

Aus dem Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt

der Justus-Liebig-Universität Gießen

ENTWICKLUNG UND MODELLIERUNG VON MAßNAHMEN ZUR
MINDERUNG DER FREISETZUNG REAKTIVER
STICKSTOFFVERBINDUNGEN AUS DER LANDWIRTSCHAFT

INAUGURAL-DISSERTATION

zur Erlangung des Doktorgrades *doctor rerum naturalium* (Dr. rer. nat.)

im Fachbereich Agrarwissenschaften, Ökotoxikologie und
Umweltmanagement
der Justus-Liebig-Universität Gießen

vorgelegt von

Uwe Mathias Häußermann
aus Backnang

Gießen, 2023

Mit Genehmigung des Fachbereichs Agrarwissenschaften,
Ökotoxikologie und Umweltmanagement der
Justus-Liebig-Universität Gießen

Prüfungskommission:

1. Gutachter:	Prof. Dr. Lutz Breuer
2. Gutachter:	Prof. Dr. Jan Siemens
Prüfer:	Prof. Dr. Till Kleinebecker
Prüfer:	Prof. Dr. Jakob Santner
Vorsitzender:	Prof. Dr. Rod Snowdon

Tag der Disputation: 17. November 2023

Inhalt

Zusammenfassung	5
Tabellenverzeichnis/List of tables.....	7
Abbildungsverzeichnis/List of figures	8
Abkürzungsverzeichnis/List of abbreviations.....	10
1 Erweiterte Zusammenfassung.....	13
1.1 Einführung und Hintergrund	13
1.2 Ziele der Dissertation	14
Thema 1: Nationale Stickstoffgesamtbilanz für Deutschland	15
Thema 2: Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft für Landkreise in Deutschland 1995 bis 2017	21
Thema 3: Maßnahmen zur Minderung der Stickstoff-Flächenbilanz-überschüsse.....	32
1.3 Schlussfolgerungen und Ausblick	39
2 National Nitrogen Budget for Germany.....	44
Abstract	44
2.1 Introduction	44
2.2 Material and methods.....	46
2.3 Results.....	48
2.3.1 National nitrogen flow analysis	48
2.3.2 Pool and sub-pool budgets.....	51
2.4 Discussion.....	61
2.5 Conclusions	66
3 Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017	68
Abstract	68
3.1 Background	69
3.2 Materials and methods	73
3.2.1 Data base	75
3.2.2 Mineral fertiliser input	75
3.2.3 Manure input (on-farm production and transfer).....	76
3.2.4 Biogas digestate input.....	77
3.2.5 Other organic fertiliser input.....	77
3.2.6 Biological N fixation.....	77
3.2.7 Seeds and planting material input.....	78
3.2.8 Atmospheric N deposition.....	78
3.2.9 Harvest withdrawal	79

3.2.10	Territorial status of districts.....	80
3.3	Results	80
3.3.1	Status and trend of nitrogen input and surplus in Germany	80
3.3.2	Contribution of biogas production to N budget surplus.....	82
3.3.3	Regional spread of N budget surplus and NUE.....	83
3.3.4	Change in regional nitrogen budget surplus.....	85
3.3.5	Effect of German Fertiliser Ordinance on regional N surplus distribution.....	85
3.4	Discussion and Conclusions	86
4	Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“	92
4.1	Untersuchungen zu Minderungsmaßnahmen	92
4.1.1	Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung.....	93
4.1.2	Begrenzung der Viehbesatzdichte	95
4.1.3	N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben	101
4.1.4	Zwischenfruchtanbau	103
4.1.5	Umsetzung der NEC-Richtlinie.....	105
5	Literaturverzeichnis.....	117

Zusammenfassung

Spätestens seit Einführung des Haber-Bosch-Verfahrens zur Herstellung synthetischer Stickstoffdünger wird der globale Stickstoffkreislauf massiv anthropogen beeinflusst. Von den jährlich fixierten 413 Tg reaktiver Stickstoff-(N_r)-Spezies gehen 210 Tg auf menschliche Aktivitäten zurück. Die Erfassung und Quantifizierung von N-Vorräten (N-Pools) und N-Flüssen erfordern entsprechende Werkzeuge, um Handlungsoptionen in einzelnen Bereichen des Stickstoffkreislaufs aufzuzeigen. Sie können genutzt werden, um Projektion von Maßnahmen zu untersuchen oder Szenarien und Strategien zu entwickeln, um die Umweltbelastung mit reaktiven Stickstoffverbindungen zu reduzieren. Nationale N-Bilanzen (NNB) sind solche Werkzeuge und zentrale Instrumente für die Erfolgskontrolle umweltpolitischer Maßnahmen. Die dafür entwickelten UNECE-Guidelines werden in der vorliegenden Untersuchung erstmals für Deutschland angewendet. Für acht N-Pools mit 20 Subpools wurden die N_r-Flüsse identifiziert. Insgesamt wurde ein Zufluss von 6.275 Gg N_r a⁻¹ und ein Abfluss in finale Senken von 4.471 Gg N_r a⁻¹ erfasst, wovon rund 82 % zu N₂ reduziert werden. Über den Verbleib von 1.804 Gg N_r a⁻¹ kann in der NNB keine gesicherte Aussage getroffen werden. Der Pool Landwirtschaft ist mit 3.320 Gg N_r a⁻¹ Zu- und Abflüssen und rund 6.500 Gg N_r a⁻¹ internen Umsätzen von zentraler Bedeutung in der NNB. Mit einer N_r-Freisetzung von 1.041 Gg N a⁻¹ verursacht die Landwirtschaft rund zwei Drittel der gesamten N_r-Freisetzung von 1.547 Gg N a⁻¹ in Deutschland. Für die Einhaltung des nationalen N_r-Ziels von rund 1.000 Gg N a⁻¹ muss die N_r-Freisetzung um rund ein Drittel reduziert werden. In Bezug auf die Nitratbelastung des Grundwassers hat sich der Überschuss der regionalen Stickstoff-Flächenbilanz für die Landwirtschaft als zentraler Indikator etabliert. Im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 beträgt dieser Überschuss durchschnittlich rund 77 kg N ha⁻¹ LF für das Bundesgebiet, bei einer Zufuhr von rund 227 und einer Abfuhr von rund 149 kg N ha⁻¹ LF. Auf Kreisebene betragen die N-Überschüsse zwischen 26 und 162 kg N ha⁻¹ LF, wobei eine enge Korrelation (R² = 0,82) mit der Viehbesatzdichte besteht. Die Düngeverordnung begrenzt die N-Überschüsse in Kreisen mit mehr als ca. 1,8 Großvieheinheiten (GVE) je Hektar landwirtschaftlicher Fläche auf 170 kg N ha⁻¹ LF. Der darüber hinaus anfallende Wirtschaftsdünger muss in andere Regionen exportiert werden. Das größte Minderungspotenzial für die N-Flächenbilanzüberschüsse auf Kreisebene besteht direkt in der Begrenzung der Viehbesatzdichte auf <2 GV ha⁻¹ LF sowie in der Verbesserung der N-Effizienz von organischen Düngern. So würde eine Steigerung der N-Ausnutzung organischer Dünger von 60 % auf 80 % den N-Überschuss bundesweit um 15,6 kg N ha⁻¹ LF vermindern. Die

Abschätzung der Auswirkungen der Minderungsziele der NEC-Richtlinie für NH₃ bis 2030 zeigt ein um 4,4 kg N ha⁻¹ LF erhöhtes Nitratauswaschungspotential. Dies verdeutlicht die Problematik des „Pollution Swapping“, d. h. der unerwünschten Verlagerung von Emissionen zwischen Umweltmedien als Folge einer isolierten Betrachtung von Maßnahmen.

Tabellenverzeichnis/List of tables

Tabelle/Table 2-1: Pools and sub-pools of the National Nitrogen Budget for Germany	47
Tabelle/Table 2-2: Anthropogenic sources and emissions of reactive nitrogen into air and surface waters in Germany	49
Tabelle/Table 2-3: Sources and final sinks of reactive nitrogen in Germany	50
Tabelle/Table 2-4: Nitrogen inflow and outflow in the pools in German NNB	51
Tabelle/Table 2-5: Nitrogen inflow and outflow in <i>Atmosphere</i> pool	52
Tabelle/Table 2-6: Nitrogen inflow and outflow in <i>Energy and Fuels</i> pool.....	53
Tabelle/Table 2-7: Totals of nitrogen inflow and outflow in <i>Industry</i> sub-pools and pool	55
Tabelle/Table 2-8: Nitrogen inflow and outflow in <i>Humans and Settlement</i> pool	56
Tabelle/Table 2-9: Nitrogen inflow and outflow in <i>Agriculture</i> pool.....	57
Tabelle/Table 2-10: Nitrogen inflow and outflow in <i>Forest and Semi-natural vegetation</i> pool	58
Tabelle/Table 2-11: Nitrogen inflow and outflow in <i>Waste</i> pool	59
Tabelle/Table 2-12: Nitrogen inflow and outflow in <i>Hydrosphere</i> pool	60
Tabelle/Table 2-13: Nitrogen import and export from and to Germany	61
Tabelle/Table 3-1: Scheme of the N agricultural system (sectoral) budget and the linking between its components soil surface budget, livestock budget and biogas budget	74
Tabelle/Table 3-2: N soil surface budget in Germany (averaged over all districts)	79
Tabelle/Table 4-1: Flächenanteil der Sommerkulturena im Jahr 2016, der maximal zusätzlich für den Anbau von Winterzwischenfrüchten verfügbar ist.....	104
Tabelle/Table 4-2: Maßnahmen in der Quellgruppe Landwirtschaft um die Ziele der NEC-Richtlinie in 2030 in Bezug auf Ammoniak zu erreichen.	108
Tabelle/Table 4-3: Änderung des Mengengerüsts und wichtiger Koeffizienten in der Projektion 2030 gegenüber 2016	112
Tabelle/Table 4-4: Änderung der Bilanzgrößen der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland bei Umsetzung des Maßnahmenpakets zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie im Jahr 2030 gegenüber 2016	114

Abbildungsverzeichnis/List of figures

Abbildung/Figure 1-1: Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen in Deutschland	26
Abbildung/Figure 1-2: Summenhäufigkeit der Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse in den Kreisen in Deutschland bei Änderung ausgewählter Variablen auf 90 % des Ausgangswertes	29
Abbildung/Figure 2-1: Nitrogen pools and N flows of the National Nitrogen Budget for Germany	49
Abbildung/Figure 3-1: Input terms of the annual nitrogen soil surface budget of districts aggregated for Germany 1995 to 2017.....	81
Abbildung/Figure 3-2: Annual nitrogen soil surface budget surplus for districts and thereof from digestates aggregated for Germany 1995 to 2017	82
Abbildung/Figure 3-3: Nitrogen budget surplus of nitrogen soil surface budgets of districts in Germany (a), and nitrogen use efficiency (b), change in N surplus from 1995-1997 to 2015-2017 (c), and nitrogen surplus change due to manure transfer and import from the Netherlands (d)	84
Abbildung/Figure 3-4: Nitrogen soil surface budget surplus of districts in Germany as a function of livestock unit density and the effect of N surplus reduction by manure transfer (withdrawal) for the districts with more than 1.8 livestock units per hectare utilised agricultural area.....	86
Abbildung/Figure 3-5: Comparison of the N soil surface budget surplus (1995 to 2017) of selected European countries (Spain, France, Italy, Poland and United Kingdom) according to Eurostat to the N soil surface budget surplus Germany according to present methodology	89
Abbildung/Figure 4-1: Verminderung des Überschusses der N-Flächenbilanz bei Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdünger (Anrechnung von 80 % des Wirtschaftsdüngerstickstoffs auf den Gesamt-N-Düngungsbedarf der Pflanzen).....	95
Abbildung/Figure 4-2: Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Viehbesatzdichte auf < 3, < 2,5 und < 2 GVE ha ⁻¹ LF	99
Abbildung/Figure 4-3: Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf < 1,5 R-GVE ha ⁻¹ Raufutterfläche	101
Abbildung/Figure 4-4: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses bei N-reduzierter Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben	102
Abbildung/Figure 4-5: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses bei Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 80 % der Potenzialfläche und 100 % der Potenzialfläche.....	105
Abbildung/Figure 4-6: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses und des Nitrat-Auswaschungspotenzials bei Umsetzung der Ammoniakminderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhaltprogramms“ bei Umsetzung 2016	110
Abbildung/Figure 4-7: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses und des Nitrat-Auswaschungspotenzials bei Umsetzung der Ammoniak-	

	minderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“, Szenario für Jahr 2030.....	115
Abbildung/Figure 4-8:	Abhängigkeit des N-Auswaschungspotenzials vom N- Flächenbilanzüberschuss in den Kreisregionen in der Ist-Situation 2016 und bei Umsetzung des Maßnahmen-pakets zur Zielerreichung der NEC- Richtlinie im Jahr 2030	116

Abkürzungsverzeichnis/List of abbreviations

a	Jahr/year
AGEB	Arbeitsgemeinschaften Energiebilanzen
AGRUM	Agrar- und Umweltmaßnahmen, Modellverbund aus RAUMIS (Thünen-Institut Braunschweig), GROWA/WEKU (Forschungszentrum Jülich) und MONERIS (Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei)
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung/Federal Office for Agriculture and Food
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft/Federal Ministry of Food and Agriculture
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit/Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety
BVT/BAT	Beste verfügbare Techniken/Best available Techniques
CLRTAP	UNECE-Übereinkommens über weiträumige grenz-überschreitende Luftverunreinigung/UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
DESTINO	Deutsche Stickstoffflüsse, Indikatoren und Objectives, Projekt des Umweltbundesamtes
DüV	Düngeverordnung
EEA	Europäische Umweltagentur/European Environment Agency
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EPNB	Expert Panel on Nitrogen Budgets
EU	Europäische Union/European Union
FDZ	Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder
FM	Frischmasse/Fresh Matter
Gg	Gigagramm
GVE/LU	Großvieheinheit/Livestock Unit
GWh	Gigawattstunde/gigawatt hour
HP	Haltungsplätze
IE-Richtlinie/IED	EU-Industrieemissionsrichtlinie (Richtlinie 2010/75/EU)
IF	Input Factor
IFA	International Fertilizer Association
IPCC	Weltklimarat/Intergovernmental Panel on Climate Change
LF/UA	Landwirtschaftlich genutzte Fläche/Utilized Agricultural Area
Mg	Megagramm
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems, Nährstoffeintragsmodell für Flussgebietseinheiten
MoRE	Modeling of Regionalized Emissions, Emissionsmodell
MSC-W	Meteorological Synthesizing Centre – West, chemisches Transportmodell
N	Stickstoff
N₂O	Lachgas
NANI	Net Anthropogenic Nitrogen Input
NB	Stickstoffbilanz/Nitrogen Budget
NEC-Richtlinie	National Emission Ceilings-Richtlinie der EU (Richtlinie 2016/2284/EU)
NH₃/NH₄⁺	Ammoniak/Ammonium
NNB	Nationale Stickstoffbilanzen/National nitrogen budgets
NO₂⁻	Nitrit
NO₃⁻	Nitrat

N_r	Reaktiver Stickstoff (hier: alle Stickstoffverbindungen außer N ₂)
NUE	Stickstoff-Nutzungseffizienz/Nitrogen Use Efficiency
NUTS	Nomenclature des unités territoriales statistiques
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung/Organization for Economic Co-operation and Development
PINETI	Pollutant Input and Ecosystem Impact, UBA-Projektreihe
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland
RMD	Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Report zu Methoden und Daten/Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture – Report on methods and data, Berichtsreihe des Thünen-Instituts
RSN	Residual Soil Nitrogen
SOM	Organische Bodensubstanz/Soil organic matter
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
TFRN	Tasc Force on Reactive Nitrogen
Tg	Teragramm
TWh	Terrawattstunde/terrawatt hour
UBA	Umweltbundesamt
UF	Utilisation Factor
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNEP	Umweltprogramm der Vereinten Nationen/United Nations Environment Programme
WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)

1 **Erweiterte Zusammenfassung**

1.1 Einführung und Hintergrund

Das Holozän (Walker et al. 2009) ist die einzige geochronologische Epoche, für die mit Sicherheit bekannt ist, dass die darin vorherrschenden Umweltbedingungen die Entwicklung von menschlicher Hochkulturen ermöglichten. Das Holozän zeichnet sich im globalen Maßstab, im Vergleich zu den rund 90.000 Jahre zuvor, durch ungewöhnlich stabile Umweltbedingungen aus (Rockström et al. 2009). Der Einfluss vorindustrieller Gesellschaften auf ihre Umwelt führte im Verlauf der Menschheitsgeschichte zwar immer wieder zum Zusammenbruch ihrer Gesellschaften, blieb jedoch weitestgehend regional und zeitlich begrenzt und bewegte sich innerhalb der natürlichen Variabilität der Umweltbedingungen im globalen Maßstab (Steffen et al. 2015, 2007). Mit Beginn der Industrialisierung in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts lässt sich erstmals auch im globalen Maßstab der anthropogene Einfluss auf die Änderung wichtiger Umweltparameter nachweisen, wie bspw. dem Kohlenstoffdioxidgehalt der Atmosphäre. Dieser Änderungsprozess, der auch zahlreiche weitere Umweltparameter betrifft, beschleunigt sich seit 1950 massiv (Steffen et al. 2007). Anthropogene und natürliche Ursachen können zu Änderungen der Erdsystemprozesse führen, wobei die Überschreitung bestimmter Schwellenwerte selbstverstärkende Rückkopplungseffekte auslösen können, die nichtlineare und abrupte Änderungen anstoßen und zu einem neuen Systemzustand mit wesentlich veränderten Umweltbedingungen führen können (Steffen et al. 2015). Dem Vorsorgeprinzip folgend ist es daher dringend geboten, diese Schwellenwerte nicht zu überschreiten und Handlungsweisen dahingehend anzupassen, dass der anthropogene Einfluss auf Erdsystemprozesse im sicheren Handlungsrahmen bleibt oder in den sicheren Handlungsrahmen zurückgeführt wird (Steffen et al. 2015; SRU 2015; Rockström et al. 2009).

Der biogeochemische Stickstoffkreislauf gehört, neben der Unversehrtheit der Biosphäre („Biodiversität“) und dem Klimawandel, zu den Erdsystemprozessen, für die die Schwelle der planetaren Grenzen des sicheren Handlungsrahmens wahrscheinlich bereits überschritten ist (Steffen et al. 2015, SRU 2015). Jährlich werden 413 Tg reaktiver Stickstoff (N_r) fixiert, wovon mit 210 Tg mehr als die Hälfte auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen sind. Der jährliche globale Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen in den globalen Stickstoffkreislauf hat sich innerhalb der letzten 100 Jahre verdoppelt (Fowler et al. 2013a). Die Erdsystemprozesse können interagieren und Änderungen sich gegenseitig beeinflussen, was für die Intensivierung des biogeochemischen Stickstoffkreislaufs in

besonderem Maße zutrifft (SRU 2015). Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt beeinträchtigen Schutzgüter auf vielfältige Weise. Sie begünstigen Nitrophyten und tragen so zum Verlust von Biodiversität bei. Nitrat im Trinkwasser und Stickstoffoxide in der Luft schädigen die menschliche Gesundheit und Lachgas (N_2O) trägt zum Abbau der Ozonschicht und zum Klimawandel bei. Ammoniak (NH_3) führt zur Bildung von Feinstaub (SRU 2015). Die genannten N_r -Emissionen können ihre Wirkung im lokalen, regionalen und globalen Maßstab entfalten.

Die Entwicklung des Haber-Bosch-Verfahrens zur Ammoniaksynthese ist die wesentliche Voraussetzung für die Ernährungssicherung der heutigen Weltbevölkerung. Ohne Haber-Bosch-Verfahren ließen sich mit den heutigen Ernährungsgewohnheiten nur ca. 3 Mrd. Menschen ernähren (Smil 2012). Das Haber-Bosch-Verfahren ist die bedeutendste N_r -Zufuhrgröße im globalen Stickstoffkreislauf. Der Stickstoffkreislauf ist dadurch stärker verändert worden als jeder andere geochemische Prozess (Galloway et al. 2008; Fowler et al. 2013b; Fowler et al. 2013a). Die industrielle Weltjahresproduktion von Ammoniak betrug im Jahr 2020 152 Tg N a^{-1} (USGS 2020, IFA 2022) gegenüber $4,8 \text{ Tg N a}^{-1}$ im Jahr 1950 (Smil 2012). Hiervon werden etwa 79 % als Mineraldünger eingesetzt (Smil 2012; Heffer und Prud'homme 2016). Hinzu kommen 40 Tg N a^{-1} Eintrag aus intentionaler biologischer N-Fixierung landwirtschaftlicher Kulturen (Galloway et al. 2008). Um den Stickstoffkreislauf in den sicheren Handlungsrahmen zurückzuführen, muss der gesamte anthropogene Eintrag nach Berechnung von Vries et al. (2013) auf 62 Tg N a^{-1} reduziert werden.

1.2 Ziele der Dissertation

Sowohl zur Einschätzung der Handlungsmöglichkeiten und Handlungsnotwendigkeiten in einzelnen Bereichen als auch zur Erfolgskontrolle von Maßnahmen ist es unabdingbar, N_r -Flüsse und N_r -Pools sowie ihre Änderung im Laufe der Zeit zu erfassen. Als zentrales Instrument für diese Fragestellungen wurde in den vergangenen zwei Jahrzehnten die Berechnung von Stickstoff-Bilanzen etabliert. Mit der Größe „N-Überschuss“ wird die potenzielle Emission von reaktiven N-Verbindungen aus den betrachteten N-Bilanzeinheiten quantitativ erfasst. N-Bilanzen unterscheiden sich, abhängig von ihrem Einsatzzweck, hinsichtlich ihrer Methodik, ihren Systemgrenzen sowie der räumlichen und zeitlichen Auflösung. Ergebnisse aus unterschiedlichen Quellen sind daher häufig nur eingeschränkt miteinander vergleichbar. In Hinblick auf den politischen Handlungsrahmen zur Umsetzung von Maßnahmen zur Minderung von N_r -Emissionen kommt nationalen Stickstoffbilanzen

(NNB) und regionalen N-Bilanzen eine besondere Bedeutung zu. Vor diesem Hintergrund werden im Rahmen dieser Dissertation drei Themenbereiche untersucht:

- 1.) *Nationale Stickstoffgesamtbilanz für Deutschland*
- 2.) *Stickstoffflächenbilanz der Landwirtschaft für Landkreise in Deutschland 1995 bis 2017*
- 3.) *Maßnahmen zur Minderung der Stickstoff-Flächenbilanzüberschüsse*

Im Folgenden werden die drei Themenfelder sowie deren Ergebnisse näher vorgestellt.

Thema 1: Nationale Stickstoffgesamtbilanz für Deutschland¹

Stickstoff ist als Bestandteil der Aminosäuren ein essentieller Nährstoff für die menschliche Ernährung. Die Verfügbarkeit von Stickstoff in reaktiver Form (N_r) in großen Mengen durch das Haber-Bosch-Verfahrens ist der zentrale Faktor für die Steigerung der Agrarproduktion seit den 1950er Jahren und damit für die Ernährungssicherheit der heutigen Weltbevölkerung (Smil 2012). Zugleich führt dieser anthropogene Einfluss auf den globalen Stickstoffkreislauf zu unerwünschten Verlusten reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt in Form von Ammoniak/Ammonium (NH_3/NH_4^+), Lachgas (N_2O), Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-) und in der Folge zu vielfältigen Umweltproblemen, wie dem Verlust an Biodiversität, der Verschlechterung der Luftqualität, der Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht und der Nitratbelastung von Grundwasser und Meeresökosystemen (SRU 2015). Deshalb ist es ein wesentliches Ziel in der Umweltpolitik, diese unerwünschten Verluste in die Umwelt zu mindern (Steffen et al. 2015, Rockström et al. 2009, SRU 2015, Vries et al. 2013). Unter den gegebenen nationalen Umweltzielen müssen die N_r -Emissionen hierfür erheblich reduziert werden, bspw. in der Schweiz um mehr als 70 % (Heldstab et al. 2014). Voraussetzung für die Entwicklung von Minderungsstrategien ist die Erfassung und Quantifizierung aller relevanten N_r -Pools sowie deren Zu- und Abflüsse (UNECE 2013). Im Rahmen des Göteborg-Protokolls zum UNECE-Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP) wurde hierfür das Methodenhandbuch „Guidance document on national nitrogen budgets“ (UNECE 2013) für die Erstellung Nationaler Stickstoffbilanzen (NNB) erarbeitet, das den Ausgangspunkt für die Dissertation bildet:

Häußermann U, Bach M, Fuchs S, Geupel M, Heldstab J, Klement L, Knoll L, Reutemann J, Schächli B, Weber T, Breuer L (2021): National Nitrogen Budget for Germany. Environmental Research Communications 3, 095004, <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00382-x>¹

Für Deutschland werden acht Pools betrachtet (Atmosphäre, Energiewirtschaft und Verkehr, Industrielle Produktion, Ernährung und Konsum, Landwirtschaft, Wald und semi-natürliche Flächen, Abfallwirtschaft und Abfallentsorgung, Gewässer sowie grenzüberschreitende N-Flüsse), die auf Grundlage der Sektorunterteilung der Nationalen Treibhausgasberichterstattung in 20 Subpools unterteilt sind. Zwischen diesen Subpools werden rund 150 einzelne N-Flüsse identifiziert (IPCC 2006, EEA und EMEP 2013) und quantitativ beschrieben. Die erfassten Mengen beziehen sich auf den Mittelwert der Jahre 2010 bis 2014. Die N-Flüsse wurden i. d. R. entweder aus den Materialflüssen (technische oder biologische Materialien) und deren mittleren N-Gehalten berechnet oder direkt aus Veröffentlichungen entnommen. Den Materialflüssen liegt zumeist die Officialstatistik zugrunde, die gasförmigen Emissionen (NH_3 , NO_x , N_2O) werden aus dem Nationalen Emissionsinventar entnommen (UBA 2016a, 2017b). Die atmosphärische Deposition (NH_y und NO_x) beruht auf Ergebnissen des Projekts PINETI-3 (Schaap et al. 2018, Modell LOTO-EUROS) und der transnationale Atmosphärentransport von NH_y und NO_x auf Ergebnissen des Modells MSC-W (Norwegian Meteorological Institute 2017). Die N-Flüsse der Hydrosphäre beruhen auf Ergebnissen des Modells MoRE (Fuchs et al. 2017a). Zu- und Abflüsse des Pools Landwirtschaft werden den BMEL-Statistiken entnommen (BMEL 2020). Die Unsicherheit von Pools und Flüssen wird semi-quantitativ mit vier Abstufungen („sehr gering“ bis „hoch“) auf Grundlage von Expertenschätzung oder aus den Angaben zur Unsicherheit in den verwendeten Datenquellen bewertet.

Der nationale Stickstoffumsatz (N_2 und N_r) aller acht Pools beträgt insgesamt $22.760 \text{ Gg N a}^{-1}$, hiervon sind Ammoniaksynthese, Importe und inländische Gewinnung fossiler Energieträger, chemische Produkte sowie Nahrungs- und Futtermittel die bedeutendsten Flüsse. Aus Primärquellen werden $6.275 \text{ Gg N}_r \text{ a}^{-1}$ in Umlauf gebracht, die sich aus Ammoniaksynthese, inländischer Gewinnung und Importen fossiler Energieträger, themischer NO_x -Bildung bei Verbrennungsprozessen, biologischer N-Fixierung sowie dem (Netto-)Import von Nahrungs- und Futtermitteln, Vorprodukten und Konsumgütern zusammensetzen. Die Summe der Abflüsse zu den finalen Senken beträgt $4.471 \text{ Gg N}_r \text{ a}^{-1}$, wovon $\sim 82 \%$ vollständig zu N_2 reduziert werden und 18% als N_r verbleiben. Diese reaktiven N-Verbindungen werden zum größten Teil über die Atmosphäre und Gewässer ins Ausland oder in Nord- und Ostsee exportiert. Der rechnerische Überschuss der NNB beträgt somit $1.804 \text{ Gg N}_r \text{ a}^{-1}$, was rund 29% der Zuflüsse aus Primärquellen entspricht. Über den Verbleib dieser N_r -Menge können nach derzeitigem Stand der Kenntnis keine gesicherten

Aussagen getroffen werden. Grundsätzlich kommen für diesen Überschuss zwei Erklärungsansätze in Frage:

- a. Unsicherheiten der Bilanzierung, vor allem bei den Eingangsdaten zu Warenströmen und deren N-Gehalten und Datenlücken, sowie unzureichende Kenntnis über biochemische Umwandlungsprozesse, und/oder
- b. ein Zuwachs der N_r -Flüsse und Vorratsänderungen, der in den Bilanzthermen nicht abgebildet ist.

Die Zu- und Abflüsse in der NNB insgesamt wie auch für die einzelnen Pools müssen in einer geschlossenen Bilanz möglichst ausgeglichen sein. Dies ist sowohl für die NNB insgesamt als auch für einige Pools nicht der Fall: In der Gesamtbilanz besteht zwischen Zu- und Abflüssen ein Überschuss von ~9 % aller Zuflüsse, für einzelne Pools ist diese Differenz noch wesentlich größer. Auf mögliche Ursachen dieser Diskrepanzen wird im Folgenden bei der Beschreibung der einzelnen Pools eingegangen.

Der Pool „Atmosphäre“ umfasst $1.053 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ Zuflüsse in Form von NO_x , N_2O und NH_y , $532 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ Abflüsse in Form von NO_x - und NH_y -Deposition sowie netto $311 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ grenzüberschreitende Abflüsse. Die Zuflüsse wurden auf Grundlage des Nationalen Inventarberichts (UBA 2016b) sowie aus der CLRTAP-Berichterstattung (UBA 2017a) bestimmt, atmosphärische Deposition und grenzüberschreitende Transporte entstammen PINETI-3 (Schaap et al. 2018). Die wesentliche Datenquelle für den Pool „Energiewirtschaft und Verkehr“ ist die Energiebilanz der Bundesrepublik Deutschland (AGEB 2017). Die Zufuhr in Höhe von $2.662 \text{ Gg } N \text{ a}^{-1}$ geht fast ausschließlich auf Stickstoff in importierten und im Inland abgebauten fossilen Brennstoffen zurück. Es wird angenommen, dass der Stickstoff bei der Verarbeitung von Erdöl in Raffinerien vollständig und bei der Verbrennung der fossilen Energieträger zum größten Teil zu N_2 reduziert wird und in Höhe von $355 \text{ Gg } N \text{ a}^{-1}$ als NH_3 , N_2O und NO_x in die Atmosphäre emittiert. Diese Annahme konnte im zugrundeliegenden Projekt nicht näher geprüft werden, Die Angaben zu den N-Gehalten der fossilen Energieträger variieren in Abhängigkeit von der Herkunft erheblich. Die für diesen Pool ermittelten Flüsse gelten daher als sehr unsicher. Die Flüsse im Pool „Industrielle Produktion“ wurden auf Grundlage des Statistischen Jahrbuchs Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMEL 2016) (für den Subpool „Nahrungs- und Futtermittelindustrie“) und der Produktionserhebung des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2017b) (für die Subpools „Stickstoff-Chemie“ und „Sonstige industrielle Produktion“) bestimmt. „Stickstoff-Chemie“ enthält die Ammoniaksynthese mittels Haber-Bosch-

Verfahren in Höhe von $2.695 \text{ Gg N a}^{-1}$, woraus $1.274 \text{ Gg N a}^{-1}$ Mineraldünger hergestellt werden.

Die Auswertung der Erhebung der Industrieproduktion in Deutschland (Destatis 2020) für die NNB verursacht erhebliche Probleme, da nicht eindeutig zwischen Vor- und Endprodukten unterschieden werden kann, mithin also Doppelzählungen enthalten sind. Zudem werden viele Daten aufgrund statistischer Geheimhaltung nicht veröffentlicht. Der Pool „Ernährung und Konsum“ erfasst Zuflüsse von 958 Gg N a^{-1} über Ernährung und Güterkonsum, die Abflüsse 590 Gg N a^{-1} erfolgen zum größten Teil über Abfälle und Abwasser. Die „Landwirtschaft“ ist mit $3.320 \text{ Gg N a}^{-1}$ Zu- und Abflüssen und einem Umsatz von rd. $6.500 \text{ Gg N a}^{-1}$ zwischen den drei Subpools „Tierproduktion“, „Pflanzenproduktion“ und „Biogasproduktion“ von zentraler Bedeutung in der NNB. Ein erheblicher Unsicherheitsfaktor ist dabei die Nachlieferung aus dem Abbau des N-Bodenvorrats in den Landwirtschaftsflächen. In einer ersten Schätzung wird diese Menge auf ca. 500 Gg N a^{-1} quantifiziert (Jacobs et al. 2018). Aufgrund der hohen Unsicherheit wird dieser N-Fluss bislang jedoch nicht in die NNB einbezogen. Die Zu- und Abflüsse für den Pool „Wald und semi-natürliche Flächen“ werden auf Grundlage von Untersuchungen des Thünen-Instituts (2016a) erfasst. Im Unterschied zum Pool „Landwirtschaft“ wird für die Waldböden in Deutschland eine N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat in Höhe von 293 Gg N a^{-1} (Fleck et al. 2019) berücksichtigt, da dieser Wert methodisch wesentlich besser abgesichert ist.

Im Pool „Abfallwirtschaft und Abwasserentsorgung“ wird die Sammlung und Behandlung fester und flüssiger Abfälle erfasst. Die N-Gehalte im Abwasser sind sehr genau bekannt, im Subpool „Abfallwirtschaft“ können die N-Flüsse mangels eindeutiger Zuordnenbarkeit von Materialströmen zu Primär-Aufkommen, den verschiedenen Verarbeitungsschritten und den finalen Senken sowie den nur grob geschätzten N-Gehalten in Abfällen jedoch nur mit großen Unsicherheiten geschätzt werden. Zuflüsse und Abflüsse in den Pool „Gewässer“ werden modellbasiert mit dem Flussgebietsmanagementsystem MoRE (Fuchs et al. 2017a) geschätzt. Die N-Zuflüsse in Gewässer betragen $1.167 \text{ Gg N a}^{-1}$, wovon mit $857 \text{ Gg NO}_3\text{-N a}^{-1}$ der weit überwiegende Teil in Form von Nitrat erfolgt, was zu knapp 90 % auf die Landwirtschaft zurückzuführen ist. Der MoRE-Modellansatz geht von einem steady-state-Zustand der Nitratmenge im Grundwasser aus. Unter dieser Annahme berechnet sich eine Denitrifikation in der ungesättigten Zone, im Grundwasser und in Oberflächengewässern von 648 Gg N a^{-1} und der Abfluss an die Unterlieger sowie in die Nord- und Ostsee beträgt 500 Gg N a^{-1} . Die „Grenzüberschreitenden N-Flüsse“ schließlich fassen alle N-Flüsse mit Herkunft oder Verbleib außerhalb Deutschlands zusammen

(abweichend vom UNECE-Bilanzschema auch die Austräge in Nord- und Ostsee). Die grenzüberschreitenden Abflüsse in Form von NO_3^- über Gewässer und mit NH_3 , N_2O und NO_x mit dem atmosphärischen Transport betragen zusammen 744 Gg N a^{-1} . Die Zuflüsse (ohne Energieträger) über Produkte der Chemieindustrie, Nahrungs- und Futtermittel betragen 745 Gg N a^{-1} . D. h. den N-Importen in Produkten stehen im Wesentlichen N-Exporte in Form von Emissionen gegenüber. Über Futtermittel werden zwar 405 Gg N a^{-1} importiert, was $\sim 20 \%$ der gesamten N-Menge in den landwirtschaftlichen Futtermitteln entspricht, zugleich werden aber auch Agrarprodukte exportiert. Mithin ist der Netto-Importüberschuss von Lebens- und Futtermitteln mit 269 Gg N a^{-1} vergleichsweise gering.

Unbeschadet der relativ großen Unsicherheit in der Bilanzierung der N-Flüsse zwischen den Pools bzw. Subpools ist festzuhalten, dass eine jährliche Freisetzung von N_r in Deutschland in einer Größenordnung von rund $1.600 \text{ Gg N a}^{-1}$ anzusetzen ist (Mittel 2010 – 2014). Die NNB liefert zwar Informationen über die Höhe der N_r -Emissionen, ist jedoch nicht ausreichend zur Beantwortung von Fragestellungen zu den Auswirkungen auf die Umwelt und über den notwendigen Umfang der Emissionsminderung. Hierfür gehen die Ergebnisse der NNB in die Entwicklung eines integrierten Stickstoffindikators und des nationalen Stickstoffziels für Deutschland ein (Heldstab et al. 2020a; 2020b). Der integrierte Stickstoffindikator für Deutschland wird berechnet als ungewichteter Mittelwert der Teilindikatoren für einzelne Schutzgüter, die als relative Abweichung der N_r -Emissionen gegenüber den nach umweltpolitischen Zielvorgaben für die verschiedenen Schutzgüter maximal zulässigen N_r -Emissionen definiert sind. Der integrierte Stickstoffindikator ermöglicht damit eine zusammenfassende Bewertung der Belastung verschiedener Umweltschutzgüter durch die Emissionen reaktiver N-Verbindungen für Deutschland. Das nationale Stickstoffziel ist definiert als die N_r -Emissionesmenge, die nach den umweltpolitischen Zielvorgaben für die sechs Schutzgüter maximal zulässig ist und beträgt knapp $1.000 \text{ Gg N a}^{-1}$. Für die Erreichung des nationalen Stickstoffziels müssen der NNB zufolge die N_r -Emissionen um ungefähr ein Drittel reduziert werden (Geupel et al. 2021).

Ein zentrales Ergebnis dieser Studie ist, dass der N-Zufluss 9% größer ist als der N-Abfluss. Dieses Ergebnis ist kohärent zu den NNB-Studien für andere Staaten und subnationale Entitäten. Nicht-geschlossene NNB mit teils noch größeren positiven Abweichungen der Zuflüsse gegenüber den Abflüssen werden bspw. für die USA mit 12% bis 25% (Houlton et al. 2013), Österreich mit 27% (Pierer et al. 2015), Niederlande mit 8% (Olsthoorn und Fong 1998) und China mit 28% (Gu et al. 2013) berichtet. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind allerdings die methodischen Unterschiede zwischen den

verschiedenen Studien zu beachten: Leip et al. (2011a) beziffern in einem Vergleich für sechs europäische Staaten für den Pool Landwirtschaft in Frankreich einen Überschuss von 2.534 Gg N a⁻¹, für Deutschland jedoch nur 62 Gg N a⁻¹.

Manche der Eingangsdaten der NNB sind mit hohen Unsicherheiten behaftet, die teilweise nicht quantitativ angegeben, sondern nur qualitativ abgeschätzt werden können (Leip et al. 2011a). In der hier vorgestellten Studie werden Unsicherheiten in Übereinstimmung mit EEA und EMEP (2013) für einzelne Flüsse der NNB semi-quantitativ in Fehlerklassen angegeben (ref. Supplement Häußermann et al. 2021). Die Zuordnung zu Fehlerklassen beruht zum Teil auf Expertenschätzungen, sind teils spekulativ und sollten daher mit Vorsicht betrachtet werden. Nur wenige NNB-Studien geben Unsicherheiten in konsistenter Weise zur vorliegenden Studie an. In Doering III et al. (2011) wird die Unsicherheit der Emissionen, Deposition und Ergebnisse aus Differenztermen mit +/- 50 % angegeben, Worrall et al. (2016) nennen als Fehlerspanne +/- 80% des Medians der Eingangsdaten, während Vries et al. (2011a) als Unsicherheit für die N-Überschüsse für einzelne europäische Länder knapp +/- 50 % angeben.

Nicht ausgeglichene NNB sowie Bilanzen einzelner Pools können im Wesentlichen auf drei Ursachen zurückgeführt werden: Ungenaue Kenntnis zum Zufluss über biologische N-Fixierung, zur Denitrifikation von N_r zu N₂ und zur Änderung der N_r-Vorräte in den einzelnen Pools. Janzen et al. (2003) schätzen für Kanada die jährliche Anreicherung von N_r in Böden auf 200 Gg N a⁻¹. Lassaletta et al. (2014) gehen von einem Verbleib von 50 % der Zuflüsse in der Hydrosphäre aus, jedoch ohne Aussagen zum weiteren Verbleib und zu den Transformationsprozessen zu treffen. Olsthoorn und Fong (1998) gehen für Dänemark von einem Verbleib von 12 % der Zuflüsse im Boden aus, der nachfolgend in Form von Nitrat ausgewaschen oder im Bodenpool angereichert werden. Für die NNB für China werden von verschiedenen Autoren (Luo et al. 2018, Ti et al. 2012, Cui et al. 2013, Gu et al. 2013) deutlich höhere Zuflüsse als Abflüsse berichtet, jedoch mit wesentlichen Unterschieden zwischen den einzelnen Studien. Diese Autoren gehen davon aus, dass die NNB-Überschüsse denitrifiziert oder in den Pools angereichert werden, wobei nach Cui et al. (2013) lediglich 20 % der N_r-Zuflüsse denitrifiziert und 49 % in den verschiedenen Pools angereichert werden. Nach vorliegender Studie finden in Deutschland, soweit diese quantifizierbar sind, keine wesentlichen Vorratsänderungen in den Pools statt. Vorratsänderungen in landwirtschaftlichen Böden sind nach aktueller Datenlage jedoch nicht hinreichend genau quantifizierbar. Genauere Erkenntnisse hierzu sind erst nach Abschluss der zweiten Bodenzustandserhebung für landwirtschaftliche Böden Ende der 2020er Jahre zu erwarten (Jacobs

et al. 2018). Die größte Unsicherheit in Bezug auf Vorratsänderungen besteht im Nitrataustrag aus der Wurzelzone über die ungesättigte Zone in das Grundwasser und der Denitrifikation in diesen Kompartimenten. Das Denitrifikationspotential ist abhängig von der Verfügbarkeit von Eisen-(II)-sulfid und organischem Bodenkohlenstoff, beides eine begrenzte Ressource und daher endlich (Knoll et al. 2020b, Wilde et al. 2017).

Die unterschiedlichen Ansätze und in der Folge teils widersprüchlichen Ergebnisse in den zuvor genannten Studien verdeutlichen die Notwendigkeit standardisierter NNB-Berechnungen, um eine bessere Vergleichbarkeit von NNB zu ermöglichen. Mit dem *Guidance document on national nitrogen budgets* (UNECE 2013) ist eine solche standardisierte Methodik verfügbar, die hier nach Kenntnisstand des Verfassers zum ersten Mal angewandt worden ist.

Thema 2: Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft für Landkreise in Deutschland 1995 bis 2017²

Die Landwirtschaft hat innerhalb der NNB eine zentrale Stellung, sowohl in Hinblick auf Stickstoffumsätze insgesamt, vor allem jedoch auch in Hinblick auf N_r -Austräge in die Umwelt. Deshalb sind Stickstoffbilanzen ein wichtiges, seit Jahrzehnten etabliertes Instrument zur Erfolgskontrolle umweltpolitischer Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft und liefern mit dem Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss einen zentralen Indikator für die potenzielle Belastung von Gewässern mit Nitrat. Insbesondere im WRRL-Flussgebietsmanagement mit Modellen wie AGRUM (Wendland et al. 2020) und MoRE (Fuchs et al. 2017a) wird der N-Flächenbilanzüberschuss als eine wichtige Eingangsgröße zur Berechnung der N-Austräge in Gewässer genutzt. Auch in machine learning-Verfahren zur Regionalisierung der Nitratkonzentration im Grundwasser mittels Random Forest-Klassifikation wird der N-Überschuss als ein maßgeblicher Prädiktor verwendet (Knoll et al. 2020b).

Die N-Gesamtbilanz der Landwirtschaft (synonym: Hoftorbilanz, Sektorbilanz, Stoffstrombilanz) bestand bislang aus den Teilbilanzen Flächen- oder Feldbilanz (Pflanzen- bzw. Bodenproduktion) und Stallbilanz (tierische Erzeugung). In Folge des Ausbaus der Biogaserzeugung und Etablierung als dritten Hauptproduktionszweig der Landwirtschaft

²Häußermann U, Klement L, Breuer L, Ullrich A, Wechsung G, Bach M (2020): Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017. *Environmental Sciences Europe* 32:109, <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00382-x>

seit Mitte der 2000er Jahre wird hier erstmals die Biogasbilanz (Erzeugung von Biogas) als dritte Komponente der landwirtschaftlichen Gesamtbilanz mitberücksichtigt. Diese Erweiterung der N-Bilanzierung wurde auch in die Methodik der nationalen N-Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland übernommen (Müller et al. 2023), die vom BMEL jährlich veröffentlicht wird. Die hier vorgestellte regionalisierte N-Flächenbilanz umfasst die Zeitreihe 1995 bis 2017 und 402 Kreise (Gebietsstand 1. Januar 2016), die zu 299 sogenannten „Kreisregionen“ aggregiert wurden. Aufgrund fehlender Daten, insbesondere zu Futtermittelimporten, kann die Stallbilanz i. d. R. nicht für Regionalgliederungen unterhalb der nationalen Ebene erstellt werden, weshalb der hier vorgestellte Ansatz zur Regionalisierung der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanz sich nur auf die Flächenbilanz, nicht jedoch die Gesamtbilanz bezieht.

(Regionalisierte) N-Flächenbilanzen unterliegen folgenden impliziten Annahmen und Einschränkungen: Die N-Pools befinden sich in einem Fließgleichgewicht, d. h. Vorratsänderungen in der Lagerhaltung von Futtermitteln, Mineral- und Wirtschaftsdüngern werden für die Bilanzperioden (hier immer: ein Jahr) nicht berücksichtigt. Weiterhin werden die Stickstoff-Bodenvorräte als konstant angenommen. Regionalisierte Bilanzen müssen außerdem grundsätzlich die Bedingung erfüllen, dass die Summe über alle Regionalgliederungen (bspw. Kreise) annähernd dem Ergebnis für die übergeordnete Regionalebene (Länder, Deutschland gesamt) entspricht.

Der N-Überschuss der Flächenbilanz wird aus der Differenz zwischen den N-Zufuhren und Abfuhren zur landwirtschaftlich genutzten Fläche eines Bilanzraums innerhalb eines Jahres nach dem „Regionshof-Prinzip“ berechnet, d. h. die N-Bilanz für eine Region wird so berechnet, als wäre diese Region ein einziger (großer) landwirtschaftlicher Betrieb. NH_3 -Verluste, die bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger, Gärresten und Mineraldünger auf der Fläche auftreten, sowie N_2 -, NO_x - und N_2O -Emissionen aus dem Boden, die in Folge von Nitrifikation und Denitrifikation entstehen, werden hierbei nicht in Abzug gebracht. Der N-Überschuss der Flächenbilanz umfasst also die Summe der potenziellen gasförmigen Verluste aus dem Boden in Atmosphäre, die Auswaschung in das Grundwasser und in Oberflächengewässer sowie die mögliche Anreicherung von Stickstoff im Boden. Daneben beinhaltet der N-Flächenbilanzüberschuss aber auch die möglicherweise unvollständige Erfassung respektive die Unsicherheiten bei der Ermittlung von Zufuhr- und Abfuhrgrößen.

Die Eingangsdaten der N-Flächenbilanzierung entstammen im Wesentlichen folgenden Datenquellen. Das Mengengerüst der N-Flächenbilanzierung zu Anbauflächen, Ernteerträgen und Tierbeständen beruht auf verschiedenen Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes. Daten zu Anbauflächen und Viehbeständen stehen auf Kreis-ebene aus Vollerhebungen i. d. R. alle drei oder vier Jahre zur Verfügung. Das Mengengerüst der Biogaserzeugung beruht auf Auswertungen von Datenbanken zur eingespeisten elektrischen Arbeit der vier Übertragungsnetzbetreiber (50Hertz Transmission GmbH, Amprion GmbH, Tennet TSO GmbH und TransnetBW GmbH), der Deutsche Energie-Agentur (dena) GmbH (2019), des Witzenhausen-Instituts (Kern und Raussen 2011, 2014) und des Umweltbundesamtes (Rettenberger et al. 2012) in Verbindung mit einem arbeitsspezifischen Substratmix nach KTBL (2016). Datenlücken im Mengengerüst für einzelne Regionen werden auf geeignete Weise durch Schätzungen geschlossen. Die Koeffizienten zum N-Gehalt im Erntegut wurden der DüV (BGBl I. DüV vom 26. Mai 2017) entnommen oder auf dieser Grundlage berechnet, mit Ausnahme für Winterweizen und Roggen, deren N-Gehalte aus Daten zu Ernte- und Qualitätsermittlung durch das Max Rubner-Institut entstammen. Die tierplatzspezifischen N-Ausscheidungsraten, die Emissionen gasförmiger N-Spezies und der N-Eintrag mit Einstreu in die Viehhaltung gehen auf den Bericht „Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Report zu Methoden und Daten“ (RMD) des Thünen-Instituts zurück (Rösemann et al. 2017, 2019b). Die durchschnittlichen jährlichen Milchleistungen werden von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) veröffentlicht. Für die Länder Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein wurden weiterhin die Nährstoffberichte in Bezug auf die kreisbezogenen Wirtschaftsdüngerimporte und –exporte ausgewertet. Die Daten zur atmosphärischen N-Deposition stammen aus dem Pollutant Input and Ecosystem Impact (PINETI)-3-Projekt (Schaap et al. 2018).

Zur Mineraldüngereinsatzmenge in der Landwirtschaft liegen keine belastbaren statistischen Daten zur regionalen Verteilung vor. Lediglich die vom Statistischen Bundesamt (Fachserie 4 Reihe 8.2) für Deutschland gesamt veröffentlichte Handelsabsatzmenge gilt als verlässliche Proxygröße für die in Deutschland insgesamt in der Landwirtschaft eingesetzte Mineraldüngermenge, sie stimmt jedoch nicht mit dieser überein. Aufgrunddessen dass diese Statistik auf den Absatzmengen des Handels an den Endverbraucher beruht, nimmt die Kongruenz zwischen den in Fachserien 4 Reihe 8.2 veröffentlichten Daten und den in der Landwirtschaft eingesetzten Mineraldüngermengen für kleinräumigere Gliederungen Länder und Kreise stark ab, wie eine Auswertung der auf

Länderebene veröffentlichten Daten der Fachserie 4 Reihe 8.2 zeigt, die eine für manche Länder stark von der Guten fachlichen Praxis abweichende LF-bezogene Mineraldüngermenge aufzeigt (Häußermann et al. 2019a).

Die in den Ländern bzw. Kreisen eingesetzte Mineraldüngermenge $N(\text{min-fert})$ wird daher als Restgröße aus dem Nährstoffbedarf $N(\text{harvest})$ abzüglich der übrigen Zufuhrgrößen organische N-Düngung $N(\text{org_fert})$ und biologische N-Fixierung $N(\text{fix})$ nach Gleichung 1-1 berechnet. Die Werte der Anrechnungsfaktoren von 0,6 für UF1 (für Wirtschaftsdünger einschl. Gärreste) und von 0,8 für UF2 (für biologisch gebundenen Stickstoff) entsprechen der Anrechnung dieser Düngerformen auf den N-Bedarf der Pflanzen in der Düngeplanung durch die Landwirte.

Gleichung/Equation 1-1

$$N(\text{min_fert}) = N(\text{harvest}) \times \text{IF} - N(\text{org_fert}) \times \text{UF1} - N(\text{fix}) \times \text{UF2}$$

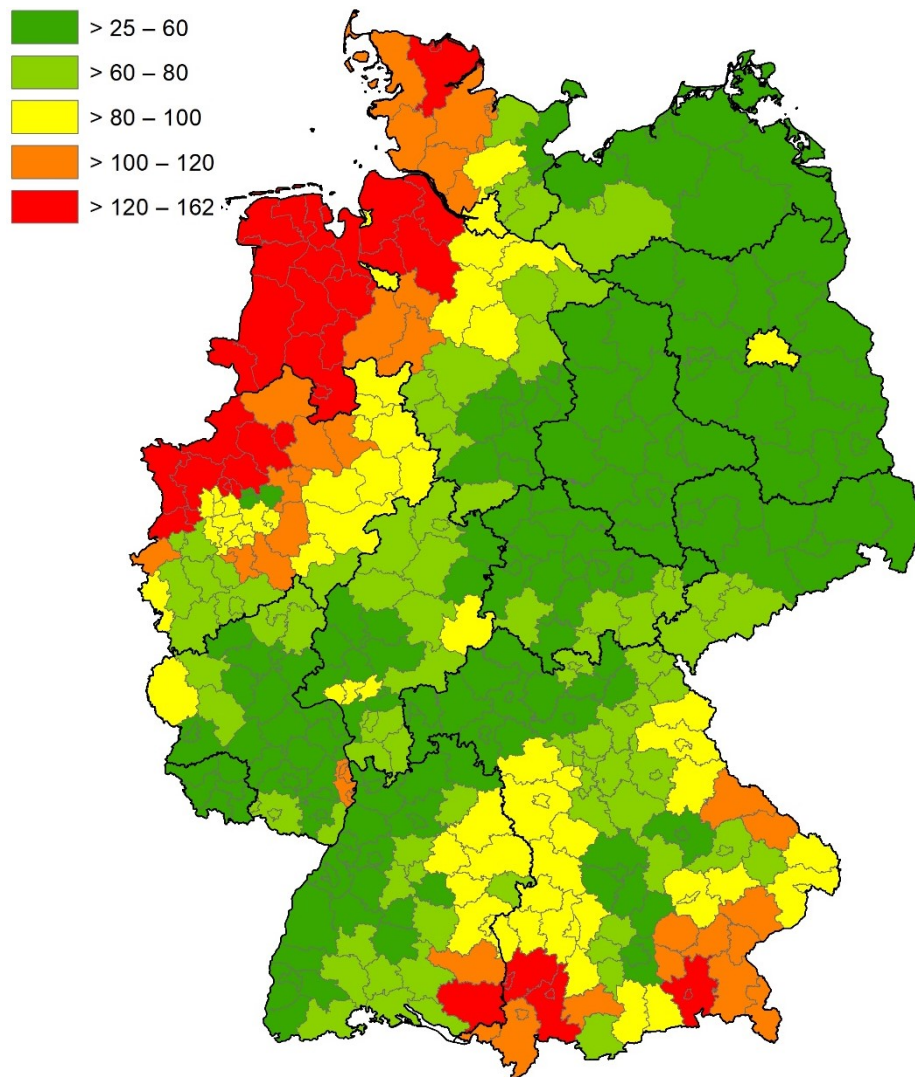
Der Mehrbedarfsfaktor IF stellt den Anteil der Düngung abweichend vom optimalen N-Bedarf dar und wird in der Berechnung jährlich so gewählt, dass die Summe der nach Gleichung 1-1 berechneten Mineraldüngermengen in den Ländern bzw. den Kreisen gleich der nationalen Großhandelsabsatzmenge für das betreffende Jahr ist. Da die Mineraldüngerzufuhrmenge die sensitivste Größe für den N-Flächenbilanzüberschuss ist, besteht hierin auch die größte methodische Herausforderung einer regionalisierten N-Flächenbilanz. Aufgrund von jährlichen, preisgetriebenen Änderungen der Lagerbestände von Mineraldünger in der Landwirtschaft in unbekannter Höhe können sich durch die Verwendung der Großhandelsabsatzmengen deutliche interannuelle Schwankungen des N-Flächenbilanzüberschusses ergeben, die jedoch als Artefakt zu betrachten sind. Aufgrund dessen sowie weiterer, in Jahresintervallen nicht abbildbarer Einflüsse werden für die Bewertung der N-Flächenbilanzüberschüsse üblicherweise gleitende Dreijahres-Mittelwerte verwendet.

Der jährliche N-Flächenbilanzüberschuss beträgt für Deutschland insgesamt (im Mittel der Jahre 2015 bis 2017) 77 kg N ha⁻¹ LF. Die Zufuhr beträgt 227 kg N ha⁻¹ LF, hierunter ist mit 104 kg N ha⁻¹ LF Mineraldünger die bedeutendste Zufuhrgröße, gefolgt von Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist, Jauche) mit 58 kg N ha⁻¹ LF und Gärresten mit 33 kg N ha⁻¹ LF; interne Zufuhren aus der Landwirtschaft betragen mit 106 kg N ha⁻¹ LF etwa die Hälfte. Die Abfuhr beträgt 149 kg N ha⁻¹ LF, hiervon entfallen 58 kg N ha⁻¹ LF auf Futterproduktion, 19 kg N ha⁻¹ LF auf den Energiepflanzenanbau für die Biogasproduktion und 67 kg N ha⁻¹ LF auf Marktfrüchte. Als Überschuss der N-Flächenbilanz verbleiben

somit $82 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) der Pflanzenproduktion beträgt 0,658.

Der zeitliche Verlauf des nationalen N-Flächenbilanzüberschusses variiert im Verlauf der Zeitreihe 1995 bis 2017 beträchtlich und beträgt im Maximum $91 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ im Jahr 2003, einem Jahr mit ausgeprägter Trockenheit und geringer N-Abfuhr über Ernteprodukte und im Minimum $53 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ im Jahr 2009. Vereinfachend kann der Verlauf in dieser Zeitspanne in zwei Phasen unterteilt werden: Von 1995 bis 2009 war der N-Überschuss tendenziell – jedoch statistisch nicht signifikant - leicht rückläufig, seit 2009 ist dann in der mehrjährigen Betrachtung keine weitere Tendenz erkennbar. Parallel zum Ausbau der Biogaserzeugung in der Landwirtschaft steigt seit 2000 auch der Anteil des N-Flächenbilanzüberschusses, der auf die Ausbringung von Gärresten zurückgeht. 2017 beträgt die Zufuhr mit Gärresten auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche 562.900 Mg N , was 15 % der gesamten N-Zufuhr entspricht.

Abbildung/Figure 1-1: Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisen in Deutschland, Mittel 2015 – 2017, in kg N ha⁻¹ LF



Quelle: Häußermann et al. 2020b; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018

Die Spanne der N-Flächenbilanzüberschüsse der Kreise reicht von 26 bis 162 kg N ha⁻¹ LF (Mittel der Jahre 2015 bis 2017) (s. Abbildung 1-1) und die NUE der Pflanzenproduktion von 0,53 bis 0,79. Geringe NUE und hohe N-Flächenbilanzüberschüsse sind eng korreliert mit hoher Viehbesatzdichte (NUE: $R^2 = 0,60$, N-Flächenbilanzüberschuss: $R^2 = 0,79$). Die höchsten N-Flächenbilanzüberschüsse treten in Nordwestdeutschland und Teilen Bayerns auf. Kreise in der Mitte und im Osten Deutschlands mit geringer Viehbesatzdichte weisen die geringsten N-Flächenbilanzüberschüsse und die höchsten NUE auf. Die Zunahme der N-Flächenbilanzüberschüsse in den letzten 23 Jahren erfolgte überwiegend in Kreisen, die überdurchschnittlich hohe N-Flächenbilanzüberschüsse ausweisen. Kreise mit unterdurchschnittlichen N-Flächenbilanzüberschüssen weisen

dagegen annähernd unveränderte (Änderung innerhalb $\pm 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) oder abnehmende N-Flächenbilanzüberschüsse aus. Der Anstieg der N-Flächenbilanzüberschüsse in Kreisen mit sehr hoher Viehbesatzdichte ($> 1,8 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$) wird begrenzt durch die zunehmenden Wirtschaftsdüngerexporte aus diesen Gebieten in benachbarte Regionen. Innerdeutsche Exportregionen sind insbesondere der Norwesten Niedersachsens (Kreise Vechta, Cloppenburg, Emsland, Osnabrück) und die südlich angrenzenden Kreise Nordrhein-Westfalens. Aufnehmende Regionen dieser Exporte sind vor allem die östlich angrenzenden Ackerbauregionen Niedersachsens. In der Ackerbauregion im Südwesten Nordrhein-Westfalens werden beträchtliche Mengen Wirtschaftsdünger aus den Niederlanden importiert, bspw. im Kreis Heinsberg $76 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ und im Kreis Viersen $51 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$.

Die Düngeverordnung (DüV 2017 in der Fassung vom 26. Mai 2017) begrenzt die Anwendung organischer Dünger im Durchschnitt eines Betriebs auf $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, dies entspricht kreisbezogen der Wirtschaftsdüngermenge von $\sim 1,8 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$. Diese Begrenzung führt in elf Kreisen mit $\geq 1,8 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$ zu kreisübergreifenden Wirtschaftsdüngerexporten der Wirtschaftsdüngermengen $\geq 170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ in Gebiete mit weiteren Aufnahmekapazitäten unter den gegebenen Restriktionen der DüV. Ohne diese Wirtschaftsdüngerexporte läge der höchste kreisbezogene N-Flächenbilanzüberschuss bei $237 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (Landkreis Vechta), tatsächlich wird für diesen Kreis jedoch nur ein Überschuss von $139 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ berechnet, d. h. Wirtschaftsdüngerexporte mindern für diesen Kreis den N-Flächenbilanzüberschuss um $99 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Weitere umweltpolitische Maßnahmen und marktgetriebene Änderungen können den Wirtschaftsdüngertransfer zwischen Überschussgebieten und Aufnahmeregionen möglicherweise zusätzlich forcieren, waren jedoch nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

Die Aktivitätsdaten und Koeffizienten, die Grundlage der Berechnung der N-Flächenbilanzen sind, unterliegen natürlichen Schwankungen, können nur mit eingeschränkter Genauigkeit erfasst werden oder stellen Schätzwerte dar. Die Größenordnung der Unsicherheit der Zielgröße „N-Flächenbilanzüberschuss“ in den Kreisen, die sich daraus ergeben kann, wird über eine Sensitivitätsanalyse der Faktoren durchgeführt, von denen *a priori* bekannt ist, dass sie großen Einfluss auf die Größe „N-Flächenbilanzüberschuss“ haben. Auf der Ebene der Länder und des Bundes ermöglicht weiterhin die Verfügbarkeit von Angaben des Statistischen Bundesamtes zu Vertrauensintervallen von Mengengerüst und Koeffizienten durch zufällige simultane Änderungen in einer Monte-Carlo-Simulation

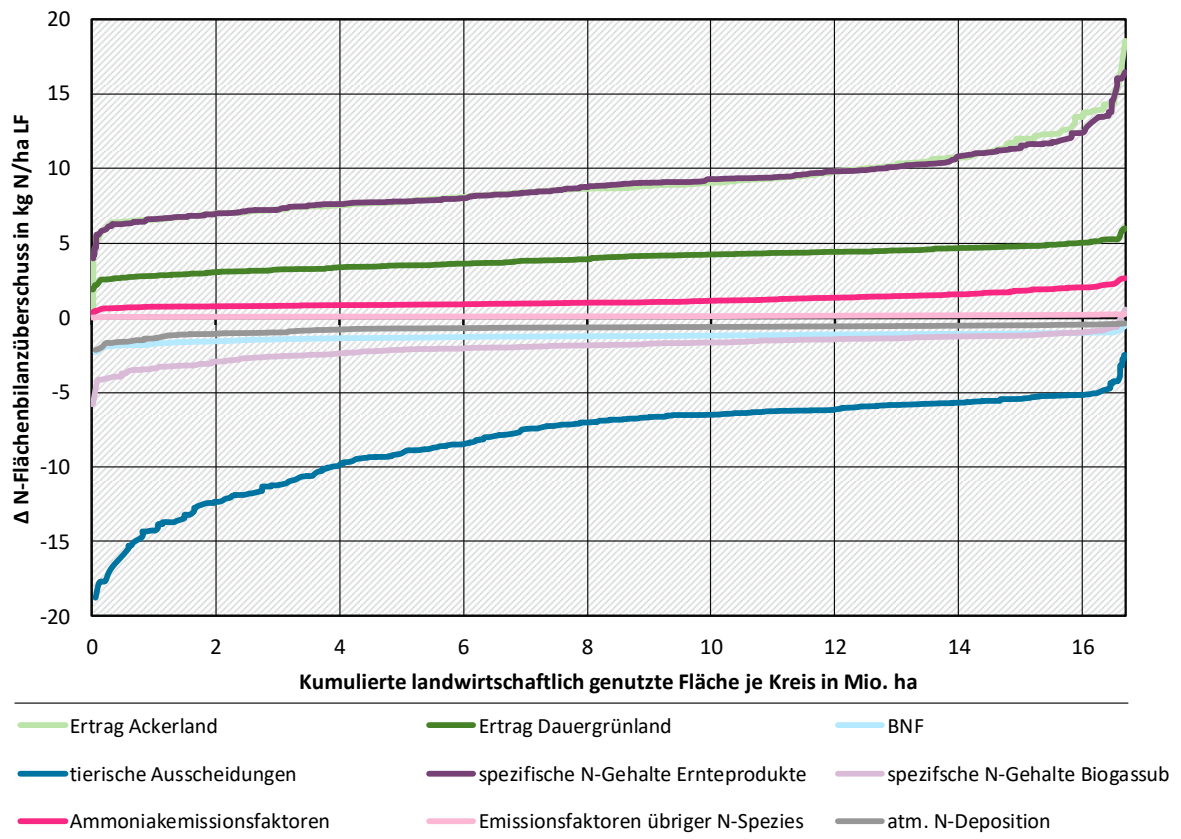
eine genauere Abschätzung der Vertrauensintervalle der Größen „N-Zufuhr“, „N-Abfuhr“ und „N-Überschuss“ für das Jahr 2017.

Die bedeutendste Zufuhrgröße der N-Flächenbilanz ist die Zufuhr mit Mineraldünger. Hierfür liegen zuverlässige Daten jedoch nur auf nationaler Ebene vor, auf sub-nationaler Ebene werden die Mengen berechnet (s. Gleichung 1-1). In diese Berechnung gehen die Faktoren für die Anrechnung der Düngewirksamkeit von Wirtschaftsdüngern und Gärresten und biologische Stickstoffbindung (Faktor $UF1 = 0,6$, bzw. Faktor $UF2 = 0,8$ in Gleichung 1-1) ein. Die stufenweise Variation dieser Faktoren ($UF1 = 0,2, 0,4$ und $0,8$ und $UF2 = 1,0$ und $0,6$) ändert - unter der Prämisse konstanter Mineraldünger-Zufuhrmengen auf nationaler Ebene - die berechnete regionale Verteilung der N-Mineraldüngung. Die Annahme eines niedrigen $UF1$ von beispielsweise $0,2$ bedeutet, dass lediglich 20% des in Wirtschaftsdüngern enthaltenen Stickstoffs von den Landwirten als düngungswirksam angesehen würde. Mehr Mineraldünger muss dann eingesetzt werden, um den (gegebenen) N-Bedarf der Pflanzen zu decken. Damit erhöht sich der N-Überschuss, da die Differenz des $UF1$ zu 100% (im gewählten Beispiel: 80%) als nicht-düngungswirksame N-Zufuhr unmittelbar in den N-Flächenbilanzüberschuss eingeht. Die Annahme eines $UF1$ von 20% führt auf Länderebene zu einer Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss von $-10,3$ (in Thüringen) bis $+15,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (in Nordrhein-Westfalen), für $UF1 = 0,4$ bzw. $0,8$ liegt die Spanne der Änderungen bei $-5,1$ bis $+7,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Bei der Variation von $UF2$ (auf $0,6$ bzw. $1,0$) ist die Spanne mit $-1,8$ bis $+1,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ deutlich geringer. Auf Kreisebene kann in den Kreisen mit der höchsten Viehbesatzdichte der N-Überschuss zwischen $UF1 = 0,2$ (pessimistische Annahme in Bezug auf die Vewertung der organischen N-Düngung) und $UF1 = 0,8$ (optimistische Annahme) um $61 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ LF}$ differieren. Bei der Variation von $UF1$ auf $0,4$ bzw. $0,8$ ändert sich der der kreisbezogene N-Überschuss auf 54% der LF um bis zu $\pm 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ und auf 88% der Fläche um bis zu $\pm 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$.

In Abbildung 1-2 ist die Verteilung der Änderungen der N-Flächenbilanzüberschüsse (auf Kreisebene) in Deutschland für neun ausgewählte Variablen dargestellt, die sich jeweils ergibt, wenn eine Variable mit 90% ihres Ausgangswertes in der N-Bilanzierung verwendet wird. Die stärksten Änderungen treten für die Größe „tierische Ausscheidungen“ in Erscheinung, im Median der landwirtschaftlich genutzten Fläche beträgt der Rückgang $-6,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ mit einer Spanne von $-18,8$ bis $-2,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, wenn der N-Anfall mit tierischen Ausscheidungen auf 90% des Ausgangswertes zurückginge. Ebenfalls eine hohe absolute Sensitivität weisen die Variablen „N-Gehalte der Ernteprodukte“ und „Ertrag Ackerland“ auf: Bei 90% der Ausgangswerte ändert sich der N-Flächenbilanzüberschuss im

Bereich von 4,0 bis 16,5 kg N ha⁻¹ LF (Median: 8,5 kg N ha⁻¹ LF) bzw. 0,1 bis 18,6 kg N ha⁻¹ LF (Median 8,7 kg N ha⁻¹ LF). Eine geringere Sensitivität weisen die „Ammoniak-Emissionsfaktoren“ auf, diese liegen in einer Spanne von 0,4 bis 2,6 kg N ha⁻¹ LF (Median: 1,0 kg N ha⁻¹ LF).

Abbildung/Figure 1-2: Summenhäufigkeit (bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche) der Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse (Mittel der Jahre 2015 bis 2017) in den Kreisen in Deutschland bei Änderung ausgewählter Variablen auf 90 % des Ausgangswertes



Quelle: eigene Darstellung, Häußermann et al. 2019a, © Umweltbundesamt 2019

Die Unsicherheit der Ergebnisse für die Zielgröße „N-Überschuss“ wurde mittels Monte-Carlo-Simulation mit 1.000 zufallsverteilten Werten für die wichtigsten Eingangsgrößen der N-Flächenbilanz auf Bundes- sowie auf Länderebene berechnet (Mittel 2015 – 2017). Hierzu gehören N-Gehalte in Ernteprodukten, Tierbestände und Anbauflächen, Erträge landwirtschaftlicher Kulturen, Emissionsfaktoren, Stromeinspeisung aus Biogas und Mineraldüngerzufuhr. Hierfür wurden die wichtigsten Größen des Mengengerüsts und der Koeffizienten mit einbezogen, für die Angaben zu Standardfehlern vorliegen oder begründete Annahmen dazu getroffen werden konnten. Für alle in die Berechnung einbezogenen Variablen wurde eine Normalverteilung angenommen.

Als Ergebnis dieser Monte-Carlo-Simulation ergibt sich für Deutschland als Ganzes ein 90 %-Interquantil des N-Flächenbilanzüberschuss von $7,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, was einer relativen Änderung des N-Überschuss von rund 10 % entspricht. Für die einzelnen Länder liegen die relativen Änderungen für die 90 %-Interquantile zwischen 9,7 % ($9,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) in Nordrhein-Westfalen und 18,0 % ($8,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$) im Saarland.

Die Ergebnisse mehrerer anderer Studien weisen N-Flächenbilanzüberschüsse inähnlicher Größenordnung wie die hier vorgestellten auf. Leip et al. (2011b) berechnen für Deutschland im (Mittel 2001 bis 2003) einen Überschuss von $76,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, im Vergleich zu $79,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, die in der vorliegenden Studie ermittelt wurden. In Leip et al. (2011a) wurde dagegen (für 2002) ein um $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ geringerer Wert gegenüber Häußermann et al. (2020b) ausgewiesen, was darauf zurückgeführt werden kann, dass in Leip et al. (2011a) wesentliche Zufuhrgrößen wie unter anderem die Mineraldüngung gleichfalls modellbasierte Ergebnisse sind, die in vorliegender Studie ebenso wie in Leip et al. (2011b) jedoch auf die Officialstatistik zurückgehen. Die Methodik der vorliegenden Studie entspricht dem Ansatz der Stickstoff-Gesamtbilanz für die Landwirtschaft in Deutschland, die jährlich vom Julius Kühn-Institut (unter Beteiligung des Autors, Müller et al. 2023) fortgeschrieben und vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2023b) veröffentlicht wird. Im Durchschnitt der Jahre 1995 bis 2017 beträgt die Abweichung der Stickstoff-Flächenbilanzüberschüsse zwischen der (aggregierten) kreisbezogenen Bilanzierung (n. Häußermann et al. 2019a) und der BMEL-Bilanz weniger als $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ LF}$.

Die Zeitreihe der N-Flächenbilanzüberschüsse mit Regionalgliederung Kreise ermöglicht Rückschlüsse über die zeitliche Entwicklung und die räumliche Verteilung der N-Flächenbilanzüberschüsse sowie deren Ursachen und ermöglicht damit Aussagen über die Effekte von agrar-umweltpolitischen Maßnahmen. Für Deutschland insgesamt weist die zeitliche Entwicklung der N-Flächenbilanzüberschüsse keinen signifikanten Trend auf. Der tendentiellen Abnahme der Überschüsse von 1995 bis etwa 2008 stehen weitgehend konstante N-Flächenbilanzüberschüsse in den letzten zehn Jahren gegenüber. Dies ist in Teilen auf den Ausbau des Energiepflanzenanbaus für die Biogaserzeugung zurückzuführen, wodurch mehr Stickstoff innerhalb der Landwirtschaft in Form von Gärresten recyclet wird und zugleich, infolge des Rückgangs der Anbauflächen von Marktfrüchten, die Stickstoffabfuhr aus der Landwirtschaft zurückgingen. Die zeitliche Entwicklung der N-Flächenbilanzüberschüsse in Deutschland ist vergleichbar mit derjenigen in anderen europäischen Ländern mit vergleichbarer Agrarstruktur (Eurostat 2020, s. Abbildung 3-5). Da Stickstoff

in Gärresten (ebenso wie in anderen organischen Düngern) zu einem geringeren Anteil pflanzenverfügbar ist, wird durch den Ausbau der Biogaserzeugung eine höhere Ausgleichsdüngung mit Mineraldünger erforderlich, wodurch der N-Flächenbilanzüberschuss steigt. Regional führte der Rückgang der Viehhaltung in Kreisen mit bereits initial (Mittel 1995 bis 1997) geringen Viehbesatzdichten zu einer Abnahme der N-Flächenbilanzüberschüsse in diesen Kreisen, während in den Kreisen mit initial hohen N-Flächenbilanzüberschüssen eine weitere Konzentration der Viehhaltung stattgefunden hat mit entsprechender Zunahme der N-Flächenbilanzüberschüsse. Die Begrenzung der N-Zufuhr mit organischen Düngern auf $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (im Mittel des Betriebes) durch die Düngeverordnung (DüV as of May 26, 2017) führt durch Wirtschaftsdüngerexporte in Regionen mit Aufnahmekapazitäten unter diesen Restriktionen zu einer Begrenzung der Zunahme der N-Flächenbilanzüberschüsse, der aufgrund der Zunahme der Viehbesatzdichte in diesen Kreisen eigentlich zu erwarten wäre (s. Abbildung 3-4).

Die hier vorgestellte Methodik der N-Flächenbilanzierung unterliegt Grenzen hinsichtlich ihrer Aussagekraft und weist eine Reihe von Schwachpunkten auf. Die N-Flächenbilanzüberschüsse unterliegen jährlichen Schwankungen, was die Aussagekraft von Jahreswerten in Bezug auf längerfristige Trends einschränkt. Deshalb werden für die Interpretation der Ergebnisse im Regelfall Dreijahres-Mittelwerte zugrundegelegt. Der N-Flächenbilanzüberschuss dient als Proxygröße für die Nitratauswaschung im Mittel der gesamten LF eines Kreises. Aussagen für kleinere räumliche Einheiten und/oder für bestimmte Bewirtschaftungsformen und Betriebstypen sind auf dieser Datengrundlage daher nicht möglich (Grizzetti et al. 2011, Knoll et al. 2019). Die Ergebnisse auf Kreisebene nivellieren weiterhin naturräumliche Unterschiede innerhalb von Kreisen. Die Regionalgliederung "Kreise" umfasst Gebietseinheiten mit sehr unterschiedlichen Flächenumfang von 7.000 bis zu 341.000 ha LF. Alle Länder setzen Agrarumweltprogramme um, die zu einer Änderung der N-Flächenbilanzüberschüsse führen. Die Umsetzung dieser Programme unterscheidet sich zwischen den Kreisen, was aber in der hier beschriebenen Methodik zu Berechnung der Mineraldüngerzufuhr nicht berücksichtigt werden kann. Das gleiche betrifft die ökologisch wirtschaftenden Betriebe, die keinen Mineraldünger einsetzen und daher strukturell geringere N-Flächenbilanzüberschüsse aufweisen als konventionell wirtschaftende Betriebe (Küstermann et al. 2010, Lin et al. 2016). Eine N-Bilanzierung separat für die konventionell und die ökologisch wirtschaftenden Betriebe in den Kreisen ist aber bislang nicht möglich, da das Mengengerüst

und die Koeffizienten und Parameter für die N-Flächenbilanzierung für die beiden Betriebsformen nicht ausreichend differenziert werden können.

Zuverlässige Statistiken über die Mineraldüngerzufuhr in der Landwirtschaft sind für Deutschland nur auf der Ebene des Großhandelsabsatzmengen verfügbar. Für Länder und Kreise wird die Mineraldüngerzufuhr daher nach dem Ansatz der Gleichung 1-1 berechnet. Die Bestimmung der Mineraldüngerzufuhr ist die größte methodische Herausforderung und aufgrund ihrer Bedeutung für die N-Flächenbilanz der größte Unsicherheitsfaktor. Andere Autoren greifen für regionale N-Flächenbilanzen auf Verkaufsstatistiken der nationalen Statistikbehörden (Özbek und Leip 2015, Eriksson et al. 2007) oder aus dem Testbetriebsnetz (Gamer und Bahrs 2010) zurück bzw. verwenden kulturartsspezifische Standardwerte der International Fertilizer Association (IFA) in Verbindung mit CORINE Land Cover-Karten (Grizzetti et al. 2007). Die Bilanzierung von Lassaletta et al. (2012) basiert auf einen ähnlichen Ansatz wie die vorliegende Studie. Cameira et al. (2019) beziffern die Gesamtunsicherheit für den N-Flächenbilanzüberschuss im portugiesischen Tagus-Einzugsgebiet mit 12 %, wobei die N-Mineraldüngerzufuhr als größte Quelle für die Unsicherheit genannt wird. Dies deckt sich mit der Unsicherheit von 10,2 % für den N-Flächenbilanzüberschuss auf Bundesebene bzw. von im Mittel 12,4 % für die Länder in der vorliegenden Untersuchung.

Daten zu regionalen Nährstofftransfers mit Wirtschaftsdüngern werden seit 2014 auf Kreisebene für vier Länder veröffentlicht (LK Niedersachsen 2019, LK Nordrhein-Westfalen 2018, Taube et al. 2015), sind jedoch nicht für ganz Deutschland verfügbar. Die Verfügbarkeit solcher Daten für die übrigen Bundesländer würden die Ergebnisse der N-Flächenbilanzen weiter verbessern.

Thema 3: Maßnahmen zur Minderung der Stickstoff-Flächenbilanzüberschüsse³

Von Heldstab et al. 2020a, 2020b) wurde erstmalig für Deutschland geschätzt, in welcher Höhe die Emissionen von verschiedenen N_r-Spezies die Schutzziele für die fünf Schutzgüter Terrestrische Ökosysteme, Oberflächengewässer, Grundwasser, Klima und menschliche

³ Häußermann U, Bach M, Klement L, Breuer L (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Kapitel 4 "Minderungsmaßnahmen. Texte 131/2019, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 167 S.

Gesundheit überschreiten. Unter anderem vor diesem Hintergrund wurde berechnet, in welchem Umfang der N-Flächenbilanzüberschuss durch verschiedene Maßnahmen vermindert werden könnte. In einer früheren Untersuchung (Bach et al. 2016) wurde die Wirkung von zwei ausgewählten Maßnahmen auf die Reduzierung der Nitratreinträge in die Gewässer abgeschätzt. Die hier vorgestellte Berechnung der Wirkung einer Reihe von Maßnahmen ist nicht in ein Gesamtkonzept der Agrarentwicklung eingebettet, u. a. werden mögliche indirekte Auswirkungen auf die Agrarstruktur und ökonomisch getriebene Anpassungseffekte nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse sollen vorrangig die Größenordnungen und die regionale Verteilung der Maßnahmenwirkungen verdeutlichen.

Diese Maßnahmen zielen zum einen auf die Minderung des N-Flächenbilanzüberschuss, der eine Indikatorgröße für die N_r -Austräge in Grundwasser und Oberflächengewässer darstellt. Daneben werden weiterhin auch Maßnahmen zur Umsetzung der NH_3 -Minderungsziele aus der NEC-Richtlinie im Nationalen Luftreinhalteprogramm (Abl. L 344. Richtlinie (EU) 2016/2284 vom 14. Dezember 2016, BMU 2018a) und ihre Auswirkung auf den N-Flächenbilanzüberschuss mit einbezogen. Das heißt, die NH_3 -Minderungsmaßnahmen werden auch hinsichtlich ihrer möglichen Auswirkung auf N_r -Austräge in Grundwasser und Oberflächengewässer bewertet (sogenanntes „pollution swapping“). Folgende Maßnahmen wurden untersucht:

- Steigerung der N-Effizienz von Wirtschaftsdüngern
- Begrenzung der Viehbesatzdichte (alle Tierkategorien)
- Begrenzung der Rinder-Besatzdichte (bezogen auf die Raufutterfläche)
- N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel
- Anbau von Zwischenfrüchten
- Umsetzung der NEC-Richtlinie (Abl. L 344. Richtlinie (EU) 2016/2284 vom 14. Dezember 2016).

Die Maßnahme „Steigerung der N-Effizienz von Wirtschaftsdüngern“ wird im Instrument der N-Flächenbilanzierung abgebildet in Form einer höheren Anrechnung (i.e. Ausnutzung) des Stickstoffs in Wirtschaftsdüngern einschl. Gärresten auf den N-Bedarf der Pflanzen in Formel 1. Standardmäßig wird dafür in der N-Bilanzierung ein Wert von 0,6 angenommen (s. Abschnitt 3.2.2), d. h. dass die übrigen 40 % der zugeführten organischen N-Menge aufgrund gasförmiger Verluste, Auswaschung oder Festlegung im N-Pool des Bodens für die N-Versorgung der Pflanzen nicht zur Verfügung stehen. Diese Verluste können bspw. durch die Vermeidung von Überdüngung, die Optimierung des Ausbringzeitpunkts, durch

die bodennahe Ausbringung mit sofortiger Einarbeitung (Injektions- oder Schlitzverfahren) sowie durch den Einsatz von Nitrifikationshemmern reduziert werden. Für die Abbildung der Maßnahme wird angenommen, dass dadurch die N-Ausnutzung von 0,6 auf 0,8 erhöht und die äquivalente Menge an N-Mineraldünger eingespart wird (Gutser et al. 2010). Der N-Flächenbilanzüberschuss würde durch diese Maßnahmen insbesondere in Kreisen mit hoher Viehbestands- und Biogasanlagendichte zurückgehen, d. h. vorrangig im Nordwesten Deutschlands, im Allgäu und in Südostbayern. Die stärksten Rückgänge mit bis zu $41 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ wären in den Kreisen Grafschaft Bentheim und Cloppenburg erreichbar (Mittel 2014 – 2016). Im Bundesdurchschnitt beträgt das Potenzial der Einsparung von Mineraldünger durch die höhere N-Effizienz von Wirtschaftsdüngern ca. $261.000 \text{ Mg N a}^{-1}$, was rund 15 % der gesamten N-Mineraldüngung entspricht. Der N-Flächenbilanzüberschuss würde dadurch um ca. $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ vermindert (Abbildung 4-1).

Der Maßnahme „Begrenzung der Viehbesatzdichte“ wird nicht mit einer vollständigen Systembetrachtung hinterlegt, in der Praxis wären bei deren Umsetzung verschiedene Anpassungsreaktionen wie bspw. Änderungen der Anbauanteile der Ackerkulturen zu erwarten. Die Abbildung der Maßnahme beschränkt sich auf die unmittelbaren Wirkungen (i) Rückgang der Viehbestände durch den Bestandsabbau in Betrieben oberhalb bestimmter Viehbesatzdichten, (ii) den damit verbundenen Rückgang des Anfalls und des innerdeutschen Transfers von Wirtschaftsdüngern sowie (iii) die Substitution des wegfallenden Wirtschaftsdüngers durch zusätzlichen Mineraldünger. Die Maßnahme wird für drei Szenarien „Begrenzung der Viehbesatzdichte auf Einzelbetriebsebene auf 3, 2,5 und $2 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$ “ für 2016 auf Grundlage der Agrarstrukturerhebung 2016 berechnet (FDZ 2018). Die Anzahl der Tiere, die über den im jeweiligen Szenario festgelegten maximalen Viehbesatzdichten liegen, ergibt sich für Deutschland gesamt und für die Länder direkt aus der Auswertung der Agrarstrukturerhebung 2016. Für die Kreise wurden die abzubauenen Viehbestände mittels länderspezifischer Regressionen zwischen der Viehbesatzdichte als unabhängige und den abzubauenen Viehbeständen als abhängige Variable berechnet (s. Gleichung 4-1).

Bei einer Begrenzung der Viehbesatzdichte auf $3 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$ würden 4,2 % der Viehbestände (in GVE) abgebaut. Aufgrund des unterschiedlichen Grads der Flächenbindung in den einzelnen Tierkategorien ist der Rückgang für den Geflügelbestand mit 12,4 % im Bundesgebiet und für den Schweinebestand mit 7,7 % deutlich höher als beim Rinderbestand mit 2,6 %. Bei einer Begrenzung auf $2,5 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$ steigt der Anteil der abzubauenen Viehbestände auf 4,7 % und bei $2 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$ auf 6,0 %. Die größte

Minderungswirkung dieser Maßnahme wird für den Oberbergischen Kreis mit einem Rückgang des N-Flächenbilanzüberschusses um $-30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ bei $\leq 2 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$ berechnet (Abbildung 4-2). Die Begrenzung der Viehbesatzdichte mindert zudem die innerdeutschen kreisübergreifenden Wirtschaftsdüngertransporte von $46.281 \text{ Mg N a}^{-1}$ im Jahr 2016 ohne diese Maßnahme auf $30.129 \text{ Mg N a}^{-1}$ bei Begrenzung der Viehbesatzdichte auf $2 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$. Der Mehrbedarf an Mineraldünger für die Kompensationsdüngung aufgrund der geringeren verfügbaren Wirtschaftsdüngermenge beträgt bei $2 \text{ GVE ha}^{-1} \text{ LF}$ $35.675 \text{ Mg N a}^{-1}$.

Die Maßnahme „Begrenzung der Rinder-Besatzdichte auf $1,5 \text{ GVE ha}^{-1}$ Raufutterfläche (Dauergrünland, Silomais, Ackergrasanbau)“ würde zu einem Bestandsabbau um 26% im Bundesgebiet führen. Auf Länderebene ist der Bestandsabbau mit 35% in Nordrhein-Westfalen am höchsten. Die Regionen mit den höchsten Rückgängen der N-Flächenbilanzüberschüsse bei Umsetzung dieser Maßnahme sind das weitere Umfeld des Allgäus, das Bayerische Voralpenland sowie die Grünlandregionen in Nordwestdeutschland. Die größte Minderung der N-Flächenbilanzüberschüsse mit $-27 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ ergibt sich hierbei für den Kreis Garmisch-Partenkirchen. Die Mineraldüngerzufuhr aufgrund der Kompensation fehlender Wirtschaftsdünger erhöht sich um $60.416 \text{ Mg N a}^{-1}$ und die innerdeutschen Wirtschaftsdüngertransfers gehen auf $32.376 \text{ Mg N a}^{-1}$ zurück (Abbildung 4-3).

Die Maßnahme „N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel“ ist bereits im Entwurf der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (vom 16.07.2018, BMU 2018b) für schweine- und geflügelhaltende Betriebe, die unter die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (kurz: „IE-Richtlinie“) fallen, enthalten. Hiermit soll eine 20% -tige Minderung der NH_3 -Emissionen im Stall vor (im Vergleich zu Referenzverfahren) erreicht werden. Die IE-Richtlinie gilt aktuell für geflügelhaltende Betriebe mit einer Anlagengröße ab 40.000 Haltungsplätzen (HP) und für schweinehaltende Betriebe ab 2.000 HP bei Mastschweinen, 750 HP bei Zuchtsauen und 6.000 HP bei Aufzuchtferkeln. Insgesamt sind in Deutschland 26% der Schweine und 71% des Geflügels in diesen Anlagen aufgestellt, wovon 40% der Schweine und 58% des Geflügels in Niedersachsen gehalten werden (FDZ 2018). Eine kreisbezogene Auswertung ist mangels Datenverfügbarkeit nicht möglich. Auf Länderebene ist die höchste Minderungswirkung mit $-1,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ in Sachsen-Anhalt zu erwarten, gefolgt von Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern mit $-1,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (Abbildung/Figure 4-4).

Mit der Maßnahme „Winterzwischenfruchtanbau“ kann mineralischer Stickstoff über Winter in den Pflanzen gebunden werden und so vor Auswaschung geschützt werden. Die als Winterzwischenfrüchte genutzten Pflanzenarten werden entweder als Tierfutter genutzt oder sterben während der Frostperiode ab und werden dann im Frühjahr in den Boden eingearbeitet (Berntsen et al. 2006, Constantin et al. 2010, Tonitto et al. 2006). Durch den Zwischenfruchtanbau kann die Nitratauswaschung im Mittel um 20 kg N ha^{-1} Anbaufläche gemindert werden. Dieser Stickstoff steht bei Einarbeitung in den Boden der folgenden (Sommer-)Kultur zur Verfügung (Osterburg et al. 2007). Das zusätzliche Flächenpotential beträgt im Jahr 2016 für Deutschland 46 % der Anbaufläche von Sommerkulturen (Tabelle 4-1). Die Potenzialfläche wird jedoch in einigen Regionen durch das eingeschränkte Wasserangebot im Herbst und im Winter eingeschränkt. Das theoretische und das realistische Potenzial wird mit den beiden Szenarien „Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 100 % und auf 80 % der Potenzialfläche“ abgebildet. Für Deutschland insgesamt ergibt sich im 80 %-Szenario ein Rückgang der N-Überschüsse um $-1,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$, auf Kreisebene ergäbe sich die höchste Minderung im Kreis Emsland mit $-5,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$. Die Wirkung dieser Maßnahme nimmt tendenziell mit steigendem Grünlandanteil ab, so beträgt die Minderung im Kreis Garmisch-Partenkirchen mit einem Grünlandanteil von 98 % nur $-0,04 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$.

Die NEC-Richtlinie (Richtlinie 2016/2284/EU) zur Emissionsbegrenzung bestimmter Luftschadstoffe sieht die Minderung der NH_3 -Emissionen in Deutschland um 5 % im Jahr 2020 und um 29 % im Jahr 2030 gegenüber den Emissionen des Bezugsjahrs 2005 vor. Um diese Ziele zu erreichen sind umfangreiche Einzelmaßnahmen erforderlich, die im Entwurf des Nationalen Luftreinhaltprogramms (Stand 12.12.2018; BMU 2018a) konkretisiert werden und deren Wirkung gegenüber dem Thünen-Baseline-Szenario quantifiziert wird. Mit dem Thünen-Baseline-Szenario werden die Strukturänderungen und mit den bereits gesetzlich festgelegten Emissionsminderungsmaßnahmen (Stand 2018), jedoch ohne darüberhinausgehende Maßnahmen die daraus resultierenden NH_3 -Emissionen projiziert (Offermann et al. 2018, Häußermann et al. 2020b; Häußermann et al. 2020a). Da sowohl die in der Thünen-Baseline-Szenario enthaltenen beschlossenen Maßnahmen als auch einzelne weitergehende Maßnahmen nicht ausreichend sind, um die Minderungsziele für das Jahr 2030 zu erreichen, wurden Maßnahmenkombinationen gerechnet (im Folgenden mit „Szenarien“ bezeichnet; Häußermann et al. 2020b; Tabelle 4-2). In der vorliegenden Studie wurden die Auswirkungen dieser Szenarien auf den N-Flächenbilanzüberschuss bewertet. Die Bewertung erfolgte (i) für eine hypothetische Umsetzung der bis 2030 für die

Zielerreichung erforderlichen Maßnahmen bereits im Jahr 2016 und (ii) für eine Umsetzung im Jahr 2030. Bei diesen beiden Szenarien werden hauptsächlich die NH_3 -Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerausbringung durch die sofortige Einarbeitung nach der Ausbringung bzw. durch die Verwendung von Injektions- oder Schlitztechnik gemindert. Der Beitrag von Maßnahmen zur Minderung der Emissionen aus Stallhaltung und Wirtschaftsdüngerlagerung sowie aus der Ausbringung von Mineraldünger ist deutlich geringer. Die Emissionen aus Wirtschaftsdüngerausbringung werden der N-Flächenbilanz zugerechnet, daher würde ihre Minderung zu keiner Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses führen. Die Wirkung daher anhand der Größe „Nitrat-Auswaschungspotential“ (auch als „hydrosphärischer N-Überschuss“ bezeichnet) bewertet, das dem N-Überschuss ohne die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung entspricht. Die Minderung der NH_3 -Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger wird mit -29 % entsprechend 131.000 Mg NH_3 -N angesetzt. Diese N-Menge wird somit zusätzlich mit Wirtschaftsdüngern in den Boden eingebracht, was mit einem Anrechnungsfaktor von 0,6 (s. Gleichung 1-1) ein Minderungspotential der N-Mineraldüngung von 78.600 Mg N zur Folge hat.

Durch den Rückgang der Stall- und Lageremissionen und der atmosphärischen NH_y -Deposition geht der N-Flächenbilanzüberschuss insgesamt um 4,9 kg N ha⁻¹ LF zurück. Durch die Verschiebung NH_3 -Emissionen in den Boden und aufgrund des des Anrechnungsfaktors von Stickstoff in Wirtschaftsdüngern von (nur) 0,6 auf den Düngungsbedarf erhöht sich jedoch das Nitrat-Auswaschungspotenzial um 4,4 kg N ha⁻¹ LF. Der Rückgang der N-Flächenbilanzüberschüsse und der Anstieg des Nitrat-Auswaschungspotentials sind besonders hoch in den Kreisen mit hoher Rinder-Besatzdichte und den angrenzenden Ackerbauregionen (Abbildung 4-6). Zu beachten ist, dass aufgrund der veränderen Rahmenbedingungen bis 2030 Änderungen der Agrarstruktur zu erwarten sind, die mit der Thünen-Baseline für Deutschland in Summe zwar berücksichtigt werden, die regionalen Verlagerungseffekte von Viehbeständen, Anbauverhältnissen und Düngerausbringung können jedoch nicht ausreichend genau abgebildet werden. Bei Umsetzung des Szenarios zur Minderung der NH_3 -Emissionen um 29 % im Jahr 2030 bleibt die N-Zufuhr mit 221,7 kg N ha⁻¹ LF zwar nahezu konstant (-0,1 kg N ha⁻¹ LF in Bezug auf 2016). Aufgrund der im Thünen-Baseline-Szenario erwarteten höheren Ernteerträge ist die N-Abfuhr mit 158,9 (+10,9) kg N ha⁻¹ LF deutlich höher, d. h. der N-Flächenbilanzüberschuss geht auf 62,8 (-11,0) kg N ha⁻¹ LF zurück.

Durch die neue NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 ist Deutschland verpflichtet die Ammoniak-Emissionen bis 2030 um 29 % gegenüber 2005 zu senken. Häußermann et al. (2020a) beschreiben eine Reihe von Maßnahmen und Szenarien, wie dieses Minderungsziel erreicht werden kann. Im Wesentlichen führen in Häußermann et al. (2020a) beschriebenen Szenarien zu einer Erhöhung der N-Einträge in den Boden und zu einer Verminderung der Ammoniak-Emissionen aus Wirtschaftsdüngermanagement und –ausbringung, wodurch sich die Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs aus Wirtschaftsdüngern erhöht und Mineraldünger in Höhe von rund 150.000 Mg N eingespart werden kann. Das heißt, um die in der vorliegenden Studie beschriebene Maßnahme „Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung“ umzusetzen und das Mineraldüngeräquivalent der Wirtschaftsdünger von 60 auf 80 % zu erhöhen, reicht die Umsetzung der NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 alleine nicht aus. Die meisten europäischen Staaten verwenden im Rahmen ihrer jeweiligen Düngegesetzgebung gleiche oder geringere Mineraldüngeräquivalente als Deutschland. In Slowenien und Portugal werden allerdings höhere Mineraldüngeräquivalente angesetzt. So liegen die Mineraldüngeräquivalente für Geflügelkot in Portugal bei 90 %, die für Schweinegülle bei 80 % und in Slowenien die für Rindergülle bei 75 bis 85 %, die für Rinder- und Schweinefestmist sowie Geflügekot bei 50 bis 70 %. Würde man diese Werte auch in Deutschland verwenden, dann hätte das ambitioniertere Ziele für die N-Nutzungseffizienz als die derzeit in der Düngegesetzgebung angenommenen zur Folge (Klages et al. 2020). Ribaud et al. (2011) gehen für die USA davon aus, dass auf zwei Drittel des Ackerlands Stickstoffdünger nicht zum optimalen Zeitpunkt, in der richtigen Menge und mit der besten Technik ausgebracht werden und sehen daher noch größere Einsparungsmöglichkeiten.

Häußermann et al. (2020a) gehen in drei verschiedenen Maßnahmen zum Viehbestandsabbau von einer Minderung der landwirtschaftlichen NH_3 -Emissionen um 4 bis 9 % aus. Dies geht mit einer Minderung der Netto-N-Zufuhr von 2,7 bis 5,8 kg N ha⁻¹ LF einher und würde unter ansonsten unveränderten Rahmenbedingungen eine Kompensation mit 26.300 bis 58.000 Mg N durch Mineraldünger erfordern. Die in der vorliegenden Studie ermittelten Werte von 27.000 Mg N bis 35.700 Mg N für die Begrenzung der Viehbesatzdichte aller Tiere liegen am unteren Ende dieser Spanne und entsprechen der in Häußermann et al. (2020a) beschriebenen Maßnahme „Abbau der Viehbestände um 5 %“. Die Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf <1,5 GVE ha⁻¹ Raufutterfläche entspricht für Deutschland insgesamt, nicht in der regionalen Verteilung, in ihrer Wirkung der Maßnahme „Viehbestandsabbau um 10 %“ in Häußermann et al. (2020a). Die räumliche Konzentration

der Viehhaltung forciert, aufgrund der weit über den Bedarf hinausgehend anfallenden Nährstoffmengen, die ineffiziente Nutzung von Wirtschaftsdüngern und die N_r -Emissionen in die Umwelt oder den Transport großer Mengen von Wirtschaftsdüngern. Bai et al. (2022) beschreiben für China eine hohe und stark zunehmende Konzentration der Viehhaltung in der Nähe der Bevölkerungszentren und gehen bei einer Entzerrung und gleichmäßigeren Verteilung der Viehbestände in Verbindung mit Emissionsminderungstechniken, abhängig vom Szenario, von einem Rückgang der Stickstoffemissionen um zwei Drittel aus.

1.3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Menschliche Aktivitäten haben massiv beschleunigt ab Mitte des 20. Jahrhunderts zu einer weltweiten, umfassenden Änderung wichtiger Umweltparameter geführt, deren Überschreitung gewisser Schwellenwerte abrupte Änderungen der Umweltbedingungen hervorrufen kann, die zu wesentlich ungünstigeren Lebensbedingungen für die Menschheit führen kann. Zu diesen Aktivitäten gehört der zusätzliche und ebenfalls massiv beschleunigende Eintrag reaktiver Stickstoffspezies (N_r) in die Umwelt, die beispielsweise durch die günstige und sichere Verfügbarkeit von Stickstoffmineraldüngern einen wesentlichen Beitrag zur globalen Ernährungssicherheit leistet, zugleich jedoch zu einem übermäßigen Eintrag von N_r in Boden, Luft und Wasser führen und zu vielfältigen Umweltproblemen auf verschiedenen Umweltmedien, räumlichen und zeitlichen Skalen führen. Dazu gehören der Verlust von aquatischer und terrestrischer Biodiversität, die Beeinträchtigung der Luftqualität und der Trinkwasserqualität und somit der menschlichen Gesundheit, die Freisetzung klimarelevanter Stickstoffverbindungen sowie die Eutrophierung der Meere. Bei vielen dieser Umweltprobleme sind in Deutschland gegenwärtig keine oder nur geringe positive Entwicklungen erkennbar. 68 % der Fläche empfindlicher Ökosysteme war 2015 durch zu hohe N_r -Einträge bedroht (Heldstab et al. 2020a). Der Grenzwert von $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ im Grundwasser wird seit 2008 jedes Jahr nahezu unverändert an jeder sechsten Messstelle überschritten (Bach 2020). Das Ziel der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie, den Gesamtbilanzüberschuss der Landwirtschaft im Mittel der Jahre 2028 bis 2032 auf $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ zu vermindern, wird nach dem derzeitigen Trend (Stand bis Bilanzjahr 2020) nicht erreicht (BMEL 2023a).

Mit den in dieser Dissertation vorgestellten Modellansätzen werden wesentliche methodische Grundlagen für die Quantifizierung der N_r -Emissionen mit besonderem Fokus auf Emissionen aus der Landwirtschaft in Deutschland geschaffen, was die Voraussetzung für die Wirkungsabschätzung und Bewertung (agrar)umweltpolitischer Maßnahmen ist.

Im Rahmen des UBA-Projektes DESTINO (**DE**utsche **ST**ickstoffflüsse, **IN**dikatoren und **O**bjectives) werden diese Modellansätze unter anderem dafür herangezogen, einen integrierten, nationalen sektor- und umweltmedienübergreifenden Stickstoffindikator abzuleiten, der die gesamten N_r -Emissionen in Deutschland aufzeigt. Diesem zufolge betragen 2015 die N_r -Emissionen 1574 Gg N, was rund 19 kg N pro Einwohner entspricht (Heldstab et al. 2020a, 2020b). Die ökologischen Belastungsgrenzen, die sich aus den Umweltzielen für die einzelnen Schutzgüter ergeben, resultieren in einem nationalen Stickstoffziel von rund 1000 Gg N a^{-1} . Das heißt, die N_r -Emissionen müssen in Deutschland um rund ein Drittel reduziert werden, um den sicheren Handlungsrahmen nicht zu überschreiten (Hoff et al. 2017, Heldstab et al. 2020a).

Die in dieser Dissertation beschriebene Methodik zur Stickstoffbilanzierung in der Landwirtschaft bildet eine der wesentlichen methodischen Grundlagen für sektorübergreifende Bilanzierung der N_r -Flüsse und Pools in Deutschland gesamt. Dabei wurden die ein- und ausgehenden N_r -Flüsse für acht N-Pools ermittelt (Atmosphäre, Energiewirtschaft und Verkehr, Industrielle Produktion, Ernährung und Konsum, Landwirtschaft, Wald und semi-natürliche Flächen, Abfallwirtschaft und Abwasserentsorgung, Gewässer sowie die Importe und Exporte (Bach et al. 2020a, 2020b)). In Deutschland werden im Mittel der Jahre 2014 bis 2018 in diesen acht Pools insgesamt 6.275 Gg N_r zugeführt, davon 43 % über die Ammoniak-Synthese. Der Pool Landwirtschaft hat aufgrund der Zufuhr von rund 1.600 Gg N_r eine zentrale Stellung. Ein beträchtlicher Teil der Zufuhr von N_r über die Ammoniak-Synthese gelangt zur Verwendung als Stickstoff-Mineraldüngerezufuhr in die Landwirtschaft und in die Umwelt.

In den jährlichen N-Bilanzierungen (sowohl der NNB als auch der landwirtschaftlichen Gesamt- als auch der Flächenbilanz für Deutschland als auch den Regionalgliederungen Länder und Kreise werden N-Bodenvorratsänderungen nach Konvention nicht berücksichtigt. Der Grund hierfür ist, dass die Größenordnung der Zu- und Abnahme der organischen Bodensubstanz (SOM) weder mit vertretbarem Aufwand regelmäßig ermittelt werden könnten, noch dazu Schätzwerte oder Faustzahlen vorhanden sind. Die NNB zeigt jedoch, wie groß die Bedeutung der Bodenvorratsänderungen durch veränderte Umsetzungsbedingungen für die SOM werden könnte.

Den Ergebnissen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in Deutschland (Jacobs et al. 2018) zufolge beträgt der flächengewichtete Mittelwert des N-Vorrats in Mineralböden und organischen Böden (0 bis 100 cm Tiefe) bei rund 11,9 (± 3) Mg N ha^{-1} LF.

Bezogen auf 16,7 Mio. ha LF entspricht dies einem Bodenvorrat von etwa 200 Tg N. Die Bodenzustandserhebung Landwirtschaft wurde bislang nur einmal durchgeführt, N-Vorratsänderungen sind dadurch nur modellhaft und nur in der Größenordnung über die Bodenkohlenstoff-Vorratsänderung und Annahmen zum C:N-Verhältnis abschätzbar.

Für Mineralböden unter Ackernutzung wurde von Jacobs et al. (2018) aus der Auswertung von Bodendauerbeobachtungsflächen die zu erwartenden Entwicklung des organischen Bodenkohlenstoffs (SOC) in den Oberböden (0 bis 30 cm Tiefe; Ergebnisse für die Unterböden 30 bis 100 cm Tiefe liegen nicht vor) modelliert. Für rund 80 % der Mineralböden unter Ackernutzung ergibt diese Modellierung über einen Zeitraum von zehn Jahren ein mittlerer jährlicher Abbau von $0,21 \text{ Mg SOC ha}^{-1}$. Bei einem mittleren C:N-Verhältnis von 11:1 entspricht dies einem Abbau der Bodenvorräte von rund 210 Gg N a^{-1} ($19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) für die mineralischen Oberböden unter Ackerland und Sonderkulturen.

Organische Böden unter Acker- und Grünlandnutzung in Deutschland verlieren nach Tiemeyer et al. (2016, zitiert nach Jacobs et al. 2018) im Mittel rund $7,5 \text{ Mg SOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, innerhalb von 20 Jahren, also mehr als in einem typischen Mineralboden insgesamt an SOC gespeichert ist (Jacobs et al. 2018). Unter der Annahme eines über unterschiedliche organische Böden und Tiefenstufen gemittelten C:N-Verhältnisses von 25:1 entspräche dies rund $300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ - oder auf die gesamte Fläche landwirtschaftlich genutzter organischer Böden von rund 1 Mio. ha hochgerechnet - rund 300 Gg N a^{-1} . Zu welchen Anteilen sich diese Verluste auf Denitrifikation und auf Nitratauswaschung aufteilen, wird in den Modellierungen nicht ausgewiesen. Die Dimensionen der Bodenvorratsänderungen verdeutlichen jedoch, dass die in dieser Dissertation beschriebene Methodik zur N-Flächenbilanzierung (s. Kapitel 3) das Gesamtpotenzial der Grundwasserbelastung mit Nitrat nicht vollständig charakterisiert. Hier wird in Zukunft weiterer Forschungsbedarf gesehen.

Das Mengengerüst, Stickstoffkoeffizienten und Emissionsfaktoren für die in Kapitel 2 beschriebene Nationale Stickstoffbilanz (NNB) wurde nach Möglichkeit mit dem Nationalen Emissionsinventar (UBA 2017a) harmonisiert.

Die in Kapitel 3 beschriebene Methodik für die N-Flächenbilanzierung ist Bestandteil der landwirtschaftlichen N-Gesamtbilanz, die durch das Julius Kühn-Institut (JKI) für das BMEL erstellt und jährlich fortgeschrieben wird (Müller et al. 2023). Sowohl für die in Kapitel 3 beschriebene N-Flächenbilanzierung wie auch für die landwirtschaftliche Gesamtbilanz des BMEL sind das Mengengerüst, die Emissionsfaktoren für gasförmige N_r -Emissionen, die Koeffizienten für tierplatzbezogene N-Ausscheidungen und N-Eintrag

über Einstreu sowie die Zufuhr von Substraten zur Biogaserzeugung weitgehend mit der Berichterstattung zum Nationalen Emissionsinventar für den Bereich Landwirtschaft (Rösemann et al. 2019b) harmonisiert. Die Ergebnisse der in Kapitel 2 und 3 beschriebenen Bilanzierungsmethoden sind somit kohärent mit den durch das Nationale Emissionsinventar abgedeckten Berichtspflichten im EU- und internationalen Recht, wie bspw. der Berichterstattung zur Klimarahmenkonvention oder des Göteborg-Protokolls zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP).

Die Ergebnisse der N-Bilanzen sind gleichsam geeignet aus dem Verhältnis von N-Menge in der Abfuhr zur N-Menge in der Zufuhr unmittelbar die N-Effizienz abzuleiten (Wagner et al. 2023). Diese Betrachtung hebt nicht auf den hydrosphärischen oder atmosphärischen N-Überschuss als absoluten Wert ab, sondern rückt den Verwertungsgrad der zugeführten N-Mengen in den Fokus, woraus bspw. eine Bewertung der Stickstoffeffizienz von Produktionsverfahren abgeleitet werden kann. N-Bilanzierungen werden bei der Entwicklung und Planung von Maßnahmen herangezogen, bspw. im Rahmen einer nationalen N-Minderungsstrategie zur Senkung des Stickstoff-Gesamtbilanzüberschusses für die Landwirtschaft in Deutschland auf $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ wie er vom Umweltbundesamt vorgeschlagen wird (Geupel und Frommer 2014). Auf Grundlage der Ergebnisse der N-Flächenbilanzen wurde von Bach et al. (2016) untersucht, wie sich verändernde N-Überschüsse auf die N-Einträge in Grund- und Oberflächengewässer auswirken und wie stark die N-Überschüsse reduziert werden müssen, um gemäß Modellannahmen einen Zielwert von maximal 50 mg l^{-1} im Grundwasser einzuhalten. Zudem werden die N-Flächenbilanzüberschüsse für die Modellierung der Nitratkonzentration im Grundwasser für die Abschätzung von Überschreitungen des Schwellenwertes der Nitratkonzentration nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (Abl. L 327. Richtlinie 2000/60/EG vom 22. Dezember 2000) und Grundwasserverordnung (BGBl I. GrwV vom 12. Oktober 2010) (Knoll et al. 2020a).

Ausgehend von den in dieser Dissertation vorgestellten Methodiken zur N-Bilanzierung kann für den Bereich Landwirtschaft ein kohärentes Modellsystem entwickelt werden das neben N_r -Emissionen weitere Umweltqualitätskriterien mit einbezieht und quantitative Projektionen unter der Annahme der Fortschreibung gegenwärtiger Politik und Maßnahmen, Politikenszenarien und Strategien für die Emissionsminderung in verschiedenen Umweltbereichen ermöglicht. Hierzu werden in derzeit laufenden Projekten bestehende Modelle unter anderen um Kohlenstoffverbindungen erweitert, sodass nunmehr ebenfalls Auswirkungen dieser auf Treibhausgas- sowie Staub- und NMVOC-Emissionen

rückgerechnet und projiziert werden können. Ansätze dazu wurden bereits zuvor entwickelt, um die Auswirkung aus den Minderungszielen für NH₃-Emissionen aus der NEC-Richtlinie (Abl. L 344. Richtlinie (EU) 2016/2284 vom 14. Dezember 2016) und den dafür erforderlichen Maßnahmen und Politikszenerarien abzuschätzen (Häußermann et al. 2020a). Die Ergebnisse aus diesen Arbeiten zeigen, dass bei Fortschreibung der gegenwärtigen Politik die in der NEC-Richtlinie geforderten Minderungsziele (-29 % im Jahr 2030 gegenüber den NH₃-Emissionen im Jahr 2005) nicht erreicht werden und durch den höheren N-Einträgen in den Boden, der mit vielen NH₃-Emissionsminderungsmaßnahmen einhergeht, Zielkonflikte mit anderen Umweltqualitätszielen wie bspw. dem Schutz von Grund- und Oberflächengewässern auftreten können. Die Erfahrungen im Zusammenhang der Umsetzung der Nitratrichtlinie und eingeleiteter Vertragsverletzungsverfahren (Gerichtshof der Europäischen Union (EuGH), Urteil vom 21.06.2018) lassen erwarten, dass die zur Einhaltung der NEC-Richtlinie erforderlichen Maßnahmen ebenfalls nur unzureichend implementiert werden.

Das mit den N-Bilanzen angestrebte Monitoring zur Erfolgskontrolle umweltpolitischer Maßnahmen und Erfassung von Trends erfordern eine konstante Fortschreibung der Zeitreihen. Die im Rahmen dieser Dissertation beschriebenen Methodiken sollten deshalb stetig weiterentwickelt werden -eine Differenzierung nach Anbausystemen wie bspw. nach konventionellem und ökologischem Landbau würde das Verständnis dieser Systeme weiter verbessern- und in ein dem Nationalen Emissionsinventar angelehntes Berichtswesen überführt und regelmäßig aktualisiert und veröffentlicht werden.

2 National Nitrogen Budget for Germany

This chapter is published in the journal „Environmental Research Communications, ,
Volume 3, Number 9, 095004“

Häußermann U¹, Bach M¹, Fuchs S², Geupel M³, Heldstab J⁴, Klement L¹, Knoll L¹,
Reutimann J⁴, Schäppi B⁴, Weber T², Breuer L⁵

¹ Institute for Landscape Ecology and Resources Management, Justus Liebig University Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Giessen, Germany

² Institute for Water and River Basin Management, Karlsruhe Institute for Technology, Gotthard-Franz-Str. 3, 76131 Karlsruhe, Germany

³ German Environment Agency, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Rosslau, Germany

⁴ INFRAS AG, Binzstr. 23, 8045 Zurich, Switzerland

⁵ Centre for International Development and Environmental Research (ZEU), Justus Liebig University Giessen, Senckenbergstr. 3, 35390 Giessen, Germany

Abstract

Emissions of reactive nitrogen (N_r) give rise to a wide range of environmental problems. Nitrogen budgets for various systems and on different scales are an established tool to quantify the sources and fate of N_r . The national nitrogen budget (NNB) for Germany calculates the nitrogen flows for eight pools: Atmosphere, Energy and Fuels, Material and Products in Industry, Humans and Settlements, Agriculture, Forest and Semi-natural Vegetation, Waste, and Hydrosphere, as well as for the transboundary N-flows. In Germany, in total $6,275 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ has been introduced into the nitrogen cycle annually (mean 2010 to 2014), of which 43% stem from ammonia synthesis. Domestic extraction and import of nitrogenous fossil fuels (lignite, coal, crude oil) releases another $2,335 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$. Import of food, feed and materials contributes $745 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$, while biological N fixation converts $308 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ into organically bound nitrogen. In terms of N_r sinks, the combustion and denoxing of fuels and the refining of crude oil converts $2,594 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ to N_2 . In waters, soils, and wastewater treatment plants, denitrification leads to the release of $1,107 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ as N_2 . Via the atmosphere and hydrosphere, Germany exports $755 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ to neighbouring countries and into coastal waters. On balance, Germany releases $1,627 \text{ Gg } N_r \text{ a}^{-1}$ annually to the environment. However, the NNB as a whole and the individual pool balances involve substantial uncertainties, which have to be considered when interpreting the results.

2.1 Introduction

Since the development of the Haber-Bosch process for large-scale ammonia synthesis a century ago, humans have intervened in the nitrogen cycle more than in any other geochemical cycle (Galloway et al. 2008). The total world ammonia production reached around $150 \text{ Tg } N$ in 2019 (USGS 2020), by far the largest part of which is used as N fertilizer in agriculture (estimated 79% in 2013/14, calculated after Heffer and Prud'homme (2016).

The planetary boundary for industrial and intentional biological fixation of nitrogen were quantified by Steffen et al. (2015) to 63 Tg N per year, which is exceeded by a factor of more than two. The excessive release into the environment of reactive nitrogen (N_r ; defined as all N forms other than N_2) causes numerous problems, including the loss of aquatic and terrestrial biodiversity, the formation of greenhouse gases, air pollution, and increased nitrate levels in groundwater and marine ecosystems. A nitrogen budget (NB) quantifies the N_r emission from the various sources, the circulation of N_r compounds through the biosphere and technosphere, and the final sinks of N_r , termed the eco-systemic nitrogen cascade by Galloway et al. (2003). The NB has been introduced as an efficient instrument for determining the N_r flows, which helps to raise awareness of their potential impacts. Furthermore, the NB provides policymakers with information for identifying intervention points and developing efficient emission reduction measures (UNECE 2013).

Several studies on NBs have been published across a range of scales, various system boundaries of N flows, and different regional entities. On the global scale, Smil (1999) estimated nitrogen flows in crop production, while Fowler et al. (2013b) described the processing and fluxes of N_r in terrestrial and marine systems and the atmosphere. Quite a number of studies focus on agriculture and the food sector, e.g. Pierer et al. (2015) assessed the consumer-related N flows with food and material use in Austria, and Lassaletta et al. (2014) balanced the so-called hydrologic agro-food system in Spain. Agricultural nitrogen emissions to the atmosphere and the hydrosphere were calculated for Canada by Janzen et al. (2003) and for New Zealand by Parfitt et al. (2008). Olsthoorn and Fong (1998) focused on nitrogen losses from anthropogenic N inputs in the Netherlands. Based on these data, Kroeze et al. (2003) illustrated the uncertainties and knowledge gaps in the fate of nitrogen in natural and terrestrial systems. The studies by Domene and Ayres (2001) and Saikku et al. (2007) give examples of national nitrogen flow analysis in the industry and energy sector.

A national nitrogen budget (NNB) covers the relevant N inflows and outflows for all economic sectors within a nation. The US NNB is based on a total nitrogen turnover of 34,900 Gg N in 2002 (Doering III et al. 2011). Houlton et al. (2013) interpreted the turnover of 37,000 Gg N in 2002 as the total N fixation and assessed the intentional N fixation as five times higher than the unintentional N fixation for the US in 2007. Three NNBs have been calculated for China (Cui et al. 2013, Gu et al. 2013, Luo et al. 2018), varying in the number of subsystems and N flows considered. Gu et al. (2013) calculate 22,500 Gg N a^{-1} as N accumulation in soil, biomass, products and inland water, while 2010 Cui et al. (2013) reports 31,000 Gg N accumulation for the same year, and Luo et al. (2018) quantify the N loss and

accumulation only in the food sector to 47,200 Gg N a⁻¹ in 2014. A nitrogen flow analysis for Switzerland concluded that an N_r emission reduction by more than 70% is required to meet the national environmental targets (Heldstab et al. 2014). Projecting the temporal trend of the N budget surplus 1990 to 2012 for the United Kingdom, Worrall et al. (2016) predict that the UK will become a net sink of total N in 2031. While all studies mentioned above rely mostly on statistical databases, the European Union nitrogen budget (Leip et al. 2011a) was almost completely model-based and illustrated the wide range of N_r emissions within the EU with high spatial resolution.

The above listed NNB applications differ considerably in the number of subsystems and N flows, the methodology to determine them, and the consideration of stock changes. The results are therefore only comparable with each other to a very limited extent. To overcome this problem, an international agreement under the revised 1999 ‘Gothenburg Protocol to the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution’ (CLTRAP) established a NNB reporting scheme. With the ‘Guidance document on national nitrogen budgets’ (UNECE 2013) the Expert Panel on Nitrogen Budgets (EPNB) of the Task Force on Reactive Nitrogen (TFRN) presented guidelines on NNB calculation, mainly addressed to the bodies of the ‘Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe’ (EMEP). To the best of our knowledge, a NNB based on the NNB Guidance Document has not yet been carried out. We calculated the NNB for Germany adopting the UNECE (2013) methodology and focused on two questions: (i) What are the sources, quantities and species of N_r emissions in Germany and what are the final N_r sinks? (ii) What is the uncertainty of the NNB? Are the N inflows and outflows for Germany in balance, or are there significant gaps in the sources, fate and/or sinks of N_r?

2.2 Material and methods

We applied the NNB scheme of the ‘Guidance document on national nitrogen budgets’ (UNECE 2013) and calculated the N_r flows between eight pools for Germany: Atmosphere, Energy and Fuels, Material and Products in Industry, Humans and Settlements, Agriculture, Forest and Semi-natural Vegetation, Waste, and Hydrosphere. Additionally, the trans-boundary nitrogen flows with the Rest of the World are assessed. With the exception of Atmosphere, pools are subdivided into two to four sub-pools, based on the sector structuring used for the national greenhouse gas emissions inventory (IPCC 2006; EEA and EMEP 2013). In total, we determined N inflow and outflow for 20 sub-pools (Table 2-1). For each

of the eight major pools, the EPNB has developed an annex, which explains the methodology for the computation of the relevant pool's N flows (to date six annexes are available online).

Tabelle/Table 2-1: Pools and sub-pools of the National Nitrogen Budget for Germany

Pool	Sub-pool
<i>Atmosphere</i>	---
<i>Energy and Fuels</i>	Energy Conversion
	Manufacturing Industries and Construction
	Transport
	Other Energy and Fuels
<i>Materials and Products in Industry</i>	Food and Feed Processing
	Nitrogen Chemistry
	Other Producing Industry
<i>Humans and Settlements</i>	Human Body
	Material World
<i>Agriculture</i>	Animal Husbandry
	Soil Management
	Biogas Production
<i>Forest and Semi-natural Vegetation</i>	Forest
	Other land
	Wetland
<i>Waste</i>	Solid Waste
	Wastewater
<i>Hydrosphere</i>	Groundwater
	Surface Water
	Coastal Water

National Nitrogen Budget for Germany

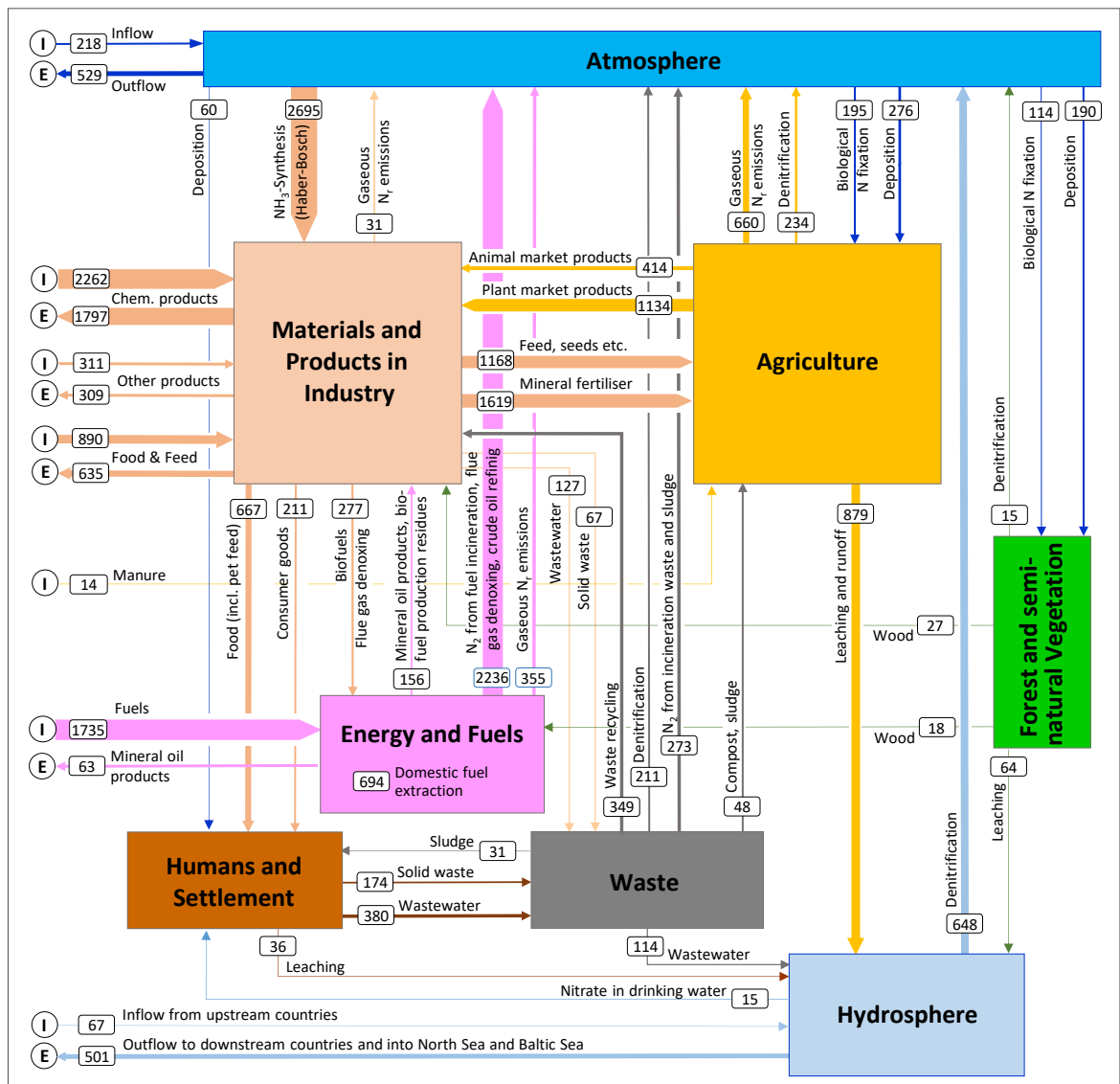
The N flow calculation is based on different types of data. For the majority of pools, the N inflow and outflow involve nitrogen that is bound in biogenic or technical materials. These N flows are mainly calculated from the transported material flow multiplied by its mean nitrogen content, using data taken from official statistics and data bases. The emission of greenhouse gases (N₂O, NO_x) and ammonia is taken directly from the National Inventory Reports. The German Ministry of Agriculture reports the agricultural NB in tonnes N per year (BMEL 2020). Atmospheric transport models are applied to assess the atmospheric N deposition (model LOTOS-EUROS, Schaap et al. 2018) and the import and export of NH_y and NO_x (model MSC-W, Norwegian Meteorological Institute 2017). The N flows in the Hydrosphere pool are assessed using the MoRE model (Fuchs et al. 2017a). The statistics and data bases used, approaches to calculate the individual N flows, and results are explained in detail in the Supplement. The criterion for NNB inclusion was an N flow ≥ 1 Gg N per year. For reasons of clarity, in the following all figures are rounded to full digits, outflows are indicated by a minus sign.

2.3 Results

2.3.1 National nitrogen flow analysis

In total, we quantified some 150 individual nitrogen flows for Germany. Figure 2-1 shows the (partly aggregated) annual N flows for the eight pools (mean 2010-2014). Summarizing the flows and allocating emissions from aggregated anthropogenic sources to air and surface waters (Table 2-2), the values show that agriculture accounts for two-thirds of all reactive nitrogen released in Germany, it remains by far the most important source of N_r emissions into the air and into surface waters. Furthermore, it shows that two thirds of the overall anthropogenic nitrogen emissions are released to air and one third to the surface waters

Abbildung/Figure 2-1: Nitrogen pools and N flows (Gg N a⁻¹) of the National Nitrogen Budget for Germany (mean 2010-2014)



Trans-boundary N flows are shown as import (I) and export (E). Only N flows at or above 10 Gg N a⁻¹ are displayed, N flows are partly aggregated, and change in N stock is not indicated

Tabelle/Table 2-2: Anthropogenic sources and emissions of reactive nitrogen into air and surface waters in Germany (mean 2010-2014).

Source	NO _x -N Gg N a ⁻¹	NH ₃ -N Gg N a ⁻¹	N ₂ O-N Gg N a ⁻¹	NO ₃ -N Gg N a ⁻¹	Totals Gg N a ⁻¹
Agriculture	36.0	558.0	65.4	381.9	1041.3
Transport	159.6	11.5	3.0	0.0	174.1
Industry/Energy Conversion	184.2	16.6	11.7	29.9	242.4
Households/wastewater treatment plants/urban areas	0.1	2.9	2.1	84.4	89.5
Totals	379.9	589.0	82.2	496.2	1547.3

National Nitrogen Budget for Germany

The annual N turnover for the eight NNB pools totals 22,760 Gg N a⁻¹ (here N denotes N_r and N₂). Ammonia synthesis, import and domestic extraction of fuels, import and export of chemical products, food and feed are the largest N_r flows in Germany's NNB. With regard to the primary sources and final sinks of N_r in Germany, two main domains can be distinguished (Table 2-2).

Energy production, domestic extraction and import of fossil fuels as well as the formation of thermal NO_x in combination release -2,527 Gg N a⁻¹. This corresponds very closely to the N amount of 2,594 Gg N a⁻¹, which is converted into N₂ by fuel combustion, flue gas denoxing and crude oil refining. Thus, power generation (including traffic) is obviously a sector with a large N turnover. Due to our assumptions this is largely closed, however it contributes to a relevant extent to the overall NO_x emissions (Table 2-3).

Tabelle/Table 2-3: Sources and final sinks of reactive nitrogen in Germany (mean 2010-2014).

Process	Nitrogen species	N-flow Gg N a ⁻¹
Ammonia synthesis	NH ₃	2,695
Domestic extraction and net import of fossil fuels	N(org)	2,335
Formation of thermal NO _x	NO _x	192
Biological N fixation in soils (agriculture and natural vegetation)	N(org)	308
Net import with food, feed and materials (without fuels)	N(org)	745
Sum of sources		6,275
Conversion of N _r to N ₂ with combustion and denoxing	N ₂	-1,706
Nitrogen losses with refining of crude oil	N ₂	-818
Denitrification total, of which	N ₂	-1,107
- Soils (agricultural crops and natural vegetation)	N ₂	-248
- Waters (groundwater, surface waters)	N ₂	-648
- Wastewater treatment plants	N ₂	-211
Waste disposal (landfills)	N(org)	-85
Net export via atmosphere	NH ₃ , N ₂ O, NO _x	-312
Net export with rivers	NO ₃ , N(org)	-433
Sum of sinks		-4,471
Difference		1,804

The second domain includes all other N conversions. The most important input is the ammonia synthesis of 2,695 Gg N a⁻¹, of which 1,664 Gg N a⁻¹ is used as nitrogen fertilizer. There are net imports of 745 Gg N a⁻¹ as constituents of food, feed, and chemicals and manufactured non-food products. With 308 Gg N a⁻¹, biological N fixation plays only a minor role

in Germany, and the major part of this is by legume cropping. This gives a total of 3,748 Gg N a⁻¹ for which the final sinks are only partially known. The denitrification in soils, groundwater, surface water and wastewater treatment plant is estimated at -1,107 Gg N a⁻¹. With the transport of N_r species via the atmosphere and in rivers, a net total of 744 Gg N a⁻¹ leaves Germany. The disposal of wastes and an increase in timber storage is calculated to lead to only a very small N stock change in the German NNB. Thus, there is a gap of 1,804 Gg N a⁻¹ between the N_r quantities in the primary sources and final sinks, which corresponds to ~29% of the N_r sources.

Theoretically, the sums of the N inflows and outflows should be nearly equal. However, table 2-4 demonstrates that this is not the case for several pools, nor for the overall German NNB. A surplus of 2,126 Gg N a⁻¹, corresponding to ~9% of the total N inflow, indicates the magnitude of the uncertainties in the NNB calculation. In the following section, we explain in more detail the most important N flows and the possible reasons for the differences between inflow and outflow in the individual pools.

Tabelle/Table 2-4: Nitrogen inflow and outflow in the pools in German NNB (mean 2010-2014).

Pool	Inflow	Outflow	Difference	
	Gg N a ⁻¹	Gg N a ⁻¹	Gg N a ⁻¹	% of inflow
<i>Atmosphere</i>	1,271	-1,062	209	16%
<i>Energy and Fuels</i>	2,662	-2,632	30	1%
<i>Material and Products in Industry</i>	8,245	-6,841	1,404	17%
<i>Humans and Settlements</i>	958	-590	368	38%
<i>Agriculture</i>	3,320	-3,320	0	0%
<i>Forest and Semi-natural Vegetation</i>	598	-140	458	77%
<i>Waste</i>	763	-1110	-347	-45%
<i>Hydrosphere</i>	1,167	-1,164	3	0%
<i>Trans-boundary N flows</i>	3,776	-3,775	1	0%
Totals	22,856	-20,732	2,124	9%

2.3.2 Pool and sub-pool budgets

Atmosphere

The N flow calculation for the pool Atmosphere combines different methods. The data on emission of NO_x, N₂O and NH₃ from the economic sectors is taken from the National Inventory Report (CLRTAP Reports; Tables S2-4, S2-5), the deposition of NH_y and NO_x for various receptor surfaces is modelled by the LOTOS-EUROS model (Schaap et al. 2018;

National Nitrogen Budget for Germany

Table S2-6 in supplementary material: Häußermann et al. 2021) and the transboundary transport of NH_y and NO_x is given by the EMEP Source-Receptor-Tables (Norwegian Meteorological Institute 2017; Table S2-8). There is a difference of 210 Gg N a^{-1} between total atmospheric N_r inflow and outflow (Table 2-5, S2-10). Since no stock change occurs in the atmosphere, the difference might be due to disparate assumptions when modelling atmospheric NO_x and NH_y flow with the LOTOS-EUROS model on the one hand and the EMEP model on the other. Excluding N_2O , which is not deposited and for which none of the models include imports or exports, the difference between total inflow and total outflow is reduced to 126 Gg N a^{-1} , or some 10% of the total atmospheric N_r turnover. N_2O can be taken up by soils, but the uptake rate is assumed to be marginal compared to the emission (Syakila et al. 2010). According to our mass balance approach, about 60% of the national NH_3 emissions and 45% of the national NO_x emissions are redeposited in Germany. Overall, Germany is a net exporter of air pollutants, mainly due to its high spatial density of emissions (especially in the north-west and south-east region due to livestock farming). A large proportion of the emissions are transported in the atmosphere over long distances and carried beyond national borders

Tabelle/Table 2-5: Nitrogen inflow and outflow in *Atmosphere* pool (mean 2010-2014).

Nitrogen flow	NO_x Gg N a^{-1}	N_2O Gg N a^{-1}	NH_y Gg N a^{-1}	Total Gg N a^{-1}
Emissions in Germany	380	83	590	1,053
Inflow to Germany	115	n.r.	104	218
Total inflow	495	83	694	1,271
Deposition	-178	0	-354	-532
Outflow from Germany	-281	n.r.	-249	-530
Total outflow	-458	0	-603	-1,062
Net inflow	37	83	91	210

Energy and fuels

The NB for the Energy and Fuels pool is based on the Energy Balance for Germany (AGEB 2017; table S3-2) which is structured primarily to register the conversion and use of energy. The material flow data of the Energy Balance for Germany include double counting and uncertainties for various positions, as is pointed out in the comments (AGEB 2017). Double counts in the statistics cannot be corrected by an external user and as a consequence these effects carry over to the N flow calculation. With a difference of 30 Gg N a^{-1} , the budget seems quite well balanced (Table 2-6, S3-8). However, this is primarily due to the fact that we calculate two key N outflows as differences: (i) The N inflow with the combustion of

fossil fuels (lignite, coal, mineral-oil products), wood for power and heat generation (Energy Conversion sub-pool) and the NH₃-consumption for flue gas denoxing, which totals 1,606 Gg N a⁻¹ (table S3-6). Of this, 188 Gg N a⁻¹ is converted to non-thermal NO_x. For the remaining 1,418 Gg N a⁻¹, we assume that the combustion residues (ashes, filter dust, wastewater, etc) are nitrogen-free and this share of N_r in fuels is completely converted to N₂.

(ii) A statistical difference of 818 Gg N a⁻¹ occurs between the 932 Gg N a⁻¹ in crude oil refined for domestic consumption and the 144 Gg N a⁻¹ in the resulting mineral-oil products (table S3-3). We assume that this N loss in refining of crude oil can also be regarded as an N_r-neutral process, because the oil is hydrotreated for removal of mainly sulfur, in which case probably most of the N flows out as NH₃ in the sour gas and is subsequently oxidized to N₂ in a Claus process burner. However, German petroleum companies are not able to provide any evidence for this assumption. Overall, the calculation of the N_r turnover with combustion and crude oil refining depends to a large extent on the assumptions about the nitrogen contents of the fuels. For coal and mineral oil, this depends strongly on the origins (deposits) of the fuels; the data on this vary widely.

Tabelle/Table 2-6: Nitrogen inflow and outflow in *Energy and Fuels* pool (mean 2010-2014).

Nitrogen flow	Gg N a ⁻¹
Fuels – domestic extraction	694
Net import of fuels and mineral oil products	1,672
Wood (for combustion)	19
Formation of thermal NO _x	192
NH ₃ used for denoxing of flue gases	85
Total inflow	2,662
NH ₃ , N ₂ O and NO _x emissions to atmosphere	-355
Conversion of N _r to N ₂ with fuel combustion and denoxing	-1,418
N _r loss with crude oil refining	-818
Refined mineral-oil products for processing in the chemical industry	-32
Solid waste and wastewater	-10
Total outflow	-2,632
Net inflow	30

Materials and Products in Industry

Materials and Products in Industry is by far the largest pool for N_r turnover due to the large amount of nitrogen used in chemical processes (Table 2-7, S4-9). For the Food and Feed

National Nitrogen Budget for Germany

Processing sub-pool, the N inflows and outflows are nearly balanced (table S4-10). Obviously, the statistics on food and feed production and consumption quantities and the data on N content in products correspond quite well. For the manufacturing industry and the associated Nitrogen Chemistry sub-pool, the German Production Survey (Destatis 2020) provides data on production, import and export of commodities. The survey distinguishes between 'initial products' and 'products intended for sale'. However, an evaluation of the German Production Survey raises problems. It is not possible to rule out double counting in the statistics; all products that are not 'intended for sale' are initial products for further processing, but they may re-occur in a number of subsequent production steps. Also, items which are 'intended for sale' may nevertheless be used as initial products in another production process. Finally, for various types of goods, the data on production quantities are not published for data protection reasons. Despite these problems, inflow and outflow to the Nitrogen Chemistry sub-pool is calculated based on the German Production Survey. For this, the individual items are grouped in accordance with the Eurostat classification of commodities (at the 4-figure code level) to 28 classes of chemicals containing nitrogen (tables S4-7). For each group, average N content is calculated from the chemical structure of a typical compound or is estimated according to the UNECE (2013), Annex 6. Key process in the nitrogen chemistry is ammonia synthesis with 2,695 Gg N a⁻¹. Together with 2,262 Gg N a⁻¹ in imported chemical products (plus 32 Gg N a⁻¹ in mineral-oil products for processing in chemical industry), the inflow in the Nitrogen Chemistry sub-pool totals 4,989 Gg N a⁻¹. Given the known outflows of -1,664 Gg N a⁻¹ with mineral N fertilizer, -1,797 Gg N a⁻¹ in chemical products and 217 Gg N a⁻¹ in N emissions and waste, we define the remaining 1,311 Gg N a⁻¹ as inflow in the Other Producing Industry sub-pool as precursors and chemicals for the production of consumer goods.

Tabelle/Table 2-7: Totals of nitrogen inflow and outflow in *Industry* sub-pools and pool (mean 2010-2014).

Pool/Sub-Pool	Inflow Gg N a ⁻¹	Outflow Gg N a ⁻¹	Difference Gg N a ⁻¹
Food and Feed Processing	2,568	-2,684	-116
Nitrogen chemistry	4,989	-4,989	0 ^a
Other Producing Industry	2,078	-558	1,520
Material and Products in Industry, without internal N flows between sub-pools	8,245	-6,841	1,404

^a Sub-pool budget is based on the premise that the total outflow is equal to the total inflow

Production, import and export of commodities for use by consumers in the Other Producing Industry sub-pool is also derived from the German Production Survey (AGEB 2017). Note that the groups of manufactured commodities contain very heterogeneous materials (in terms of N contents; table S4-8). Furthermore, quantities of consumer goods may be expressed in various units, e.g. numbers of items, square meters, or cubic meters. These reasons may in part explain the discrepancy of 1,520 Gg N a⁻¹ between the calculated inflow and outflow in this sub-pool.

Humans and Settlements

The calculation of N flows to Humans and Settlement pool links data from several sets of statistics and from other pools (Table 2-8, S5-2). The inflow of 668 Gg N a⁻¹ in food and pet feed consumption (including uptake and kitchen wastes) and of 166 Gg N a⁻¹ in consumption of commodities stems from the Materials and Products in Industry pool. Outflow of 590 Gg N a⁻¹ only takes place in form of solid waste and wastewater, and nitrate leaching. The difference of 395 Gg N a⁻¹ represents some 40% of the total N inflow, which is more than twice the inflow of 166 Gg N a⁻¹ with consumer goods (table S5-3). Since no other N outflow comes into question for consumer goods apart from solid waste, these two quantities ought to be nearly equal. An increase in N stock in the Humans and Settlements pool is not plausible on this scale. Obviously, the uncertainties in calculating the N flow with nitrogenous products for sale to end consumers in the Materials and Products in Industry pool carry over to the Humans and Settlements pool. Furthermore, the N inflow with wastewater from households and run-off from sealed areas are only rough estimates. Finally, the N outflow of only -46 Gg N a⁻¹ in solid waste derived from waste generation statistics (section *Waste*) is somewhat lower than the N inflow of 166 Gg N a⁻¹ with consumption of commodities included in the consumer goods.

National Nitrogen Budget for Germany

Tabelle/Table 2-8: Nitrogen inflow and outflow in *Humans and Settlement* pool (mean 2010-2014).

Nitrogen flow	Gg N a ⁻¹
Atmospheric N deposition (NO _x , NH _y) on urban land	60
Food and pet feed consumption	668
Consumption of commodities	166
Use of N mineral fertiliser, wood and sludge in settlements	76
Nitrate in groundwater abstracted for drinking water supply	15
Total inflow	985
Solid waste	-174
Wastewater (from households and from sealed areas)	-380
Nitrate leaching (from settlement areas)	-36
Total outflow	-590
Net inflow	395

Agriculture

The Agriculture pool forms the second largest pool of N_r turnover in Germany. The calculation of NBs for German agriculture is well-established (Bach et al. 2011, Häußermann et al. 2019b, 2020b) and state-of-the-art data is annually published by the German Federal Ministry of Agriculture (BMEL 2020). The BMEL budget scheme is more differentiated than the OECD/Eurostat approach, furthermore the BMEL surplus figures are the reference values for the German nitrate report to the EU Commission, for the calculation of the nitrate river load within the Water Framework Directive reporting, and for the implementation of the Integrated National Nitrogen Target for Germany (Geupel et al. 2021). Inflow of 1,619 Gg N a⁻¹ with mineral N fertilizer and 1,102 Gg N a⁻¹ with feed from industry production together account for 82% of the total N input (Table 2-9, S6-5). The withdrawal of -1,548 Gg N a⁻¹ in marketed plant and livestock products represents the utilized part of the N outflow, while a substantial share of -659 Gg N a⁻¹ gets lost to the atmosphere as gaseous N_r species. Denitrification in the root zone of crops and grasses may vary widely from nearly zero up to a complete nitrate degradation. As an average denitrification rate, Well et al. (2016) estimated 14 kg N ha⁻¹ a⁻¹, corresponding to a denitrification rate of -234 Gg N a⁻¹. Only one soil survey for the agricultural land in Germany has been carried out just once do date (Jacobs et al. 2018). Thus, data on soil N stock changes are currently unavailable. According to a modelling approach based on long-term soil monitoring sites (Jacobs et al. 2018), German cropland mineral soils probably show a moderate loss rate in soil organic substance over the past 20 years, and thus a slight

decrease in soil N stock. In peat soils used for cropping in Germany, a preliminary estimate suggests that soil N stock depletion could be in the order of 500 Gg N a⁻¹ (Jacobs et al. 2018). However, due to the large uncertainty, this value is not taken into consideration for the Agriculture N fluxes.

Tabelle/Table 2-9: Nitrogen inflow and outflow in *Agriculture* pool (mean 2010-2014).

Nitrogen flow	Gg N a ⁻¹
Mineral fertiliser	1,619
Feed (from industrial production)	1,102
Atmospheric N deposition (NO _x , NH _y) on agricultural land	276
Biological N fixation (legumes cropping)	195
Other inflows ^a	127
Total inflow	3,320
Marketed plant and livestock products	-1,548
NH ₃ , NO _x and N ₂ O emissions	-659
Denitrification in soils (root zone)	-234
Subtotal outflow	-2,441
N discharge into surface waters via run-off, erosion and tile drainage	-122
Nitrate leaching (below the root zone)	-757
Total outflow	-3,320
Net inflow	0^b

^a Seed and planting material, manure import, biogas co-substrates, compost, sludge, meat- and-bone-meal

^b Budget is based on the premise that the total outflow equals to the total inflow

We calculate the agricultural N budget under the premises that (i) there are no further N outflows from the Agriculture pool than marketed products, gaseous N emissions (including N₂) and transport by water, and (ii) the soil N stock remains unchanged. Given this, the difference of 879 Gg N a⁻¹ between total inflow and subtotal of ‘known’ (directly calculated) outflows is interpreted as the N_r emissions into the hydrosphere from agricultural land (table S6-6). The emissions cover the nitrate leaching from the soil root zone (as system boundary of the Agriculture pool) towards groundwater, as well as the N discharge into surface waters via run-off, erosion and tile drainage. From the Hydrosphere pool 122 Gg N a⁻¹ is modelled as N in lateral discharge into surface waters from agricultural land. Subtracting this N amount from the difference of 879 Gg N a⁻¹ leaves as residual a N outflow of -757 Gg N a⁻¹ for nitrate leaching towards groundwater as the second pathway from agricultural land into the hydrosphere.

National Nitrogen Budget for Germany

Agriculture Forests and Semi-natural Vegetation

The Forest and Semi-natural Vegetation budget shows the largest relative inflow-outflow discrepancy, with a difference of 458 Gg N a⁻¹, corresponding to 77% of the N inflow (Table 2-10, S7-7, S7-8). Currently, major processes such as biological N fixation, denitrification, and nitrate leaching cannot be quantified with the accuracy needed to close the NB for this pool. Only rough estimates are available for average biological N fixation (10 kg N ha⁻¹ a⁻¹; Cleveland et al. 1999), denitrification (1 kg N ha⁻¹ a⁻¹; Andreae et al. 2016) and nitrate leaching (5 kg N ha⁻¹ a⁻¹; Beisecker and Evers 2012) in forest soils. The humus status of forest soils was surveyed representatively in Germany in 1987-1993 and again in 2006-2008 (Fleck et al. 2019). An average annual loss in forest soil N stock (0-60 cm depth) of 26.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ was measured between the two monitoring periods, which results in a decrease in forest soil N in Germany of -293 Gg N a⁻¹ (table S7-5). Related to the total N stock of ~6,000 kg N ha⁻¹ in forest soil humus (0-60 cm) the decrease is equivalent to a loss of around -7.5% over a period of ~17 years (estimate based on numbers from Fleck et al. 2019). With respect to the NB, a soil N decrease represents a mobilization of N_r, and therefore an N inflow within the budget. Even if the soil stock decrease is not taken into account, a rather large difference of 165 Gg N a⁻¹ remains in the budget of the Forest and Semi-natural Vegetation pool.

Tabelle/Table 2-10: Nitrogen inflow and outflow in *Forest and Semi-natural vegetation* pool (mean 2010-2014).

Nitrogen flow	Gg N a ⁻¹
Atmospheric N deposition (NO _x , NH _y) on forest and semi-natural land	190
Biological N fixation (natural vegetation)	113
Change (reduction) in N stock of forest soils	293
Total inflow	598
Denitrification	-14
N ₂ O and NO _x emissions	<-1
Nitrate leaching	-63
Wood withdrawal (all uses)	-45
Increase in timber stocks	-17
Total outflow	-140
Net inflow	458

Waste

The Waste pool is characterized by a high degree of data uncertainty, despite its overall rather small share of the NB. For solid waste, the German statistics on waste generation (Destatis 2016) deviates considerably from the waste balance statistics (Destatis 2020) which records the disposal and recycling of wastes. The waste generation statistics list 15 classes of waste materials (potentially) containing nitrogen to which we assigned N contents according of UNECE (2013), accounting for a total N inflow of 249 Gg N a⁻¹ (Table 2-11, S8-2). However, the flow of primary solid waste materials through the various sorting and treatment stages, the recycling of materials, and the quantities of final disposal and incineration cannot be traced transparently on the basis of the waste balance statistics. Furthermore, double counting occurs at all stages to an unknown extent. Assessed by the waste balance statistics (table S8-3), the outflow with material recycling and landfill deposition of solid wastes from households and industry totals -349 Gg N a⁻¹, while the solid waste incineration additionally converts -182 Gg N a⁻¹ in organic substances to N₂ (sludge not included). Thus, between the calculated inflow and outflow for the Solid Waste sub-pool there is a substantial gap of -282 Gg N a⁻¹, which is more than the total inflow according to the waste generation statistics (table S8-9). The difference illustrates the discrepancies in the two underlying statistics.

Tabelle/Table 2-11: Nitrogen inflow and outflow in *Waste* pool (mean 2010-2014).

Nitrogen flow	Gg N a ⁻¹
Solid waste (households and industry)	249
Wastewater (households, industry and sealed areas)	514
Total inflow	763
Material recycling of solid waste; compost and sludge used in agriculture	-423
Landfill of solid waste and sludge	-85
Conversion of N _r to N ₂ with incineration of waste, meat-and-bone meal and sludge	-273
Discharge of wastewater treatment plants and sewer system into rivers	-114
Denitrification in wastewater treatment plants	-211
NH ₃ , NO _x and N ₂ O emissions	-4
Total outflow	-1110
Net outflow	-347

Nitrogen inflow in the wastewater system was calculated as part of the MoRE model (Fuchs et al. 2017a) resulting in 514 Gg N a⁻¹ (table S8-5). The calculation is based on data on wastewater discharge from households, industry and sealed areas and their mean N contents. The outflow with treated wastewater discharge is calculated to -144 Gg N a⁻¹, and

National Nitrogen Budget for Germany

the denitrification in wastewater plants to -211 Gg N a^{-1} . For the Wastewater sub-pool, the difference between inflow and outflow amounts only to 37 Gg N a^{-1} (table S8-10). Since the Wastewater sub-pool does not contain any N stocks, the difference is due to the uncertainties in the calculation.

Hydrosphere

The nutrient flow in the hydrosphere on the national level is calculated regularly in the context of the EU Water Framework Directive implementation, in recent years using the MoRE model (Fuchs et al. 2017a). Assessed from the NBs for the Agriculture, Humans and Settlement and Forest and Semi-natural Vegetation pools, the leaching of $857 \text{ Gg NO}_3\text{-N a}^{-1}$ below the root zone forms the major N inflow to the Hydrosphere pool (Table 2-12, S9-2). MoRE estimates the denitrification (termed as N-retention by the MoRE model) along the water flow from the root zone through the vadose zone and the groundwater and finally into the river system up to the mouth of the North Sea and Baltic Sea to -648 Gg N a^{-1} . Deducting this estimate from the leached 857 Gg N a^{-1} nitrate (below the root zone), -209 Gg N a^{-1} (24%) effectively reaches the surface water system. This approach results in an almost balanced NB for the Hydrosphere pool (table S9-7). It should be noted, however, that this approach is only valid under the assumption that there is no change in the N stock in the aquifers, i.e. that the groundwater nitrate concentration in Germany shows no change over time.

Tabelle/Table 2-12: Nitrogen inflow and outflow in *Hydrosphere* pool (mean 2010-2014).

Nitrogen flow	Gg N a ⁻¹
N inflow via run-off, erosion and tile drainage from agricultural land	122
Inflow via discharge of wastewater treatment plants and sewer system	114
Nitrate leaching (from all types of land use)	857
River load from upstream neighbouring countries	67
Atmospheric N deposition on inland surface waters	7
Total inflow	1,167
Nitrate removed with water abstraction	-15
Denitrification in the unsaturated zone and in groundwater	-572
Denitrification (retention) in surface waters	-76
River load to downstream neighbouring countries and into coastal seas	-500
Total outflow (including sea fishing)	-1,164
Net inflow	3

Transboundary Nitrogen Flows

Summed up over all pools, the German import-export budget is balanced (Table 2-13, S10-1; excluding the N_r import in fuels which is mainly converted to N_2 by fuel combustion). However, this result is due to two opposing factors. With the atmospheric transport of gaseous N species and the N river transport, -744 Gg N a^{-1} of reactive nitrogen leaves the German territory into the biosphere of neighboring countries and the seas. On the other hand, there are budget-closing net imports of 745 Gg N a^{-1} by food and feed products and for material for the chemical industry (fuels not included).

Tabelle/Table 2-13: Nitrogen import and export from and to Germany (mean 2010-2014).

Pool/Sub-Pool	Import Gg N a ⁻¹	Export Gg N a ⁻¹	Budget Gg N a ⁻¹
Atmosphere	218	-529	-311
Food and Feed Processing	904	-635	269
Nitrogen chemistry	2,262	-1,797	465
Other producing industry	325	-314	11
Surface waters	67	-500	-433
Totals	3,776	-3,775	1

2.4 Discussion

We applied the UNECE (2013) NNB calculation scheme to quantify the N inflows and outflows and the N budget on the national level and for eight pools in Germany. Anthropogenic activities introduce a total of $6,275 \text{ Gg N a}^{-1}$ reactive N corresponding to annually 76 kg N per capita in Germany. As with all NNBs, ammonia synthesis is the largest N_r source, followed by the release of N_r from the organic N compounds in fuels. With the decision of the German government to phase out power generation from coal and lignite by 2038, the dimension of this N_r source will decline significantly in the next two decades. Due to the small proportion of legume cropping, biological N fixation is currently only of minor importance in German agriculture. The N_r net import consists mainly of nitrogen chemistry products, followed by food and feed. For manufactured goods, the N_r import-export budget is nearly balanced, but must be interpreted with caution in view of the uncertainties in the statistics. Considering the output side, from the total $4,471 \text{ Gg N a}^{-1}$ quantified final N_r sinks, some $\sim 82\%$ is converted back to molecular nitrogen by combustion and denoxing, refining of crude oil, and denitrification in soils, waters and wastewater treatment plant. Only 18% remains in the form of reactive N species, of which the largest proportion leaves Germany via the atmosphere and as river load. Only a very small amount remains in Germany with an

National Nitrogen Budget for Germany

increased disposal of waste and timber stock. However, there is a considerable difference of ~29% of the inflow between the N_r sources and the known or estimated sinks. With the current state of knowledge, we cannot judge to what extent this difference of 1,804 $Gg N a^{-1}$ is due to an overestimation of N_r releases from individual sources or to an underassessment of the N_r fluxes on the side of sinks. In the case of under-reporting of sinks, the question is whether these N_r quantities are also entirely converted to N_2 by combustion or denitrification, or whether there are additional releases of N_r that have not yet been recorded in the specific emission reports.

The NNB provides quantitative information on N_r emissions and N_r sinks. However, this does not yet evaluate the environmental impacts of N_r emissions and does not indicate the extent to which they must be reduced. For this, the NNB for Germany is linked to the ‘Integrated National Nitrogen Target’ implemented by the German Federal Environment Agency (Geupel et al. 2021). The target value is based on six environmental impact indicators: nitrogen sensitive vegetation, terrestrial ecosystems, surface water quality, groundwater quality, climate change and human health. To protect these environmental goods the national N target quantifies the maximum amount of total acceptable N_r losses in Germany to nearly 1,000 $Gg N a^{-1}$. Compared to the estimated 1,574 $Gg N_r a^{-1}$ losses into susceptible environmental sectors in 2015, the N_r losses in Germany have to be reduced by approximately one third.

A basic finding of our study is the rather large inflow-outflow differences discovered both for the NNB Germany amounting to 9% of the total inflow, as well as for the individual pools. Similar to results for other countries, the NNBs are not closed. Rather, we find even larger ranges of NNB imbalances in several cases. Positive differences, with the sum of inflows greater than the sum of outflows, are given by Houlton et al. (2013) for the US with a surplus of 12% to 25%, for Austria 27% (Pierer et al. 2015), for the Netherlands 8% (Olsthoorn and Fong 1998) and for China 28% (Gu et al. 2013). In contrast, a compilation of NNBs for six European countries by Leip et al. (2011a) indicates larger outflows than inflows for all cases, ranging from -8% for Germany and the UK up to 25% for the Netherlands. However, one has to note that the values by Leip et al. (2011a) are based on a different methodological approach than that used by the other studies. The compilation of Leip et al. (2011a) further illustrates the large variability of results for identical sectors between the different approaches. For example, the authors report a balance surplus of 2,534 $Gg N a^{-1}$ for the agricultural sector in France, but only 62 $Gg N a^{-1}$ for the German agriculture, which is close to the assumption of a balanced Agriculture pool in our study. Obviously, the NNB

calculation methods are handled very differently, which leads to considerable biases in the results.

To build an NNB is a challenging task. Several elements of the nitrogen budget are only quantifiable with some uncertainty, and the magnitude of this uncertainty is often not quantified as stated by Leip et al. (2011a). Consistent with this, only a few studies quantify the uncertainties of their NNB. Doering III et al. (2011) estimated the uncertainties of +/- 50% for emission and deposition and terms that derived by differences and Worrall et al. (2016) assumed a percentage error of +/-80% of the median for data sources without providing an explicit uncertainty estimate. A spatialized European wide estimate of the N surplus by four models indicated an uncertainty close to 50% for individual countries (Vries et al. 2011a). We estimate uncertainty ranges according to the EEA and EMEP (2013) scheme (ref. Supplement: Häußermann et al. 2021) for the individual N flows of our NNB. However, similar to Doering III et al. (2011) and Worrall et al. (2016), these are more or less speculative and should be interpreted with reservation.

Imbalances in the NNB and the different pools of the N budgets are caused mainly by three components, namely the uncertainties in our knowledge of the rates of biological nitrogen fixation, the conversion of N_r to N_2 by denitrification and combustion, and the changes over time in N_r stocks in all NNB pools. The information on these three components is insufficient and often contradictory. Some authors attribute the differences in their NNB mainly to the uncertainties in the calculation of the output and then explain a budget surplus with denitrification losses and an accumulation in the N stocks. For example, Janzen et al. (2003) estimated that the 200 Gg $N a^{-1}$ surplus in their budget for Canada is stored in the agricultural soils. To balance the NNB for the Spanish agricultural and food system, Lassaletta et al. (2014) ascribe 50% of the total inflow of 1,810 Gg $N a^{-1}$ to the potential retention within the hydrosystem, while 35% leave the country by products and N_r emissions, and 15% is input-output difference. However, they do not discuss whether associated N transformation processes (denitrification and others) within the hydrosystem could realistically cause an N loss rate of this magnitude. Olsthoorn and Fong (1998) attributed 12% of the Dutch NNB inflow to an N loss via soils, which covers nitrate leaching and denitrification, or to changes in the soil's N stock. The comparison of four NNBs for China illustrates the wide range of the differences between inflow and outflow estimate and their interpretation even for a single country. The NNB by Luo et al. (2018) specifies 70.1 Tg $N a^{-1}$ inflow but only 3.1 Tg $N a^{-1}$ outflow for China in 2014 and explains the difference as the result of denitrification and accumulation in various N stocks. Ti et al. (2012) took the

National Nitrogen Budget for Germany

difference of 30.1 Tg N a⁻¹ between total N input and the accounted outputs in 2007, which corresponds to 58% of the input, and assigned them to denitrification and N storage changes without further distinction. In contrast, the study of Cui et al. (2013) suggests that only around 20% of the annual N_r production was denitrified, while a total of 49% (31 Tg N a⁻¹) was stored in soil, biomass, products and inland water in 2010. For the same year, Gu et al. (2013) estimated the total N accumulation to 22.5 Tg N a⁻¹ in China, most of it in over-fertilized cropland.

The studies cited rarely address the question of whether the N accumulations in the stocks of soils, forest, groundwater, landfill and/or human settlement (calculated as a difference term) are in realistic ranges. For the German NNB an increase in N stocks plays only a minor role, if any. There are no significant increases or decreases of stocks in the pools Agriculture (except soils), Energy and Fuels or Material and Products in Industry, as all related statistics indicate. For the Forest pool in Germany, a decrease of the N stock in forest soils was observed at a mean rate of -293 Gg N a⁻¹, corresponding to -7.5% loss of the N in soil humus, which is attributed to climate change by Fleck et al. (2019). The increase in the timber stock of 17 Gg N a⁻¹ in no way compensates for this N loss in soil. A decrease of the soil N stock can also be assumed for mineral soils and especially for peat soils used as arable land in Germany, although the magnitude cannot be quantified precisely.

In terms of industrial products in China, Gu et al. (2013) assumed that 25% of these products tend to accumulate in human settlements due to their long service lives. This estimate could have some justification on a global scale for emerging economies, where urban areas are growing rapidly and construction activities (residential buildings, industrial plants and infrastructure) as well as the furnishing of households with durable consumer goods are considerably expanding. For Germany, however, there is no evidence that N is accumulated on a large scale in the long term with the use of materials containing nitrogen in the construction sector or the household consumption of consumer goods.

The largest uncertainty in N stock changes concerns the root zone-unsaturated zone-groundwater system as the main domain of nitrate turnover: neither the total amount of nitrate in these compartments in Germany is known, nor can its change due to seepage water exchange and/or denitrification be estimated plausibly. According to the four-yearly Member State Reports on the implementation of the EU Nitrate Directive since 2012, the nitrate concentration is nearly constant over time at the 697 groundwater monitoring sites in Germany (BMUB and BMEL 2020). As an approximation, we assume for our NNB that the

difference of 648 Gg N a^{-1} between the nitrate leaching from soil root zone (857 Gg N a^{-1}) and the nitrate load into the surface waters from groundwater effluents (209 Gg N a^{-1}) is entirely denitrified and thus contributes substantially to neutralizing the N_r emissions. However, the denitrification capacity of aquifers mainly depends on iron disulfide and organic carbon which, being finite resources, are susceptible to depletion (Knoll et al. 2020b). This will generally result in future risk of increasing nitrate concentrations in the groundwater and subsequent higher loads to surface water via the groundwater pathway. The status of denitrification capacity in aquifers and the consequences of its possible decline have been studied in Germany for some time (Wilde et al. 2017) and are the subject of intense debate.

The Waste pool is the only sector of Germany's NNB for which a negative inflow-outflow difference in our estimate. The uncertainty is mainly attributed to the Solid Waste sub-pool due to the shortcomings and contradictory data in the two underlying statistics on waste generation and waste balance. The Federal Statistical Office has no sound information about the composition and the further treatment of the solid waste materials. The outputs from waste are classified as 'waste for recycling' and 'waste for disposal' by the plant operators without further verification. It is not possible to determine valid quantities for the individual types of waste or to quote their material recycling. Furthermore, the assumptions about the N contents of the types of waste are speculative and the N fluxes in waste treatment as well as the N accumulation by waste landfilling are therefore generally subject to large uncertainties, as also illustrated by the discrepancy for consumer products. According to the statistics, 166 Gg N a^{-1} enters households in non-food consumer goods, but the waste statistics calculates only an outflow of -46 Gg N a^{-1} with solid waste. Since there are no appreciable increases in stocks of commodities in the private households and no other outflow for consumer goods apart from waste is known, these two figures do not match in any way. For future calculation of N flows for the solid waste sector, the material flows must be broken down further to separate various material groups whose generation and final sinks are traced clearly by the statistics. Further gaps in the information relate to appropriate mean N contents that can be allocated to these material groups. A similar discrepancy was also found by Pierer et al. (2015) for Austria. The mismatch between inflow of non-food industrial products and outflow of waste material there amounts to 83% of inflow. The authors assume streams of material waste, which are not accounted for by the statistical survey.

The divergent approaches and the partly contradictory results of the above-mentioned studies underline the urgency to standardize NNB calculations. With the development of the guideline UNECE (2013) such a standardized methodology is actually available. However, to the best of our knowledge, no NNB in accordance with the methodology of the UNECE (2013) has yet been established, except our study presented here. While we could make use of many of the equations and the wealth of underlying detail material provided, there were several instances that requires work-arounds because the NNB guidance still shows considerable room for further improvements. Specifically, we had to (i) adjust for some heterogeneous calculation schemes offering different levels of detail, (ii) add the N contents of material flows when unavailable, or use specific German data when the default value seemed implausible. Furthermore, (iii) the flow description and coding had to be adjusted occasionally as being incoherent between pools, and (iv) sink terms and stock changes had to be added into the concept in order to cover situations when flow balances did not match for a specific pool or the total NNB.

2.5 Conclusions

Our work provides a comprehensive reactive nitrogen data set for Germany. It summarizes the latest knowledge of emissions, production, flows and sinks of reactive nitrogen. It is the most complete dataset of reactive nitrogen data in Germany and therefore is a valuable database for policymaking and scientific activities. However, the quantification of the flows and the closure of the NNB for Germany, i.e. balancing the inflows and outflows, like the other cited NNBs, is characterized by a high degree of uncertainty. Especially the closure of the national budget or the budgets of the individual pools is not possible due to uncertainties in quantification of the numerous N fluxes, the sources of N_r emissions and their final sinks, and the changes in N stocks. In particular, further studies are needed on the magnitude of denitrification in soils and waters, which is the most important conversion process of N_r to N_2 in the biosphere. The possible accumulation of N in stocks (soil, water, products) is, in our opinion, overestimated in some studies and should be critically reviewed. Additionally, major deficits in the statistical recording of material flows can also be observed with regard to the German NNB, especially in production statistics and waste statistics. Without improvements in the statistical database, N flows in the Material and Products in Industry pool and the Waste pool cannot be captured reliably.

In terms of the UNECE (2013) initiative, it should be noted that the UNECE (2013) guidance on NNB calculation needs to be further harmonized and elaborated to facilitate future international comparability.

3 Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017

This chapter is published in the journal
„Environmental Sciences Europe 32, Article number: 109 (2020)“

Häußermann U,¹ Klement L¹, Breuer L^{1,2}, Ullrich A³, Wechsung G³, Bach M¹

¹ Institute for Landscape Ecology and Resources Management, Research Centre for BioSystems, Land Use and Nutrition (iFZ), Justus Liebig University Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Giessen, Germany

² Centre for International Development and Environmental Research (ZEU), Justus Liebig University Giessen, Senckenbergstr. 3, 35390 Giessen, Germany

³ Federal Environment Agency Germany, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Rosslau, Germany

Abstract

Background: Nitrogen (N) as a key input for crop production has adverse effects on the environment through emissions of reactive nitrogen. Less than 20% of the fertiliser nitrogen applied to agricultural land is actually consumed by humans in meat. Given this situation, nitrogen budgets have been introduced to quantify potential losses into the environment, to raise awareness in nutrient management, and to enforce and monitor nutrient mitigation measures. The surplus of the N soil surface budget has been used for many years for the assessment of potentially water pollution with nitrate from agriculture.

Results: For the 402 districts in Germany, nitrogen soil surface budgets were calculated for the time series 1995 to 2017. For the first time, biogas production in agriculture and the transfer of manure between districts were included in the budget. Averaged for all districts, the recent N supply to the utilised agricultural area (UAA) totals 227 kg N ha⁻¹ UAA (mean 2015-2017), among them 104 kg N ha⁻¹ UAA mineral fertiliser, 59 kg N ha⁻¹ UAA manure, 33 kg N ha⁻¹ UAA digestate, 14 kg N ha⁻¹ UAA from gross atmospheric deposition, 13 kg N ha⁻¹ UAA biological N fixation, and 1 kg N ha⁻¹ UAA from seed and planting material. The withdrawal with harvested products accounts for 149 kg N ha⁻¹ UAA, resulting in an N soil surface budget surplus of 77 kg N ha⁻¹ UAA. The N surpluses per district (mean 2015-2017) vary considerably between 26 and 162 kg N ha⁻¹ UAA and the nitrogen use efficiency of crop production ranges from 0.53 to 0.79 in the districts. The N surplus in Germany as a whole has remained nearly constant since 1995, but the regional distribution has changed significantly. The N surplus has decreased in the arable farming regions, but increased in the districts with high livestock density. Some of this surplus, however, is relocated to other districts through the transfer of manure.

Conclusions: The 23 year time series forms a reliable basis for further interpretation of N soil surface surplus in Germany. Agri-environmental programmes such as the limitation of the N surplus through the Fertiliser Ordinance and the promotion of biogas production have a clear effect on the N surplus in Germany as a whole and its regional distribution.

3.1 Background

Nitrogen (N) is a key input for crop production, but has adverse effects on the environment through the emissions of reactive N. Since the development of the Haber-Bosch process for technical ammonia synthesis around a century ago, humans have intervened in the N cycle more than in any other geochemical elemental cycle (Galloway et al. 2003). The production of N fertilisers on an industrial scale strongly increased global agricultural productivity in most regions of the world (Erisman et al. 2008). However, a large proportion of this N is lost to the environment: on the global scale less than 20% of the fertiliser N applied to agricultural land is actually consumed by humans in meat, but over 80% is lost to the environment, much of it into the air and into rivers, groundwater and coastal seas (UNEP and The Woods Hole Research Center 2007, Fowler et al. 2013a). Thus, it is a big challenge to produce enough food for the growing global population while at the same time minimising the emission of reactive N to the environment.

Given this situation, agriculture N budgets have been introduced to clarify the nutrient flows, to quantify the potential N losses, to indicate the pressure on environmental media, to raise awareness in nutrient management, and to enforce and monitor nutrient mitigation regulations in practice (Oenema et al. 2003). For example, “Gross nitrogen balance” and “Mineral fertiliser consumption” are two (of 28) agri-environmental indicators used by Eurostat and the European Environmental Agency to evaluate agricultural impact on the environment and to monitor the effects of agri-policy measures in the EU (COM 2006). The European Environment Agency (EEA 2005) regarded the surplus of N as the best overall environmental indicator for the changes in the agricultural impact on the environment. Vries et al. (2011a) also stated that N budgets of agricultural systems give important information for assessing the impact of N inputs on the environment, and for identifying levers for action. Since the 1990s, agriculture in Western Europe has managed to reduce its N surpluses, due to national and EU policies. The reduction in N budget surplus and in groundwater nitrate concentration in Denmark illustrates the success that can be achieved if effective measures are taken (Hansen et al. 2011).

The literature offers numerous methods, definitions of system boundaries and calculation schemes to estimate an N budget surplus. According to the Eurostat/OECD Nutrient Budget Handbook (Kremer 2013), an N budget quantifies all major N flows across all sectors and media within given boundaries, and flows across these boundaries, within a given time frame (typically one year), as well as the changes of N stocks in the relevant sectors and media. An N balance is ideally a closed N budget, i.e. all N flows can be explained and the balance equation is then (Kremer 2013)

Gleichung/Equation 3-1

$$N(\text{input}) - N(\text{output}) \pm N(\text{stock change}) = 0$$

In practice, however, essential flows of an N balance such as gaseous losses, nitrate leaching and soil stock changes cannot be determined. Therefore, the N budget surplus, as given by total inputs minus total outputs, represents the N quantity which is volatilised to the air, leached to groundwater, discharged to surface water, or stored in the soil. Therefore, an N budget surplus value includes all N components emitted into the environment or accumulated in the organic soil substance.

According to the objective and the system boundary there are basically three approaches to estimate nutrient budgets (Leip et al. 2011b, Vries et al. 2011b, Kremer 2013): (i) *Farm budget* (called *farm-gate budget* by Oenema et al. (2003), which records the amounts of N in all kinds of products that enter and leave the farm via the farm-gate; the equivalent on the national scale is the *agricultural system budget*, also termed *sector balance* (OECD 2001); (ii) *Land budget* (*gross N balances* by the OECD (2007), which records all N that enters a farmland and leaves the farmland by crop products; and (iii) *Soil budget* (*soil surface budget* by Oenema et al. (2003), where in contrast to the land N budget, the N inputs via animal manure are adjusted for gaseous losses of N emissions in housing and manure management systems. The latter budget is estimated in this work. Due to the lack of an exact definition of the terms *N balance* and *N budget* as it is described here, in older studies these terms are not always used consistently.

While the N budget surplus indicates the potential for N losses from soils into the atmosphere and the hydrosphere quantitatively, the Nitrogen Use Efficiency (NUE), or N recovery efficiency as termed by Conant et al. (2013), evaluates the efficiency of the use of the resource N in crop production (Leip et al. 2011b).

Over the last three decades, a huge number of agricultural N budgets and N balances have been presented. The approaches differ by many issues such as system boundaries, geographical entities, budget period, input and output budget terms, data sources, as well as factors and coefficients used for calculation. With regard to the regional focus of the N budget presented in our study, the following examples highlight the manifold approaches of spatialised N budgets and differences in employed data basis. Eriksson et al. (2007) drew up N budgets of Polish agriculture 1960-2000 based on the administrative units of voivodeships (provinces). The regional N surpluses for the ten Danish geo-regions were derived by Hansen et al. (2011). Grizzetti et al. (2007) produced EU-15 maps of spatialised inputs from agriculture and gross N balance by combining the EU Farm Structure Survey 2000 data with the CORINE Land Cover map. Wang et al. (2014) estimated N balances for 2,426 counties in China from statistical survey data.

Leip et al. (2011b) calculated soil N budgets for agriculture in the EU-27 using the agro-economic model CAPRI. Özbek and Leip (2015) assessed N budgets of agriculture in Turkey at the level of 27 NUTS 2 regions by an improved Eurostat/OECD method. Lassaletta et al. (2012) calculated N budgets for the river Ebro catchment detailed for territorial units derived by overlaying maps of main agricultural use, livestock density, and hydrographic characteristics. Bach and Frede (2005) assessed agricultural nutrient balances from agricultural census data exemplary for 1,109 municipalities of Baden-Wuerttemberg (Germany). A comparison of N budgets for the year 2000 of agro-ecosystems is made for the EU-27 countries by four models with different complexity and data requirements (Vries et al. 2011b, Leip et al. 2011a): The IDEAg model uses 206,000 HSMUs (Homogeneous Spatial Mapping Units), while the INTEGRATOR model operates for 39,052 NCUs (NitroEurope Calculation Units, clusters of 1 km² grid cells that are characterised by similar environmental and agronomic conditions). While the total N surplus on the EU level is similar between the four models, the difference in N output fluxes between models is large on a regional scale.

The N soil surface budget surplus is applied in particular as a core indicator for assessing the nitrate input into groundwater and surface waters from agricultural land use. The Nitrate Atlas for Germany (Wendland et al. 1993) presented one of the first such model approaches, using the N surplus of the utilised agricultural area (UAA) for 3 km x 3 km grids. Campling et al. (2005) implemented spatialised soil surface N balances as pressure indicator for river basins in the EU-15 using the CORINE Land Cover map. The MITERRA-EUROPE model assesses the agricultural N balances and the loss of reactive N species to

the environment for the EU Member States for the 234 NUTS 2 regions (Velthof et al. 2009). Bouraoui and Grizzetti (2014) reviewed some of the models applied in Europe to assess the contribution of diffuse N water pollution and the effectiveness of mitigation measures. The risk of water contamination was modelled for the 3,500 polygons of the 1:1,000,000 Map of Soil Landscapes of Canada by calculating the “residual soil nitrogen” (RSN) (Yang et al. 2006). Howarth et al. (2012) introduced the quantity “net anthropogenic nitrogen input” (NANI) as a well correlated measure of N transported in rivers, which was also used by Lassaletta et al. (2012) for the river Ebro catchment (Spain).

The listed publications illustrate the huge diversity of the spatial resolution and underlying data basis of approaches introduced to calculate an N budget. Given the heterogeneity of definitions, approaches and methods, it is not surprising that the results of N budgets from various studies may differ substantially and can only be compared with great limitations or not at all. N surplus data should therefore be interpreted less in terms of its absolute value than in terms of its change over time and/or its spatial dispersion within a region. As an example the German Federal Government construes the trend in national N surplus as evidence of the effectiveness of the measures taken to reduce groundwater nitrate pollution, and reports these every four years to the EU Commission on the implementation of the EU Nitrates Directive. The N surplus of Germany's agricultural N budget also forms a core indicator for evaluating the sustainability of agriculture in Germany (Destatis 2019). The EU Water Framework Directive calls on all Member States to submit an inventory of nutrient emissions and river loads for their river basins. In Germany, the river basin management models MONERIS (Venohr et al. 2011) and MoRE (Fuchs et al. 2017a) are frequently applied for Germany to estimate N emissions into water bodies from various sources and to prioritise measures to reduce N losses into the hydrosphere. In both models, the N soil surface surplus of agricultural land is a core quantity to evaluate the spatial risk of nitrate losses into groundwater. For this purpose, the model MoRE calculates the N soil surface surplus for districts (Fuchs et al. 2017b), while the model MONERIS involves the N input and output on the community level for Germany by the RAUMIS approach (Kreins et al. 2007).

We present the methodology and the results of N soil surface budget calculation for the district administrative units (Nomenclature des unités territoriales statistiques, NUTS 3 level, “*Kreise*”) in Germany for the time series 1995 to 2017. To our knowledge, it is the first time that the N surplus for a territory is determined for a time series of more than 20 years with such high spatial resolution. We use the data to focus on five aspects: The status and trend of nitrogen input and budget surplus in German agriculture, the contribution of

biogas production to the N budget surplus, the regional spread of N budget surplus and NUE, the change in regional nitrogen budget surplus, and finally the potential effect of the German Fertiliser Ordinance (DüV as of May 26, 2017) on the regional distribution of the N surpluses.

3.2 Materials and methods

In general, nutrient budgets can be established for each agricultural production system: crop production, livestock production, and biogas (energy) generation. The latter has gained increasingly relevance in German agriculture since the Renewable Energy Sources Act was revised in 2004. The N budget surpluses are linked as follows:

Gleichung/Equation 3-2

Agricultural system budget surplus = Soil surface budget surplus + Livestock budget surplus +
Biogas budget surplus

Table 3-1 presents the N budget terms for the individual budgets and their allocation in the overall N budget sheet. For N budgets below the national level, i.e. for federal states, districts or municipalities, only N soil surface budgets can be determined due to limited data availability in Germany. The methodology and the input and output terms differ in some details from the calculation scheme for the N soil budget according to the OECD (2001, 2007) especially with regard to the biogas component. The NUE is finally calculated as the ratio of total output with harvest withdrawal to total input.

Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017

Tabelle/Table 3-1: Scheme of the N agricultural system (sectoral) budget and the linking between its components soil surface budget, livestock budget and biogas budget

Budget term^{a,b}	Agricultural system budget	Soil surface budget^b	Livestock budget	Biogas budget
Input				
Mineral fertiliser (inorganic fertiliser)	+	+		
Manure, transfer (import) from other regional entities (federal states, districts, abroad)	+	+		
Compost, sewage sludge, meat-and-bone meal	+	+		
Feed from domestic industrial production	+		+	
Feed import (from other regional entities or abroad)	+		+	
Biological N fixation	+	+		
Biogas co-substrates (biowaste, non-agricultural origin)	+			+
Seeds and planting material	+	+		
Atmospheric NO _x deposition on UAA	+	+		
Internal flows (with respect to the sectoral budget)				
Manure (on-farm production) for use as fertiliser		+	-	
Animal manure (on-farm production) for use as substrate in biogas plants			-	+
Harvest withdrawal of fodder crops (on-farm use in livestock production)		-	+	
Harvest withdrawal of energy plants for biogas		-		+
Digestate from biogas plants		+		-
NH ₃ emission which returns as deposition on UAA			-	-
Atmospheric net NH ₃ deposition on UAA		+		
Output				
Harvest withdrawal of marketed crops	-	-		
Marketed animal products	-		-	
Animal manure, transfer to other regional entities	-		-	
Digestate, transfer to other regional entities	-			-
Budget surplus	Sum	Sum	Sum	Sum

+: Supply, budget term is added; -: Withdrawal, budget term is subtracted.

^a The naming of the budget terms refers to the regional budget for districts, the naming may differ for budgets for other spatial units (e.g. Germany as a whole, farms or fields). Allocation of terms as input, internal flow and output is made with respect to the sectoral budget

^b **Grey shaded**: terms of the N soil surface budget

3.2.1 Data base

Most of the data required to calculate the input, internal flow and output of N in agricultural production (e.g. cropping acreages, livestock numbers, and mineral fertiliser sales) are provided by the Federal Statistical Office (www.destatis.de). Over the past two decades, complete Farm Structure Surveys (FSS) covering all or a representative sample of agricultural holdings are available for 1995, 1996, 1999, 2001, 2003, 2007, 2010, 2013, and 2016. Full data sets on UAA, arable land by crop types and livestock numbers for districts are limited to the years with a FSS. For budget calculation of interim years, the figures for the districts were interpolated based on annual updates for the federal states. Data on harvest yields of most field crops are reported annually for districts. Coefficients of N contents in harvested crops and leguminous N fixation rates are taken from the German Fertiliser Ordinance (DüV as of May 26, 2017). Livestock N excretion rates, N input with bedding and gaseous N losses from manure management (housing and storage) (partial N emission factors) for the calculation of the N supply with manure are provided by the German Greenhouse Gas Emissions Inventory (Rösemann et al. 2019a) as annual and district-specific values for livestock categories. Sources of statistical data and N coefficients as well as the budget calculation methodology are documented in detail in the supplementary material.

3.2.2 Mineral fertiliser input

Reliable statistical data on mineral fertiliser sales are published only for Germany as a whole and therefore estimates have to be made for regional N budgets entities. Assessing the appropriate mineral fertilising quantity is a major problem in N balancing of districts and the most sensitive factor of regional N surplus estimations. In our approach the amount of mineral fertiliser for districts are derived from the national total. The approach attempts to stimulate the farmer's N management planning in a simplified way and starts with the N demand of the cultivated crops. Crop N demand is determined from the N harvest withdrawal multiplied by a fertiliser input factor (IF) to allow for the fact that regularly more N is applied with inorganic and organic fertilisers and legume N fixation than the N harvest withdrawal in Germany corresponds to. The crop N demand is met by mineral fertilisers (min_fert), on-farm organic N fertilisers (org_fert, i.e. liquid manure, solid manure, digestate) and biological N fixation by legumes (fix). However, only a proportion of N in organic fertilisers and from biological N fixation is available for plant nutrition and thus effective for fertilising, which respect the utilisation factors (UF):

Gleichung/Equation 3-3

$$N(\text{tot_fert}) = N(\text{harvest}) \times \text{IF} = N(\text{min_fert}) + N(\text{org_fert}) \times \text{UF1} + N(\text{fix}) \times \text{UF2}$$

Other organic N fertilisers (biowaste compost, sewage sludge, meat-and-bone meal) are not taken into account in equation 3-3, because the N supply with these substances is generally very low (on the national level) and the N is only slowly released, so that the contribution of these N sources to the current plant N supply is negligible. Due to the broad variability of real data, in the following UF1 is set as conservative assumption to 0.6 and UF2 to 0.8. This means, 40% and 20%, respectively, of the N from animal manure and biological N fixation is not taken into account into the N demand analysis according to the German Fertiliser Ordinance (DüV as of May 26, 2017). On the national level the annual values of the variables N(min_fert), N(harvest), N(org_fert) and N(fix) are given and then IF was calculated by equation 3-3 for each year of the time series 1995 to 2017, ranging from 0.98 to 1.35 with a mean value of 1.13. For details of the derivation of UF1, UF2 and IF see section 2.4.1 in the supplement.

Subsequently, for district N budgets the individual district mineral N fertilising as target value was calculated as remaining fertilising quantity after a share of the district total N needs are met with organic N fertilisers and biological N fixation, calculated from the livestock numbers and the legume cropping area of the given district:

Gleichung/Equation 3-4

$$N(\text{min_fert}) = N(\text{harvest}) \times \text{IF} - N(\text{org_fert}) \times \text{UF1} - N(\text{fix}) \times \text{UF2}$$

The variables on the right-hand side of equation 3-4 are known for each district (see below), the parameters IF, UF1 and UF2 were kept identical for all districts. This approach ensures that the amount of N(min_fert) summed over all districts is equal to the national total of mineral fertiliser sales.

3.2.3 Manure input (on-farm production and transfer)

The N amount in liquid and solid manure from livestock farming is calculated by multiplying the number of livestock units by the N excretion rate per animal place and year, for dairy cows the N excretion is a function of the annual milk yield. Thereof the gaseous N losses during livestock housing and manure storage are subtracted (separately for ammonia and for the other gaseous N species), whereas gaseous N losses from manure spreading on the field are not subtracted, to get the N input with manure to the N soil surface budget.

Since 2013, the federal states with highest regional concentration of livestock production (North Rhine-Westphalia, Lower Saxony, and Schleswig-Holstein) report the nutrient transfer within the districts of the federal state, between federal states and between these states and foreign countries. The import of manure from the Netherlands to Germany

was assessed based on data of the Statistical Office of the Netherlands in combination with the nutrient reports of North Rhine-Westphalia and Lower Saxony.

3.2.4 Biogas digestate input

The German Federal Network Agency, the four German power transmission system operators and the German Energy Agency (Dena) provide inventory data on the location of biogas plants and their electric energy (GWh_{el}) annually fed into the grid (for plants with on-site power generation) or their methane volume (Mm^3) annually fed into the natural gas grid (for biomethane feed-in plants). Mean composition of the used biogas substrates (separately for six biomass plants, manure, and co-substrates) are taken from a national review of biogas activity data (KTBL 2016). Substrate quantities are derived from the specific biogas yield of the substrates resulting in coefficients of the substrate N input per GWh_{el} of electric energy fed-in (equivalent per Mm^3 biomethane fed-in) for energy crops, manure and biowaste. The N input to crop production with the application of digestates is then taken as N input with substrates into the biogas plants minus the overall gaseous N emissions in the biogas process chain according to (Rösemann et al. 2019a). The contribution of biogas production to the N soil surface budget surplus (figure 3-2) was calculated based on the assumption that each N input source contributes to the N soil surface budget surplus according to their respective share from the total N input into the soil.

3.2.5 Other organic fertiliser input

Other organic fertilisers include compost from urban green waste, sewage sludge and meat-and-bone meal for use as fertiliser or soil amelioration. Only national data are available on compost and meat-and-bone meal use in agriculture; sewage sludge statistics are published for the federal states. The N quantity of these fertilisers is generally very low, thus the authors consider the error resulting from the even distribution over the UAA of all districts as acceptable.

3.2.6 Biological N fixation

The amount of N fixed by symbiotic bacteria in the soil is calculated as the acreage of legumes (pulses, clover, alfalfa and grass-legume mixtures) multiplied by the crop-specific N fixation rates (DüV as of May 26, 2017).

3.2.7 Seeds and planting material input

Input with seeds of coarse grains (cereals, maize, and legumes) and potato planting material is accounted (DüV as of May 26, 2017).

3.2.8 Atmospheric N deposition

N input with atmospheric deposition is derived from the PINETI-3 project (Pollutant INput and EcosysTem Impact) modelling the annual total deposition of NO_x and NH_y in Germany with 1 km x 1 km resolution for ten vegetation classes, from 2000 to 2015 (Schaap et al. 2018). PINETI-3 grid maps were superimposed with a land cover model of Germany and for each grid cell the fractions for the vegetation classes “arable land” and “grassland” were determined. Then this map was superimposed on the administrative boundary map and the annual NO_x -N and NH_y -N deposition rates per hectare UAA were averaged for the districts.

Gaseous NH_3 emissions are almost entirely caused by agriculture. Thus, the NH_y deposition on agricultural land originating from NH_3 emissions from organic and mineral fertiliser application to the soil represents an internal N cycle within the soil surface N budget. In Germany approx. 42% of total N volatilisation from agriculture occurs during livestock housing and manure storage, 57% results from the application of all kinds of fertilisers, and 1% is released from biogas plants (BMEL 2019). The NH_3 emission attributed to fertiliser application must be subtracted from the gross NH_y deposition as otherwise it is double counted on the input side and the assessed soil surface surplus would be overestimated. For the spatialised N soil surface budget it is assumed as a simplification that the NH_y deposition on the UAA of each district originates exclusively from NH_3 emissions within the same district. Thus, for each district the fraction of NH_3 emission from fertiliser application from the total agricultural NH_3 emissions was calculated. Doing this, non-agricultural NH_3 emissions were neglected. To calculate the net NH_y deposition, this fraction was multiplied with the gross NH_y deposition. The net deposition corresponds to the NH_y input to the soil surface budget from livestock production and biogas production via the atmosphere. In table 2 this internal flow is taken into account as ‘ NH_3 emissions from fertiliser application returned to UAA’ as part of the withdrawal.

Tabelle/Table 3-2: N soil surface budget in Germany (averaged over all districts, mean 2015 – 2017)

Budget term	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
Input total, thereof	226.5
Mineral fertiliser (inorganic fertiliser)	103.7
Manure (on-farm production) used as fertiliser	57.8
Manure import from abroad	0.9
Digestate from biogas plants	33.3
Compost, sewage sludge, meat-and-bone meal	3.2
Biological N fixation	12.8
Seeds and planting material	1.3
Atmospheric NO _x deposition on UAA	4.0
Atmospheric gross NH ₃ deposition on UAA	9.5
Output total, thereof	-149.0
Harvest withdrawal of marketed crops	-66.7
Harvest withdrawal of fodder crops (livestock production)	-58.3
Harvest withdrawal of energy plants for biogas	-18.6
NH ₃ emissions from fertiliser application returned to UAA	-5.4
Budget surplus	77.4

3.2.9 Harvest withdrawal

To calculate the N harvest withdrawal with marketed crops, fodder crops and energy plants, the acreage of the particular crops is multiplied either by the yield per hectare and the N content in the harvested crop or for field crops without yield data by a fixed withdrawal quantity per hectare (DüV as of May 26, 2017). The only by-product considered is straw for bedding in livestock production. No data are available on the thermal use of straw, animal feeding with straw and the harvest and utilisation of other by-products. For soil surface N balancing it is not necessary to split the harvest withdrawal for utilisation as fodder crops (on-farm use) and energy plants. However, to compare the soil surface N budget for districts with the German sectoral budget the withdrawal was attributed as follows: all cereals and legumes (harvested as grains), potatoes, sugar beet and rapeseed are marketed crops, grassland and green harvested plants are considered as fodder crops. The withdrawal used as energy crops in biogas plants was calculated based on electric work specific substrate mixes for each federal state according to KTBL (2016) and the fed-in electric power from biogas plants. The amounts were subtracted from the harvest withdrawal in marketed and fodder crops.

3.2.10 Territorial status of districts

Territorial status of the districts refers to 1 January 2016 for the entire time series 1995 to 2017. It comprises 402 regional entities with city federal states (Berlin, Hamburg, and Bremen) treated as districts. For N budget calculation, the 402 entities were aggregated to 299 so-called "district regions" (map see supplementary information). The aggregation should avoid methodological errors when calculating the N budget for urban districts for which the FSS often specifies only little UAA. The FSS applies the "holding location principle", i.e. all cropping acreage and livestock figures are attributed to the district where the holding is registered, wherever the cropland or the livestock housing is actually located. As a result, the true values of acreages and livestock numbers within a district can deviate from the FSS data, distorting the spatial allocation of the N surpluses to the district's UAA. Additionally, due to the large-scale farming typical for eastern Germany, for a number of districts no UAA or livestock numbers are published in the FSS for reasons of data privacy. These distortions can be at least partially avoided by merging small districts with the larger adjoining district.

3.3 Results

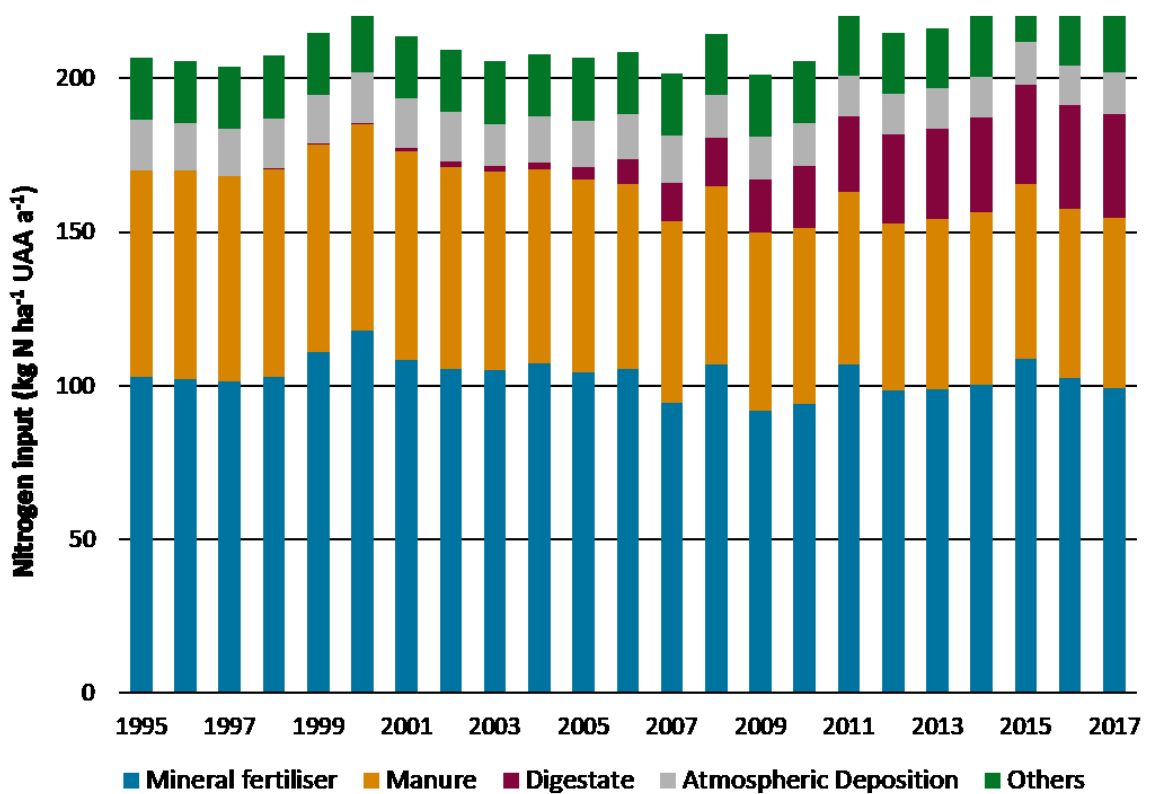
3.3.1 Status and trend of nitrogen input and surplus in Germany

At present (mean 2015-2017), the largest input of $104 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ is made with mineral fertiliser followed by organic fertilisers from livestock and biogas production with nearly $89 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (table 3-2). Note that the N budget terms always refer to the UAA, totalled over the districts. N fixation by legumes contributes about $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ to the N input, and the atmospheric gross deposition amounts to $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. The other inputs are of minor importance with a total of about $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Just under half of the N withdrawal leaves the agricultural land with marketed field crops ($67 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), while the remaining $77 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ is used on-farm as fodder in livestock production or as energy crops. $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ NH_3 emissions from fertiliser application, which are returned to the soil with NH_y deposition are also taken into account into the withdrawal. An input total of around $227 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ is opposed by a withdrawal from the UAA of around $149 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, which results in an N soil surface budget surplus of $77 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. The NUE in German plant production, thus amounts to 0.658.

Both, N input and output are subject to considerable fluctuations over time (). From 1995 to 2017, the N supply in the N soil surface budget varies between 201 and $232 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. The fluctuation mainly reflects the annual variation in mineral fertiliser sales volumes,

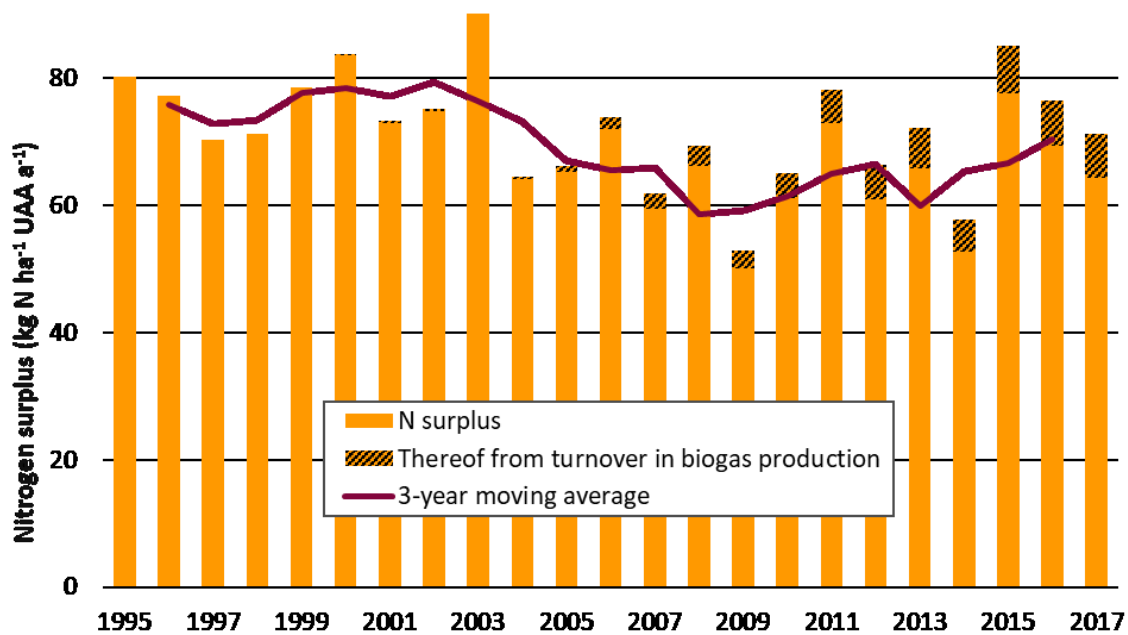
but cannot necessarily be interpreted as actual changes in annual mineral fertiliser application to the UAA. Rather, it can be assumed that farmers and trading companies react to price alterations for mineral fertilisers by building up or reducing stocks. However, the N budget cannot capture this issue. N withdrawal with harvested crops (figures not shown) varies significantly more due to weather variability over the period 1995-2017. The span is given by the extremes of the drought year 2003 with an N withdrawal of only 115 kg N ha⁻¹ a⁻¹ and the overall record-yield year 2014 with an N withdrawal of 162 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Abbildung/Figure 3-1: Input terms of the annual nitrogen soil surface budget of districts aggregated for Germany 1995 to 2017



The time series of the N soil surface budget surplus depicts the annual fluctuation of both, the N input and output, with a maximum of 91 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in 2003 and a minimum of 53 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in 2009 (figure 3-2). The entire period 1995 to 2017 can be separated into two parts. From 1995 up to 2009 a slight downward tendency in the N budget surplus can be observed, while for the recent period from 2009 onwards no tendency is visible; but none of the regression slopes are statistically significant.

Abbildung/Figure 3-2: Annual nitrogen soil surface budget surplus for districts and thereof from digestates aggregated for Germany 1995 to 2017



3.3.2 Contribution of biogas production to N budget surplus

The share of N surplus originating from biogas production is proportional to the fraction of energy cropping acreage of the total UAA. Figure 3-2 shows the increasing share of the N turnover in biogas production for the N soil surface budget from the year 2000 onwards. Not accounting for the return of N with digestate from energy crops in biogas plants to the crop production would lead to a systematic underestimation of the N soil surface budget surplus.

In 2017, the input to the UAA with digestates contributes 562,900 Mg N equivalent to 15% of the total N input in crop production, thereof 345,900 Mg N are added by energy crops and bio-waste and 217,000 Mg N by manure used in biogas plants. The share of manure from livestock farming passing a biogas plant before spreading reached 16% in 2017.

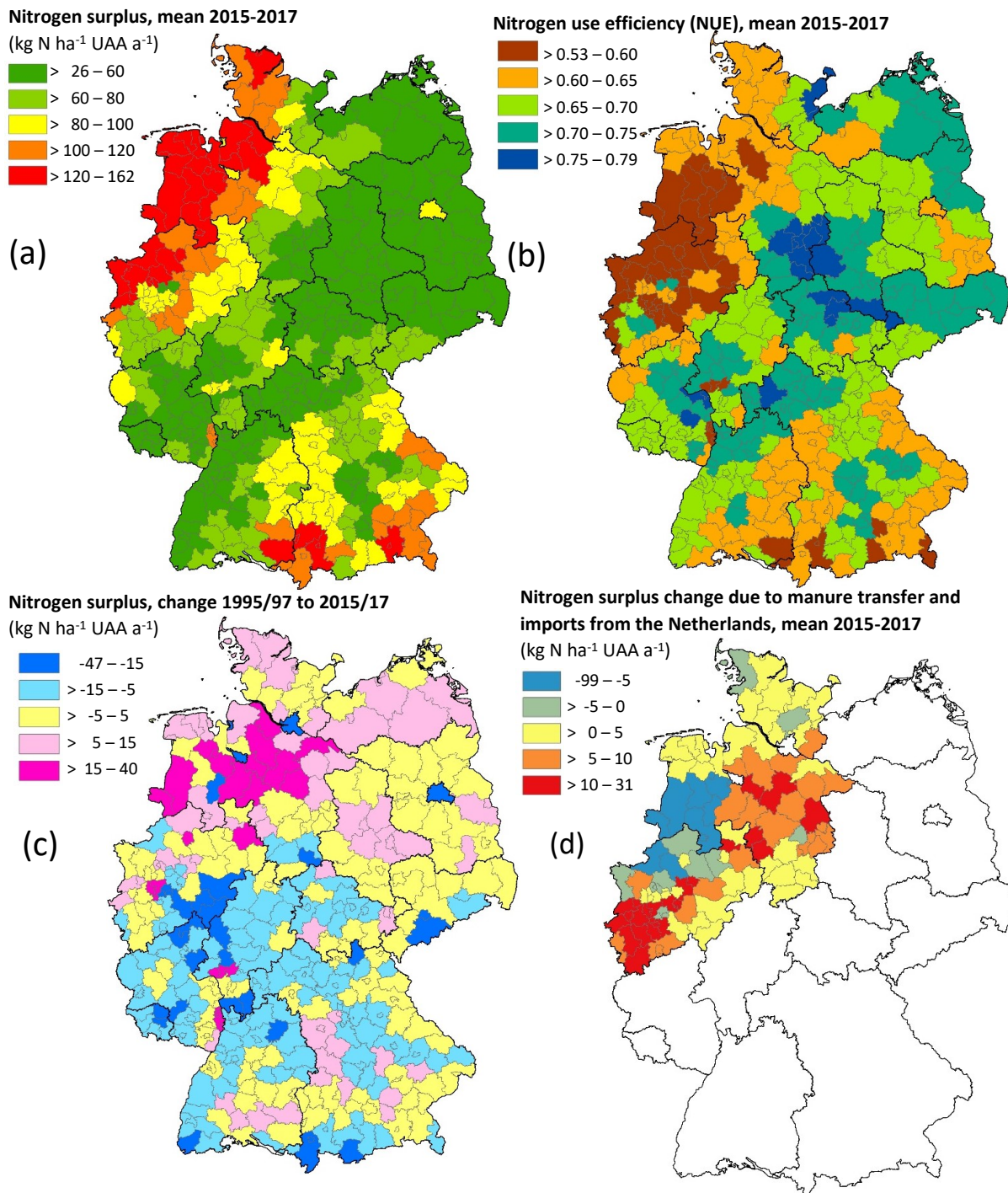
The N turnover in biogas plants is virtually loss-free, this means no N withdrawal takes place with biogas production. Theoretically, the amount of 308,000 Mg N from energy crops (without biowaste) in digestates, assuming an utilisation factor of 0.6, could replace 184,800 Mg of mineral N fertiliser. However, such a decline cannot be observed in the time series of the annual mineral fertiliser input ().

3.3.3 Regional spread of N budget surplus and NUE

The N budget surpluses (mean 2015-2017) of districts spreads over a wide range from 26 kg N ha⁻¹ a⁻¹ to 162 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (figure 3-3 a), which is more than 6-fold between the minimum and the maximum. The NUE of crop production in the districts spans from 0.53 to 0.79 (figure 3-3 b). The districts with a high N surplus show a low NUE of crop production and vice versa (figure 3-3 a and figure 3-3 b). The highest values of N surplus (and lowest NUE values) appear in regions with intensive livestock farming such as in north-western Germany and parts of Bavaria. In contrast, the eastern and central districts in Germany, dominated by cash crop farming, are characterised by medium to low N surplus values.

Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017

Abbildung/Figure 3-3: Nitrogen budget surplus of nitrogen soil surface budgets of districts in Germany, mean 2015-2017 (a), and nitrogen use efficiency, mean 2015-2017 (b), change in N surplus from 1995-1997 to 2015-2017 per utilised agricultural area (UAA) (c), and nitrogen surplus change due to manure transfer and import from the Netherlands, mean 2015-2017 (d)



3.3.4 Change in regional nitrogen budget surplus

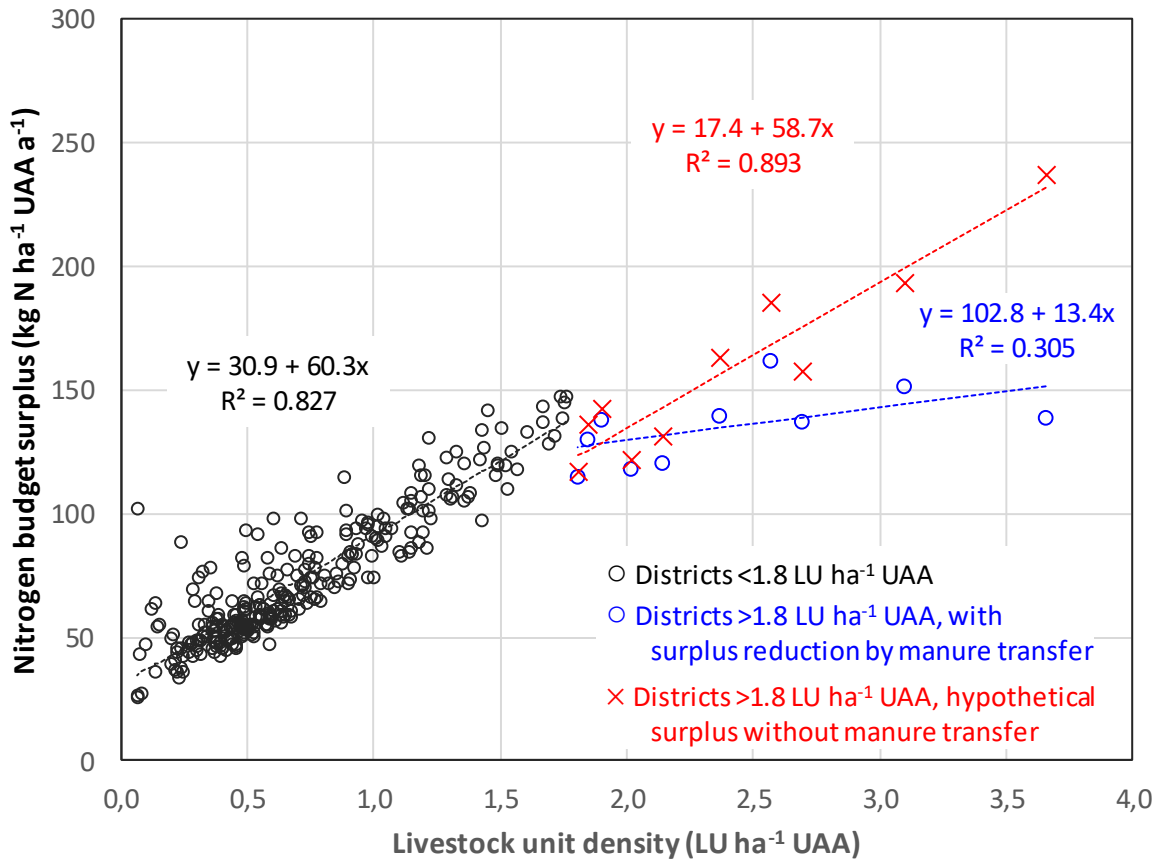
The change in N soil surface budget surplus from mean 1995-1997 to mean 2015-2017 shows a further widening of the regional spread. The districts with an N surplus below average show nearly constant (change $\pm 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) or decreasing N surpluses (decline more than $-5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) over the 23-year period (figure 3-3 c). However, in the districts in north-west Germany with high livestock density and therefore a high to very high N surplus in most cases the N surplus even increased. In addition, in the districts of Lower Saxony and North Rhine-Westphalia adjacent to the border to the Netherlands, manure imports from the Netherlands lead to an even higher N surplus. However, increases of N surplus are partially transferred to the arable farming regions in the eastern part of Lower Saxony, Mecklenburg-Western Pomerania and Saxony-Anhalt via manure export. This means, the huge N surplus from intensive pig and poultry production in north-west Germany is distributed over a larger area.

3.3.5 Effect of German Fertiliser Ordinance on regional N surplus distribution

The German Fertiliser Ordinance limits the organic N application to $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for the individual farms, which is approximately equivalent to a livestock density of 1.8 livestock units (LU) per hectare on district average. Thus, for districts with a livestock density of $>1.8 \text{ LU ha}^{-1}$ this regulation forces the farmers to export their excess manure $>170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ to other regions with capacity to uptake additional organic fertiliser N under the restrictions as given by the German Fertiliser Ordinance. Figure 3-4 illustrates that the N soil surface budget surplus (mean 2015-2017) is closely correlated to the livestock density for all districts up to 1.8 LU ha^{-1} with an increase of N surplus by nearly $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for an increase in livestock density by one LU ha^{-1} UAA (grey symbols in figure 3-4). According to the nutrient reports of the states North Rhine-Westphalia and Lower Saxony, in 11 districts (with $>1.8 \text{ LU ha}^{-1}$) the net manure transfer reduces the N surplus by more than $-10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (mean 2015-2017), the maximum reported reduction is $-99 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for the district Vechta. For these 11 districts the N surplus would hypothetically grow by nearly $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ per LU ha^{-1} and reach up to nearly $240 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (red symbols) without the limitation of organic N fertilising. Thus, the threshold of $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ organic N application set by the Fertiliser Ordinance forces the farms to discount a part of their organic N by manure transfer and therefore confines the N surplus increase to a moderate rise in these districts (blue symbols). Due to the small number of districts with $>1.8 \text{ LU ha}^{-1}$ these results should be interpreted cautious. Changes in N soil surface surplus might be driven too

by other political measures and local water protection actions in the districts and might also be partly caused by market driven changes of the agricultural structure.

Abbildung/Figure 3-4: Nitrogen soil surface budget surplus of districts in Germany as a function of livestock unit (LU) density (mean 2015-2017) and the effect of N surplus reduction by manure transfer (withdrawal) for the districts with more than 1.8 livestock units per hectare utilised agricultural area (UAA)



3.4 Discussion and Conclusions

Several published results on the N soil budget surplus in Germany agree well with the N surplus presented here. Leip et al. (2011b) calculated an N surplus of 76.1 kg N ha⁻¹ UAA for Germany based on the agri-economic model CAPRI (years 2001 - 2003), while our figure for these years is 79.8 kg N ha⁻¹ UAA. With a coupling of several high resolution models of N fluxes in Europe, Leip et al. (2011a) further estimated an N surplus for agricultural soils of 89.8 kg N ha⁻¹ UAA (year 2002) for Germany. Among other things, the difference of 10 kg N ha⁻¹ UAA to our result can be attributed to the fact that essential quantities of the N soil budget such as N mineral fertilisation and crop yield have also been model-generated by Leip et al. (2011a). In contrast, we used available statistical data, as did Leip et al. (2011b) in the CAPRI-based approach, where a country is treated as an aggregated (single) farm. The agricultural soil surface N surplus of 71.9 kg N ha⁻¹ UAA for Germany (year 1997) by

Campling et al. (2005) is almost identical to the corresponding value of 72.9 kg N ha⁻¹ UAA (mean 1996-1998) from our study. Our values of the N soil surface budgets summed up for the districts match also very well with the figures of the national N budget which is published annually by the Federal Ministry of Agriculture (BMEL 2019) and which serves as reference values for spatialised N budgets in Germany. Averaged over the time period 1995-2017 the difference is less than 1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ UAA, due to a harmonisation of the underlying calculation methods between the two responsible working groups.

Overall, the long-time series of the N district soil surface surplus in Germany presented here forms a reliable basis for further interpretation, mainly with regard to the following questions: (a) How has the N surplus developed over time, both in Germany as a whole and regionally? Does the N surplus show a reaction to agri-environmental policies and actions? (b) In which districts are the highest N surpluses to be found ("hot spots")? How pronounced are the regional differences?

Obviously the time series of Germany's N soil surface budget surplus show no decline in the past ten years (figure 3-1). Apparently, the agri-environmental action programmes over the last twenty years were not sufficient to reduce the altogether high and regionally excessive N surpluses in German agriculture. That was judged by the EU Court of Justice on 21 June 2018 (case C-543/16) declaring that the Federal Republic of Germany failed to fulfil its obligations under Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of ground water against pollution caused by nitrates and high N loads into North Sea and Baltic Sea from agricultural sources as documented in the first Nitrate Report published in 1996 and every Nitrate Report published since then thereafter.

This development is partly caused by the expansion of biogas production, because an increasing amount of N is retained within the agricultural cycle, as the N in harvested energy crops returns (almost) completely to the UAA with the digestates and less N leaves the agricultural sector in the form of marketed crops. Additionally, since the fermentation of manure in (gas-tight) biogas plants causes lower gaseous N losses compared to storage in uncovered slurry tanks, more N is applied with the digestate compared to the equivalent amount of manure and thus the N surplus tends to increase. These effects can be determined only when biogas production is included in the N budget scheme.

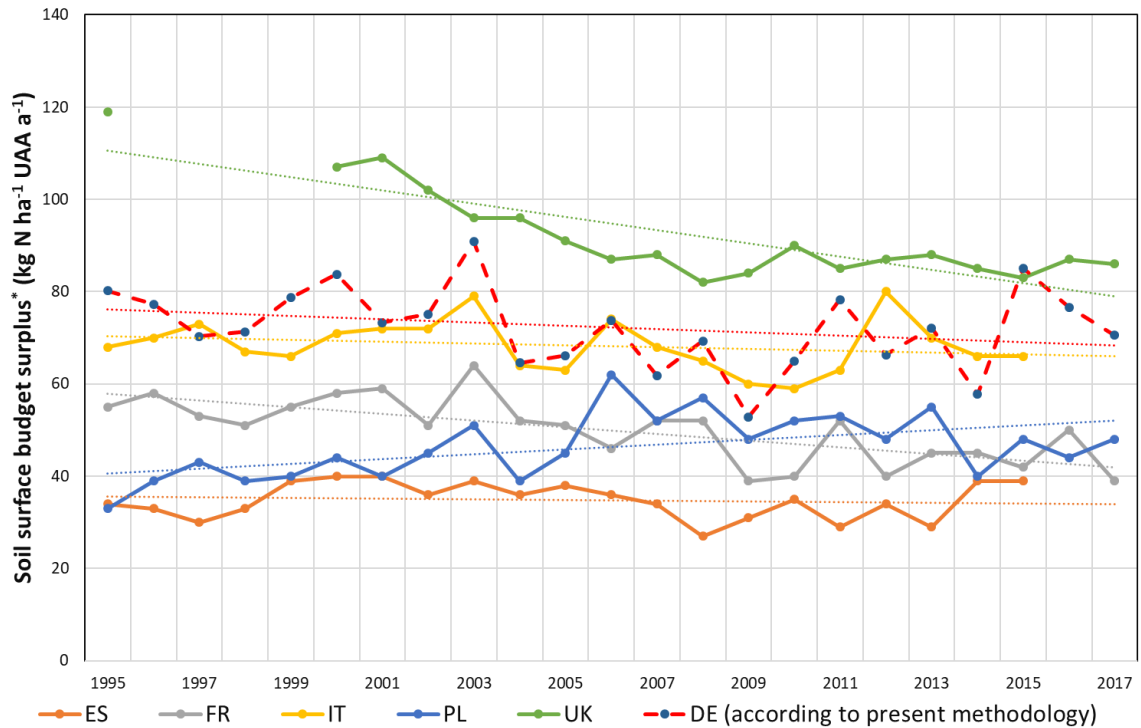
The development of the N soil surface surplus in the districts over 20 years shows a distinct spatial disproportionation. In the majority of the districts which had a low initial N surplus in 1995-1997, the values have decreased, while those districts with a high initial N

surplus show a clear further increase (Abbildung/Figure 3-3 c). We assume that the spatial disproportionation is a consequence of the specialisation of German agriculture: animal husbandry, in particular pork and poultry production, has been concentrated in a few regions. Contrasting, livestock production is abandoned in large parts of Germany and farmers there mainly practice arable farming. Nevertheless, comparing the changes 1995-1997 to 2015-2017 of the N soil surface surplus and NUE, respectively, with the changes of the livestock density in the districts no significant correlation can be observed ($R^2 = 0.06$ and 0.07 , respectively). The exclusion of manure transfers, however, lead to a higher correlation between the change of livestock densities and the change of N surpluses 1995-97 to 2015-2017 ($R^2 = 0.47$). This lead us to the conclusion, that the impact of livestock density changes on the N soil surface surplus on the district level is largely offset by manure transfers.

Given this situation, the most noticeable effect of the Fertiliser Ordinance, which implemented Council Directive 91/676/EEC in Germany (first in 1996), appears to be that the application of manure was limited to $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ UAA}$. As a result, from the hot spot districts significant quantities of manure are transferred to adjacent regions with low livestock density which still have capacity for additional N input in their N budget, given the restrictions by the German Fertiliser Ordinance, as shown by figure 3-4.

Compared to the N soil surface budget surplus of major European countries (figure 3-5), our results show the same temporal development as most the N soil surface budget surplus except for the United Kingdom. Since these data sets are based on different, country-specific methodologies (Eurostat 2020) a comparison between the results is only viable with limitations, it is recognisable, that the results for Germany do not deviate strongly from those of other European countries. However, it strongly deviates from the Eurostat data set for Germany (data not shown), which shows a decline since 1995, that partly can be explained by not including biogas production into this data set.

Abbildung/Figure 3-5: Comparison of the N soil surface budget surplus (1995 to 2017) of selected European countries (Spain, France, Italy, Poland and United Kingdom) according to Eurostat (2020) to the N soil surface budget surplus Germany according to present methodology



* designated as “gross nitrogen balance” by Eurostat, however corresponds to soil surface budget surplus as described in this paper.

Irrespective of the evaluation that the N budget provides robust and meaningful results, some weaknesses and options for improvement of the N budget approach presented here are also addressed in the following.

1. The fluctuations in the N input and output and also in the budget surplus impair the informative value of the figures for individual years. Thus, moving averages (three-yearly or longer) of budget values should always be used as the basis for evaluation and trend analysis of the N surplus.
2. The surplus of the N soil surface budget is a proxy value to characterise the nitrate groundwater pollution potential averaged over the entire UAA of a district, i.e. over all soil types and climate zones, types of farming (cash crop farming, livestock farming), crop types, and cultivation methods (conventional, organic) (Grizzetti et al. 2011; Knoll et al. 2019). The results are therefore only suitable for large-scale comparisons and do not permit any statements with a higher spatial resolution (within the districts). This leads to an average value that probably underestimates the actual N surplus for intensively managed UAA within a district, but overestimates it for extensively used areas. As an example, the

districts along the Upper Rhine Plain in Baden-Wurttemberg can be cited, each comprising in almost equal proportions cash crop farms in the Upper Rhine Plain and cattle farms in the Black Forest. These problems can partly be solved by calculating future N surpluses separately for arable land, permanent crops and grassland.

3. The district N surplus refers to spatial units of very different size. In 2016, the UAA in the districts in Germany (district-free cities not included) ranged from 7,000 ha UAA (district Sonneberg) to about 341,000 ha UAA (district Börde). Thus, the spatial representativeness of the individual N surplus figures span over a large range.
4. All federal states offer agri-environmental programmes which stipulate a limitation of N fertilisation and therefore reduce the N surplus of the included UAA. However, the N fertilisation cap varies substantially between the federal states and furthermore the programmes are subscribed to varying degrees in the districts. These factors modify the district N surpluses, but are not reflected in the approach for calculating the N mineral fertilising for the districts (equation 3-4).
5. Organic farms do not use mineral fertilisers and therefore have typically a lower N budget surplus (Küstermann et al. 2010, Lin et al. 2016). The proportion of organically managed UAA varies considerably between districts. This factor has not yet been taken into account in the N budget approach up to date; to improve the surplus results, the N soil budget for conventionally and organically managed UAA should be calculated separately.

In Germany, mineral fertiliser sales statistics are available at the state level. The approach to derive the regional mineral fertilising amounts remains the biggest methodological challenge and at the same time the most sensitive factor for the district N budget surpluses. As long as no detailed representative statistical data on mineral fertilising at farm level are available, we consider that the method applied here is a viable approach. Other publications presenting spatialised N soil surface budgets used different approaches, e.g. Özbek and Leip (2015) employed regional mineral fertiliser sales statistics for 26 NUTS 2-regions in Turkey as well as Eriksson et al. (2007) for two river basins in Poland. Grizzetti et al. (2007) intersected culture-, year- and country-specific mineral fertiliser application rates as published by the International Fertiliser Association (IFA) with CORINE Land Cover maps to derive specific mineral fertiliser application rates for NUTS 2-regions of 15 EU member states. Lassaletta et al. (2012) applied a similar approach for the calculation of spatialised N soil surface budgets in the Ebro river basin in Spain. Gamer and Bahrs (2010)

used mineral fertiliser sales data from the German Farm Accountancy Data Network (FADN) to calculate spatialised N, P, and K balances in Baden-Württemberg.

Since 2014 district-level data on the transfer of farm fertilisers are available in the nutrient reports of four federal states in Germany (LK Niedersachsen 2019, LK Nordrhein-Westfalen 2018, Taube et al. 2015). However, there is a lack of data on the distribution of the manure released among the districts in the federal states without nutrient reports. To improve the transparency of the manure transfer, appropriate data should be collected in the federal states concerned. The next complete FSS will be conducted in 2020. Compared to earlier surveys, it will provide more detailed information on the storage and application of farm manure, bedding materials, organic fertiliser transfer, and other items. We expect that the calculation of spatialised N soil surface budgets can be further developed and improved on the basis of these data and considering the weak points listed above.

Uncertainty and sensitivity analysis as well as the evaluation of measures to reduce N budget surpluses will be published in two separate articles.

4 Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

This chapter is published as Chapter 4 in UBA-Text 131/2019:

Häußermann U,¹ Bach M¹, Klement L¹, Breuer L^{1,2}

¹ Institute for Landscape Ecology and Resources Management, Research Centre for BioSystems, Land Use and Nutrition (iFZ), Justus Liebig University Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Giessen, Germany

² Centre for International Development and Environmental Research (ZEU), Justus Liebig University Giessen, Senckenbergstr. 3, 35390 Giessen, Germany

4.1 Untersuchungen zu Minderungsmaßnahmen

In den letzten Jahren sind eine Reihe von Untersuchungen zur Bewertung von Maßnahmen durchgeführt worden, mit denen die Belastung des Grundwassers und der Atmosphäre durch Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft vermindert werden kann (Auflistung ohne Anspruch auf Vollständigkeit):

- Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Osterburg und Runge 2007; mit mehreren Einzelbeiträgen zum Thema).
- Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser (Kreins et al. 2010).
- Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Kuhr et al. 2011).
- UNECE Luftreinhaltekonvention – Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen (Döhler et al. 2011).
- Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor (Flessa et al. 2012).
- Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung (Osterburg und Techen 2012).
- Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft (Osterburg et al. 2013).

- Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien (Jörß et al. 2014).
- Wirkung von ausgewählten Maßnahmen auf die Verminderung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz 2009 – 2011 (Bach und Klement 2015).
- Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft - Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau (Baltzer und Schulz 2015).

Im Hinblick auf die Zielgröße „Überschuss der N-Flächenbilanz“ bildet die Literaturauswertung von Osterburg et al. (2007) nach Ansicht der Autoren weiterhin die umfassendste Datenquelle zur Analyse der Wirkung von Maßnahmen. Für mehr als 50 Einzelmaßnahmen wird dort die Größenordnung der möglichen Verminderung von N-Überschuss und N(min)-Gehalt im Boden geschätzt (nach Boden-Klima-Räumen und Betriebstypen differenziert). Aus der Vielzahl von Maßnahmen bzw. deren Kombinationen, die in den einzelnen Untersuchungen vorgeschlagen werden, wurde für sechs ausgewählte Maßnahmen die mögliche Minderung des N-Überschusses berechnet, die damit erreicht werden kann.

- Steigerung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung
- Begrenzung der Tierbesatzdichte auf 2,0 / 2,5 / 3,0 GVE ha⁻¹ LF
- Begrenzung der Rinder-Besatzdichte
- N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben
- Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 80 % bzw. 100 % der möglichen Fläche
- Umsetzung der NEC-Richtlinie.

Die Ergebnisse ermöglichen es, die Größenordnung und die regionale Verteilung der möglichen Wirkung von Maßnahmen in der Tendenz zu beurteilen. Für eine detaillierte Konzeption von Maßnahmen sind allerdings vertiefte Untersuchungen erforderlich, insbesondere auch im Hinblick auf deren mögliche räumliche Priorisierung.

4.1.1 Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung

In der Berechnung der N-Mineraldüngung für die Kreise nach Formel 8 in Häußermann et al. (2019a) (Verteilung der Absatzmenge in Deutschland gesamt) wird ein Faktor von 0,6 für die Anrechnung des N in Wirtschaftsdünger auf den gesamten N-Bedarf der Pflanzen verwendet (s. Häußermann et al. 2019a Kapitel 2.4.1.2). Dieser Wert wurde als Annahme zum aktuellen Stand der Technik (s. Häußermann et al. 2019a Anhang A.3) in die Rechnung eingeführt. Eine Anrechnung von 60 % bedeutet, dass die übrigen 40 % des Stickstoffs

während und nach der Ausbringung der Wirtschaftsdünger gasförmig verloren gehen bzw. für die Aufnahme durch die Pflanzen nicht zur Verfügung stehen. Durch geeignete Maßnahmen kann die Verwertung der N-Wirtschaftsdünger aber weiter verbessert werden, insbesondere durch

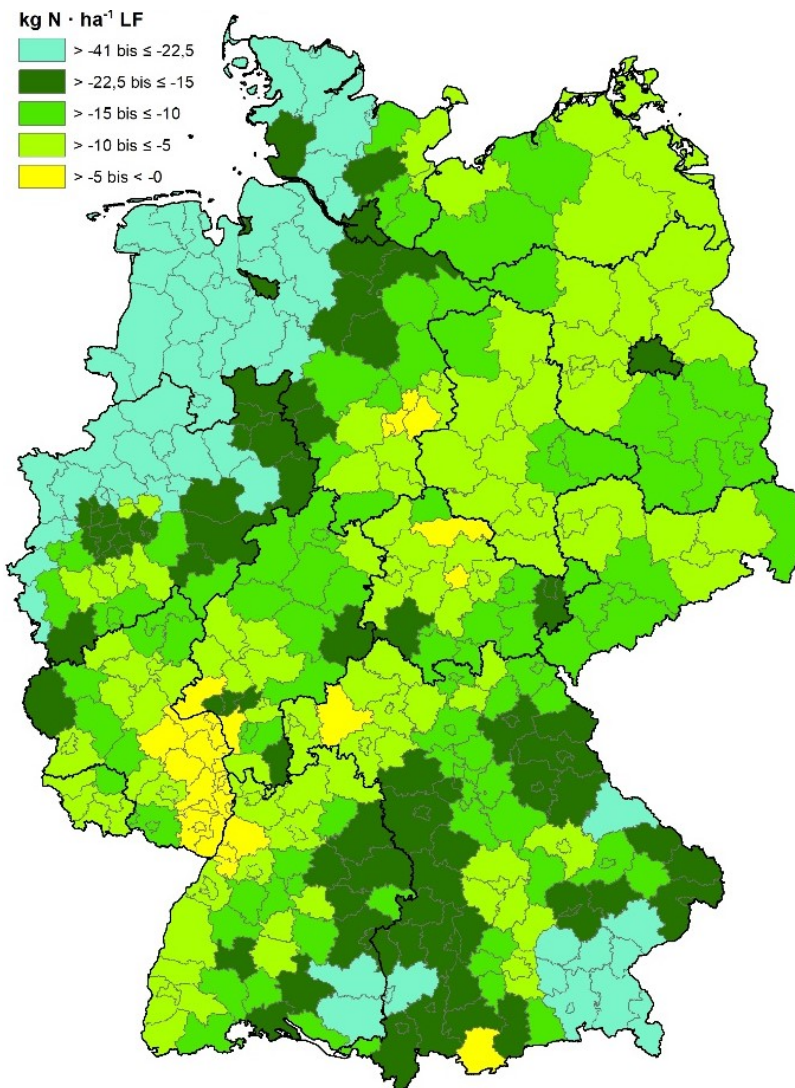
- Vermeidung von Überdüngung
- Optimierung des Ausbringungszeitpunkts (was ausreichende Lagerkapazitäten voraussetzt)
- Bodennahe Ausbringung mit sofortiger Einarbeitung bzw. Ausbringung mit Schlitz-oder Injektortechnik
- Einsatz von Nitrifikationshemmern.

Nach Gutser et al. (2010) beispielsweise können organische Dünger eine Verwertung von 80 % erreichen. In Feldversuchen zum Maisanbau wurden auch schon Mineraldüngeräquivalente von über 100 % erzielt (Maidl et al. 1999).

Für die Maßnahme „Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngung“ wurde die Berechnung der N-Überschüsse mit einem Wert von 80 % für den Anrechnungsfaktor AF1 in Formel 8 in Häußermann et al. (2019a) vorgenommen. Dadurch vermindert sich der Mineraldüngerbedarf in Deutschland insgesamt um rund 261.100 Mg N (entsprechend 15,1 %) und der Überschuss der N-Flächenbilanz geht im Mittel um 15,6 kg N ha⁻¹ LF zurück. Die stärksten Rückgänge mit bis zu 41 kg N ha⁻¹ LF sind in den viehstarken Kreisen Grafschaft Bentheim und Cloppenburg festzustellen (Abbildung 4-1).

).

Abbildung/Figure 4-1: Verminderung des Überschusses der N-Flächenbilanz (Mittel 2015 – 2017) bei Verbesserung der N-Effizienz der Wirtschaftsdünger (Anrechnung von 80 % des Wirtschaftsdüngerstickstoffs auf den Gesamt-N-Düngungsbedarf der Pflanzen)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.1.2 Begrenzung der Viehbesatzdichte

Die folgenden Berechnungen zur Wirkung einer Begrenzung der Tierbesatzdichte beinhalten keine vollständige Systembetrachtung, die für eine umfassende Beurteilung dieser Maßnahme erforderlich wäre. Eine Begrenzung der Tierbesatzdichte würde eine Reihe von Anpassungsreaktionen der Landwirtschaft nach sich ziehen, insbesondere Änderungen der Kulturartenanteile im Ackerbau, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht betrachtet werden können. Die Szenarien beschränken sich daher auf die unmittelbaren Wirkungen: den Rückgang des Anfalls und des Transfers von Wirtschaftsdünger sowie die kompensatorische Zunahme der N-Mineraldüngung. Anbauverhältnisse

und Produktionsintensität in der Pflanzenproduktion werden als unverändert betrachtet. Unbeschadet dieser Einschränkungen beschreiben die Ergebnisse die Größenordnung und die regionalen Unterschiede einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf den N-Flächenbilanzüberschuss.

Datengrundlage für die Berechnung sind Auswertungen der Agrarstrukturerhebung 2016 (Abfrage über das Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder, FDZ). Die Abfrageergebnisse wurden vom FDZ nur auf Länderebene zur Verfügung gestellt, da Daten auf Kreisebene aufgrund der Geheimhaltungsvorschriften nicht freigegeben wurden. Die erforderlichen Eingangsdaten zum Umfang des Viehbestandsabbaus auf Kreisebene musste daher auf Grundlage dieser Abfrageergebnisse und den auf Kreisebene veröffentlichten Daten aus der Agrarstrukturerhebung 2016 zu Viehbeständen und Anbauflächen in den Kreisen insgesamt abgeleitet werden.

Begrenzung Viehbesatzdichte auf 2, 2,5 und 3 GVE ha⁻¹ LF

Die Maßnahmen „Begrenzung der Viehbesatzdichte“ bzw. „Begrenzung der Rinderbesatzdichte“ (s. Häußermann et al. 2019a Kap. 4.3.2) werden jeweils auf der einzelbetrieblichen Ebene betrachtet. Das heißt, die Begrenzung betrifft alle Betrieben, deren Viehbesatz (ausgedrückt in Großvieheinheiten GVE) oberhalb einer bestimmten Grenze liegt, unabhängig vom der Viehbesatzdichte in der Region (Kreis).

In den Abfragen über das FDZ wurden die Bestandsgrößenverteilungen nur aggregiert für die Regionalgliederung Länder ausgegeben. Daraus wurden zunächst die „überzähligen“ Tierbestände in den Ländern ermittelt. Diese Tierbestände (in GVE) wurden dann proportional auf den Bestand an Schweine-, Rinder- und Geflügel-GVE im Bundeslandes verteilt und anschließend auf die Tierzahlen der einzelnen Tierkategorien der Schweine-, Rinder- und Legehennen-Haltung umgelegt. Die Abfragen und Verteilung wurden getrennt für die Größenklassen ≥ 2 und $< 2,5$, $\geq 2,5$ und < 3 sowie ≥ 3 GVE ha⁻¹ LF durchgeführt.

Bei einer Begrenzung auf < 3 GVE ha⁻¹ LF sind in Deutschland im Jahr 2016 insgesamt 4,2 % „überzählige“ GVE (bezogen auf GVE insgesamt) vorhanden, die bei einer Begrenzung auf diesen Wert abgebaut werden müssten. Bei einer Begrenzung auf $< 2,5$ GVE ha⁻¹ LF steigt dieser Anteil auf 4,7 % und bei einer Begrenzung auf < 2 GVE ha⁻¹ LF auf 6,0 % der GVE insgesamt. Aufgrund der vergleichsweise geringen Flächenbindung sind Schweine- und Geflügelhaltung hiervon deutlich stärker betroffen als Rinderhaltung. Bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 3 GVE ha⁻¹ LF würden 12,4 % der

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“
Geflügelbestände und 7,7 % der Schweinebestände abgebaut, jedoch nur 2,6 % der Rinderbestände.

Die Anzahl der „überzähligen“ GVE auf Kreisebene wurde als Funktion der Viehbesatzdichte und der Anzahl der GVE in den Kreisen insgesamt berechnet. Grundlage der Funktionen sind Regressionsgeraden, die aus dem Anteil der „überzähligen“ GVE an den GVE insgesamt (als abhängiger Variable) und der Viehbesatzdichte (als unabhängiger Variable) auf Länderebene, die für die Begrenzung der Viehbesatzdichte auf < 2 , $< 2,5$ bzw. < 3 GVE ha⁻¹ LF abgeleitet wurden. In allgemeiner Form sind diese Funktionen in Gleichung 4-1 dargestellt, wobei Werte kleiner Null für $uezGV_K$ ausgeschlossen wurden.

Gleichung/Equation 4-1

$$uezGV_K = (x \cdot GVE_{LF,K} + b) \cdot GV_{insK} \cdot KF$$

Die Koeffizienten x und b betragen für die jeweilige Begrenzung der Viehbesatzdichte:

- Für ≥ 2 GVE ha⁻¹ LF ist $x = 0,0694$, $b = -0,00819$ mit $R^2 = 0,53$,
- für $\geq 2,5$ GVE ha⁻¹ LF ist $x = 0,0486$, $b = -0,00241$ mit $R^2 = 0,34$ und
- für ≥ 3 GVE ha⁻¹ LF ist $x = 0,040$, $b = 0,000220$ mit $R^2 = 0,27$.

Der Korrekturfaktor KF korrigiert die Ergebnisse auf Kreisebene aus Gleichung 4-1, sodass die aufsummierten Kreisergebnisse der gegebenen Anzahl der „überzähligen“ Großvieheinheiten auf Länderebene entspricht.

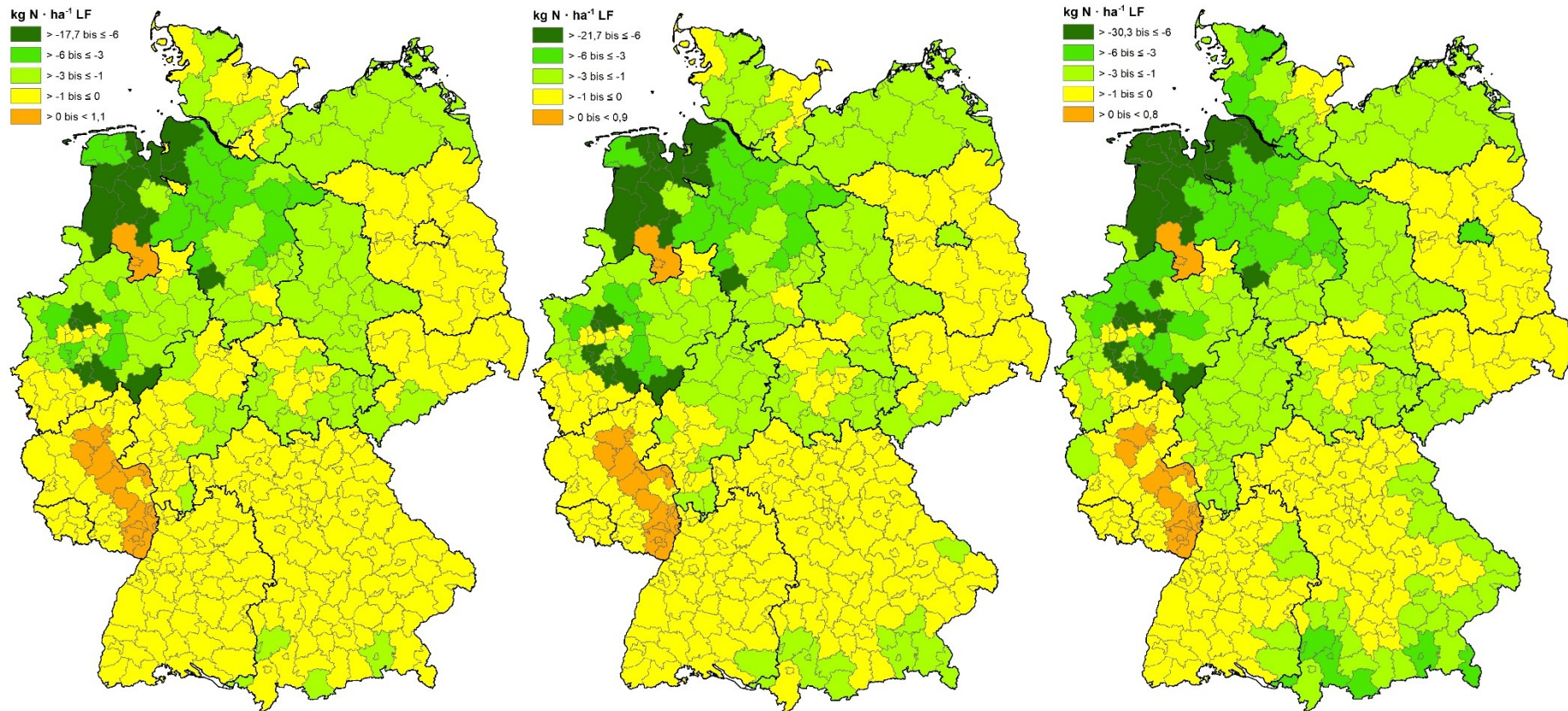
Die größten Minderungen des N-Flächenbilanzüberschusses mit bis zu -30,3 kg N ha⁻¹ LF (bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 2 GVE ha⁻¹ LF) durch die Maßnahme „Begrenzung der Tierbesatzdichte“ sind in den Veredelungs-intensiven Regionen Niedersachsens und Nordrhein-Westfalens zu erreichen, gleichfalls hohe Minderungen lassen sich im südlichen Nordrhein-Westfalen erzielen. Bei einer Begrenzung auf < 3 GVE ha⁻¹ LF ist die Minderung in süddeutschen Kreisen mit meist 0 bis -1 kg N ha⁻¹ LF sehr gering. Erst bei einer Ausweitung der Maßnahme auf < 2 GVE ha⁻¹ LF werden auch in Regionen mit einer hohen Rinderbesatzdichte wie im Alpenvorland und im Bayerischen Wald ebenfalls bis zu -6 kg N ha⁻¹ LF Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses erreicht (s. Abbildung 4-2).

Die Begrenzung der Tierbesatzdichte führt zu einer deutlichen Abnahme des Wirtschaftsdüngertransfers. So betragen die Wirtschaftsdüngertransporte über Kreisgrenzen hinweg (ohne die Berücksichtigung von Importen aus den Niederlanden) im Jahr 2016

46.281 Mg N (s. Häußermann et al. 2019a Kap. 2.4.4). Bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 3 GVE ha⁻¹ LF geht dieser Wert auf 33.390 Mg N zurück, etwas größer ist der Rückgang bei einer Begrenzung auf $< 2,5$ GVE ha⁻¹ LF mit 32.446 Mg N und beträgt 30.129 Mg N bei einer Begrenzung auf < 2 GVE ha⁻¹ LF. Regional kann die Änderung im Wirtschaftsdüngertransfer zu einer geringfügigen Zunahme des N-Flächenbilanzüberschuss führen.

Zugleich führt der Rückgang der Wirtschaftsdüngermengen – unter *ceteris paribus*-Bedingungen – zu einem höheren Bedarf an Mineraldünger. Bei einer Begrenzung der Tierbesatzdichte auf < 3 GVE ha⁻¹ LF sind dies 27.035 Mg N, bei Begrenzung auf $< 2,5$ GVE ha⁻¹ LF steigt die N-Mineraldüngerzufuhr um 29.015 Mg N und für Besatzdichte < 2 GVE ha⁻¹ LF sind es 35.675 Mg N.

Abbildung/Figure 4-2: Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Viehbesatzdichte auf < 3 (Karte links), < 2,5 (Karte Mitte) und < 2 (Karte rechts) GVE ha⁻¹ LF (auf Basis der Ergebnisse der Agrarstrukturerhebung 2016)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Begrenzung der Rinder-Besatzdichte

Für diese Maßnahme wurde eine Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf <1,5 Raufutterverzehrende Großvieheinheiten (R-GVE) je ha Raufutterfläche (Dauergrünland, Silomais und Ackerfutterbau) angenommen. Auf Kreisebene wurde die Anzahl der überzähligen Rinder $uezRdGVE_K$ analog zum überzähligen Viehbesatz insgesamt (Gleichung 4-1), nach Gleichung 4-2 berechnet:

Gleichung/Equation 4-2

$$uezRdGVE_K = (0,23 \cdot R-GVE_{RFL,K} - 0,0425) \cdot RdGVE_K \cdot KF$$

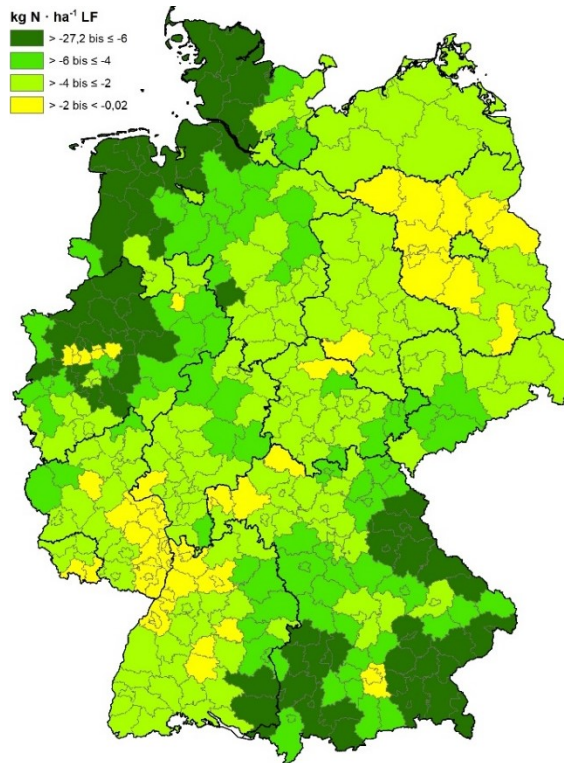
Die Parameter der Gleichung 4-2 wurden ebenfalls aus einer FDZ-Abfrage für die Länder abgeleitet, wobei das Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,93$ für den Term $0,23 \cdot R-GVE_{RFL,K} - 0,0425$ beträgt. KF in Gleichung 4-2 dient in gleicher Weise der Korrektur der Ergebnisse auf Kreisebene wie für Gleichung 4-1 beschrieben.

Die Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf < 1,5 R-GVE ha⁻¹ Raufutterfläche führt in Deutschland insgesamt zu einem Bestandsabbau der Rinder um 26 %. Der höchste Anteil mit 35 % Bestandsabbau betrifft Nordrhein-Westfalen, in den Ländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen müssten jeweils 30 % und in Bayern 29 % des Rinderbestandes abgebaut werden.

Die N-Flächenbilanzüberschüsse würden dieser Maßnahme in Nordwestniedersachsen, im Westen von Schleswig-Holstein, in Westfalen, im Sauerland, Bayerischen Wald, Chiemgau und im weiteren Umfeld des Allgäus erheblich reduziert werden. Die maximale Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses wird mit -27,2 kg N ha⁻¹ LF für den Kreis Garmisch-Partenkirchen berechnet, gefolgt vom Kreis Bottrop mit -19,9 kg N ha⁻¹ LF und Kreis Vechta mit -17,6 kg N ha⁻¹ LF (s. Abbildung 4-3).

Der Rückgang der Zufuhr über Wirtschaftsdünger führt unter *ceteris paribus*-Bedingungen zu einem Anstieg der Mineraldüngerzufuhr um 60.416 Mg N. Weiterhin würde der innerdeutsche kreisübergreifende Wirtschaftsdüngertransfer auf 32.376 Mg N zurückgehen.

Abbildung/Figure 4-3: Änderung des N-Flächenbilanzüberschuss bei einzelbetrieblicher Begrenzung der Rinderbesatzdichte auf $< 1,5$ R-GVE ha^{-1} Raufutterfläche (auf Basis der Ergebnisse der Agrarstrukturerhebung 2016)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.1.3 N-reduzierte Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben

Der Entwurf der TA Luft vom 16.07.2018 (BMU 2018a) sieht für Schweine und Geflügel in Betrieben, die unter die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen fallen (kurz: IED-Richtlinie, sog. „IED-Betriebe“), eine Minderung der Ammoniakemissionen im Stall um 20 % vor. Die soll vorrangig durch die Ausweitung der N- und P-reduzierten Mehrphasenfütterung erreicht werden. Diese Minderung wäre nahezu gleichbedeutend mit einer Minderung der tierischen Stickstoffausscheidungen um 20 %.

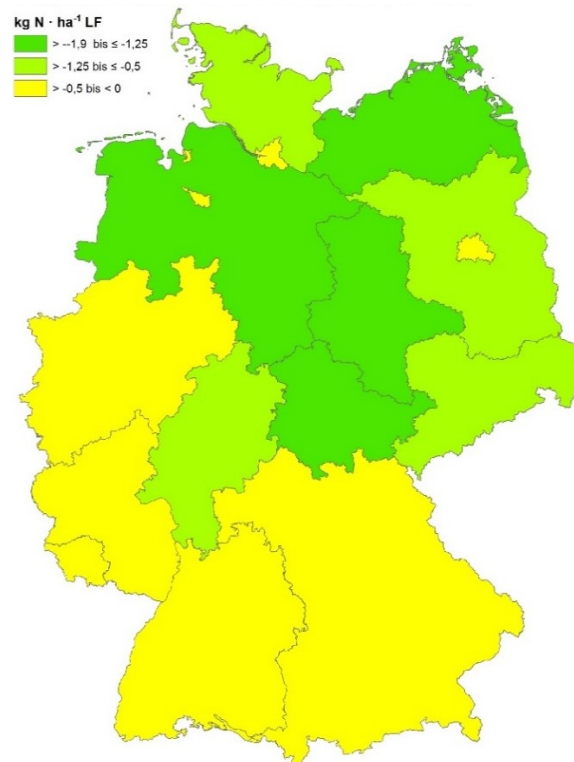
Das tatsächlich erreichbare Minderungspotenzial dieser Maßnahme in Bezug auf den N-Flächenbilanzüberschuss ist jedoch mutmaßlich geringer, da N- und P-reduzierte Fütterung bereits jetzt von einem Teil der Betriebe umgesetzt wird. Eine zuverlässige Schätzung des aktuellen Anteils N- und P-reduzierter Fütterung ist jedoch nicht möglich.

Die Maßnahme wurde auf Grundlage einer Auswertung der Agrarstrukturerhebung 2016 (Datenabfrage über das FDZ) zur Größe der Tierbestände bzw. zum Anteil der Tiere in Betrieben, die unter die IED-Richtlinie fallen, für die Länder berechnet. Auf eine höher aufgelöste Regionalisierung wurde verzichtet, da auf Grundlage der vorliegenden Daten

keine zuverlässige Abschätzung der Schweine- und Geflügelbestände in IED-Betrieben auf Kreisebene möglich ist.

In Deutschland insgesamt sind 26,4 % der Schweine und 70,9 % der Geflügelbestände in IED-Betrieben aufgestellt. Diese sind vorwiegend in Niedersachsen angesiedelt, so dass 40 % der Schweine und 58 % des Geflügels in IED-Betrieben in Niedersachsen gehalten werden. Dies führt dazu, dass die Umsetzung dieser Maßnahme mit $-1,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ in Sachsen-Anhalt, gefolgt von Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern mit jeweils $-1,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ in die größte Auswirkung auf den N-Flächenbilanzüberschuss hat. Aufgrund der höheren Anteile von Geflügel und Schweinen an der Tierhaltung insgesamt und aufgrund der Struktur der Betriebe ist die Auswirkung in Sachsen-Anhalt noch etwas größer als in Niedersachsen. Sehr gering ist die Wirkung dieser Maßnahme mit jeweils weniger als $-0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ in Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Bayern, den Stadtstaaten, Nordrhein-Westfalen und dem Saarland (Abbildung 4-4). Unter *ceteris paribus*-Bedingungen steigt die N-Mineraldüngerzufuhr aufgrund der Minderung der Zufuhr von Stickstoff über Wirtschaftsdünger um rund 12.700 Mg N.

Abbildung/Figure 4-4: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (Jahr 2016) bei N-reduzierter Fütterung von Schweinen und Geflügel in IED-Betrieben



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

4.1.4 Zwischenfruchtanbau

Als eine der wirksamsten Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratauswaschung zählt der Anbau von Zwischenfrüchten über Winter (Berntsen et al. 2006, Constantin et al. 2010, Tonitto et al. 2006). Neben der vergleichsweise sicheren Minderungswirkung wird die hohe Akzeptanz auf Seiten der Landwirte betont, insbesondere wenn die zusätzlichen Kosten für Saatgut und Einsaat bezuschusst werden. Eine genaue Beschreibung der Maßnahme geben unter anderem Osterburg et al. (2007), der zufolge die Minderung der Nitrat-Auswaschung ca. 15 bis 25 kg N ha⁻¹ LF, im Mittel 20 kg ha⁻¹ LF beträgt.

Der Anbau von Winterzwischenfrüchten ist auf Flächen begrenzt, auf denen im Folgejahr eine Sommerfrucht angebaut werden soll. Ausgangssituation des Zwischenfruchtanbaus ist der Anteil der Flächen mit Zwischenfruchtanbau nach Agrarstrukturerhebung 2016 (Destatis 2017a) an der Fläche der Sommerkulturen (Mais, Sommergetreide, Zuckerrüben, Kartoffeln, Hülsenfrüchte) mit Regionalgliederung Bundesländer (Tabelle 4-1). Dieser Anteil wird für alle Kreise des betreffenden Bundeslandes angesetzt.

Die Wirkung der Maßnahme wird berechnet, indem der Anbau von Winterzwischenfrüchten gegenüber dem aktuellen Stand (unterschiedlich in den Bundesländern) auf 80 % bzw. auf 100 % der möglichen Fläche ausgeweitet wird.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Tabelle/Table 4-1: Flächenanteil der Sommerkulturena im Jahr 2016, der maximal zusätzlich für den Anbau von Winterzwischenfrüchten verfügbar ist

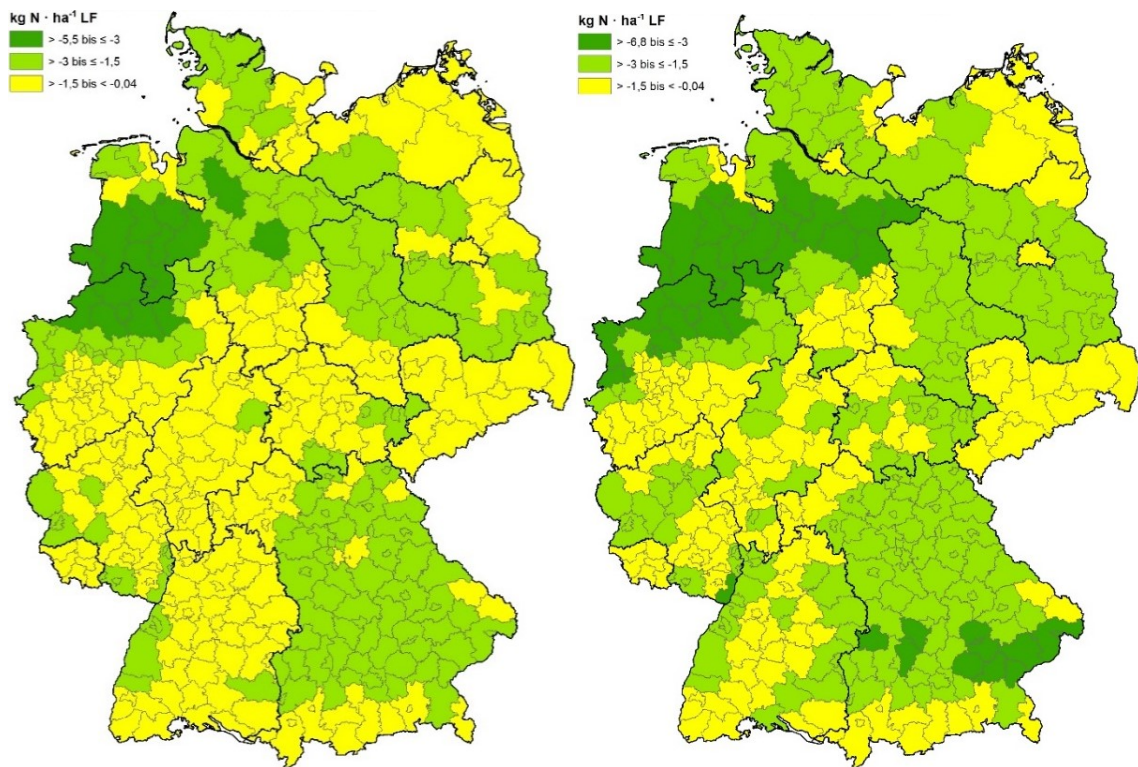
Bundesland	Anteil zusätzlich verfügbarer Fläche
Baden-Württemberg	32,1 %
Bayern	42,7 %
Brandenburg	43,0 %
Hessen	47,5 %
Mecklenburg-Vorpommern	49,3 %
Niedersachsen	50,6 %
Nordrhein-Westfalen	46,4 %
Rheinland-Pfalz	52,9 %
Saarland	29,3 %
Sachsen	31,9 %
Sachsen-Anhalt	55,7 %
Schleswig-Holstein	50,2 %
Thüringen	50,1 %
Stadtstaaten (Bremen, Hamburg, Berlin)	45,6 %
Deutschland gesamt	45,6 %

^a Körner- und Silomais, Sommergetreide (Hafer, Sommergerste, Triticale), Kartoffeln, Zuckerrüben, Hülsenfrüchte.

Für die Abschätzung der Wirkung der Maßnahme „Ausdehnung des Zwischenfruchtanbaus auf 80 % bzw. 100 % der möglichen Fläche“ wird angenommen, dass der Anteil der Flächen der Sommerkulturen, die über Winter mit Zwischenfrüchten bestellt sind, auf 80 % bzw. 100 % ausgedehnt wird. Für diese Flächen wird angenommen, dass die Nitratauswaschung um 20 kg N ha⁻¹ vermindert wird und diese N-Menge der folgenden Sommerkultur in voller Höhe zur Verfügung steht, so dass deren Mineraldüngung um 20 kg N ha⁻¹ reduziert werden kann.

Für Deutschland insgesamt wird bei Ausdehnung des Zwischenfruchtanbaus auf 80 % ein Rückgang des N-Überschuss um -1,7 kg N ha⁻¹ LF berechnet und für die vollständige Abdeckung (100 % der möglichen Flächen) ein Rückgang von 2,1 kg N ha⁻¹ LF. Die stärksten Verminderungen bei Zwischenfruchtanbau auf 80 % der potenziellen Fläche tritt mit rund -5,5 kg (bei 100 % -6,8 kg) N ha⁻¹ LF tritt im Kreis Emsland auf. Gleichfalls deutliche Minderungen mit jeweils mehr als -4 kg N ha⁻¹ LF lassen sich in den Kreisen Steinfurt, Borken, Vechta, Grafschaft Bentheim und Cloppenburg erzielen. Generell sinkt die Wirksamkeit der Maßnahme mit zunehmendem Grünlandanteil in einem Kreis, im Kreis Garmisch-Partenkirchen ist das Minderungspotential mit lediglich -0,04 kg N ha⁻¹ LF aufgrund des sehr geringen Anteils der Ackerfläche am geringsten.

Abbildung/Figure 4-5: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (Mittel 2015 – 2017) bei Anbau von Winterzwischenfrüchten auf 80 % der Potenzialfläche (links) und 100 % der Potenzialfläche (rechts)



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Für das Szenario eines 100 %-tigen Zwischenfruchtanbaus ist als Einschränkung zu beachten, dass Zwischenfruchtanbau ein ausreichendes Wasserangebot in Herbst und Winter voraussetzt. In Gebieten mit geringen Niederschlagsmengen (wie bspw. Sachsen-Anhalt und Thüringen) lässt sich diese Maßnahmen daher nur beschränkt umsetzen.

4.1.5 Umsetzung der NEC-Richtlinie

In der europäischen Richtlinie über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie, Abl. L 309. Richtlinie 2001/81/EG vom 23. Oktober 2001, aktualisiert Abl. L 344. Richtlinie (EU) 2016/2284 vom 14. Dezember 2016) werden für die EU-Mitgliedstaaten Emissionshöchstmengen unter anderem für Ammoniak festgelegt. Deutschland darf nach der Richtlinie 2001/81/EG seit 2010 nicht mehr als 550 Gg NH₃ jährlich emittieren. Bis 2020 muss Deutschland nach der Richtlinie 2016/2284/EU seine NH₃-Emissionen gegenüber 2005 um 5 % reduzieren und bis 2030 um 29 %. Um diesen Zielwert zu erreichen sind weitreichende Maßnahmen zur Senkung der Ammoniakemissionen erforderlich. Im „Entwurf des Nationalen Luftreinhaltprogramms“ (Stand 12.12.2018; BMU 2018a) werden verschiedene Maßnahmenoptionen zur Einhaltung der Emissionsreduktionsverpflichtungen ab 2020 und ab 2030 vorgestellt und deren NH₃-Minderung wird mengenmäßig dargestellt. Da diese Maßnahmen regelmäßig auch den N-

Überschuss der Flächenbilanz verändern, wird im Folgenden ihre Wirkung auf diese Größe abgeschätzt. Diese Abschätzung wird gestuft vorgenommen: Zunächst wird die Wirkung der Maßnahmen zur Ammoniakemissionsminderung in Bezug auf den N-Überschuss für die Ist-Situation der Landwirtschaft abgeschätzt (s. Häußermann et al. 2019a Kap. 4.6.1). In einem zweiten Schritt werden zusätzlich die Effekte berücksichtigt, die infolge der Strukturänderungen im Mengengerüst (Anbauflächen, Tierbestände, Ernteerträge) der Landwirtschaft bis 2030 zu erwarten sind (Häußermann et al. 2019a Kap. 4.6.2). Diese Strukturänderungen werden in der Thünen-Baseline-Projektion 2027 beschrieben und auf dieser Grundlage für 2030 abgeschätzt.

Die folgenden Berechnungen beruhen, ebenso wie die Maßnahmenbewertungen im Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms, auf den Koeffizienten und Emissionsfaktoren von Haenel et al. (2018). Die Ergebnisse sind daher aufgrund einer Reihe von methodischen Änderungen in Rösemann et al. (2019b) nicht direkt mit den anderen Ergebnissen des vorliegenden Berichts vergleichbar.

Umsetzung auf Basis der IST-Situation der Landwirtschaft 2016

In Tabelle 4-2 sind die Maßnahmen zu Minderung der NH₃-Emissionen aufgeführt. Für jede Maßnahme wird ein Grad der Umsetzung in der Landwirtschaft in der Ist-Situation angenommen, wobei sich die Ist-Situation auf das Jahr 2016 bezieht. Die in Tabelle 4-2 dargestellten Umsetzungsgrade beziehen sich auf Deutschland insgesamt, diese unterscheiden sich in der Ist-Situation 2016 in den Bundesländern, sodass die Umsetzung des Maßnahmenpakets zu regional unterschiedlichen Minderungswirkungen führt. Aufgrund der Berechnung Tierkategorie-spezifischer Emissionsfaktoren auf Länderebene und unterschiedlicher Tierartenzusammensetzung in den Kreisen, differenziert sich die Minderungswirkung des Maßnahmenpakets in den Kreisen weiter.

Das der vorliegenden Berechnung zugrundeliegende Maßnahmenpaket, umfasst im Wesentlichen Minderungsmaßnahmen im Bereich der Lagerung flüssiger Wirtschaftsdünger und Ausbringung von mineralischen und organischen Dünger. Ein Teil der Maßnahmen für 2030 sind bereits jetzt verpflichtend über die DüV vom 26. Mai 2017 umzusetzen. Weiterführende Maßnahmenoptionen zur Zielerreichung 2030 werden im Luftreinhalteprogramm aufgeführt, sind jedoch nicht alle Bestandteil des vorliegenden Maßnahmenpaketes.

Jede NH₃-Emissionsminderung in Stall und Lager führt dazu, dass mehr Stickstoff mit Wirtschaftsdünger ausgebracht wird. In Verbindung mit den weiteren Maßnahmen zur Reduktion der NH₃-Verluste während und nach der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

und Gärresten steigt die pflanzenverfügbare N-Menge in der Bodenproduktion. In der N-Bilanzierung führt dies – unter ceteris paribus-Bedingungen – zu einer Verminderung der N-Mineraldüngung. Mit den hier getroffenen Annahmen zur Anrechnung des N aus Wirtschaftsdüngern auf den Gesamt-N-Bedarf der Pflanzen beträgt diese Verminderung 60 % der zusätzlichen N-Zufuhr im Wirtschaftsdünger (s. Häußermann et al. 2019a Kap. 2.4.1). Die Umsetzung der aufgeführten Maßnahmen würde rechnerisch zu einer Zunahme der pflanzenbaulich verfügbaren N-Menge aus Wirtschaftsdüngern von rund 131.000 Mg N führen, wodurch sich die N- Mineraldüngung um rund 78.600 Mg N reduzieren würde.

Zugleich führt eine Minderung der NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft auch zu einer Minderung der NH_y-Immissionen, die äquivalent zum Minderungsziel der NEC-Richtlinie für 2030 pauschal mit -29 % angenommen werden. Vereinfachend wird hierbei die relative Immissionsminderung nicht regional differenziert, obwohl die Umsetzung von Maßnahmen zur Emissionsminderung aufgrund regionaler Unterschiede der Häufigkeitsverteilungen von Tierarten und Verfahren zum Management stickstoffhaltiger Düngemittel zu regional unterschiedlichen Minderungswirkungen führt und somit auch die relative Immissionsminderung regional unterschiedlich wäre.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Tabelle/Table 4-2: Maßnahmen in der Quellgruppe Landwirtschaft aus dem „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), die in der vorliegenden Berechnung berücksichtigt werden; Annahmen zu deren Umsetzungsgrad in der gegenwärtigen Situation (Referenzjahr 2016) und erforderliche Umsetzung, um die Ziele der NEC-Richtlinie in 2030 in Bezug auf Ammoniak zu erreichen; Angaben in Prozent^a der Stickstoffmenge im jeweiligen Verfahrensabschnitt.

Ammoniakminderungsmaßnahme	Umsetzung 2016				Umsetzung 2030			
	Rinder	Schweine	Geflügel	andere	Rinder	Schweine	Geflügel	andere
Stall und Lager								
Nicht abgedeckte Außenlager für Gülle/Gärreste werden mindestens mit Folie oder vergleichbarer Technik abgedeckt	29 %	26 %	n. a.	62 % (WD) ^c 65 % (EP) ^c	81 %	84 %	n. a.	100 %
50 % der Unterflurlagerung von Gülle wird durch Außenlager mindestens mit Folienabdeckung ersetzt	38 %	32 %	n. a.	n. a.	19 %	16 %	n. a.	n. a.
Ausbringung								
Harnstoff wird innerhalb von 4 h eingearbeitet oder mit Ureasehemmstoff stabilisiert ^a	n. a.	n. a.	n. a.	0 %	n. a.	n. a.	n. a.	100 %
AHL-N-Dünger: Anwendung mit Ureaseinhibitor	n. a.	n. a.	n. a.	0 %	n. a.	n. a.	n. a.	100 %
Einarbeitung v. Geflügelmist auf unbestelltem Ackerland innerhalb von 4 h ^g	n. a.	n. a.	68	n. a.	n. a.	n. a.	0	n. a.
Kein Einsatz von Breitverteiltern bei flüssigen Wirtschaftsdüngern auf bestelltem Ackerland oder Grünland ^a	59 % (G) 65 % (J) ^c	23 % (G) 65 % (J) ^c	n. a.	19 %	0 %	0 %	n. a.	0 %
Kein Einsatz von Breitverteiltern auf unbestelltem Ackerland	11 % (J)	11 % (J)	n. a.	12 % ^f	0 %	0 %	n. a.	0 % ^f
Sofortige Einarbeitung (< 1 h) flüssiger Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland	12 % (G) 6 % (J) ^c	16 % (G) 6 % (J) ^c	n. a.	9 % ^f	23 % (G) 15 % (J) ^c	25 % (G) 15 % (J) ^c	n. a.	27 % ^f
Sofortige Einarbeitung (< 1 h) fester Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland	11 %	15 %	0 %	0 % ^d	73 %	72 %	78 %	100 % ^d
Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf bestelltem Acker und Grünland nur mit Injektions-/Schlitztechniken bzw. Neutralisation durch Säurezugabe ^b	2 % (G) 1 % (J) ^c	3 % (G) 1 % (J) ^c	n. a.	8 % ^f	74 % (G) 85 % (J) ^c	69 % (G) 85 % (J) ^c	n. a.	59 % ^f

n. a. = nicht anwendbar

Fußnoten s. nächste Seite

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Fußnoten zur Tabelle 4-2:

- ^a Prozentangaben beziehen sich auf die jeweils zur Lagerung bzw. Ausbringung gelangenden N-Menge in folgenden Kategorien: Mineraldüngerausbringung; Rindergülleausbringung; Schweinegülleausbringung; Rinder- und Schweinejaucheausbringung; Ausbringung von Rinderfestmist; Ausbringung von Schweinefestmist; Ausbringung von Geflügelkot; Ausbringung von Ziegen-, Schaf- und Pferdemit; Ausbringung von Gärresten. Die Häufigkeitsverteilung der Verfahren in diesen Kategorien ergibt in der Summe jeweils 100 % (einschließlich der Verfahren, die durch die Maßnahmen zur Umsetzung der NEC-Richtlinie nicht betroffen sind) (s. auch die Tabellen AI_1005FST und AI_1005FSP in den Tabellenanhängen zu Rösemann et al. 2019b)
- ^b Für die Ansäuerung von Gülle und Gärresten in Stall und Lager oder vor der Ausbringung ist ein hohes Minderungspotenzial nachgewiesen, daher gilt diese Maßnahme laut BVT-Schlussfolgerung (EU) 2017/302 als beste verfügbare Technik. Die rechtliche Umsetzbarkeit in Deutschland muss allerdings zunächst noch geprüft werden.
- ^c WD = Gärreste aus der Vergärung tierischer Exkremate, EP = Gärreste aus der Vergärung von Energiepflanzen
- ^d WD = Gärreste aus der Vergärung tierischer Exkremate, EP = Gärreste aus der Vergärung von Energiepflanzen Festmist von Schafen, Ziegen und Pferden
- ^e G = Gülle, J = Jauche
- ^f Gärreste
- ^g Maßnahme wird für 2030 bereits verpflichtend durch die novellierte Düngeverordnung (vom 26.05.2017) vorgeschrieben.

In Abbildung 4-6 (linke Karte) ist die Änderung der N-Überschüsse in den Kreisen dargestellt mit der Annahme, dass alle im Luftreinhalteprogramm für 2030 vorgesehenen NH₃-Minderungsmaßnahmen bereits im Jahr 2016 umgesetzt wären. Die stärksten Verminderungen des Flächenbilanzüberschusses treten demzufolge in den Kreisen mit hohem Rindviehbesatz in Nordwestdeutschland und im Voralpengebiet auf.

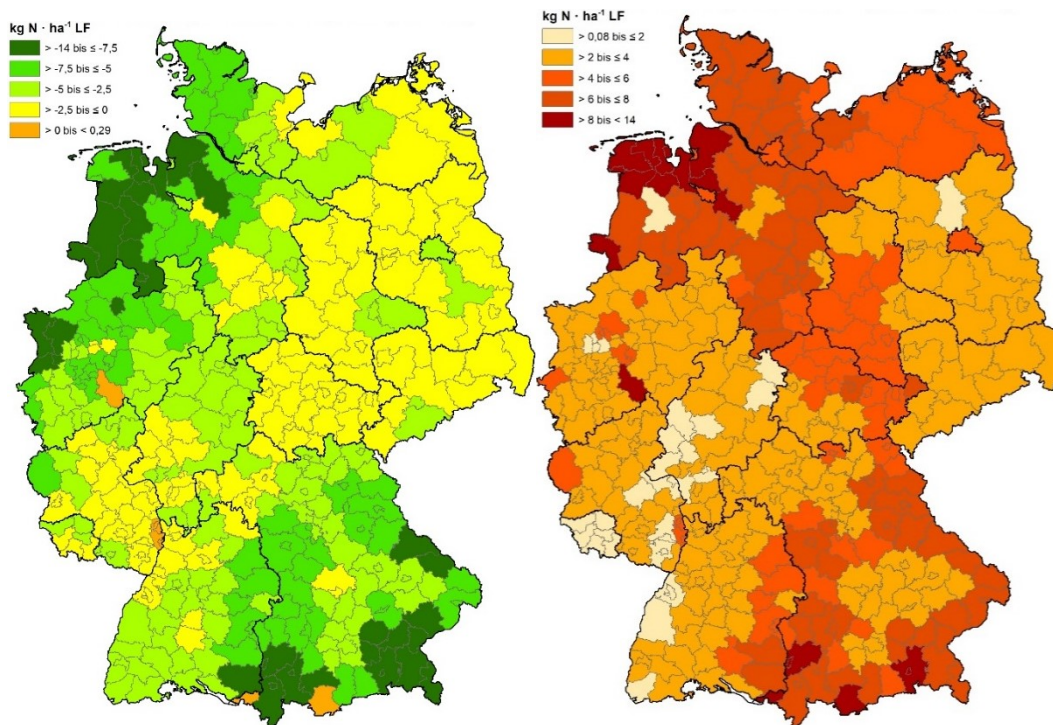
Das Maßnahmenpaket führt bei Umsetzung im Jahr 2016 zu einer Minderung der gasförmigen N-Emissionen aus tierischen Exkrementen in Stall und Lager von 17,8 % auf 16,6 % und bei der Ausbringung tierischer Exkremate von 12,1 % auf 5,9 %. Das heißt, dass die Wirkung der Minderungsmaßnahmen wird hauptsächlich durch effizientere Ausbringungstechniken erreicht wird, weniger durch Verbesserungen im Stall und im Lager. Da in der N-Flächenbilanz die Ausbringverluste nicht abgezogen werden, führt die Umsetzung des Maßnahmenpakets nur zu einer relativ geringen direkten Erhöhung des N-Flächenbilanzsaldos durch geringere gasförmige Verluste im Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung, die rund 28.000 Mg N betragen. Wesentlich bedeutender ist das vorstehend beschriebene Einsparpotential von N-Mineraldünger in Höhe von rund -78.700 Mg N (entsprechend 4,6 % der 2016 abgesetzten N-Mineraldüngermenge). Infolge des zusätzlich pflanzenverfügbaren Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern (aufgrund der erheblich verminderten Ausbringungsverluste) und der um 29 % verminderten NH_y-Immissionen (entsprechend rund -42.000 Mg N) wird für Deutschland insgesamt eine Minderung des N-Flächenbilanzsaldos von -81.300 Mg N entsprechend -4,9 kg N ha⁻¹ LF berechnet.

Emissionsminderung durch Reduzierung der gasförmigen NH₃-Verluste bedeutet die Verlagerung von „Überschuss-Stickstoff“ von der Luft in den Boden. Da das höhere N-

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Angebot im Boden nicht in voller Höhe, sondern im Ansatz der N-Bilanzierung nur zu 60 % auf den N-Bedarf der Pflanzen angerechnet wird, steigt dadurch das Nitrat-Auswaschungspotenzial. Bezogen auf Deutschland insgesamt würde durch die Umsetzung der Maßnahmen des „Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018, BMU 2018a) das Nitrat-Auswaschungspotenzial um rund 73.000 Mg N (entsprechend 4,4 kg N ha⁻¹ LF) erhöht – ein klassisches Beispiel von „pollution swapping“. Die regionale Verteilung der Änderung des Nitrat-Auswaschungspotenzials (Abbildung 4-6, rechte Karte) und Abbildung 4-8 ist daher m. o. w. invers zur Abnahme des N-Flächenbilanzüberschuss. Zusätzlich zu den Kreisen mit hohem Rinderbesatz sind allerdings auch die daran angrenzenden Ackerbauregionen durch einen überdurchschnittlichen Anstieg des Nitrat-Auswaschungspotenzial gekennzeichnet. Das betrifft diejenigen Kreise, die die Überschuss-Gülle aus den viehstarken Regionen aufnehmen.

Abbildung/Figure 4-6: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (linke Karte) und des Nitrat-Auswaschungspotenzials (rechte Karte) bei Umsetzung der Ammoniakminderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms“ (Stand 12.12.2018), bezogen auf Referenzjahr 2016



Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Szenario 2030

Die Thünen-Baseline-Projektion (Offermann et al. 2018) beschreibt die für die nächsten zehn Jahre erwarteten durchschnittlichen Entwicklungen für den deutschen Agrarsektor

unter den gegebenen (agrar-)politischen Rahmenbedingungen und mit Annahmen zur Entwicklung exogener Einflussfaktoren. In Tabelle 4-3 ist zusammengefasst dargestellt, wie die Ergebnisse der Thünen-Baseline-Projektion für das Jahr 2027 in das hier verwendete Mengengerüst der N-Bilanzierung für das Jahr 2030 umgesetzt wurden. Für die Jahre 2016 stehen die Aktivitätsdaten auf nationaler Ebene nach Haenel et al. (2018) und für 2020 nach Offermann et al. (2018) zur Verfügung. Für das Jahr 2027 wurden die Angaben aus einer Datenbank des Umweltbundesamts übernommen, in der die Aktivitätsdaten nach der Methodik von Offermann et al. (2018) projiziert wurden. Die Aktivitätsdaten wurden für das Jahr 2030 extrapoliert, indem jeweils an die drei Werte (2016, 2020 und 2027) ein Polynom zweiten Grades angepasst und dann der Wert für 2030 damit berechnet wurde. Anschließend wurden die Minderungsmaßnahmen auf dieses für 2030 projizierte Mengengerüst angewandt. Die Thünen-Baseline-Projektion umfasst auch den Mineraldüngerabsatz, das heißt die im Kapitel 4.6.1 (Häußermann et al. 2019a) angenommene Minderung des Mineraldüngerabsatzes aufgrund höherer pflanzenbaulicher Verfügbarkeit von Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern wurde im Szenario 2030 nicht eingerechnet.

Die Thünen-Baseline-Projektion enthält eine Reihe von Unsicherheiten unter anderem bezüglich der Entwicklung des Einsatzes von N-Düngern, möglichen regionalen Verlagerungseffekten bei der Wirtschaftsdüngerausbringung durch die novellierte Düngerverordnung, der Entwicklung des Anteils von BVT-Betrieben, dem Anteil der Betriebe mit Ausnahmeregelungen u. a. m. Diese Unsicherheiten sind bei der Interpretation der Ergebnisse dieses Szenarios zu berücksichtigen. Die Projektionen der Thünen-Baseline werden für die Tierbestände spezifisch für die Tierkategorien des RMD (Haenel et al. 2018) für Deutschland insgesamt vorgenommen. Dennoch können sich regionale Unterschiede in der Projektion 2030 aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der Tierbestände ergeben.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Tabelle/Table 4-3: Änderung des Mengengerüsts und wichtiger Koeffizienten in der Projektion 2030 gegenüber 2016 (Auswahl wichtiger Variablen)

	2016	Projektion 2030	Änderung
Tierbestände (in 1000 Stück)			
Großvieheinheiten insgesamt (GVE)	12.954	12.825	-1,0 %
Rinder	12.354	12.029	-2,6 %
Schweine	27.978	25.663	-8,3 %
Schafe	1.834	1.617	-11,8 %
Legehennen	51.936	48.284	-7,0 %
übrige Großvieheinheiten (GVE)	861	925	7,4 %
Mineraldüngerabsatz (in 1000 Mg N)			
	1.710	1.745	2,0 %
Anbauflächen (in 1000 ha)			
Landwirtschaftlich genutzte Flächen	16.659	16.540	-0,7 %
Ackerland	11.763	11.573	-1,6 %
Getreide insgesamt	6.325	6.437	1,8 %
Dauergrünland	4.694	4.642	-1,1 %
Winterweizen	3.202	3.269	2,1 %
Roggen	571	629	10,2 %
Gerste	1.605	1.542	-3,9 %
Silomais	2.137	1.944	-9,0 %
Zuckerrüben	334	343	2,7 %
Winterraps	1.323	1.294	-2,2 %
Erträge (in dt FM ha⁻¹)			
Winterweizen	76,9	86,3	12,1 %
Roggen	55,6	59,3	6,7 %
Wintergerste	70,7	76,6	8,3 %
Sommergerste	52,4	56,6	8,0 %
Silomais	430,8	455,2	5,7 %
Zuckerrüben	762,3	813,0	6,7 %
Winterraps	34,6	42,6	23,1 %
Dauergrünland, dt Heuwert · ha ⁻¹	80,4	85,7	6,6 %
Biogaserzeugung			
Eingespeiste elektrische Arbeit (in TWh)	32,2	29,0	-9,9 %
Wirtschaftsdüngervergärung (in 1000 Mg N)	227	205	-9,7 %
Energiepflanzenvergärung (in 1000 Mg N)	320	276	-13,8 %
Spezifische N-Gehalte der Ernteprodukte (in kg N Gg⁻¹ FM Haupternteprodukt)			
Winterweizen	12,6	12,9	2,2 %
Roggen	13,6	14,2	4,4 %

Zusammengefasst wird eine Abnahme der Anbauflächen insgesamt gerechnet. Insbesondere werden, einhergehend mit einem Rückgang des Bedarfs pflanzlicher Gärsubstrate, ein Rückgang der Silomaisanbaufläche und eine Verschiebung hin zum Getreideanbau erwartet. Für alle wichtigen Kulturen werden höhere Erträge als 2016 projiziert, die 2030 im Mittel aller Kulturen etwa 10 % über den Erträgen des Jahres 2016 liegen. Bei den Tierbeständen insgesamt wird ein Rückgang um etwa 1 % projiziert, jedoch mit deutlichen Unterschieden zwischen einzelnen Tierarten.

Für die Biogaserzeugung wird ein Rückgang der installierten elektrischen Leistung um rund 10 % bei gleichzeitiger Steigerung der Wirkungsgrade der Biogas-Blockheizkraftwerke um 0,5 % p. a. angenommen. Aufgrund der Restriktionen beim Einsatz von Silomais für die Biogaserzeugung wird eine Verschiebung hin zu mehr Wirtschaftsdüngereinsatz erwartet, d. h. der Einsatz von Energiepflanzen für die Biogaserzeugung geht mit rund -14 % stärker zurück als der Einsatz von Wirtschaftsdüngern mit rund -10 %.

Auf Grundlage des für 2030 projizierten Mengengerüsts ergibt sich eine Abnahme des N-Flächenbilanzüberschusses von $-11,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ (Tabelle 4-4). Die bestimmenden Faktoren für diese Abnahme sind die projizierten Änderungen des Mengengerüsts und der Koeffizienten für 2030, hierbei insbesondere die höheren Ernteabfuhrer aufgrund deutlich höherer Erträge von Futterpflanzen und pflanzlichen Markprodukten.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Tabelle/Table 4-4: Änderung der Bilanzgrößen der N-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland bei Umsetzung des Maßnahmenpakets zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie im Jahr 2030 gegenüber 2016

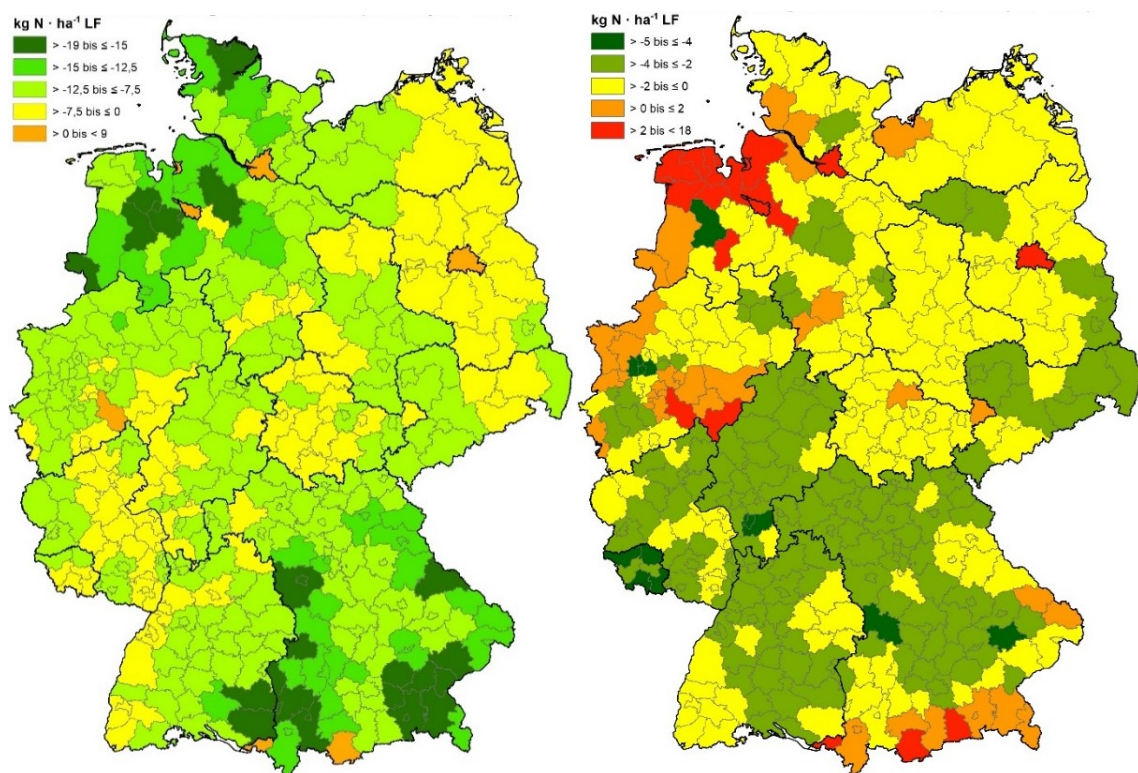
Bilanzgröße	2016	2030	Δ 2030 zu 2016
Zufuhr (Input) Summe	221,8	221,7	-0,1
Mineraldünger	102,7	105,5	2,8
Wirtschaftsdünger (innerbetriebliche Erzeugung)	51,5	54,3	2,9
Wirtschaftsdünger aus grenzüberschreitenden Importen	0,9	0,9	±0
Gärreste	34,4	31,2	-3,2
Kompost, Klärschlamm, Tiermehl (SeRo-Dünger)	3,1	3,3	0,2
Legume Stickstoff-Bindung (N-Fixierung)	12,8	12,5	-0,3
Saat- und Pflanzgut	1,3	1,3	±0
Einstreu in die Tierhaltung	2,1	2,1	±0
Atmosphärische NO _x -Deposition auf Landwirtschaftsflächen	3,8	3,8	±0
Atmosphärische NH _y -Deposition auf Landwirtschaftsflächen	9,2	6,7	-2,5
Abfuhr (Output) Summe	148,0	158,9	+10,9
Ernteabfuhr pflanzliche Marktprodukte	64,7	74,0	9,3
Ernteabfuhr Futtermittel und Stroh f. Einstreu (innerbetriebliche Verwendung)	58,8	64,3	5,5
Ernteabfuhr Energiepflanzen	19,2	16,7	-2,5
NH ₃ -Emissionen aus der Ausbringung von Düngern, die wieder als Deposition auf Landwirtschaftsflächen gelangen ^a	5,3	3,8	-1,5
Bilanzsaldo (N-Überschuss)	73,8	62,8	-11,0

^a S. Kapitel Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. bzw. Fußnote zu Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..

Der Einfluss der Maßnahmen zur Umsetzung der NEC-Richtlinie ist dadurch, dass diese Maßnahmen im Wesentlichen bei den Ausbringverfahren greifen und das Minderungspotenzial des Mineraldüngereinsatzes nicht eingerechnet wird, von geringerer Bedeutung, sie sind teilweise auch gegenläufig (sie haben jedoch einen deutlichen Einfluss auf die Änderung des N-Auswaschungspotenzials). Die Maßnahmen zur Verminderung der Lagerungsverluste führen zu einer höheren Zufuhr aus der innerbetrieblichen Erzeugung von Wirtschaftsdüngern, wodurch der Einfluss der Abnahme der Tierbestände überkompensiert wird. Zudem führt das Maßnahmenpaket insgesamt zu geringeren NH_y-Immissionen, mithin zu einer Abnahme der NH_y-Immissionen um 29 % (entsprechend ca. -2,5 kg N ha⁻¹ LF).

Das regionale Verteilungsmuster der Änderungen des N-Flächenbilanzüberschusses als auch des N-Auswaschungspotenzials unterscheiden sich nicht wesentlich von der Umsetzung des Maßnahmenpakets auf Basis des Mengengerüsts im Jahr 2016, die Einflussfaktoren bleiben die selben (Abbildung 4-7). Bedingt durch die Änderungen des Mengengerüsts und der Koeffizienten im Jahr 2030 gegenüber 2016 ändert sich das Niveau der Änderungen, sodass der N-Flächenbilanzüberschuss in den meisten Kreisen deutlich stärker abnimmt und das N-Auswaschungspotenzial in den meisten Kreisen nicht zunimmt, sondern ebenfalls abnimmt.

Abbildung/Figure 4-7: Änderung des N-Flächenbilanzüberschusses (linke Karte) und des Nitrat-Auswaschungspotenzials (rechte Karte) bei Umsetzung der Ammoniakminderungsmaßnahmen gemäß „Entwurf des Nationalen Luftreinhaltprogramms“ (Stand 12.12.2018), Szenario für Jahr 2030



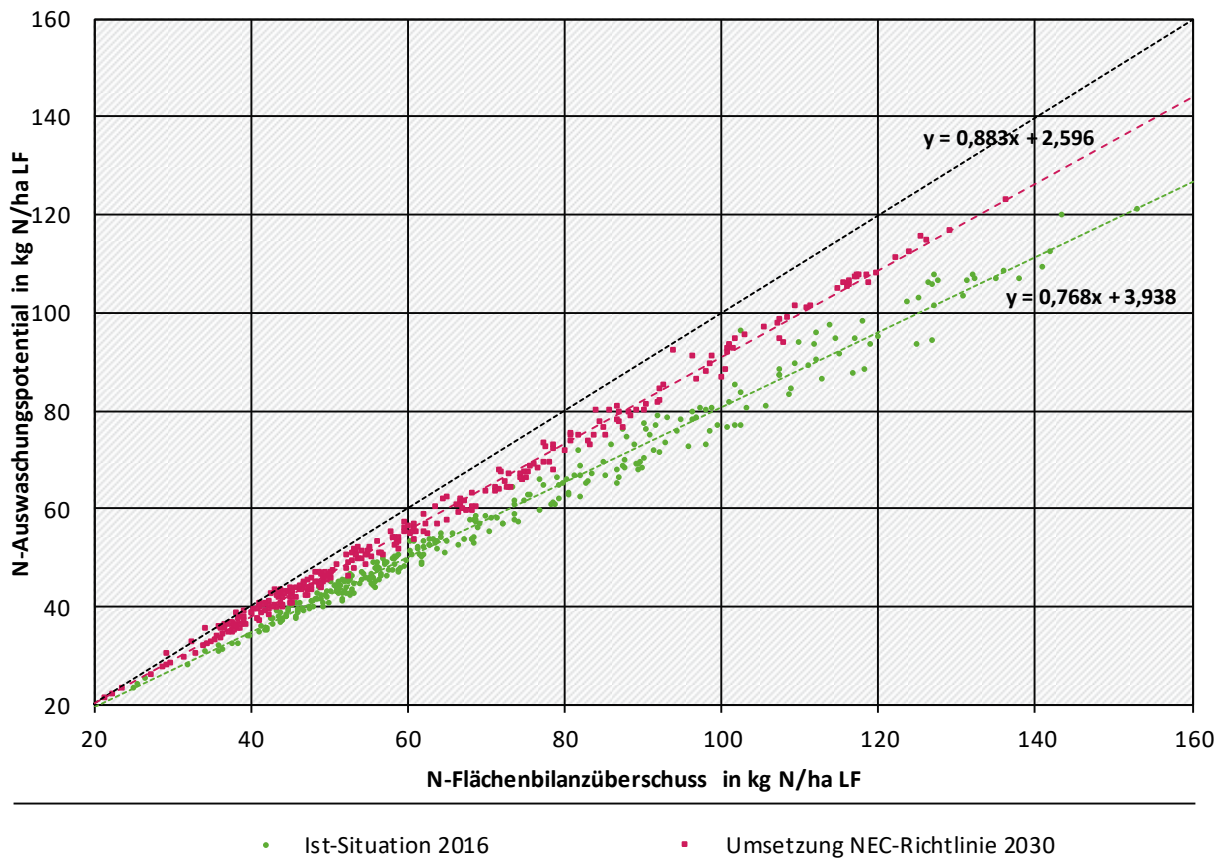
Quelle: eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Die höchsten Abnahmen des N-Flächenbilanzüberschusses treten in mit -19,0, -18,1 und -18,7 kg N ha⁻¹ LF in den Kreisen Unterallgäu, Cloppenburg und Ostallgäu auf, die höchsten Zunahmen mit +7,5, +3,2 und +2,6 kg N ha⁻¹ LF in den Kreisen Oberbergischer Kreis, Garmisch-Partenkirchen und Lindau (Bodensee). Die Kreise mit den höchsten Zunahmen des N-Flächenbilanzüberschusses korrespondieren zwar mit den Kreisen mit der höchsten Zunahme des N-Auswaschungspotenzials (dies sind mit +8,3, +4,3 und +3,4 kg N ha⁻¹ LF ebenfalls die Kreise Oberbergischer Kreis, Lindau (Bodensee) und Garmisch-Partenkirchen), jedoch nicht mit den Kreisen mit den höchsten Abnahmen des N-

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Auswaschungspotenzials (dies sind mit -5,8, -4,5 und -4,4 kg N ha⁻¹ LF der Saarpfalz-Kreis, der Stadtverband Saarbrücken und der Kreis Merzig-Wadern). Die verbleibenden Änderungen im Verteilungsmuster ergeben sich im Wesentlichen aus den Änderungen der Tierarten- und Kulturarten-Zusammensetzung, die sich aus der Projektion für 2030 ergeben.

Abbildung/Figure 4-8: Abhängigkeit des N-Auswaschungspotenzials vom N-Flächenbilanzüberschuss in den Kreisregionen in der Ist-Situation 2016 und bei Umsetzung des Maßnahmen-pakets zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie im Jahr 2030



Quelle: eigene Darstellung.

5 Literaturverzeichnis

50Hertz Transmission GmbH (Hg.) (verschiedene Jahrgänge): Veröffentlichung von EEG-Daten. Online verfügbar unter <http://www.50hertz.com/de/EEG/Veroeffentli-chung-EEG-Daten>.

Amprion GmbH (Hg.) (verschiedene Jahrgänge): Aktuelle EEG-Anlagendaten. Online verfügbar unter <http://www.amprion.net/eeg-anlagenstammdaten-aktuell>.

Andreae, H.; Eickenscheidt, N.; Evers, J.; Grüneberg, E.; Ziche, D.; Ahrends, B.; Höhle, J.; Nagel, H.-D.; Wellbrock, N. (2016): Stickstoffstatus und dessen zeitliche Veränderung in Waldböden. In: Nicole Wellbrock, Andreas Bolte und Heinz Flessa (Hg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Braunschweig (Thünen Report, 43), S. 135–180.

Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (AGEB) (Hg.) (2017): Evaluation Tables on the Energy Balance 1990 to 2016. Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (AGEB). Berlin.

Bach, M. (2020): Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland - Ist das Messnetz schuld? In: *WasserWirtschaft* 6, S. 12–17, zuletzt geprüft am 24.06.2020.

Bach, M.; Frede, H.-G. (2005): Assessment of Agricultural Nitrogen Balances for Municipalities - Example Baden-Wuerttemberg (Germany). European Water Association. Online verfügbar unter https://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=2ahUKewi_zdHV-fvkAhXEIfwKHbl6BPoQFjACegQIABAC&url=http%3A%2F%2Fforum.eionet.europa.eu%2Fnc-eionet-freshwater%2Flibrary%2Fother-workshops%2Fagri-water_meeting%2Fmunicipalitiespdf%2Fdownload%2Fen%2F1%2FPaper_Bach_Frede_N_Balance_s_Municipalities.pdf&usq=AOVvaw0Gpozur2rWG5Wm41kqhHhi, zuletzt geprüft am 01.10.2019.

Bach, M.; Godlinski, F.; Greef, J.-M. (2011): Handbuch Berechnung der Stickstoff -Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland Jahre 1990 - 2008. Hg. v. Julius-Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI), Berichte aus dem Julius-Kühn-Institut 159. Braunschweig, 36 S.

Bach, M.; Häußermann, U.; Klement, L.; Knoll, L.; Breuer, L.; Weber, T.; Fuchs, S.; Heldstab, J.; Reutimann, J.; Schäppi, B. (2020a): Reactive nitrogen flows in Germany 2010 - 2014 (DESTINO Report 2). Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 65/2020. Dessau-Roßlau, 152 S.

Bach, M.; Häußermann, U.; Klement, L.; Knoll, L.; Breuer, L.; Weber, T.; Fuchs, S.; Heldstab, J.; Reutimann, J.; Schäppi, B. (2020b): Reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland 2010 - 2014 (DESTINO Bericht 2). Abschlussbericht. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 64/2020. Dessau-Roßlau, 166 S.

Bach, M.; Klement, L. (2015): Wirkung von ausgewählten Maßnahmen auf die Verminderung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz 2009-2011. Studie i.A. des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung. Hg. v. Karlsruher Institut für Technologie (KIT). Karlsruhe.

Bach, M.; Klement, L.; Häußermann, U. (2016): Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung von Nitratreinträgen in die Gewässer auf Basis regionalisierter Stickstoff-Überschüsse. Teil I: Beitrag zur Entwicklung einer ressortübergreifenden Stickstoffstrategie. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Universität Gießen - Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, UBA-Texte 55/2016. Dessau-Roßlau, 51 S.

Bai, Z.; Fan, X.; Jin, X.; Zhao, Z.; Wu, Y.; Oenema, O.; Velthof, G.; Hu, C.; Ma, L. (2022): Relocate 10 billion livestock to reduce harmful nitrogen pollution exposure for 90% of China's population. In: *Nat Food* 3 2, S. 152–160. DOI: 10.1038/s43016-021-00453-z.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Baltzer, F.; Schulz, D. (2015): Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft. Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau, 32 S.

Beisecker, R.; Evers, J. (2012): Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus Wald und naturnahen Nutzungen. Hg. v. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Kassel, Göttingen, 132 S.

Berntsen, J.; Olesen, J. E.; Petersen, B. M.; Hansen, E. M. (2006): Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. In: *European Journal of Agronomy* 25 4, S. 383–390, zuletzt geprüft am 01.08.2013.

Bouraoui, F.; Grizzetti, B. (2014): Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture. In: *The Science of the total environment* 468-469, S. 1267–1277. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.066.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hg.) (2016): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL): Landwirtschaftsverlag. Bonn, Münster-Hiltrup.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2019): Statistischer Monatsbericht des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Ernährung, Kapitel A. Landwirtschaft. Tabellen zu Nährstoffbilanzen und Düngemittel. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Online verfügbar unter <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-des-bmel-kapitel-a-landwirtschaft/>.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hg.) (2020): Flächenbilanz, Stallbilanz und Nährstoffbilanz insgesamt der Landwirtschaft in Deutschland 1992-2018. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Online verfügbar unter <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-des-bmel-kapitel-a-landwirtschaft/>, zuletzt geprüft am 16.04.2021.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hg.) (2023a): Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2020 - Gesamtbilanz in kg N/ha. Tabelle MBT-0111260-0000. Online verfügbar unter https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-des-bmel-kapitel-a-landwirtschaft.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hg.) (2023b): Statistik und Berichte des BMEL. Online verfügbar unter <https://www.bmel-statistik.de/inhalt>, zuletzt geprüft am 21.03.2023.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (Hg.) (2018a): Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms. gemäß Art. 6 und Art. 10 der Richtlinie (EU) 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe sowie gemäß §§ 4 und 16 der 43. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe). Bonn, 157 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (Hg.) (2018b): Entwurf einer Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). Entwurf. Berlin, 508 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB); Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hg.) (2020): Nitratbericht 2020. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

sowie Ernährung und Landwirtschaft. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU); Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Bonn.

Cameira, M. R.; Rolim, J.; Valente, F.; Faro, A.; Dragosits, U.; Cordovil, C. M. (2019): Spatial distribution and uncertainties of nitrogen budgets for agriculture in the Tagus river basin in Portugal – Implications for effectiveness of mitigation measures. In: *Land Use Policy* 84, S. 278–293. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.02.028.

Campling, P.; Terres, J. M.; Vande Walle, S.; Orshoven, J. van; Crouzet, P. (2005): Estimation of nitrogen balances from agriculture for EU-15. Spatialisation of estimates to river basins using the CORINE Land Cover. In: *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30 1-3, S. 25–34. DOI: 10.1016/j.pce.2004.08.014.

Cleveland, C. C.; Townsend, A. R.; Schimel, D. S.; Fisher, H.; Howarth, R. W.; Hedin, L. O.; Perakis, S. S.; Latty, E. F.; Fischer, J. C. von; Elseroad, A.; Wasson, M. F. (1999): Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N₂) fixation in natural ecosystems. In: *Global Biogeochemical Cycles* 13 2, S. 623–645.

Commission of the European Communities (COM) (2006): Development of agri-environmental indicators for monitoring the integration of environmental concerns into the common agricultural policy. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. COM(2006) 508 final. Hg. v. Commission of the European Communities (COM). Europäische Kommission. Brüssel. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0508:FIN:EN:PDF>, zuletzt aktualisiert am 2006, zuletzt geprüft am 01.10.2019.

Conant, R. T.; Berdanier, A. B.; Grace, P. R. (2013): Patterns and trends in nitrogen use and nitrogen recovery efficiency in world agriculture. In: *Global Biogeochem. Cycles* 27 2, S. 558–566. DOI: 10.1002/gbc.20053.

Constantin, J.; Mary, B.; Laurent, F.; Aubrion, G.; Fontaine, A.; Kerveillant, P.; Beaudoin, N. (2010): Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135 4, S. 268–278. DOI: 10.1016/j.agee.2009.10.005.

Cui, S.; Shi, Y.; Groffman, P. M.; Schlesinger, W. H.; Zhu, Y.-G. (2013): Centennial-scale analysis of the creation and fate of reactive nitrogen in China (1910–2010). In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 6, S. 2052–2057. DOI: 10.1073/pnas.1221638110.

Deutsche Energie-Agentur (dena) GmbH (Hg.) (2019): Biogaspartner Einspeiseatlas Deutschland. Stand März 2019. Online verfügbar unter http://www.biogas-partner.de/fileadmin/Biogaspartner/Dokumente/Einspeiseatlas/Biogaspartner_Einspeiseatlas_Deutschland_2019.xlsx, zuletzt aktualisiert am 28.04.2019.

Doering III, O. C.; Galloway, J. N.; Theis, T. L.; Swackhamer, D. L. (2011): Reactive Nitrogen in the United States: An Analysis of Inputs, Flows, Consequences, and Management Options. A report of the EPA science advisory board. Hg. v. United States Environmental Protection Agency (EPA). Washington D. C.

Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; Rößler, R.; Vandr , R.; Wulf, S. (2011): UN ECE-Luftreinhaltekonvention – Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 79/2011. Dessau-Roßlau, 45 S.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Domene, L. A.; Ayres, R. U. (2001): Nitrogen's role in industrial systems. In: *Journal of Industrial Ecology* 5 1, S. 77–103.

Eriksson, H.; Pastuszak, M.; Löfgren, S.; Mörtz, C.-M.; Humborg, C. (2007): Nitrogen budgets of the Polish agriculture 1960–2000: implications for riverine nitrogen loads to the Baltic Sea from transitional countries. In: *Biogeochemistry* 85 2, S. 153–168. DOI: 10.1007/s10533-007-9126-y.

Erisman, J. W.; Sutton, M. A.; Galloway, J. N.; Klimont, Z.; Winiwarter, W. (2008): How a century of ammonia synthesis changed the world. In: *Nature Geosci* 1 10, S. 636–639. DOI: 10.1038/ngeo325.

European Environment Agency (EEA) (2005): Agriculture and environment in EU-15 - the IRENA indicator report. Hg. v. European Environment Agency (EEA), EEA report 6/2005. Kopenhagen, 128 S.

European Environment Agency (EEA); European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories, EEA Technical Report. Luxemburg.

Eurostat (Hg.) (2020): Gross nutrient balance [aei_pr_gnb]. Online verfügbar unter https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=aei_pr_gnb&lang=en.

Fleck, S.; Eickenscheidt, N.; Ahrends, B.; Evers, J.; Grüneberg, E.; Ziche, D.; Höhle, J.; Schmitz, A.; Weis, W.; Schmidt-Walter, P.; Andreae, H.; Wellbrock, N. (2019): Nitrogen status and dynamics in German forest soils. In: Nicole Wellbrock und Andreas Bolte (Hg.): Status and Dynamics of Forests in Germany. Results of the National Forest Monitoring. 1st ed. 2019. Cham: Springer International Publishing; Imprint: Springer (Ecological Studies, Analysis and Synthesis), S. 123–166.

Flessa, H.; Müller, D.; Plassmann, K.; Osterburg, B.; Techen, A.-K.; Nitsch, H.; Nieberg, H.; Sanders, J.; Meyer zu Hartlage, O.; Beckmann, E.; Anspach, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor, Landbauforschung : Sonderheft 361. Braunschweig, 437 S.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (Hg.) (2018): Landwirtschaftszählung 2010 und Agrarstrukturerhebung 2016. eigene Berechnungen.

Fowler, D.; Coyle, M.; Skiba, U.; Sutton, M. A.; Cape, J. N.; Reis, S.; Sheppard, L. J.; Jenkins, A.; Grizzetti, B.; Galloway, J. N.; Vitousek, P. M.; Leach, A.; Bouwman, A. F.; Butterbach-Bahl, K.; Dentener, F.; Stevenson, D.; Amann, M.; Voß, M. (2013a): The global nitrogen cycle in the twenty-first century. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 1621, S. 20130164. DOI: 10.1098/rstb.2013.0164.

Fowler, D.; Coyle, M.; Skiba, U.; Sutton, M. A.; Cape, J. N.; Reis, S.; Sheppard, L. J.; Jenkins, A.; Grizzetti, B.; Galloway, J. N.; Vitousek, P. M.; Leach, A.; Bouwman, A. F.; Butterbach-Bahl, K.; Dentener, F.; Stevenson, D.; Amann, M.; Voss, M. (2013b): The global nitrogen cycle in the twenty-first century. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 1621, S. 20130164. DOI: 10.1098/rstb.2013.0164.

Fuchs, S.; Kaiser, M.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S.; Wagner, A.; Wander, R.; Weber, T.; Ziegler, S. (2017a): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies: An Open-Source River Basin Management System. In: *Water* 9 4, S. 239. DOI: 10.3390/w9040239.

Fuchs, S.; Weber, T.; Wander, R.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Reid, L.; Bach, M.; Klement, L.; Hillenbrand, T.; Tettenborn, F. (2017b): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 05/2017. Dessau-Roßlau, 359 S.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

- Galloway, J. N.; Aber, J. D.; Erisman, J. W.; Seitzinger, S. P.; Howarth, R. W.; Cowling, E. B.; Cosby, J. (2003): The nitrogen cascade. In: *BioScience* 53 4, 341-356, zuletzt geprüft am 01.10.2019.
- Galloway, J. N.; Townsend, A. R.; Erisman, J. W.; Bekunda, M.; Cai, Z.; Freney, J. R.; Martinelli, L. A.; Seitzinger, S. P.; Sutton, M. A. (2008): Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. In: *Science* 320, S. 889–892.
- Gamer, W.; Bahrs, E. (2010): Bilanzen von potenziell umweltbelastenden Nährstoffen (N, P, K und S) der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Ergebnistabellen. Hg. v. Universität Hohenheim - Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre. Stuttgart-Hohenheim, 173 S.
- Gerichtshof der Europäischen Union (EuGH), Urteil vom 21.06.2018, Aktenzeichen Rechtssache C-543/16. In: *ABl. C* 6.
- Geupel, M.; Frommer, J. (2014): Reactive nitrogen in Germany. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau, 56 S.
- Geupel, M.; Heldstab, J.; Schäppi, B.; Reutimann, J.; Bach, M.; Häußermann, U.; Knoll, L.; Klement, L.; Breuer, L. (2021): A national nitrogen target for Germany. In: *Sustainability* 13 1121 // 3, S. 1–18. DOI: 10.3390/su13031121.
- Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Aloe, A. (2007): Spatialised European Nutrient Balance: Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 98 S.
- Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Billen, G.; Grinsven, H.; Cardoso, A. C.; Thieu, V.; Garnier, J.; Curtis, C.; Howarth, R. W.; Johnes, P. (2011): Nitrogen as a threat to European water quality. In: Mark A. Sutton (Hg.): The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives. 1. publ. Cambridge u.a.: Cambridge Univ. Press, S. 379–404, zuletzt geprüft am 18.06.2020.
- Gu, B.; Chang, J.; Min, Y.; Ge, Y.; Zhu, Q.; Galloway, J. N.; Peng, C. (2013): The role of industrial nitrogen in the global nitrogen biogeochemical cycle. In: *Scientific reports* 3, S. 2579. DOI: 10.1038/srep02579.
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Schraml, M.; Tucher, S. von; Schmidhalter, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (Hg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL/vTI-Tagung vom 8. - 10. Dezember 2010 im Bildungszentrum Kloster Banz in Bad Staffelstein. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (KTBL-Schrift, 483), S. 31–49.
- Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B. et al. (2018): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2016. Report on methods and data (RMD) submission 2018 = Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2016 ; Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2018: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 57. Braunschweig, 1428 S.
- Hansen, B.; Thorling, L.; Dalgaard, T.; Erlandsen, M. (2011): Trend reversal of nitrate in Danish groundwater--a reflection of agricultural practices and nitrogen surpluses since 1950. In: *Environmental science & technology* 45 1, S. 228–234. DOI: 10.1021/es102334u.
- Häußermann, U.; Bach, M.; Breuer, L.; Döhler, H. (2020a): Potenziale zur Minderung der Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft. Berechnung der Minderungspotenziale von Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft zur Reduktion der nationalen Ammoniakemissionen und Entwicklung von Szenarien zur Einhaltung der Reduktionsverpflichtungen der neuen NEC-

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Richtlinie (EU) 2284/2016. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), Texte 221/2020. Dessau-Roßlau, 135 S.

Häußermann, U.; Bach, M.; Fuchs, S.; Geupel, M.; Heldstab, J.; Klement, L.; Knoll, L.; Reutimann, J.; Schächli, B.; Weber, T.; Breuer, L. (2021): National nitrogen budget for Germany. Supplementary Material. In: *Environ. Res. Commun.* 3 9, S. 95004. DOI: 10.1088/2515-7620/ac23e5.

Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019a): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise - Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 131/2019. Dessau-Roßlau, 167 S.

Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019b): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise - Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 131/2019. Dessau-Roßlau, 167 S.

Häußermann, U.; Klement, L.; Breuer, L.; Ullrich, A.; Wechsung, G.; Bach, M. (2020b): Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017. In: *Environ Sci Eur* 32 1, S. 341. DOI: 10.1186/s12302-020-00382-x.

Heffer, P.; Prud'homme, M. (2016): Global nitrogen fertiliser demand and supply: trends, current level and outlook. In: International Nitrogen Initiative (INI) (Hg.): Proceedings of the 2016 International Nitrogen Initiative Conference, "Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world". Melbourne, S. 1–11.

Heldstab, J.; Reutimann, J.; Biedermann, R. (2014): Stickstoffflüsse in der Schweiz 2020. In: *Aqua & Gas* 10, S. 76–86.

Heldstab, J.; Schächli, B.; Reutimann, J.; Bach, M.; Häußermann, U.; Knoll, L.; Klement, L.; Breuer, L.; Fuchs, S.; Weber, T. (2020a): Integrated nitrogen indicator, national nitrogen target and the current situation in Germany (DESTINO Report 1). Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), Texte 97/2020. Dessau-Roßlau, 124 S.

Heldstab, J.; Schächli, B.; Reutimann, J.; Bach, M.; Häußermann, U.; Knoll, L.; Klement, L.; Breuer, L.; Fuchs, S.; Weber, T. (2020b): Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stickstoffziel und IST-Zustand (DESTINO Teilbericht 1). Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), Texte 96/2020. Dessau-Roßlau, 124 S.

Hoff, H.; Keppner, B.; Kahlenborn, W. (2017): Die planetare Stickstoff Leitplanke als Bezugspunkt einer nationalen Stickstoffstrategie. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), Texte 75/2017. Dessau-Roßlau, 39 S.

Houlton, B. Z.; Boyer, E.; Finzi, A.; Galloway, J. N.; Leach, A.; Liptzin, D.; Melillo, J.; Rosenstock, T. S.; Sobota, D.; Townsend, A. R. (2013): Intentional versus unintentional nitrogen use in the United States: trends, efficiency and implications. In: *Biogeochemistry* 114 1-3, S. 11–23. DOI: 10.1007/s10533-012-9801-5.

Howarth, R. W.; Swaney, D.; Billen, G.; Garnier, J.; Hong, B.; Humborg, C.; Johnes, P.; Mörth, C.-M.; Marino, R. (2012): Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 10 1, S. 37–43. DOI: 10.1890/100178.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (Hg.) (2006): IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). Losebl.-Ausg. IGES. Hayama.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

International Fertilizer Association (IFA) (Hg.) (2022): Databases and Charts - 2.1 Regional Overview by Product. Regional production, trade (Import&Exports), home deliveries & apparent consumption for a given product. Ammonia production in 2021. Online verfügbar unter https://www.ifastat.org/databases/graph/2_1, zuletzt aktualisiert am 29.03.2023.

Jacobs, A.; Flessa, H.; Don, A.; Heidkamp, A.; Prietz, R.; Dechow, R.; Gensior, A.; Peoplau, C.; Riggers, C.; Schneider, F.; Tiemeyer, B.; Vos, C.; Wittnebel, M.; Müller, T.; Säurich, A.; Fahrion-Nitschke, A.; Gebbert, S.; Hopfstock, R.; Jaconi, A.; Kolata, H.; Lorbeer, M.; Schröder, J.; Laggner, A.; Weiser, C.; Freibauer, A. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Hg. v. Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen-Institut), Thünen Report 64. Braunschweig.

Janzen, H. H.; Beauchemin, K. A.; Bruinsma, Y.; Campbell, C. A.; Desjardins, R. L.; Ellert, B. H.; Smith, E. G. (2003): The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. In: *Nutr Cycl Agroecosyst* 67, S. 85–102.

Jörß, W.; Emele, L.; Scheffler, M.; Cook, V.; Handke, V.; Theloke, J.; Thiruchittampalam, B.; Dünnebeil, F.; Knörr, W.; Heidt, C.; Jozwicka, M.; Kuenen, J. J. P.; Denier van der Gon, H. A. C.; Visschedijk, A. J. H.; Gijlswijk van, R. N.; Osterburg, B.; Laggner, B.; Stern, R. (2014): Luftqualität 2020/2030: Weiterentwicklung von Prognosen für Luftschadstoffe unter Berücksichtigung von Klimastrategien. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 35. Dessau-Roßlau, 378 S.

Kern, M.; Raussen, T. (2011): Biogas-Atlas 2011/12. Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland. 1. Auflage: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH. Witzenhausen, 283 S.

Kern, M.; Raussen, T. (2014): Biogas-Atlas 2014/15. Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland und Europa. Aktualisierte und erweiterte Neuauflage. 2. Auflage: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH. Witzenhausen.

Klages, S.; Heidecke, C.; Osterburg, B.; Bailey, J.; Calciu, I.; Casey, C.; Dalgaard, T.; Frick, H.; Glavan, M.; D’Haene, K.; Hofman, G.; Leitão, I.; Surdyk, N.; Verloop, K.; Velthof, G. (2020): Nitrogen Surplus—A Unified Indicator for Water Pollution in Europe? In: *Water* 12 4, S. 1197. DOI: 10.3390/w12041197.

Knoll, L.; Bach, M.; Häußermann, U.; Breuer, L.; Morling, K.; Fuchs, S.; Weber, T. (2020a): Stickstoffreduktion in der ungesättigten Zone und im Grundwasser - Grundlage für die Modellierung des Stickstoff-Eintrags in Oberflächengewässer. Abschlussbericht. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), Texte (eingereicht). Dessau-Roßlau.

Knoll, L.; Häußermann, U.; Breuer, L.; Bach, M. (2020b): Spatial distribution of integrated nitrate reduction across the unsaturated zone and the groundwater body in Germany. In: *Water* 12 9, S. 2546.

Knoll, L.; Lutz Breuer; Martin Bach (2019): Large scale prediction of groundwater nitrate concentrations from spatial data using machine learning. In: *Science of The Total Environment* 668, S. 1317–1327. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.045.

Kreins, P.; Gömann, H.; Herrmann, S.; Kunkel, R.; Wendland, F. (2007): Integrated Agricultural and Hydrological Modeling within an Intensive Livestock Region. In: Frank Messner, Irene Ring und Jon David Erickson (Hg.): Ecological economics of sustainable watershed management, Bd. 7. Amsterdam, Oxford: Elsevier JAI (Advances in the Economics of Environmental Resources, v. 7), S. 113–142, zuletzt geprüft am 01.10.2019.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Kreins, P.; Heidecke, C.; Gömann, H.; Hirt, U.; Wendland, F. (2010): Möglichkeiten und Grenzen der Politikanalyse zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - Anwendung eines hydro-ökonomischen Modellverbundes für das Weser Einzugsgebiet. Vortrag anlässlich der 50. Jahrestagung der GEWISOLA "Möglichkeiten und Grenzen der wissenschaftlichen Politikanalyse" Braunschweig, 29.09-01.10.2010. Thünen-Institut für Ländliche Räume (TI-LR). Braunschweig, 13 S.

Kremer, A. M. (2013): Nutrient Budgets. EU-27, Norway, Switzerland. Methodology and Handbook Eurostat/OECD. Luxemburg, 112 S.

Kroeze, C.; Aerts, R.; Breemen, N. van; Dam, D. van; Hoek, K. van der; Hofschreuder, P.; Hoosbeck, M.; Klein, J. de; Kros, H.; Oene, H. van; Oenema, O.; Tietema, A.; Veeren, R. van der; Vries, W. de (2003): Uncertainties in the fate of nitrogen I: An overview of sources of uncertainty illustrated with a Dutch case study. In: *Nutr Cycl Agroecosyst* 66, S. 43–69.

Kuhr, P.; Kunkel, R.; Wendland, F.; Baron, U.; Voigt, H.-J. (2011): Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 14/2011. Dessau-Roßlau, 166 S.

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (2016): Gesonderte Aufbereitung der Daten zum spezifischen Stickstoffeintrag in landwirtschaftliche Biogasanlagen aus den Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht. Darmstadt.

Küstermann, B.; Christen, O.; Hülsbergen, K.-J. (2010): Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135 1-2, S. 70–80. DOI: 10.1016/j.agee.2009.08.014.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LK Niedersachsen) (2019): Nährstoffbericht für Niedersachsen 2017/2018. Hg. v. Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LK Niedersachsen). Oldenburg, 194 S.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LK Nordrhein-Westfalen) (2018): Nährstoffbericht 2017 über Wirtschaftsdünger und andere organische Dünger für Nordrhein-Westfalen. Hg. v. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LK Nordrhein-Westfalen). Münster, 125 S.

Lassaletta, L.; Billen, G.; Romero, E.; Garnier, J.; Aguilera, E. (2014): How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain (1961–2009). In: *Reg Environ Change* 14 2, S. 785–797. DOI: 10.1007/s10113-013-0536-1.

Lassaletta, L.; Romero, E.; Billen, G.; Garnier, J.; García-Gómez, H.; Rovira, J. V. (2012): Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. In: *Biogeosciences* 9 1, S. 57–70. DOI: 10.5194/bg-9-57-2012.

Leip, A.; Achermann, B.; Billen, G.; Bleeker, A.; Bouwman, A. F.; Vries, W. de; Dragosits, U.; Doring, U.; Fernall, D.; Geupel, M.; Herolstab, J.; Johnes, P.; Le Gall, A. C.; Monni, S.; Nevečeřal, R.; Orlandini, L.; Prud'homme, M.; Reuter, H. I.; Simpson, D.; Seufert, G.; Spranger, T.; Sutton, M. A.; Aardenne, J. van; Voss, M.; Winiwarter, W. (2011a): Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Mark A. Sutton (Hg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. 1. publ. Cambridge u.a.: Cambridge Univ. Press, 345–376, zuletzt geprüft am 01.10.2019.

Leip, A.; Britz, W.; Weiss, F.; Vries, W. de (2011b): Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 159 11, S. 3243–3253. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.01.040.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

- Lin, H.-C.; Huber, J. A.; Gerl, G.; Hülsbergen, K.-J. (2016): Nitrogen balances and nitrogen-use efficiency of different organic and conventional farming systems. In: *Nutr Cycl Agroecosyst* 105 1, S. 1–23. DOI: 10.1007/s10705-016-9770-5.
- Luo, Z.; Hu, S.; Chen, D.; Zhu, B. (2018): From Production to Consumption: A Coupled Human-Environmental Nitrogen Flow Analysis in China. In: *Environmental science & technology* 52 4, S. 2025–2035. DOI: 10.1021/acs.est.7b03471.
- Maidl, F.-X.; Sticksel, E.; Valta, R. (1999): Untersuchungen zur verbesserten Gülleverwertung im Maisanbau. 1. Mitteilung: Verwertung von Güllestickstoff durch Silo- und Körnermais bei unterschiedlichen Applikationsverfahren. In: *Pflanzenbauwissenschaften* 3 1, S. 9–16, zuletzt geprüft am 03.03.2021.
- Müller, K.; Häußermann, U.; Bach, M.; Greef, J.-M. (2023): Berechnung der Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Handbuch. 2. überarbeitete Fassung. Hg. v. Julius-Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI). Braunschweig.
- Norwegian Meteorological Institute (Hg.) (2017): Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. Convention on long-range transboundary air pollution - Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe, EMEP report 1/2017, 160 S.
- Oenema, O.; Kros, H.; Vries, W. de (2003): Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. In: *European Journal of Agronomy* 20 1-2, S. 3–16. DOI: 10.1016/S1161-0301(03)00067-4.
- Offermann, F.; Banse, M.; Freund, F.; Haß, M.; Kreins, P.; Laquai, V. et al. (2018): Thünen-Baseline 2017 - 2027. Agrarökonomische Projektionen für Deutschland: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 56. Braunschweig, 4353 S.
- Olsthoorn, C. S. M.; Fong, N. P. K. (1998): The anthropogenic nitrogen cycle in the Netherlands. In: *Nutr Cycl Agroecosyst* 52, S. 269–276, zuletzt geprüft am 20.04.2021.
- Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) (2001): Environmental Indicators for Agriculture. Methods and Results. Hg. v. Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD), Volume 3. Paris, 36 S.
- Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD); Eurostat (2007): Gross Nitrogen Balances Handbook. Hg. v. Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) und Eurostat. Paris, Luxemburg.
- Osterburg, B.; Rühling, I.; Runge, T.; Schmidt, T. G.; Seidel, K.; Antony, F.; Gödecke, B.; Witt-Alfelder, P. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombination nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. Bericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2006 (Projekt-Nummer AR 1.05 FAL). In: Bernhard Osterburg und Tania Runge (Hg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) (Landbauforschung Völkenrode / Sonderheft, 307), S. 3–156.
- Osterburg, B.; Rüter, S.; Freibauer, A.; Witte de, T.; Elsasser, P.; Kätsch, S.; Leischner, B.; Paulsen, H. M.; Rock, J.; Röder, N.; Sanders, J.; Schweinle, J.; Steuk, J.; Stichnothe, H.; Stümer, W.; Welling, J.; Wolff, A. (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft, Thünen Report 11. Braunschweig, 180 S.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Osterburg, B.; Techen, A.-K. (2012): Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Hg. v. Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. Braunschweig, 265 S.

Osterburg, Bernhard; Runge, Tania (Hg.) (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Landbauforschung Völkenrode / Sonderheft 307. Braunschweig, 302 S.

Özbek, F. Ş.; Leip, A. (2015): Estimating the gross nitrogen budget under soil nitrogen stock changes: A case study for Turkey. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 205, S. 48–56. DOI: 10.1016/j.agee.2015.03.008.

Parfitt, R. L.; Baisden, W. T.; Schipper, L. A.; Mackay, A. D. (2008): Nitrogen inputs and outputs for New Zealand at national and regional scales: Past, present and future scenarios. In: *Journal of the Royal Society of New Zealand* 38 2, S. 71–87. DOI: 10.1080/03014220809510547.

Pierer, M.; Schröck, A.; Winiwarter, W. (2015): Analyzing consumer-related nitrogen flows: A case study on food and material use in Austria. In: *Resources, Conservation and Recycling* 101 3, S. 203–211. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.05.024.

Rettenberger, G.; Urban-Kiss, S.; Schneider, R.; Müsken, J.; Kruse, G. (2012): Handbuch Bioabfallbehandlung. Erfassung des Anlagenbestands Bioabfallbehandlung. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 54/2012. Dessau-Roßlau, 858 S.

Ribaudo, M.; Hansen, L.; Livingston, M.; Mosheim, R.; Williamson, J. (2011): Nitrogen in Agricultural Systems: Implications for Conservation Policy. Hg. v. United States Department of Agriculture (USDA), Economic Research Report Number 127. Washington D. C., 89 S.

Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates - vom 14. Dezember 2016 - über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/ 35/ EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/ 81/ EG. Richtlinie (EU) 2016/2284 vom 14. Dezember. In: *Abl.* 2016 L 344, S. 1–31.

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Richtlinie 2000/60/EG vom 22. Dezember. In: *Abl.* 2000 L 327, S. 1–72.

Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. Richtlinie 2001/81/EG vom 23. Oktober. In: *Abl.* L 309, S. 22–30.

Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F. S., III; Lambin, E.; Lenton, T. M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H. J.; Nykvist, B.; Wit, C. A. de; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sörlin, S.; Snyder, P. K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R. W.; Fabry, V. J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J. (2009): Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. In: *Ecology and Society* 14 2, S. 32, zuletzt geprüft am 30.08.2022.

Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Freibauer, A.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B. (2017): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2015. Report on methods and data (RMD) Submission 2015. Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2015. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2015. Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen-Institut), Thünen Report 46. Braunschweig, 372 S.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A. et al. (2019a): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2017. Bericht zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2019, Thünen Report 67. Braunschweig, 432 S.
- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2019b): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2017. Bericht zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2019. Hg. v. Thünen-Institut für agrarrelevante Klimaforschung (TI-AK), Thünen Report 67. Braunschweig, 432 S.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (Hg.) (2015): NITROGEN: Strategies for resolving an urgent environmental problem. Berlin, 12 S.
- Saikku, L.; Antikainen, R.; Kauppi, P. E. (2007): Nitrogen and Phosphorus in the Finnish Energy System, 1900–2003. In: *Journal of Industrial Ecology* 11 1, S. 103–119, zuletzt geprüft am 20.04.2021.
- Schaap, M.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Kuenen, J.; Segers, A.; Schlutow, A.; Nagel, H.-D.; Ritter, A.; Banzhaf, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA), UBA-Texte 79/2018. Dessau-Roßlau, 149 S.
- Smil, V. (1999): Nitrogen in crop production: An account of global flows. In: *Global Biogeochemical Cycles* 13 2, S. 647–662, zuletzt geprüft am 20.04.2021.
- Smil, V. (2012): Nitrogen cycle and world food production. In: *World Agriculture*, S. 9–13, zuletzt geprüft am 30.08.2022.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (Hg.) (2016): Umwelt. Erhebung über die Abfallerzeugung 2014. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (Hg.) (2017a): Methodische Grundlagen der Agrarstrukturerhebung 2016. Fachserie 3 Reihe 2. S. 5. Wiesbaden, 425 S.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (Hg.) (2017b): Produzierendes Gewerbe 2016, Statistischer Bericht Fachserie 4 Reihe 3.1. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2019): Sustainable Development In Germany. Indicator Report 2018. Hg. v. Statistisches Bundesamt (Destatis). Wiesbaden, 155 S.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (Hg.) (2020): Umwelt. Abfallbilanz (Abfallaufkommen/ -verbleib, Abfallintensität, Abfallaufkommen nach Wirtschaftszweigen) 2018. Wiesbaden.
- Steffen, W.; Crutzen, P.; McNeill, J. R. (2007): The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature? In: *Ambio* 36 8, S. 614–621.
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S. E.; Fetzer, I.; Bennett, E. M.; Biggs, R.; Carpenter, S. R.; Vries, W. de; Wit, C. A. de; Folke, C.; Gerten, D.; Heinke, J.; Mace, G. M.; Persson, L. M.; Ramanathan, V.; Reyers, B.; Sörlin, S. (2015): Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. In: *Science (New York, N.Y.)* 347 6223, S. 1259855. DOI: 10.1126/science.1259855.
- Syakila, A.; Kroeze, C.; Slomp, C. P. (2010): Neglecting sinks for N₂O at the earth's surface: does it matter? In: *Journal of Integrative Environmental Sciences* 7 sup1, S. 79–87. DOI: 10.1080/1943815X.2010.497492.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Taube, F.; Hennecke, A.; Albrecht, E.; Reinsch, T.; Kluß, C. (2015): Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein. Hg. v. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät (CAU). Kiel, 59 S.

Tennet TSO GmbH (Hg.) (verschiedene Jahrgänge): Anlagenregister nach § 52 EEG 2009 bzw. § 77 EEG 2014. Online verfügbar unter <http://www.tennet.eu/de/kun-den/eegkwk-g/erneuerbare-energien-gesetz/eeg-daten-nach-52.html>.

Ti, C.; Pan, J.; Xia, Y.; Yan, X. (2012): A nitrogen budget of mainland China with spatial and temporal variation. In: *Biogeochemistry* 108 1-3, S. 381–394. DOI: 10.1007/s10533-011-9606-y.

Tiemeyer, B.; Albiac Borraz, E.; Augustin, J.; Bechtold, M.; Beetz, S.; Beyer, C.; Drösler, M.; Ebli, M.; Eickenscheidt, T.; Fiedler, S.; Förster, C.; Freibauer, A.; Giebels, M.; Glatzel, S.; Heinichen, J.; Hoffmann, M.; Höper, H.; Jurasinski, G.; Leiber-Sauheitl, K.; Peichl-Brak, M.; Roßkopf, N.; Sommer, M.; Zeitz, J. (2016): High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. In: *Global change biology* 22 12, S. 4134–4149. DOI: 10.1111/gcb.13303.

Tonitto, C.; David, M. B.; Drinkwater, L. E. (2006): Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112 1, S. 58–72. DOI: 10.1016/j.agee.2005.07.003.

TransnetBW GmbH (Hg.) (verschiedene Jahrgänge): EEG-Anlagendaten. Online verfügbar unter <http://www.transnetbw.de/de/eeg-kwk-g/eeg/eeg-anlagendaten>.

Umweltbundesamt (UBA) (Hg.) (2016a): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2016. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2014. Dessau-Roßlau.

Umweltbundesamt (UBA) (Hg.) (2016b): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2016. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2014, Climate Change 23/2016. Dessau-Roßlau.

Umweltbundesamt (UBA) (Hg.) (2017a): National emissions reported to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP Convention). 2017 submission, IFR tables Germany. Dessau-Roßlau.

Umweltbundesamt (UBA) (Hg.) (2017b): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2017. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2015. Dessau-Roßlau.

United Nations Economic and Social Council (UNECE) (Hg.) (2013): Guidance document on national nitrogen budgets. United Nations Economic and Social Council (UNECE), ECE/EB.AIR/119. Genf.

United Nations Environment Programme (UNEP); The Woods Hole Research Center (2007): Reactive nitrogen in the environment. Too much or too little of a good thing. Paris, Falmouth MA, 56 S.

United States Geological Survey (USGS) (Hg.) (2020): Nitrogen (fixed) - Ammonia. United States Geological Survey (USGS). Online verfügbar unter <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2020/mcs2020-nitrogen.pdf>, zuletzt geprüft am 22.02.2021.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

- Velthof, G. L.; Oudendag, D.; Witzke, H. P.; Asman, W. A. H.; Klimont, Z.; Oenema, O. (2009): Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. In: *Journal of environmental quality* 38 2, S. 402–417. DOI: 10.2134/jeq2008.0108.
- Venohr, M.; Hirt, U.; Hofmann, J.; Opitz, D.; Gericke, A.; Wetzig, A.; Natho, S.; Neumann, F.; Hürdler, J.; Matranga, M.; Mahnkopf, J.; Gadegast, M.; Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. In: *International Review of Hydrobiology* 96 5, S. 435–483. DOI: 10.1002/iroh.201111331.
- Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). DüV vom 26. Mai 2017. In: *BGBl I*, S. 1305–1345.
- Verordnung zum Schutz des Grundwassers. GrwV vom 12. Oktober. Fundstelle: BGBl. I S. 1802. In: *BGBl I*, 1513-.
- Vries, W. de; Kros, J.; Kroeze, C.; Seitzinger, S. P. (2013): Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 3-4, S. 392–402. DOI: 10.1016/j.cosust.2013.07.004.
- Vries, W. de; Leip, A.; Reinds, G. J.; Kros, J.; Lesschen, J. P.; Bouwman, A. F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W. (2011a): Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. Chapter 15. In: Mark A. Sutton (Hg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. 1. publ. Cambridge u.a.: Cambridge Univ. Press, S. 317–344.
- Vries, W. de; Leip, A.; Reinds, G. J.; Kros, J.; Lesschen, J. P.; Bouwman, A. F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W. (2011b): Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. Chapter 15. In: Mark A. Sutton (Hg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. 1. publ. Cambridge u.a.: Cambridge Univ. Press, 317-344, zuletzt geprüft am 01.10.2019.
- Wagner, A.; van Husen, W.; Kern, M. A.; Häußermann, U.; Kaupenjohann, M. (2023): A Comprehensive Review of 35 Approaches to Assess the Potential Environmental Impact and the Efficiency of Nitrogen Use in Agricultural Crop Production. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* Submitted.
- Walker, M.; Johnsen, S.; Rasmussen, S. O.; Popp, T.; Steffensen, J.-P.; Gibbard, P.; Hoek, W.; Lowe, J.; Andrews, J.; Björck, S.; Cwynar, L. C.; Hughen, K.; Kershaw, P.; Kromer, B.; Litt, T.; Lowe, D. J.; Nakagawa, T.; Newnham, R.; Schwander, J. (2009): Formal definition and dating of the GSSP (Global Stratotype Section and Point) for the base of the Holocene using the Greenland NGRIP ice core, and selected auxiliary records. In: *J. Quaternary Sci.* 24 1, S. 3–17. DOI: 10.1002/jqs.1227.
- Wang, X.; Feng, A.; Wang, Q.; Wu, C.; Liu, Z.; Ma, Z.; Wei, X. (2014): Spatial variability of the nutrient balance and related NPSP risk analysis for agro-ecosystems in China in 2010. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 193, S. 42–52. DOI: 10.1016/j.agee.2014.04.027.
- Well, R.; Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Flessa, H. (2016): Größenordnung der N₂-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland. Stellungnahme für das BMEL. Thünen-Institut für agrarrelevante Klimaforschung (TI-AK). Braunschweig, 8 S.
- Wendland, F.; Bergmann, S.; Eisele, M.; Gömann, H.; Herrmann, F.; Kreins, P.; Kunkel, R. (2020): Model-Based Analysis of Nitrate Concentration in the Leachate—The North Rhine-Westfalia Case Study, Germany. In: *Water* 12 2, S. 550. DOI: 10.3390/w12020550.

Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 – Kapitel „Minderungsmaßnahmen“

Wendland, Frank; Albert, H.; Bach, Martin; Schmidt, R. (Hg.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen: Springer. Berlin, 96 S.

Wilde, S.; Hansen, C.; Bergmann, A. (2017): Nachlassender Nitratabbau im Grundwasser und deren Folgen – abgestufte modellgestützte Bewertungsansätze. In: *Grundwasser* 22 4, S. 293–308. DOI: 10.1007/s00767-017-0373-0.

Worrall, F.; Burt, T. P.; Howden, N. J. K.; Whelan, M. J. (2016): The UK's total nitrogen budget from 1990 to 2020: a transition from source to sink? In: *Biogeochemistry* 129 3, S. 325–340. DOI: 10.1007/s10533-016-0234-4.

Yang, J. R.; Jong, R. D.; Drury, C. F.; Huffman, E. C.; Kirkwood, V.; Yang, X. M. (2006): Development of a Canadian Agricultural Nitrogen Budget (CANB v2.0) model and the evaluation of various policy scenarios. In: *Can. J. Soil. Sci.*, S. 153–165, zuletzt geprüft am 01.10.2019.