigation: A systematic review. In: Journal of Environmental Management. Jg. 408, S. 130004.

Daroudi, R., Akbari Sari, A., Nahvijou, A., Faramarzi, A. (2021): Cost per DALY averted in low, middle- and high-income countries: evidence from the global burden of disease study to estimate the cost-effectiveness thresholds. In: Cost Effectiveness and Resource Allocation. Jg. 19, Nr. 1. S. 7. Abrufbar unter: <https://doi.org/10.1186/s12962-021-00260-0>. Letzter Zugriff am: 24.10.2024.

De Roos, A. J., Ward, M. H., Lynch, C. F., Cantor, K. P. (2003): Nitrate in Public Water Supplies and the Risk of Colon and Rectum Cancers. In: Epidemiology. Jg. 14, Nr. 6. S. 640–649.

Delin, S., Stenberg, M. (2014): Effect of nitrogen fertilization on nitrate leaching in relation to grain yield response on loamy sand in Sweden. In: European Journal of Agronomy. Jg. 52, S. 291–296.

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. In: J Environ Manage. Jg. Jul 2025.

DNR (2026): EU-Nitratrichtlinie „wirksam“, Deutschland mit Nachholbedarf | Deutscher Naturschutzring. Abrufbar unter: <https://www.dnr.de/aktuelles-termine/aktuelles/eu-nitratrichtlinie-wirksam-deutschland-mit-nachholbedarf>. Letzter Zugriff am: 31.7.2026.

Dorau, K., Wessel-Bothe, S., Milbert, G., Schrey, H. P., Elhaus, D., Mansfeldt, T. (2020): Climate change and redoximorphosis in a soil with stagnic properties. In: CATENA. Jg. 190, S. 104528.

Döschner, J. (2016): EU verklagt Deutschland wegen hoher Nitrat-Belastung. Abrufbar unter: <https://www.tageschau.de/inland/klage-gegen-deutschland-wegen-nitrat-verseuchung-101.html>. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

DVGW, BDEW, VKU (2016): Bericht von DVGW, BDEW und VKU zur Nitratbelastung der Trinkwasserressourcen in Deutschland (Beprobungsjahr 2016). Abrufbar unter: <https://www.dvgw.de/medien/dvgw/umwelt/nitrat/Bericht-Grundwasserdatenbank-Nitrat.pdf>. Letzter Zugriff am: 22.9.2026.

EEA (2025a): Ammonia emissions from agriculture and other sources (Indicator). Abrufbar unter: <https://www.eea.europa.eu/en/european-zero-pollution-dashboards/indicators/ammonia-emissions-from-agriculture-and-other-sources-indicator>. Letzter Zugriff am: 2.9.2026.

EEA (2025b): Nitrate in groundwater in Europe. Abrufbar unter: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/nitrate-in-groundwater-8th-eap>. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

Erichsen, D. W., Pokharel, P., Kyrø, C., Schullehner, J., Zhong, L., Bondonno, C. P., Dalgaard, F., Fjeldstad Hendriksen, P., Sigsgaard, T., Hodgson, J. M., Olsen, A., Tjønneland, A., Bondonno, N. P. (2024): Source-specific nitrate and nitrite intakes and associations with sociodemographic factors in the Danish Diet Cancer and Health cohort. In: Frontiers in Nutrition. Jg. 11, S. 1326991. Abrufbar unter: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fnut.2024.1326991/full>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Erichsen, D. W., Bondonno, N. P., Pokharel, P., Rosthøj, S., Bondonno, C. P., Zhong, L., Schullehner, J., Sigsgaard, T., Hendriksen, P. F., Dalgaard, F., Raaschou-Nielsen, O., Hodgson, J. M., Dahm, C. C., Olsen, A., Tjønneland, A., Kyrø, C. (2025):

Source-specific nitrate and nitrite intake and association with colorectal cancer in the Danish Diet, Cancer and Health Cohort. In: *Environment International*. Jg. 202, S. 109658.

van Es, H. M., Sogbedji, J. M., Schindelbeck, R. R. (2006): Effect of Manure Application Timing, Crop, and Soil Type on Nitrate Leaching. In: *Journal of Environmental Quality*. Jg. 35, Nr. 2. S. 670–679.

Espejo-Herrera, N., Gràcia-Lavedan, E., Boldo, E., Aragonés, N., Pérez-Gómez, B., Pollán, M., Molina, A. J., Fernández, T., Martín, V., Vecchia, C. L., Bosetti, C., Tavani, A., Polesel, J., Serraino, D., Acebo, I. G., Altzibar, J. M., Ardanaz, E., Burgui, R., Pisa, F., Fernández-Tardón, G., Tardón, A., Peiró, R., Navarro, C., Castaño-Vinyals, G., Moreno, V., Righi, E., Aggazzotti, G., Basagaña, X., Nieuwenhuijsen, M., Kogevinas, M., Villanueva, C. M. (2016): Colorectal cancer risk and nitrate exposure through drinking water and diet. In: *International Journal of Cancer*. Jg. 139, Nr. 2. S. 334–346.

Essien, E. E., Said Abasse, K., Côté, A., Mohamed, K. S., Baig, M. M. F. A., Habib, M., Naveed, M., Yu, X., Xie, W., Jinfang, S., Abbas, M. (2022): Drinking-water nitrate and cancer risk: A systematic review and meta-analysis. In: *Archives of Environmental & Occupational Health*. Jg. 77, Nr. 1. S. 51–67.

EuGH (2018): Rechtssachen - InfoCuria - Gerichtshof der Europäischen Union. Abrufbar unter: https://infocuria.curia.europa.eu/tabs/affair?lang=de&sort=AFF_NUM-DESC&searchTerm=%2522C%252D543%252F16%2522&publishedId=C-543%2F16. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

Europäische Kommission (2026): Evaluation of the Nitrates Directive (Council Directive 91/676/EEC). Abrufbar unter: https://environment.ec.europa.eu/document/download/3962d423-baab-4116-a5c1-e96097a6a532_en?file-name=Staff%20Working%20Document%20-%20Evaluation%20of%20the%20Nitrates%20Directive%20part%201_0.pdf. Letzter Zugriff am: 22.8.2026.

Europäische Zentralbank (2026): Euro exchange rates charts. Abrufbar unter: https://www.ecb.europa.eu/stats/policy_and_exchange_rates/euro_reference_exchange_rates/html/eurofxref-graph-usd.de.html. Letzter Zugriff am: 11.9.2026.

Fuß, R., Vos, C., Beck, K. (2026): Thuenen: Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft. Abrufbar unter: <https://www.thuenen.de/de/themenfelder/klima-und-luft/emissionsinventare-buchhaltung-fuer-den-klimaschutz/ammoniak-emissionen-aus-der-landwirtschaft>. Letzter Zugriff am: 2.9.2026.

Gesund.bund (o.J.): Glossar - Rektosigmoid. Abrufbar unter: <https://gesund.bund.de/glossar/rektosigmoid>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Greenpeace (2026): In EU first, Denmark plans to cut nitrate limit in drinking water to reduce cancer risk. Abrufbar unter: <https://www.greenpeace.org/eu-unit/issues/nature-food/47989/in-eu-first-denmark-plans-to-cut-nitrate-limit-in-drinking-water-to-reduce-cancer-risk/>. Letzter Zugriff am: 12.8.2026.

van Grinsven, H. J., Rabl, A., de Kok, T. M. (2010): Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. In: *Environmental Health*. Jg. 9, Nr. 1. S. 58.

Guderian, R. (2013): *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie: Band 2B: Terrestrische Ökosysteme Wirkungen auf Pflanzen Diagnose und Überwachung Wirkungen auf Tiere*.

Haggard, F., Boushey, R. (2009): Colorectal Cancer Epidemiology: Incidence, Mortality, Survival, and Risk Factors. In: *Clinics in Colon and Rectal Surgery*. Jg. 22, Nr. 04. S. 191–197. Abrufbar unter: <http://www.thieme-connect.de/DOI/DOI?10.1055/s-0029-1242458>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Haug, U., Engel, S., Verheyen, F., Linder, R. (2014): Estimating Colorectal Cancer Treatment Costs: A Pragmatic Approach Exemplified by Health Insurance Data from Germany. In: *PLoS ONE*. Jg. 9, Nr. 2. S. e88407. Abrufbar unter: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0088407>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Häußermann, U., Klement, L., Breuer, L., Ullrich, A., Wechsung, G., Bach, M. (2020): Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017. In: *Environmental Sciences Europe*. Jg. 32, Nr. 1. S. 109.

Heisser, T., Simon, A., Hapfelmeier, J., Hoffmeister, M., Brenner, H. (2022): Treatment Costs of Colorectal Cancer by Sex and Age: Population-Based Study on Health Insurance Data from Germany. In: *Cancers*. Jg. 14, Nr. 15. S. 3836. Abrufbar unter: <https://www.mdpi.com/2072-6694/14/15/3836>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Hina, N. (2025): A comprehensive meta-analysis of nitrate leaching from wheat, rice, and maize cultivation on a global scale. In: Journal of Agriculture and Food Research. Jg. 19.

Hina, N. S. (2024): Global Meta-Analysis of Nitrate Leaching Vulnerability in Synthetic and Organic Fertilizers over the Past Four Decades. In: Water. Jg. 16, Nr. 3. S. 457.

Hofheinz, R.-D., Arnold, D., Borner, M., Eisterer, W., Faber, G., Folprecht, G., Graeven, U., Grünberger, B., Hebart, H., Hege-
wisch-Becker, S., Heinemann, H., Pritzkeleit, R., Rumpold, H., Sinn, M., Weitz, J., Wörmann, B. (2026): Kolonkarzinom. Onko-
pedia. Abrufbar unter: <https://www.onkopedia.com/de/onkopedia/guidelines/kolonkarzinom>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Hofmarcher, T., Lindgren, P. (2020): The Cost of Cancers of the Digestive System in Europe. Lund, Sweden.

Hosseini, F., Majdi, M., Naghshi, S., Sheikhsossein, F., Djafarian, K., Shab-Bidar, S. (2021): Nitrate-nitrite exposure through drinking water and diet and risk of colorectal cancer: A systematic review and meta-analysis of observational studies. In: Clinical Nutrition. Jg. 40, Nr. 5. S. 3073–3081. Abrufbar unter: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0261561420306142>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Institute for Health Metrics and Evaluation (2026): GBD Compare. Abrufbar unter: <https://vizhub.healthdata.org/gbd-compare>. Letzter Zugriff am: 10.8.2026.

Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F., Olesen, J. E. (2015): Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. In: European Journal of Agronomy. Jg. 62, S. 55–64.

Jacobsen, B. H., Hansen, B., Schullehner, J. (2024): Health-economic valuation of lowering nitrate standards in drinking water related to colorectal cancer in Denmark. In: Science of The Total Environment. Jg. 906, S. 167368. Abrufbar unter: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969723059958>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Jones, R. R., DellaValle, C. T., Weyer, P. J., Robien, K., Cantor, K. P., Krasner, S., Beane Freeman, L. E., Ward, M. H. (2019): Ingested nitrate, disinfection by-products, and risk of colon and rectal cancers in the Iowa Women's Health Study cohort. In: Environment International. Jg. 126, S. 242–251. Abrufbar unter: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412018324978>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Keller, E., Newman, J. E., Ortman, A., Jorm, L. R., Chambers, G. M. (2021): How Much Is a Human Life Worth? A Systematic Review. In: Value in Health. Jg. 24, Nr. 10. S. 1531–1541. Abrufbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1098301521002138>. Letzter Zugriff am: 29.4.2025.

Keum, N., Giovannucci, E. (2019): Global burden of colorectal cancer: emerging trends, risk factors and prevention strategies. In: Nature Reviews Gastroenterology & Hepatology. Jg. 16, Nr. 12. S. 713–732. Abrufbar unter: <https://www.nature.com/articles/s41575-019-0189-8>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Länderinitiative Kernindikatoren (2026): C5 Nitrat im Grundwasser - LiKi. Abrufbar unter: <https://www.liki.nrw.de/umwelt-und-gesundheit/c5-nitrat-im-grundwasser>. Letzter Zugriff am: 22.8.2026.

Landesanstalt für Umwelt BW (2026): EUA-Messnetz und EU-Nitratmessnetz. Abrufbar unter: <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de>. Letzter Zugriff am: 21.8.2026.

LANUV Umrechnung. Abfallanalysendatenbank. Abrufbar unter: https://www.abfall-nrw.de/abanda/help/1_umrechnung.htm. Letzter Zugriff am: 9.9.2026.

Lee, M., Stock, C. A., Shevliakova, E., Malyshev, S., Milly, P. C. D. (2021): Globally prevalent land nitrogen memory amplifies water pollution following drought years. In: Environmental Research Letters. Jg. 16, Nr. 1. S. 014049.

Leitlinienprogramm Onkologie (Deutsche Krebsgesellschaft, Deutsche Krebshilfe, AWMF) (2026): S3-Leitlinie Kolorektales Karzinom: Langversion 3.2 (AWMF-Registernummer 021-007OL). Leitlinienprogramm Onkologie. Berlin.

LWK Niedersachsen (2021): Modell- und Pilotprojekt zur reduzierten Stickstoffdüngung im Wasserschutzgebiet Belm-Nettetal. Abrufbar unter: https://www.lwk-niedersachsen.de/lwk/news/36941_Modell-_und_Pilotprojekt_zur_reduzierten_Stickstoffduengung_im_Wasserschutzgebiet_Belm-Nettetal. Letzter Zugriff am: 11.9.2026.

LWK Niedersachsen (2026): Berechnungsgrundlagen für Ausgleichsleistungen des Jahres 2025 gemäß §93 NWG und für freiwillige Vereinbarungen des Jahres 2026 (Blaubuch). Abrufbar unter: <https://www.duengebehoerde->

niedersachsen.de/duengebehoerde/news/68153_Berechnungsgrundlagen_fuer_Ausgleichsleistungen_des_Jahres_2025_gemaess_93_NWG_und_fuer_freiwillige_Vereinbarungen_des_Jahres_2026_Blaubuch. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

LWK Nordrhein-Westfalen (2026): Mehrwert auf dem Acker: So gelingt der Zwischenfruchtanbau unter düngerechtlichen und fachlichen Aspekten in 2026 - Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. Abrufbar unter: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau...../duengung/basisinfos/zwischenfrucht.htm>. Letzter Zugriff am: 9.9.2026.

LWK Schleswig-Holstein direkt zum Wertermittlungsprogramm Wirtschaftsdünger. Abrufbar unter: <https://www.lksh.de/landwirtschaft/duengung/stoffstrombilanz/-/170-kg-n-obergrenze/direkt-zum-wertermittlungsprogramm-wirtschaftsduenger>. Letzter Zugriff am: 9.9.2026.

Maleki, G. N., Khatibi, M. B., Khamnian, Z., Jalali, Z., Dastgiri, S., Aroogh, H. G. (2022): Association between nitrate concentration in drinking water and rate of colorectal cancer: a case study in northwestern Iran. In: International Journal of Environmental Health Research. Jg. 32, Nr. 8. S. 1791–1800.

Meusburger, K., Waldner, P., Schmitt, M., Hagedorn, F., Christen, D., Hajjar, N., Hirsiger, T., Köchli, R., Mullis, C., Palermo, P., Pezzotta, D., Stutz, T., Zhu, J., Zürcher, A., Thimonier, A. (2025): Trends atmosphärischer Deposition und Auswirkungen auf Bodenwasserqualität und Baumernährung. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen. Jg. 2, Nr. 176. S. 92.

Meuser, M., Nagel, U. (2010): Experteninterviews – wissenssoziologische Voraussetzungen und methodische Durchführung. In: Friebertshäuser, B. et al. (Hg.): Handbuch Qualitative Forschungsmethoden in der Erziehungswissenschaft. Abrufbar unter: <https://d-nb.info/994323166/04>. Letzter Zugriff am: . S. 457–471.

Meyer-Aurich, A. et al. (2010): Optimal site-specific fertilization and harvesting strategies with respect to crop yield and quality response to nitrogen. In: Agricultural Systems. Jg. 103, Nr. 7. S. 478–485.

Ministeriet for Natur og Dyrevelfærd (2026a): Ny reguleringsmodel for kvælstof. Abrufbar unter: <https://mgtp.dk/arbejd-somraader/kvaelstofregulering/ny-reguleringsmodel-for-kvaelstof>. Letzter Zugriff am: 5.10.2026.

Ministeriet for Natur og Dyrevelfærd (2026b): Aftalekreds øger kompensation for ny kvælstofregulering. Abrufbar unter: <https://mgtp.dk/nyheder/2026/sep/aftalekreds-oeger-kompensation-for-ny-kvaelstofregulering>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Ministeriet for Natur og Dyrevelfærd (2026c): Udledningsgrænserne for kvælstof 2027 er klar fra midnat. Abrufbar unter: <https://mgtp.dk/nyheder/2026/sep/aftalekreds-oeger-kompensation-for-ny-kvaelstofregulering>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Mittermayer, M., Donauer, J., Kimmelman, S., Maidl, F.-X., Hülsbergen, K.-J. (2024): Effects of different nitrogen fertilization systems on crop yield and nitrogen use efficiency – Results of a field experiment in southern Germany. In: Heliyon. Jg. 10, Nr. 7. S. e28065.

MLR Baden-Württemberg (2026): Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung (SchALVO). Abrufbar unter: https://foerderung.landwirtschaft-bw.de/,Lde/Startseite/Foerderungswegweiser/Schutzgebiets_und+Ausgleichsverordnung+_SchALVO_+fuer+Wasserschutzgebiete. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

MU Niedersachsen Nitrit | Nds. Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz. Abrufbar unter: https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/wasser/grundwasser/grundwasserbericht_niedersachsen/grundwasserbeschaffenheit/guteparameter/grundprogramm_des_nlwkn/nitrit/Nitrit-137606.html. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

Nitratdatenbank (2026): Nitrat im Trinkwasser. Abrufbar unter: <https://www.nitratdatenbank.de/trinkwasser/aktuelle-trinkwassersituation.html>. Letzter Zugriff am: 31.7.2026.

Norton, J., Ouyang, Y. (2019): Controls and Adaptive Management of Nitrification in Agricultural Soils. In: Frontiers in Microbiology. Jg. 10, Abrufbar unter: <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2019.01931/full>. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

Nouri, A., Lukas, S., Singh, S., Singh, S., Machado, S. (2022): When do cover crops reduce nitrate leaching? A global meta-analysis. In: Global Change Biology. Jg. 28, Nr. 15. S. 4736–4749.

Oebel, B., Stein, L., Kleemann, S., Gaugler, T. (2026): Impacts of food consumption on life expectancy and hidden health costs. In: Cleaner Food Systems. Jg. 4, S. 100053.

Oelmann, D. M., Czichy, C., Hormann, L. (2017): BDEW-Gutachten. Gutachten zur Berechnung der Kosten der Nitratbelastung in Wasserkörpern für die Wasserwirtschaft. Abrufbar unter: https://www.bdew.de/media/documents/20170113_BDEW_Gutachten_Nitrat_final.pdf. Letzter Zugriff am: .

Olsen, J. V., Lundhede, T., Zemo, K. H., Thorsøe, M. H., Greve, M. B., Pedersen, M. F. (2026): Landowners' Willingness to Participate in Temporary and Permanent Agri-Environmental Schemes. In: *Journal of Agricultural Economics*. Jg. 77, Nr. 2. S. 615–631.

Osterburg, B., Rühling, I., Runge, T. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombination nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. Braunschweig.

Pacifico, F., Ronchetti, G., Dentener, F., van der Velde, M., van den Berg, M., Lugato, E. (2024): Quantifying the impact of an abrupt reduction in mineral nitrogen fertilization on crop yield in the European Union. In: *The Science of the Total Environment*. Jg. 954, S. 176692.

Perrot-Maître, D. (2006): The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case?

Pfadenhauer, M., Bogner, A., Littig, B., Menz, W. (2009): Auf gleicher Augenhöhe. Das Experteninterview – ein Gespräch zwischen Experte und Quasi-Experte. *Experteninterviews. Theorien, Methoden, Anwendungsfelder*. Wiesbaden. S. 99–116.

Picetti, R. et al. (2022a): Nitrate and nitrite contamination in drinking water and cancer risk: A systematic review with meta-analysis. In: *Environmental Research*. Jg. 210, S. 112988.

Picetti, R., Deeney, M., Pastorino, S., Miller, M. R., Shah, A., Leon, D. A., Dangour, A. D., Green, R. (2022b): Nitrate and nitrite contamination in drinking water and cancer risk: A systematic review with meta-analysis. In: *Environmental Research*. Jg. 210, S. 112988. Abrufbar unter: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0013935122003152>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Porst, M., Von Der Lippe, E., Leddin, J., Anton, A., Wengler, A., Breitzkreuz, J., Schüssel, K., Brückner, G., Schröder, H., Gruhl, H., Plaß, D., Barnes, B., Busch, M. A., Haller, S., Hapke, U., Neuhauser, H., Reitzle, L., Scheidt-Nave, C., Schlotmann, A., Stepuhn, H., Thom, J., Ziese, T., Rommel, A. (2022a): The burden of disease in Germany at the national and regional level – results in terms of disability-adjusted life years (DALY) from the BURDEN 2020 study. In: *Deutsches Ärzteblatt international*. Abrufbar unter: <https://www.aerzteblatt.de/10.3238/arztebl.m2022.0314>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Porst, M., Leddin, J., Rommel, A., Schüssel, K., Wengler, A., Plaß, D., Gruhl, H., Anton, A., Von Der Lippe, E. (2022b): Methodenbericht zur Quantifizierung der Krankheitslastindikatoren im Projekt BURDEN 2020 – Krankheitshäufigkeiten, Schweregrade, Dauern, Disability weights sowie Sensitivitätsanalysen. Abrufbar unter: <https://edoc.rki.de/handle/176904/9754.2>. Letzter Zugriff am: 14.8.2026.

Quemada, M., Baranski, M., Nobel-de Lange, M. N. J., Vallejo, A., Cooper, J. M. (2013): Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Jg. 174, S. 1–10.

Regenauer, J., Priesack, E., Schrempp, S., Hölscher, A., Puhlmann, H., Lange, J., DWA, F. H. W. (2017): Auswirkungen von Trockenheit auf die Nitratauswaschung. Abrufbar unter: <https://hdl.handle.net/20.500.11970/113270>. Letzter Zugriff am: 4.9.2026.

Richards, J., Chambers, T., Hales, S., Joy, M., Radu, T., Woodward, A., Humphrey, A., Randal, E., Baker, M. G. (2022): Nitrate contamination in drinking water and colorectal cancer: Exposure assessment and estimated health burden in New Zealand. In: *Environmental Research*. Jg. 204, S. 112322. Abrufbar unter: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0013935121016236>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Robert Koch-Institut (2024): Disability-adjusted life years (DALY)– Alle Altersgruppen. Abrufbar unter: <https://doi.org/10.25646/12408>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Robert Koch-Institut & Gesellschaft der epidemiologischen Krebsregister in Deutschland e. V. (2025): Krebs in Deutschland für 2021–2023 (15. Ausg.). Abrufbar unter: https://www.krebsdaten.de/Krebs/DE/Content/Publikationen/Krebs_in_Deutschland/krebs_in_deutschland_2025.pdf?__blob=publicationFile&utm_source=chatgpt.com. Letzter Zugriff am: 5.8.2026.

Schläpfer, F. (2020): External Costs of Agriculture Derived from Payments for Agri-Environment Measures: Framework and Application to Switzerland. In: *Sustainability*. Jg. 12, Nr. 15. S. 6126.

Schullehner, J., Hansen, B., Thygesen, M., Pedersen, C. B., Sigsgaard, T. (2018): Nitrate in drinking water and colorectal cancer risk: A nationwide population-based cohort study. In: *International Journal of Cancer*. Jg. 143, Nr. 1. S. 73–79. Abrufbar unter: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ijc.31306>. Letzter Zugriff am: 25.6.2026.

Seidel, F., Oebel, B., Stein, L., Michalke, A., Gaugler, T. (2023): The True Price of External Health Effects from Food Consumption. In: *Nutrients*. Jg. 15, Nr. 15. S. 3386. Abrufbar unter: <https://www.mdpi.com/2072-6643/15/15/3386>. Letzter Zugriff am: 7.8.2026.

Seidel, F., Oebel, B., Stein, L., Kleemann, S., Gaugler, T. (2026): Determining the Global Economic Burden of External Health Effects of Food Consumption in 204 Countries and Territories. In: *Nutrients*. Jg. 18, Nr. 3. S. 426. Abrufbar unter: <https://www.mdpi.com/2072-6643/18/3/426>. Letzter Zugriff am: 29.1.2026.

Seyyedsalehi, M. S., Mohebbi, E., Tourang, F., Sasanfar, B., Boffetta, P., Zendehehdel, K. (2023): Association of Dietary Nitrate, Nitrite, and N-Nitroso Compounds Intake and Gastrointestinal Cancers: A Systematic Review and Meta-Analysis. In: *Toxics*. Jg. 11, Nr. 2. S. 190.

Shiroyiwa, T., Igarashi, A., Fukuda, T., Ikeda, S. (2013): WTP for a QALY and health states: More money for severer health states?. In: *Cost Effectiveness and Resource Allocation*. Jg. 11, Nr. 1. S. 22.

Spektrum (2001): Stickstoff. Abrufbar unter: <https://www.spektrum.de/lexikon/ernaehrung/stickstoff/8344>. Letzter Zugriff am: 22.8.2026.

Statistisches Bundesamt (2026a): Code: 32211-0002 Wassergewinnung: Bundesländer, Jahre, Wasserarten. Abrufbar unter: <https://genesis.destatis.de/datenbank/online/statistic/32211/table/32211-0002>. Letzter Zugriff am: 22.9.2026.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2026b): Tabelle 'Anbaufläche, Erntemenge, Ertrag je Hektar (Feldfrüchte und Grünland): Deutschland, Jahre, Fruchtarten'. Code: 41241-0005. Abrufbar unter: <https://genesis.destatis.de/datenbank/online/statistic/41241/table/41241-0005>. Letzter Zugriff am: 14.9.2026.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (o.J.): Die Hälfte der Landwirte düngt mit Gülle. Abrufbar unter: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/aktuell-duengen.html>. Letzter Zugriff am: 11.9.2026.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2025): Qualitätsbericht – Krankheitskostenrechnung. Abrufbar unter: https://www.destatis.de/DE/Methoden/Qualitaet/Qualitaetsberichte/Gesundheit/krankheitskostenrechnung.pdf?__blob=publicationFile. Letzter Zugriff am: 5.8.2026.

Statistisches Bundesamt (DeStatis) (2026): Krankheitskosten, Krankheitskosten je Einwohner: Deutschland, Jahre, Krankheitsdiagnosen (ICD-10) [Datensatz]. GENESIS-Online, Tabelle 23631-0001. Abrufbar unter: <https://genesis.destatis.de/datenbank/online/statistic/23631/table/23631-0001>. Letzter Zugriff am: 7.8.2026.

Taube, F. (2021): Die Regelungen zur guten fachlichen Praxis der Düngung (DüV 2020) widersprechen der Zweckbestimmung des Düngegesetzes und tragen zur Verfehlung der Umweltziele Deutschlands und der EU bei. Expertise zur Bewertung des neuen Düngerechts (DüngeG, DüV, AVV GeA) von 2020 in Deutschland aus Sicht des Trinkwasserschutzes. Gutachten im Auftrag von: BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. Abrufbar unter: https://www.bdew.de/media/documents/PI_20210707_Expertise-Prof-Taube-Bewertung-D%C3%BCngerecht-2020.pdf. Letzter Zugriff am: 18.9.2026.

Taube, F. (2023): Die Stickstoffbedarfswerte der Düngeverordnung (DüV) für Winterraps und Winterweizen sind 15–20 % zu hoch angesetzt – eine Replik auf Kage et al. (2022). In: *Berichte über Landwirtschaft*, 101.

Thapa, R., Mirsky, S. B., Tully, K. L. (2018): Cover Crops Reduce Nitrate Leaching in Agroecosystems: A Global Meta-Analysis. In: *Journal of Environmental Quality*. Jg. 47, Nr. 6. S. 1400–1411.

Tilling, C., Krol, M., Attema, A. E., Tsuchiya, A., Brazier, J., van Exel, J., Brouwer, W. (2016): Exploring a new method for deriving the monetary value of a QALY. In: *The European Journal of Health Economics*. Jg. 17, Nr. 7. S. 801–809. Abrufbar unter: <https://doi.org/10.1007/s10198-015-0722-9>. Letzter Zugriff am: 19.8.2025.

Timmermann, A., Hernández, A., Wohlfahrt, J., et al. (2026): Evaluation of the parametric value for Nitrate in drinking water. Delivered to the Ministry of Environment and Gender Equality of Denmark on November 24, 2025. Abrufbar unter: <https://mim.dk/media/o4hptfht/nitratereport-jan-7-2026-revised-clean.pdf>. Letzter Zugriff am: 5.10.2026.

TrinkwV, § 49 (2023): § 49 Abgabeverbot - TrinkwV. Abrufbar unter: https://www.gesetze-im-inter-net.de/trinkwv_2023/___49.html. Letzter Zugriff am: 11.9.2026.

TrinkwV, Anlage 2 Teil I (2023): Anlage 2 TrinkwV - Einzelnorm. Abrufbar unter: https://www.gesetze-im-inter-net.de/trinkwv_2023/anlage_2.html. Letzter Zugriff am: 11.9.2026.

UBA (2015): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/reakti-ver-stickstoff-in-deutschland>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

UBA (2017): Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/quantifizierung-der-landwirtschaftlich-verursachten>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

UBA (2018): Umwelt und Landwirtschaft 2018. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umwelt-landwirtschaft-2018>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

UBA (2020): FAQs zu Nitrat im Grund- und Trinkwasser. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/was-ser/grundwasser/nutzung-belastungen/faqs-zu-nitrat-im-grund-trinkwasser>. Letzter Zugriff am: 12.1.2022.

UBA (2024a): Grundwasser. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/grundwasser>. Letzter Zugriff am: 31.7.2026.

UBA (2024b): Eutrophierung. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/meere/nut-zung-belastungen/eutrophierung>, Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

UBA (2025): Anpassung der Düngemittelaufbringung. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/anpassung-der-duengemittelaufbringung>. Letzter Zugriff am: 9.9.2026.

UBA (2026a): FAQs zu Nitrat im Grund- und Trinkwasser. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/was-ser/grundwasser/nutzung-belastungen/faqs-zu-nitrat-im-grund-trinkwasser>. Letzter Zugriff am: 31.7.2026.

UBA (2026b): Stickstoff. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/stickstoff>. Letzter Zugriff am: 29.8.2026.

UBA (2026c): Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft und Stickstoffüberschuss. Abrufbar unter: <https://www.umweltbun-desamt.de/daten/umweltzustand-trends/land-forstwirtschaft/stickstoffeintrag-aus-der-landwirtschaft>. Letzter Zugriff am: 20.8.2026.

UBA (2026d): Grundwasserbeschaffenheit. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltzustand-trends/wasser/grundwasserbeschaffenheit>. Letzter Zugriff am: 21.8.2026.

UBA (2026e): Nähr- und Schadstoffe. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaes-ser/grundwasser/nutzung-belastungen/naehr-schadstoffe>. Letzter Zugriff am: 21.8.2026.

UBA (2026f): Wirkungsmonitoring zur Umsetzung der Düngeverordnung. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundes-amt.de/themen/wasser/grundwasser/ueberwachung-bewertung/wirkungsmonitoring-zur-umsetzung-der>. Letzter Zugriff am: 10.9.2026.

UBA (2026g): Trinkwasser aus der Leitung: nachhaltig, gesund, günstig. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundes-amt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/trinkwasser-aus-der-leitung-nachhaltig-gesund>. Letzter Zugriff am: 31.7.2026.

UBA (2026h): Handbuch Umweltkosten Methodenkonvention 4.0. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundes-amt.de/publikationen/handbuch-umweltkosten>. Letzter Zugriff am: .

UBA (2026i): Düngerecht: Fortschritte erzielt, Unsicherheiten bleiben. Abrufbar unter: <https://www.umweltbundes-amt.de/themen/duengerecht-fortschritte-erzielt-unsicherheiten>. Letzter Zugriff am: 05.10.2026.

Vinten, A. J. A., Vivian, B. J., Wright, F., Howard, R. S. (1994): A comparative study of nitrate leaching from soils of differing textures under similar climatic and cropping conditions. In: Journal of Hydrology. Jg. 159, Nr. 1. S. 197–213.

Wang, Y., Ying, H., Yin, Y., Zheng, H., Cui, Z. (2019): Estimating soil nitrate leaching of nitrogen fertilizer from global meta-analysis. In: Science of the total Environment. Jg. 657, S. 96-102.

Ward, M., Jones, R., Brender, J., De Kok, T., Weyer, P., Nolan, B., Villanueva, C., Van Breda, S. (2018): Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review. In: International Journal of Environmental Research and Public Health. Jg. 15, Nr. 7. S. 1557. Abrufbar unter: <https://www.mdpi.com/1660-4601/15/7/1557>. Letzter Zugriff am: 6.8.2026.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J. (2010): The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. In: Agriculture, Ecosystems & Environment. Jg. 137, Nr. 1. S. 39–46.

Wendeborn, S. (2020): Chemie, Biologie und Regulierung der Nitrifikation von Ammonium im Boden. In: Angewandte Chemie. Jg. 132, Nr. 6. S. 2202–2223.

WHO (2022): Guidelines for drinking-water quality. Geneva.

Wirth, C., Bruelheide, H., Farwig, N., Maylin Marx, J. (2024): Faktencheck Artenvielfalt. Abrufbar unter: <https://www.oekom.de/buch/faktencheck-artenvielfalt-9783987260957>. Letzter Zugriff am: 9.3.2026.

Wunder, S., Brouwer, R., Engel, S., Ezzine-de-Blas, D., Muradian, R., Pascual, U., Pinto, R. (2018): From principles to practice in paying for nature's services. In: Nature Sustainability. Jg. 1, Nr. 3. S. 145–150.

zeitform Internet Dienste OHG (2025): Wasserhärte und Nitratwerte in Europa. Abrufbar unter: <http://wassertipps.de/karte.html>. Letzter Zugriff am: 7.8.2026.

Zinnbauer, M., Eysholdt, M., Henseler, M., Herrmann, F., Kreins, P., Kunkel, R., Nguyen, H., Tetzlaff, B., Venohr, M., Wolters, T., Wendland, F. (2023): Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AGRUM-DE. DE.

Zinnbauer, M. (2024): Betriebliche Daten sind die Grundlage für DüV-Monitoring und Maßnahmendifferenzierung.

Zinnbauer, M., Brandes, E., Eysholdt, M., Henseler, M., Löw, P. (2024): Modelling High Resolution Agricultural Nitrogen Budgets: A Case Study for Germany. In: Water. Jg. 16, Nr. 17. S. 2376. EU-RL 2020/2184, Anhang 1 Teil B. Abrufbar unter: <http://data.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>. Letzter Zugriff am: 11.9.2026.