

TEXTE

78/2021

Maßnahmenvorschläge für ein Aktionsprogramm zur integrierten Stickstoffminderung

Abschlussbericht

TEXTE 78/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 11 260 0
FB000542

Maßnahmenvorschläge für ein Aktionsprogramm zur integrierten Stickstoffminderung

Abschlussbericht

von

Malte Oehlmann, Catharina Rubel, Katharina Klaas,
Anna-Catharina Nunes-Heinzmann
adelphi, Berlin

Bettina Schächli, Martin Peter, Vanessa Angst, Judith Reutimann
INFRAS, Zürich

Olaf Dilling, Stefan Möckel, André Wolf
UFZ, Leipzig

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

adelphi research GmbH
Alt-Moabit 91
10559 Berlin

Abschlussdatum:

Dezember 2020

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Markus Geupel

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Mai 2021

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren

Kurzbeschreibung: Maßnahmenvorschläge für ein Aktionsprogramm zur integrierten Stickstoffminderung

Die Freisetzung reaktiver Stickstoffverbindungen wie Ammoniak, Stickstoffoxide, Nitrat oder Lachgas in die Umwelt hat massive Auswirkungen auf den natürlichen Stickstoffkreislauf. Neben zahlreichen negativen ökologischen Auswirkungen auf Luft, Böden, Gewässer und die Biodiversität schlagen sich die Emissionen reaktiven Stickstoffs auch in erheblichen sozioökonomischen Kosten aus. Bisher adressiert die Umweltpolitik die negativen Auswirkungen von Stickstoffüberschüssen vor allem auf der Ebene einzelner Verursachersektoren. Hierdurch sind ausdifferenzierte gesetzliche Regelungen entstanden, die jeweils nur spezifische Aspekte des Stickstoffproblems adressieren und dabei eine mögliche Verlagerung des Stickstoffs in andere Umweltbereiche nicht ausreichend berücksichtigen. Vor dem Hintergrund eines integrierten Ansatzes wurde deshalb ein übergreifendes Maßnahmenpaket entwickelt, welches die Stickstoffemissionen bis zum Jahr 2030 so reduziert, dass ein integriertes Stickstoffziel, das vom Umweltbundesamt entwickelt wurde, erreicht wird. Der Vergleich einer Referenzentwicklung mit dem integrierten Stickstoffziel ergibt dabei die Zielstellung für das zu entwickelnde Maßnahmenpaket. Um die Ziele im Jahr 2030 zu erreichen, wurde zunächst eine breite Zusammenstellung möglicher Maßnahmen erstellt. Darüber hinaus, wurden im Zuge einer rechtlichen Betrachtung systematisch und umfassend alle bestehenden Regelungen mit Relevanz für den Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt sowohl im internationalen und europäischen Recht als auch im nationalen Recht ermittelt, dargestellt sowie hinsichtlich ihrer Kohärenz und Steuerungseffektivität analysiert. Um die Ziellücke zwischen Referenz- und Ziel-Szenario zu schließen, wurde dann, basierend auf dem Maßnahmeninventar, ein Maßnahmenpaket entwickelt. Aus dem Inventar von insgesamt knapp 100 Maßnahmen wurden 19 technisch und politisch besonders gut umsetzbare Maßnahmen aus den Bereichen Verkehr, Landwirtschaft und Industrie mit der Prämisse ausgewählt, die erforderliche Menge Stickstoff zu möglichst geringen Kosten zu reduzieren. Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes zeigt, dass der Nutzen aufgrund der Reduktion der externen Kosten deutlich höher sein dürfte, als die Vermeidungs- und Umsetzungskosten der Maßnahmen. Die Zielstellungen für das Jahr 2030 und somit die sowohl ökologisch als auch ökonomisch positiven Effekte können jedoch nur gewährleistet werden, wenn das vollständige Paket umgesetzt wird.

Abstract: Proposed measures for an action program for integrated nitrogen reduction

The release of reactive nitrogen compounds like ammonia, nitrogen oxides, nitrate or nitrous oxide into the environment has massive effects on the natural nitrogen cycle. In addition to the numerous, negative effects on the air, soil, water and biodiversity, reactive nitrogen emissions also have major socio-economic consequences. To date, environmental policy has primarily addressed the negative effects of nitrogen surpluses at the level of the individual sectors that cause the pollution. This has resulted in differentiated political regulations, each of which only addresses specific aspects of the problem – and does not take sufficient account of a possible shift of nitrogen to other environmental areas. Based on an integrated approach, an overarching package of measures was developed to reduce nitrogen emissions by the year 2030, therefore achieving the integrated nitrogen target developed by the Federal Environment Agency. The comparison of reference values with the integrated nitrogen target provides the goal for the package of measures. First, a broad compilation of possible actions was drawn up in order to achieve the targets by 2030. In addition, all existing regulations relevant to the entry of reactive nitrogen compounds into the environment in national, European and international law were systematically and comprehensively determined, presented and analysed with regard to their coherence and effectiveness. In order to close the gap between the reference and target scenarios, potential actions were then developed based on the inventory of measures. From that inventory of nearly 100 measures, 19 technically and politically feasible actions were selected from the areas of transport, agriculture and industry. The aim: to reduce the required amount of nitrogen at the lowest possible cost. The simplified cost-benefit analysis shows that the benefit of the reduction in external costs is likely to be significantly higher than the expense of avoidance and implementation. The goals for the year 2030 and the ecologically and economically positive effects can only be guaranteed if the complete package is implemented.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	12
Tabellenverzeichnis.....	12
Abkürzungsverzeichnis.....	14
Vorbemerkung.....	19
Zusammenfassung.....	20
Summary	26
1 Einleitung.....	32
1.1 Ziele und Aufbau	33
1.2 Stickstoffeinträge in Umweltkompartimente	34
1.2.1 Luft.....	34
1.2.2 Böden.....	35
1.2.3 Wasser	35
1.2.4 Meer.....	35
1.3 Schadwirkungen.....	36
1.3.1 Verlust von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen.....	36
1.3.2 Luftqualität.....	36
1.3.3 Wasserqualität.....	37
1.3.4 Böden.....	37
1.3.5 Klima und Ozonschicht.....	38
1.3.6 Materialschäden	38
2 Maßnahmeninventar und Szenarien.....	39
2.1 Maßnahmensammlung und Bewertung	39
2.1.1 Maßnahmensammlung.....	39
2.1.2 Maßnahmenbewertung.....	40
2.1.2.1 Stickstoffverlagerung zwischen verschiedenen Umweltkompartimenten.....	43
2.1.2.2 Umgang mit Substitutionseffekten.....	43
2.1.2.3 Effizienz.....	43
2.1.2.4 Umsetzungs- und Vermeidungskosten.....	43
2.1.2.5 Abgaben und Steuern	44
2.1.3 Systemgrenzen.....	45
2.1.3.1 Geografische Systemgrenzen	45
2.1.3.2 Technische Systemgrenzen.....	45
2.1.3.3 Zeitliche Systemgrenzen	46

2.1.3.4	Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen	46
2.1.3.5	Flankierende Maßnahmen.....	46
2.2	Ableitung der Zielstellung	47
2.2.1	Ausgangssituation im Basisjahr – Ist-Zustand	49
2.2.2	Das Zielszenario	49
2.2.3	Erwartete Referenzentwicklung – Referenzszenario.....	50
2.2.4	Erwartete Ziellücke	51
3	Rechtlicher Rahmen	53
3.1	Ergebnis der Defizitanalyse	53
3.1.1	Immissionsschutzrecht	53
3.1.1.1	Nationale Emissionshöchstmengen und Luftqualitätsziele	53
3.1.1.2	Landwirtschaft	54
3.1.1.3	Anlagenbezogener Immissionsschutz.....	56
3.1.1.4	Produktbezogener Immissionsschutz	57
3.1.2	Wasserrecht	58
3.1.3	Boden- und Naturschutzrecht.....	60
3.1.4	Agrarrecht	63
3.1.5	Sonstige Materien.....	65
3.2	Optimierungsvorschläge	66
3.2.1	Grundlegende Überlegungen und Priorisierungen.....	66
3.2.2	Umsetzung der Luftreinhalterichtlinie.....	68
3.2.2.1	Industrieanlagen	69
3.2.2.2	Verkehr	69
3.2.2.3	Landwirtschaft	70
4	Kosten-Nutzen-Analyse	83
4.1	Ansätze für Kosten-Nutzen-Analysen	83
4.1.1	Die Kosten-Nutzen-Analyse in der Umweltpolitik	83
4.1.2	Kosten-Nutzen-Analysen mit Stickstoffbezug – eine Übersicht	86
4.1.2.1	Kosten-Nutzen-Analyse für eine politische Maßnahme	88
4.1.2.2	Kosten-Nutzen-Analyse für einen Sektor.....	90
4.1.2.3	Sektorübergreifende und räumlich aggregierte Ansätze	93
4.1.2.4	Sektorübergreifende und räumlich differenzierte Ansätze	95
4.1.3	Fazit der Kosten-Nutzen-Analyse.....	99

4.2	Methodische Ansätze zur Analyse von Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrags in die Umwelt.....	99
4.2.1	Vereinfachte Kosten – Nutzen – Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland	100
4.2.2	Methodische Grundlagen	101
4.2.2.1	Systemgrenzen.....	101
4.2.2.2	Stickstoffflüsse im Basisjahr, Referenz- und Zielszenario im Jahr 2030	102
4.2.2.3	Ökonomische Bewertung der Stickstoffeinträge in die Umwelt	102
4.2.2.4	Stoßrichtungen für eine vertiefte Kosten – Nutzen – Analyse	106
4.3	Ergebnisse der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse.....	108
4.3.1	Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrages in Deutschland	108
4.3.2	Qualitative Analyse der Auswirkungen auf das Ausland	112
4.4	Fazit zur Kosten-Nutzen-Analyse der Stickstoffeinträge in die Umwelt	114
5	Handlungsempfehlungen zur Entwicklung eines Aktionsprogramms Stickstoffstrategie	117
5.1	Rahmenbedingungen.....	117
5.1.1	Zielstellung.....	117
5.1.2	Schnittstellen zu Parallelen politischen Prozessen	118
5.1.3	Methodisches Vorgehen zur Maßnahmenauswahl	118
5.2	Maßnahmenpaket und -wirkung	119
5.2.1	Das Maßnahmenpaket.....	119
5.2.1.1	Landwirtschaft	123
5.2.1.2	Verkehr	126
5.2.1.3	Industrie.....	126
5.2.2	Vereinfachte Kosten – Nutzen – Analyse des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels.....	127
5.2.2.1	Datengrundlagen zur Bewertung von Kosten und Nutzen des Maßnahmenpakets zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels	127
5.2.2.2	Kosten und Nutzen des Maßnahmenpaketes	130
5.2.3	Flankierende Maßnahmen.....	132
5.2.4	Wechselwirkungen.....	133
5.2.4.1	Synergien und Zielkonflikte mit anderen Bereichen der Umweltpolitik	133
5.2.4.2	Emissionsverlagerung ins Ausland.....	134
5.3	Umsetzung	135
5.3.1	Zeitplan	135
5.3.2	Zuständigkeiten.....	136
5.3.3	Umsetzungs- und Wirkungskontrolle	136

6	Zusammenfassung und Ausblick	138
7	Quellenverzeichnis	140
8	Anhang A	152
8.1	Zusammenstellung der stickstoffbezogenen Regelungen und Strategien	152
8.1.1	Rahmenbedingungen des Handlungsinstrumentariums zur Stickstoffreduktion im Völker-, Europa- und Verfassungsrecht	152
8.1.1.1	Das Vorsorgeprinzip und das „Konzept des sicheren Handlungsraums“	152
8.1.1.2	Überblick über konkrete völker- und europarechtliche Vorgaben zur Stickstoffreduktion	154
8.1.1.3	Nationale Strategien zur Konkretisierung des Vorsorgeprinzips und zur Umsetzung völker- und europarechtlicher Pflichten	176
8.1.2	Deutsche fachgesetzliche Regelungen zur Stickstoffreduktion	177
8.1.2.1	Immissionsschutzrecht	178
8.1.2.2	Gewässerschutzrecht	197
8.1.2.3	Boden- und Naturschutzrecht	201
8.1.2.4	Landwirtschaftsrecht	212
8.1.2.5	Sonstige Materien	219
9	Anhang B	224
10	Anhang C	230
10.1	Wichtigste Eckdaten zur Maßnahmenbewertung	230
10.1.1	Umgang mit Abgaben und Steuern	230
10.1.2	Anrechnung von Vermeidungs- und Umsetzungskosten	230
10.1.3	Überwälzung von Kosten auf Konsumenten	231
10.1.4	Umgang mit fehlenden Daten	231
10.1.5	Stand des Maßnahmeninventars	231
10.2	Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe	231
10.3	Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger	234
10.4	Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung	237
10.5	Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung	240
10.6	Verpflichtende Einführung systemintegrierter Maßnahmen in Tierhaltungsanlagen	243
10.7	Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Schweine und Geflügel	245
10.8	Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Rinder	247
10.9	Einführung eines flächendeckenden Parkraummanagements in Innenstädten	249

10.10	Einführung einer City Maut in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern.....	252
10.11	Abschaffung der Entfernungspauschale	254
10.12	Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km/h	256
10.13	Einführung einer Bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut	258
10.14	Reform des Dienstwagenprivilegs.....	261
10.15	Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel.....	263
10.16	Ausweitung der Lkw-Maut.....	265
10.17	Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Schiffsdiesel.....	268
10.18	Einführung verbindlicher Vorschriften zur Geschwindigkeitsreduktion (Slow Steaming) bei Seeschiffen	270
10.19	Prüfung der Einführung einer Abgabe auf NOx-Emissionen und Finanzierung von NOx- Reduktionsmaßnahmen im Seeschiffsverkehr	273
10.20	Einsatz sekundärer Minderungstechniken im Bereich der Sinteranlagen.....	275

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Vorschlag für einen optimalen Instrumentenmix für eine agrarumweltrechtliche Steuerung	72
Abbildung 2: Bestandteile einer Kosten-Nutzen-Analyse	86
Abbildung 3: Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs in den verschiedenen Szenarien	109
Abbildung 4: Externe Kosten nach Stickstoffverbindungen	110
Abbildung 5: Gesamtkosten und -nutzen des reaktiven Stickstoffs in Deutschland	115
Abbildung 6: Stickstoffflüsse in die Umwelt im Basisjahr 2015 in Bezug auf die Zielwerte in 2030.....	117
Abbildung 7: Stickstoffflüsse in die Umwelt im Basisjahr 2015, im Referenzszenario 2030 und unter Umsetzung des vorgeschlagenen Maßnahmenpaketes in Bezug auf die Zielwerte für 2030	121
Abbildung 8: Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes gegenüber dem Referenzszenario ..	131

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Stickstoffbeiträge im Basisjahr 2015, im Jahr 2030 gemäß Referenz- und Zielszenario und Ziellücke 2030 [alle Angaben in kt N a ⁻¹]	21
Tabelle 2: Stickstoffreduktion des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels und Ziellücke 2030 [alle Angaben, wenn nicht anders angegeben in kt N a ⁻¹].	24
Table 3: Nitrogen contributions in the base year 2015, in 2030 according to the reference and target scenario and target gap 2030 [all data in kt N a ⁻¹]	27
Table 4: Nitrogen reduction of the package of measures to achieve the integrated nitrogen target and target gap 2030 [all specifications in kt N a ⁻¹ unless otherwise stated].	30
Tabelle 5: Beschreibung der Bewertungskriterien und der Bewertungsskalen	41
Tabelle 6: Ausgangssituation im Basisjahr 2015 für die vier maßgeblichen Schutzgüter	49
Tabelle 7: Stickstoffbeiträge im Basis- und Zieljahr für die maßgeblichen Schutzgüter und nationales Stickstoffziel	49
Tabelle 8: Erwarteter Stickstoffeintrag unter dem Referenzszenarios und Reduktion gegenüber 2015.....	51
Tabelle 9: Stickstoffbeiträge im Basisjahr 2015, im Jahr 2030 gemäß Referenz- und Zielszenario und Ziellücke 2030 [kt N a ⁻¹]	52
Tabelle 10: Defizite im Immissionsschutzrecht - Nationale Emissionshöchstmengen und Luftqualitätsziele	54
Tabelle 11: Defizite im Immissionsschutzrecht: Landwirtschaftsbezogene Defizite im hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen	55
Tabelle 12: Defizite im Immissionsschutzrecht: Anlagenbezogene Regelungen	57
Tabelle 13: Defizite im Immissionsschutzrecht: Produktbezogene Regelungen	58
Tabelle 14: Defizite im Gewässerschutzrecht hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen....	59
Tabelle 15: Defizite im nationalen Boden- und Naturschutzrecht hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen	62

Tabelle 16: Defizite im europäischen und nationalen Agrarrecht hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen	64
Tabelle 17: Defizite im sonstigen Rechtsgebieten mit Relevanz für Stickstoffemissionen oder - immissionen	66
Tabelle 18: Kohärenz zwischen Ziel- und Maßnahmenebenen	68
Tabelle 19: Überblick über ordnungsrechtliche Möglichkeiten zur Regulierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung mit Potenzialen zur Reduzierung von Stickstoffemissionen und –immissionen	76
Tabelle 20: Problemorientierter Überblick über die wichtigsten Empfehlungen zur Verbesserung des rechtlichen Instrumentariums im Bereich Landwirtschaft	82
Tabelle 21: Zusammenfassung der Studie von Amann et al. 2017	88
Tabelle 22: Zusammenfassung der Studie von Jongeneel et al. 2014	90
Tabelle 23: Zusammenfassung der Studie von O'Neill 2007	92
Tabelle 24: Zusammenfassung der Studie von Van Grinsven et al. 2013	94
Tabelle 25: Zusammenfassung der Studie von Sobota et al. 2015	95
Tabelle 26: Zusammenfassung der Studie von Keeler et al. 2016	97
Tabelle 27: Übersicht über Kosten und Nutzen in der vereinfachten KNA des Stickstoffeintrags in Deutschland.....	101
Tabelle 28: Durchschnittliche Kostensätze zur Monetarisierung der externen Auswirkungen des reaktiven Stickstoffs in EUR ₂₀₁₅ pro kg N	104
Tabelle 29: Vereinfachende Annahmen der Kosten-Nutzen-Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland.....	111
Tabelle 30: Das Maßnahmenpaket	120
Tabelle 31: Übersicht Stickstoffflüsse im Zieljahr 2030 [kt N a ⁻¹].....	122
Tabelle 32: Übersicht über Kosten und Nutzen in der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse für das Maßnahmenpaket zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels.....	127
Tabelle 33: Vermeidungskosten und Umsetzungskosten der Maßnahmen	129
Tabelle 34: Kosten und Nutzen des Maßnahmenpaketes gegenüber dem Referenzszenario	131
Tabelle 35: Vereinfachende Annahmen der Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes.....	132
Tabelle 36: Übersicht der völkerrechtlichen Übereinkommen und Regelungsinhalte mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen	157
Tabelle 37: Europarechtliche Rechtsakte zur Luftreinhaltung mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen	161
Tabelle: 38 Europarechtliche Rechtsakte zum Gewässerschutz mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen	165
Tabelle 39: Europarechtliche Rechtsakte im Bereich des Naturschutzes mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen	169
Tabelle 40: Europarechtliche Rechtsakte im Bereich der Gemeinsamen Agrarpolitik mit Bezug zu Stickstoffemissionen.....	173
Tabelle 41: Immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsvorbehalt für Tierhaltungsanlagen in Deutschland ab Erreichen der Zahl an Tierplätzen (Stand 2017)	190

Abkürzungsverzeichnis

44. BImSchV	44. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
a.A.	andere Ansicht
Abs.	Absatz
AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
AEWA	Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel
AgrarZahlVerpflG	Agrarzahlungen-Verpflichtungengesetz
AgrarZahlVerpflV	Agrarzahlungen-Verpflichtungenverordnung
AP	Arbeitspaket
Art.	Artikel
BAT/BVT	Best Available Techniques / Beste Verfügbare Technik
BauGB	Baugesetzbuch
BauNVO	Baunutzungsverordnung
BayVGH	Bayerischer Verwaltungsgerichtshof
BEP	Best Environmental Practices
Beschl.	Beschluss
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGBI.	Bundesgesetzblatt
Biokraft-NachV	Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung
BioSt-NachV	Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMUB	Bundesministerium für Umwelt und Bauen
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BREF	Best Available Techniques Reference Document / Merkblatt/Schlussfolgerung über die Beste Verfügbare Technik
BRRL	Bodenrahmenrichtlinie
BT-/BR-Drs.	Bundestags-/Bundesratsdrucksache
BVerfG/BVerfGE	Bundesverfassungsgericht / Bundesverfassungsgerichtsentscheidung
bzgl.	bezüglich
bzw.	beziehungsweise
CF	Konformitätsfaktor
CLRTAP	Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung
CMS	Übereinkommen zur Erhaltung wandernder wildlebender Tierarten
CO₂	Kohlenstoffdioxid
DESTINO	DEutsche STickstoffflüsse, INdikatoren und Objectives

DIN	Deutsches Institut für Normung / Deutsche Industrienorm
DirektZahlVerpflG	Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz
DirektZahlDurchfG	Direktzahlungen-Durchführungsgesetz
DirektZahlDurchfV	Direktzahlungen-Durchführungsverordnung
DüngG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EEWärme G	Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz
EGV	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EnergieStG	Energiesteuergesetz
engl.	englisch
et al./u.a.	Et alii / et aliae / et alia / und andere
etc.	et cetera
EU	Europäische Union
EuG/EuGH	Europäisches Gericht / Europäischer Gerichtshof
EUV	Vertrag über die Europäische Union
EW	Einwohnerwert
f./ff.	Folgend / folgende
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG)
FNP	Flächennutzungsplan
GAB	Grundanforderungen an die Betriebsführung
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GEE/m³	Europäische Geruchseinheit pro Kubikmeter
gem.	gemäß
GenTG	Gentechnikgesetz
GenTPflEV	Gentechnik-Pflanzenerzeugungsverordnung
gfP	Gute fachliche Praxis
GG	Grundgesetz
ggü.	gegenüber
GLÖZ	Guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand
GrwV	Grundwasserverordnung
GWh	Gigawattstunde
ha	Hektar
HELCOM	Helsinki Commission (Baltic Marine Environment Protection Commission)
h.M.	Herrschende Meinung
HVPI	Harmonisierter Verbraucherpreisindex

IE-RL	Industrieemissionsrichtlinie (Richtlinie 2010/75/EU)
i.H.v.	in Höhe von
insb.	insbesondere
i.R.	im Rahmen
i.S.v./i.S.d.	im Sinne von / im Sinne des
i.V.m.	in Verbindung mit
KBA	Kraftfahrt-Bundesamt
kg	Kilogramm
kg/ha*a	Kilogramm pro Hektar und Jahr
km	Kilometer
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
kt	Kilotonne
kt/a	Kilotonne pro Jahr
kW	Kilowatt
LCP	Large Combustion Plants / Großfeuerungsanlagen
LG NRW	Landschaftsgesetz Nordrhein-Westfalen
lit.	Littera / Buchstabe
LULUCF	Land Use, Land Use Change, Forestry
Ls.	Leitsatz
LWaG MV	Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern
LWG NRW	Wassergesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen
LWG RP	Landeswassergesetz für Rheinland-Pfalz
LWG SH	Wassergesetz des Landes Schleswig-Holstein
MAK	Maximale Arbeitsplatz-Konzentration
mg/km	Milligramm pro Kilometer
mg/l	Milligramm pro Liter
mind.	mindestens
MW	Megawatt
m.w.N.	mit weiteren Nachweisen
N	Stickstoff
N₂O	Lachgas
NEAES	North-East Atlantic Environment Strategy
NEC-RL	Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe 2001/81/EG, engl. National Emission Ceilings Directive, kurz NEC-Richtlinie
NEDC/NEFZ	New European Driving Cycle / Neuer Europäischer Fahrzyklus
NH₃	Ammoniak
NH₄⁺	Ammonium
Nm³	Normkubikmeter

NMVOC	flüchtige organische Verbindungen ohne Methan
NO₃	Nitrat
NO_x	Stickstoffoxide
NRMM-VO	Verordnung für nicht für den Straßenverkehr bestimmte mobile Maschinen und Geräte (Verordnung (EU) 2016/1628)
Nr./Nrn.	Nummer / Nummern
NWG	Niedersächsisches Wassergesetz
o.	oder / oben
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OSPAR	Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (Oslo-Paris-Convention)
OVG	Oberverwaltungsgericht
PflSchAnwV	Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz
RDE	Real Driving Emissions
RL	Richtlinie
Rn./Rnrn.	Randnummer / Randnummern
ROG	Raumordnungsgesetz
RoV	Raumordnungsverordnung
SCR	Selective Catalytic Reduction
SRU	Sachverständigen Rat für Umweltfragen
StoffBilV	Stoffstrombilanzverordnung
StVO	Straßenverkehrsordnung
SWG	Saarländisches Wassergesetz
TA Luft	Technische Anleitung Luft
UBA	Umweltbundesamt
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
UVP-RL	Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (Richtlinie 2011/92/EU)
VogelSchRL	Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 2009/147/EG)
VwVfG	Verwaltungsverfahrensgesetz
WBAE	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz
WBW	Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik beim BMEL
WG BW	Wassergesetz für Baden-Württemberg
WG LSA	Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)
z.B.	zum Beispiel

Ziff.	Ziffer
z.T.	zum Teil
µg/m³	Mikrogramm pro Kubikmeter
µg/Nm³	Mikrogramm pro Normkubikmeter

Vorbemerkung

Der vorliegende Bericht präsentiert zentrale Ergebnisse des Vorhabens „Entwicklung und Umsetzung eines Aktionsprogramms als Roadmap zur Umsetzung der integrierten Stickstoffstrategie“. Das Projekt startete Anfang 2018 und hatte zum Ziel, das UBA und das BMU bei der Entwicklung eines Aktionsprogramms zu unterstützen. Vor dem Hintergrund einer angestrebten integrierten Strategie war es u.a. das Ziel, ein Maßnahmenpaket zu entwickeln, welches die Stickstoffemissionen im Jahr 2030 gegenüber einem Referenzszenario auf ein für die Umwelt und die menschliche Gesundheit verträgliches Niveau reduziert. Dieses Reduktionsziel für das Jahr 2030 wurde im DESTINO-Vorhaben entwickelt (siehe DESTINO Teilbericht I, Kap 4.3.6) und für die vorliegende Studie übernommen.

Sowohl die Zielstellung als auch die Maßnahmenausgestaltung und -bewertung beziehen sich auf die nationale Ebene. Dies bedeutet, dass mit nationalen Zielen im räumlichen Durchschnitt gerechnet wird und bundesweit einheitliche Ausgestaltungen der Maßnahmen angenommen werden.

Der Forschungsbericht zieht seinen Mehrwert vor allem aus einer integrierten Bewertung der Stickstoffproblematik, welche die unterschiedlichen Auswirkungen verschiedener Stickstoffverbindungen auf die menschliche Gesundheit, die Biodiversität und das Klima gleichermaßen berücksichtigt. Er umfasst eine detaillierte Analyse des bestehenden Rechtsrahmens zusammen mit einer Defizitanalyse und einer darauf aufbauenden Formulierung von Optimierungsvorschlägen sowie einer breiten Zusammenstellung von mehr als 100 Maßnahmen und deren transparenten Bewertung u.a. hinsichtlich der Kriterien Effektivität, Effizienz, Kosten und technischer Umsetzbarkeit. Insbesondere die Berücksichtigung der Effizienz erlaubt es nun auch mit ökonomischen Aspekten zu argumentieren.

Der Redaktionsschluss der inhaltlichen Arbeiten dieses Vorhabens war der 30. Juni 2019. Dies bedeutet, dass die bis zu diesem Stichtag beschlossenen Maßnahmen für das Referenzszenario Berücksichtigung fanden. Hierzu gehören insbesondere die Regelungen des „Mit-Maßnahmen“-Szenarios des nationalen Luftreinhalteprogramms sowie die Novellierung der 44. Bundesemissionsschutzverordnung.

Nach dem Redaktionsschluss wurden weitere Regelungen beschlossen, welche sich auch auf die Emissionen von Stickstoff auswirken können. Zuvorderst sind in diesem Zusammenhang das Klimaschutzprogramm der Bundesregierung, der Kohleausstieg sowie die Novellierung der Düngeverordnung vom April 2020 zu nennen. Sobald die stickstoffbezogenen Wirkungen dieser Maßnahmen absehbar sind, sollte das Referenzszenario und die für das Jahr 2030 erwartete Ziellücke angepasst werden. Die transparente und einheitliche Zusammenfassung der Bewertungskriterien unter Zuhilfenahme eines Bewertungsindex erlauben es, die Maßnahmen anhand einer Kennzahl miteinander zu vergleichen. Somit kann das hier vorgeschlagene Maßnahmenpaket bei etwaigen Veränderungen der Zielstellung flexibel angepasst, und die Vorgabe einer höchstmöglichen Stickstoffreduktion zu geringstmöglichen Kosten beibehalten werden. Die Studie liefert damit wichtige Grundlagen für die Entwicklung einer Strategie zur Stickstoffminderung.

Des Weiteren sind einzelne Maßnahmen des vorgeschlagenen Maßnahmenpaketes bzw. Teile derer bereits Bestandteil der nach dem 30. Juni 2019 beschlossenen Maßnahmen (z.B. Regelungen zur Ausbringung von Düngemitteln in der 2020 novellierten Düngeverordnung). Diese gehören damit streng genommen bereits zum Referenzszenario. Dies würde jedoch ausschließlich eine Verschiebung zwischen Referenzszenario (Reduktionswirkung erhöht sich)

Zusammenfassung

Ausgangslage

Die Luft enthält etwa 50 Prozent des auf der Erde verfügbaren Stickstoffs, welcher in den elementaren Stickstoff (N_2) und in die reaktiven Stickstoffverbindungen (N_r) unterteilt wird (UBA 2010). Den überwiegenden Anteil bildet dabei der elementare Stickstoff mit circa 99 Prozent, die reaktiven Verbindungen haben einen Anteil von einem Prozent. Zum reaktiven Stickstoff zählen u.a. folgende Verbindungen: Nitrat (NO_3^-), Lachgas (N_2O), Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4^+) und Stickstoffoxid (NO_x) (UBA 2010).

Ab dem Anfang des 20. Jahrhunderts gelangten immer mehr reaktive Stickstoffverbindungen in die Umwelt. Dies hatte und hat massive Auswirkungen auf den natürlichen Stickstoffkreislauf.

Charakteristisch für den Stickstoffkreislauf ist die Tatsache, dass die verschiedenen Stickstoffverbindungen sich ineinander umwandeln und zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten Luft, Wasser und Boden migrieren können. Dies wird auch als Stickstoffkaskade bezeichnet (Galloway et al. 2003).

Der größte Teil der anthropogen verursachten Einträge in die Atmosphäre stammt aus der Landwirtschaft mit 659 Kilotonnen (kt), gefolgt von Emissionen aus der Industrie und Energiewirtschaft (213 kt) sowie aus dem Verkehr (174 kt) (UBA 2020a).

Neben zahlreichen negativen ökologischen Auswirkungen auf Luft, Böden, Gewässer und die Biodiversität schlagen sich die Emissionen reaktiven Stickstoffs auch in erheblichen sozioökonomischen Auswirkungen nieder. Eine Studie zu den umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxidbelastung in Deutschland kam zu dem Ergebnis, dass für das Jahr 2014 ca. 6.000 vorzeitige Todesfälle und knapp 50.000 verlorene Lebensjahre auf die Langzeitbelastung mit Stickstoffdioxid (NO_2) zurückzuführen sind (UBA 2018).

Die gesamten Kosten – also auch externe Kosten inklusive Gesundheitskosten – aufgrund der Folgen reaktiven Stickstoffs in der Europäischen Union (EU) werden auf 75 bis 485 Milliarden Euro pro Jahr geschätzt (van Grinsven et al. 2013).

Bisher adressiert die Umweltpolitik die negativen Auswirkungen von Stickstoffüberschüssen vor allem auf der Ebene einzelner Verursachersektoren. Hierdurch sind ausdifferenzierte politische Regelungen entstanden, die jeweils nur spezifische Aspekte des Stickstoffproblems adressieren und dabei eine mögliche Verlagerung des Stickstoffs in andere Umweltbereiche nicht ausreichend berücksichtigen. In einer Koordinierung der verschiedenen Regelungen liegt folglich ein großes Potenzial für eine weitergehende Minderung übermäßiger Stickstoffeinträge.

Zielstellung und Vorgehen des Vorhabens

Der vorliegende Bericht präsentiert zentrale Ergebnisse des Vorhabens „Entwicklung und Umsetzung eines Aktionsprogramms als Roadmap zur Umsetzung der integrierten Stickstoffstrategie“.

Vor dem Hintergrund eines integrierten Ansatzes wurde ein übergreifendes Maßnahmenpaket entwickelt, welches die Stickstoffemissionen bis zum Jahr 2030 so reduziert, dass das integrierte Stickstoffziel erreicht wird. Dieses Stickstoffziel – auch DESTINO-Ziel – wurde im Rahmen des DESTINO-Vorhabens (Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stickstoffziel und IST-Zustand) entwickelt.

Das Maßnahmenpaket, welches als Handlungsempfehlung für ein zukünftiges Aktionsprogramm Stickstoffstrategie dienen kann, basiert auf:

- Der konsistenten Ableitung eines Zielsystems,
- einer breiten Zusammenstellung und Bewertung von Einzelmaßnahmen,
- einer umfassenden Analyse des Rechtsrahmens,
- einer detaillierten Betrachtung ökonomischer Aspekte,
- sowie einer transparenten Maßnahmenauswahl unter Zuhilfenahme eines Bewertungsindex.

Zielstellung zur Minderung von Stickstoffemissionen

Zur Entwicklung des Maßnahmenpaketes für eine integrierte Reduktion von Stickstoffemissionen bis zum Jahr 2030 bedurfte es eines konsistenten Rahmens, vor dessen Hintergrund die zu reduzierende Stickstoffmenge abgeleitet werden konnte. Während der Ist-Zustand 2015 und der Ziel-Zustand 2030 dem DESTINO-Projekt (UBA 2020b) entnommen wurde, wird das Referenzszenario, welches die Stickstoffeinträge zwischen dem Basis- und Zieljahr abschätzt, im Zuge dieses Berichtes abgeleitet. Bei der Referenzentwicklung handelt es sich einerseits um autonome, exogene Entwicklungen wie beispielsweise die Entwicklung der deutschen Bevölkerung, den technischen Fortschritt sowie die Flächennutzung. Andererseits gibt es bereits beschlossene Maßnahmen, die a) gezielt zur Reduktion von Stickstoffemissionen beschlossen wurden und b) aus anderen Bereichen der Umweltpolitik stammen, sich jedoch auch auf die Emissionen des reaktiven Stickstoffs auswirken. Für die Referenzentwicklung wurden Maßnahmen berücksichtigt, die bis zum 30. Juni 2019 – dem fachlichen Redaktionsschluss dieses Vorhabens - beschlossen wurden.

Ein Vergleich dieser Referenzentwicklung mit dem integrierten Stickstoffziel ergibt die Zielstellung für das zu entwickelnde Maßnahmenpaket. Sie kann der folgenden Tabelle entnommen werden. Neben der Entwicklung der gesamten Stickstoffmenge (N-Total), welche die Grundlage für das integrierte Stickstoffziel bildet, werden auch die Emissionen und Einträge für einzelne Stickstoffverbindungen präsentiert. Deren unabhängige Zielerreichung ist notwendig, um nicht nur das integrierte Stickstoffziel, sondern auch die schutzgutspezifischen Vorgaben (UBA 2020b) zu erreichen.

Tabelle 1: Stickstoffbeiträge im Basisjahr 2015, im Jahr 2030 gemäß Referenz- und Zielszenario und Ziellücke 2030 [alle Angaben in kt N a⁻¹]

Stickstoffverbindung	Basisjahr 2015	Referenzszenario 2030	Zielszenario 2030	Ziellücke 2030
NH ₃ -N	552	469	355	114
NO _x -N	337	169	151	18
N-Eintrag Oberflächengewässer	356	288	305	-
N-Eintrag Grundwasser	148	120	123	-
N ₂ O-N	83	78	66	12
N-Total	1.476	1.123	1.000	124

Quelle: Eigene Darstellung INFRAS / adelphi, UBA 2019b, UBA 2020a BMU 2017a, Öko-Institut 2018.

Um die Ziele im Jahr 2030 zu erreichen, wurde zunächst eine breite Zusammenstellung möglicher Maßnahmen erstellt. Hierbei wurden alle relevanten Stickstoffverbindungen und Verursacherbereiche berücksichtigt. Die Sammlung der Maßnahmen erfolgte auf Basis einer Auswertung bestehender Inventare sowie weiterer Literaturquellen. Berücksichtigung fanden insbesondere Maßnahmen und Instrumente, die sich in Deutschland in der Umsetzung befinden, die in Deutschland diskutiert werden und die in europäischen Nachbarländern umgesetzt wurden. Neben den bestehenden Inventaren wurden auf Basis einer Literaturrecherche weitere Maßnahmen und Instrumente identifiziert. Quellen bildeten hier wissenschaftliche Studien, Artikel in Fachzeitschriften, graue Literatur, Projektberichte, Datenbanken und persönliche Kontakte der Auftragnehmer. Des Weiteren wurden die im Rahmen dieses Vorhabens entwickelten Optimierungsvorschläge bestehender Regelungen in die Sammlung aufgenommen. Ergänzt wurde die Zusammenstellung durch ein groß angelegtes Dialogverfahren, in dem Bürger*innen Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen selbst entwickelt haben.

Zu jeder der identifizierten Maßnahme wurde eine Beschreibung erstellt, in der Ausgestaltung der Maßnahme spezifiziert wurde. Basierend hierauf wurden die Einzelmaßnahmen einer Bewertung unterzogen. Anwendung fanden dabei die folgenden Kriterien:

- Effektivität / Minderungspotenzial
- Volkswirtschaftliche Effizienz
- Technische Umsetzbarkeit
- Gesellschaftliche und politische Akzeptanz
- Juristische Umsetzbarkeit
- Synergien und Zielkonflikte: Wechselwirkungen zwischen den Maßnahmen, Risiken der Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland,

Rechtlicher Rahmen

Im Zuge einer rechtlichen Betrachtung wurden systematisch und umfassend alle bestehenden Regelungen mit Relevanz für den Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt sowohl im internationalen und europäischen Recht als auch im nationalen Recht ermittelt, dargestellt sowie hinsichtlich ihrer Kohärenz und Steuerungseffektivität analysiert. Aufgrund der vielfältigen Quellen und Senken bei Stickstoffemissionen umfasste diese Analyse schutzgutbezogene Regelungen im Bereich des Luftreinhaltrechts, Natur-, Boden- und Gewässerschutzrecht sowie verursacherbezogene Rechtsnormen hinsichtlich Industrieanlagen, Verkehr und Landwirtschaft, aber auch besondere Steuerungsinstrumente wie Planungsrecht und das Steuer-/Abgabenrecht. Neben Regelungen mit expliziter Bezugnahme auf Stickstoffverbindungen wurden auch Normen einbezogen, die mittelbar Stickstoffemissionen oder -immissionen beeinflussen.

Anhand dieser Ergebnisse wurden Steuerungsdefizite im Hinblick auf eine effektive rechtliche Regulierung von Stickstoffemissionen und -immissionen identifiziert und zusammenfassend dargestellt. Generell ist bei den Regelungen zu reaktivem Stickstoff eine anspruchsvolle Zielsetzung auf europäischer Ebene zu verzeichnen, während es auf der nationalen Ebene der konkreten rechtlichen Vorgaben und Maßnahmen an einer kohärenten, alle Emissionen und Immissionen umfassenden effektiven Regulierung mangelt.

Ausgehend von diesem Befund wurden Vorschläge für eine Optimierung der verschiedenen Rechtsakte und rechtlichen Instrumente auf nationaler Ebene erarbeitet. Dabei ist zu betonen, dass ein Instrument alleine die Stickstoffproblematik in Deutschland nicht lösen kann, sondern

es eines abgestimmten Instrumentenverbundes aus u.a. ordnungs- und planungsrechtlichen Anforderungen einschließlich Vollzugsinstrumenten, unterstützenden Beihilfen, lenkenden Abgaben und Steuern, Zertifizierungssystemen, helfender Beratung und Weiterbildungen bedarf. Die verschiedenen Instrumente sind so zu kombinieren, dass möglichst ihre jeweiligen Vorteile genutzt und die jeweiligen Nachteile ausgeglichen werden, um im Ergebnis eine möglichst effektive und auch effiziente Umweltpolitik zu erreichen. Externe Umweltkosten aufgrund von Stickstoffemissionen sind soweit wie möglich den Verursachern anzulasten.

Die Effektivität der rechtlichen Steuerung hängt sowohl vom regulativen Zusammenspiel als auch von der rechtlichen Ausgestaltung ab. Entscheidend ist insbesondere auch, dass sowohl Ziele als auch rechtliche Anforderungen an Unternehmen, Bürger*innen und Behörden konkret, messbar, erreichbar, sachgerecht und terminiert sind. Um die Effektivität der rechtlichen Steuerung sicherzustellen, sollten rechtliche Anforderungen in Gesetzen und untergesetzlichen Verordnungen:

- ▶ eindeutig verbindlich sowie qualitativ und quantitativ bestimmt sein,
- ▶ verständlich sowie in der Praxis umsetzbar und kontrollierbar sein,
- ▶ die tragenden Prinzipien des Umweltrechts beachten, insbesondere die Vorsorge- und Verursacherprinzipien,
- ▶ allgemeine Mindeststandards festlegen, die von den zuständigen Behörden betriebs- und standortbezogen konkretisiert werden können sowie
- ▶ eine dynamische Anpassung an wissenschaftliche Erkenntnisse und technischen Fortschritt ermöglichen.

Das Maßnahmenpaket

Um die Ziellücke zwischen Referenz- und Ziel-Szenario zu schließen, wurde basierend auf dem Maßnahmeninventar ein Maßnahmenpaket entwickelt. Die Auswahl der Maßnahmen folgte einem Bewertungsindex, für welchen eine semi-quantitative Bewertung der ökologischen Effektivität und der ökonomischen Effizienz herangezogen wurde. Grundgedanke dieses Vorgehens war es, dass eine möglichst große Menge Stickstoff zu möglichst geringen Kosten reduziert werden soll. Es wurden nur Maßnahmen berücksichtigt, die mit einer technischen Umsetzbarkeit von mittel bis hoch bewertet wurden. Darüber hinaus wurden Maßnahmen mit unüberwindbaren juristischen Hürden ausgeschlossen.

Vor dem Hintergrund dieses Vorgehens wurden die folgenden Maßnahmen ausgewählt:

Landwirtschaft

- L1 Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe von einem Euro pro kg Stickstoff, Hektar und Jahr
- L2 Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger
- L3 Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung von 1,5 GV je Hektar
- L4 Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung
- L5 Verpflichtende Einführung systemintegrierter Maßnahmen in Tierhaltungsanlagen
- L6 Verpflichtende Einführung der nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Geflügel und Schweine

L7 Verpflichtende Einführung der nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Rinder

Verkehr

- V1 Einführung eines flächendeckenden Parkraummanagements in Innenstädten in Städten
- V2 Einführung einer City Maut in Städten mit mehr als 200.000 Einwohner*innen
- V3 Abschaffung der Entfernungspauschale
- V4 Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km pro Stunde
- V5 Einführung einer Bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut
- V6 Reform des Dienstwagenprivilegs
- V7 Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel
- V8 Ausweitung der Lkw-Maut auf Nutzfahrzeuge ab 3,5 t und Reisebusse für alle Straßen
- V9 Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Binnenschiffsdiesel
- V10 Einführung verbindlicher Vorschriften zur Geschwindigkeitsreduktion bei Seeschiffen
- V11 Prüfung der Einführung einer Abgabe auf NO_x-Emissionen und Finanzierung von NO_x-Reduktionsmaßnahmen im Seeschiffsverkehr

Industrie

- I1 Einsatz sekundärer Minderungstechniken im Bereich der Sinteranlagen

Die folgende Tabelle fasst die Wirkung des Maßnahmenpaketes zusammen.

Tabelle 2: Stickstoffreduktion des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels und Ziellücke 2030 [alle Angaben, wenn nicht anders angegeben in kt N a⁻¹].

Stickstoffverbindung	Referenzszenario	Zielszenario	Ziellücke	Wirkung Maßnahmenpaket	Zielerreichung [%]
NH ₃ -N	469	355	114	147	+28%
NO _x -N	169	151	18	20	+14%
N-Eintrag Oberflächengewässer	288	305	-	23	-
N-Eintrag Grundwasser	120	123	-	10	-
N ₂ O-N	78	66	12	9	-27%
N-Total	1.123	1.000	124	209	+19%

Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS, UBA 2019b, UBA 2020a BMU 2017a, Öko-Institut 2018.

Das Maßnahmenpaket gewährleistet, dass sowohl das Gesamtminderungsziel als auch die nationalen Teilziele für die Stickstoffverbindungen Stickstoffoxid und Ammoniak ökologisch effektiv und ökonomisch effizient erreicht werden. Die Vorgabe für Nitrat wird bereits im Referenzszenario erfüllt. Der Zielwert für Lachgas wird mit dem Maßnahmenpaket bis zum Jahr 2030 nur zu 75 Prozent erreicht. In diesem Zusammenhang ist jedoch zu betonen, dass der

Beitrag des Stickstoffs hinsichtlich des Schutzgutes Klima relativ gering ist. Folglich wurde mit der vorgeschlagenen Maßnahmenauswahl die Reduktion der Ammoniak- und Stickstoffoxid-Emissionen priorisiert.

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes zeigt, dass der Nutzen aufgrund der Reduktion der externen Kosten deutlich höher sein dürfte, als die Vermeidungs- und Umsetzungskosten der Maßnahmen. Das Maßnahmenpaket weist insgesamt gegenüber dem Referenzszenario einen Nutzen von -7.800 Mio. Euro auf, während die Summe der **Umsetzungs- und Vermeidungskosten** der nur im Bereich von 800 Mio. Euro liegt.

Die Zielstellungen für das Jahr 2030 und somit die sowohl ökologisch als auch ökonomisch positiven Effekte können jedoch nur gewährleistet werden, wenn das vollständige Paket umgesetzt wird. Darüber hinaus ist zu betonen, dass das Maßnahmenpaket vor dem Hintergrund sich weiterentwickelnder, politischer Rahmenbedingungen regelmäßig angepasst werden sollte. Fachlicher Redaktionsschlusses dieses Vorhabens war der 30. Juni 2019, sodass einige Gesetzesentwicklungen und deren Auswirkungen auf die hier getroffenen Bewertungen noch nicht berücksichtigt werden konnten:

- Berücksichtigung von nach dem Redaktionsschluss beschlossener Maßnahmen (z.B. Kohleausstieg, Klimaschutzprogramm, Düngeverordnung 2020) -> Anpassung von Referenzszenario und Ziellücke
- Beobachtung der angenommenen Wirkung im Referenzszenario ((z.B. autonome Entwicklungen, ambitionierte Umsetzung der Düngeverordnung 2017) -> Anpassung Referenzszenario und Ziellücke
- Umsetzung von im Maßnahmenpaket enthaltener Maßnahmen bzw. von Teilen derer (z.B. Düngeverordnung 2020) -> Verschiebung von Maßnahmen aus dem Maßnahmenpaket ins Referenzszenario

Summary

Initial situation

The air contains around 50 percent of the nitrogen available on earth, which is divided into elemental nitrogen (N_2) and reactive nitrogen compounds (N_r) (UBA 2010). The predominant component is elemental nitrogen at around 99 percent; the reactive compounds make up one percent. Reactive nitrogen includes the following compounds: nitrate (NO_3^-), nitrous oxide (N_2O), ammonia (NH_3) and ammonium (NH_4^+) and nitrogen oxide (NO_x) (UBA 2010).

Since the start of the 20th century, more and more reactive nitrogen compounds have found their way into the environment. This has massive effects on the natural nitrogen cycle.

One characteristic of the nitrogen cycle is the fact that the various nitrogen compounds convert into one another and can migrate between the various environmental compartments of air, water and soil. This is also known as the nitrogen cascade (Galloway et al. 2003).

Most of the anthropogenic emissions in the atmosphere come from agriculture (659 kt), followed by emissions from industry and the energy sector (213 kt) and transport (174 kt) (UBA 2020a).

In addition to numerous negative ecological effects on the air, soil, water and biodiversity, emissions of reactive nitrogen also have considerable socio-economic effects. One study on the environmental burden of disease due to nitrogen dioxide pollution in Germany concluded that around 6,000 premature deaths and almost 50,000 years of life lost could be attributed to long-term nitrogen dioxide (NO_2) pollution in 2014 (UBA 2018).

The total costs – that is, external costs including health – associated with reactive nitrogen in the European Union (EU) are estimated at 75 to 485 billion euros per year (van Grinsven et al. 2013).

To date, environmental policy has primarily addressed the negative effects of nitrogen surpluses at the level of the individual sectors that cause the pollution. This has resulted in differentiated political regulations, each of which only addresses specific aspects of the nitrogen problem and does not take sufficient account of a possible shift of nitrogen to other environmental areas. As a result, the coordination of various regulations offers enormous potential for a further reduction in excessive nitrogen inputs.

Project objective and method

The present report presents the central results of the project “Development and implementation of an action program as a roadmap for implementing the integrated nitrogen strategy”.

Against the background of an integrated approach, an overarching package of measures was developed which will reduce nitrogen emissions by 2030 in such a way as to achieve the integrated nitrogen target. This nitrogen target – or DESTINO target – was developed as part of the DESTINO project (integrated nitrogen indicator, national nitrogen target and the current situation).

The package of measures, which can serve as a recommendation for a future nitrogen strategy action program, is based on:

- the consistent derivation of a target system,
- a broad compilation and evaluation of individual measures,
- a comprehensive analysis of the legal framework,

- a detailed consideration of economic aspects,
- as well as a transparent selection of measures using an evaluation index.

Objective: reduce nitrogen emissions

In order to develop the package of measures for an integrated reduction of nitrogen emissions by 2030, a consistent framework was required. This would help determine the amount of nitrogen to be reduced. While the current state in 2015 and the target state in 2030 were taken from the DESTINO project (UBA 2020b), the report determines the reference scenario, which estimates the nitrogen inputs between the base and target year. The reference development involves, on the one hand, autonomous, exogenous developments such as the development of the German population, technical progress and land use. On the other hand, there are previously adopted measures that a) have been specifically adopted to reduce nitrogen emissions and b) originate from other areas of environmental policy, but also have an effect on emissions of reactive nitrogen. Measures adopted by 30 June 2019 were taken into account – that is, the editorial deadline for this project.

A comparison of this reference development with the integrated nitrogen target provides the target for the to-be-developed package of measures. (See the following table.) In addition to the development of the total amount of nitrogen (N total), which forms the basis for the integrated nitrogen target, the table also includes the emissions and inputs for individual nitrogen compounds. The independent achievement of these targets is necessary in order to achieve not only the integrated nitrogen target, but also the requirements specific to environmental sectors (UBA 2020b).

Table 3: Nitrogen contributions in the base year 2015, in 2030 according to the reference and target scenario and target gap 2030 [all data in kt N a⁻¹]

Nitrogen compound	Base year 2015	Reference scenario 2030	Target scenario 2030	Target gap 2030
NH ₃ -N	552	469	355	114
NO _x -N	337	169	151	18
N inflow surface water	356	288	305	-
N inflow groundwater	148	120	123	-
N ₂ O-N	83	78	66	12
N Total	1,476	1,123	1,000	124

Source: INFRAS / adelphi, UBA 2019b, UBA 2020a BMU 2017a, Öko-Institut 2018.

First, a broad compilation of possible measures was drawn up to achieve the targets in 2030. All relevant nitrogen compounds and polluter areas were taken into account. The measures were collected on the basis of an evaluation of existing inventories and other literature sources. Particular consideration was given to measures and instruments that are being implemented in Germany, that are being discussed in Germany or that have been implemented in neighbouring European countries. In addition to the existing inventories, further measures and instruments were identified on the basis of a literature search. Sources here included scientific studies, articles in specialist journals, gray literature, project reports, databases and personal contacts of the contractors. Furthermore, the suggestions for optimising existing regulations developed in

the context of this project were included in the collection. The compilation was supplemented by a large-scale dialogue process in which citizens themselves developed measures to reduce nitrogen emissions.

A description was created for each of the identified measures; these descriptions specified the design of the measure. Based on this, the individual measures were subjected to an evaluation. The following criteria were used:

- Effectiveness / reduction potential
- Economic efficiency
- Technical feasibility
- Social and political acceptance
- Legal feasibility
- Synergies and conflicting targets: interactions between the measures, risks of relocating nitrogen emissions abroad

Legal framework

In the course of a legal evaluation, all existing regulations relevant to the entry of reactive nitrogen compounds into the environment in international and European law as well as in national law were systematically and comprehensively determined, presented and analysed with regard to their coherence and control effectiveness. Due to the wide range of sources and sinks in nitrogen emissions, this analysis included regulations relating to the environment in the area of air pollution law, nature, soil and water protection law as well as polluter-related legal norms with regard to industrial plants, traffic and agriculture, but also special control instruments such as planning law and tax law. In addition to regulations with explicit reference to nitrogen compounds, standards have also been included that indirectly influence nitrogen emissions or immissions.

Based on these results, control deficits with regard to an effective legal regulation of nitrogen emissions and immissions were identified and summarized. In general, the regulations on reactive nitrogen have ambitious objectives at the European level, while at the national level there is a lack of coherent, effective regulation covering all emissions and immissions in terms of specific legal requirements and measures.

Based on this finding, proposals for optimising the various legal acts and legal instruments at the national level were developed. It should be emphasized that one instrument alone cannot solve the nitrogen problem in Germany, but that a coordinated group of instruments consisting of regulatory and planning requirements, including enforcement instruments, supporting aids, steering charges and taxes, certification systems, helpful advice and training is required. The various instruments are to be combined in such a way that their respective advantages are used as far as possible and the respective disadvantages are offset in order to achieve the most effective and efficient environmental policy possible. External environmental costs due to nitrogen emissions are to be charged as far as possible to the polluters.

The effectiveness of the legal control depends on both the regulatory interaction and the legal structure. In particular, it is also crucial that both goals and legal requirements for companies, citizens and authorities are specific, measurable, achievable, appropriate and timely. In order to ensure the effectiveness of legal control, legal requirements in laws and subordinate regulations should:

- ▶ be clearly binding as well as qualitatively and quantitatively determined,
- ▶ be understandable as well as implementable and verifiable in practice,
- ▶ observe the fundamental principles of environmental law, in particular the precautionary and polluter pays principles,
- ▶ define general minimum standards that can be specified by the responsible authorities for each company and location, and
- ▶ enable dynamic adaptation to scientific knowledge and technical progress.

The package of measures

In order to close the gap between the reference and target scenarios, a package of measures was developed based on the inventory of measures. The selection of the measures followed an evaluation index for which a semi-quantitative evaluation of the ecological effectiveness and the economic efficiency was used. The basic idea behind this approach was that the largest possible amount of nitrogen should be reduced at the lowest possible cost. Only those measures that were rated with a technical feasibility of medium to high were considered. In addition, measures with insurmountable legal hurdles were excluded.

With this in mind, the following measures were selected:

Agriculture

- L1 Introduction of a nitrogen surplus tax of one euro per kg nitrogen, hectare and year
- L2 Mandatory specifications for the application of farm manure
- L3 Introduction of a land requirement in livestock husbandry of 1.5 GV per hectare
- L4 Introduction of mandatory requirements for liquid manure storage
- L5 Mandatory introduction of system-integrated measures in animal husbandry facilities
- L6 Mandatory introduction of nutrient-adapted multi-phase feeding for poultry and pigs
- L7 Mandatory introduction of nutrient-adapted multi-phase feeding for cattle

Traffic

- V1 Introduction of comprehensive parking space management in city centres
- V2 Introduction of a city toll in cities with more than 200,000 inhabitants
- V3 Abolition of the distance flat rate
- V4 Setting the maximum speed on federal motorways at 120 km per hour
- V5 Introduction of a nationwide mileage-based car toll
- V6 Reform of the company car privilege
- V7 Alignment of tax rates on petrol and diesel
- V8 Extension of the truck toll to commercial vehicles 3.5 t and up and coaches for all roads
- V9 Abolition of the energy tax exemption for inland waterway diesel
- V10 Introduction of binding regulations to reduce the speed of seagoing vessels

V11 Examination of the introduction of a tax on NO_x emissions and financing of NO_x reduction measures in maritime transport

Industry

I1 Use of secondary mitigation techniques in the area of sinter plants

The following table summarises the effect of the package of measures.

Table 4: Nitrogen reduction of the package of measures to achieve the integrated nitrogen target and target gap 2030 [all specifications in kt N a⁻¹ unless otherwise stated].

Nitrogen compound	Reference scenario	Target scenario	Target gap	Package of measures efficacy	Target achievement [%]
NH ₃ -N	469	355	114	147	+ 28%
NO _x -N	169	151	18	20	+14%
N inflow surface water	288	305	-	23	-
N inflow groundwater	120	123	-	10	-
N ₂ O-N	78	66	12	9	-27%
N Total	1,123	1,000	124	209	+ 19%

Source: adelphi / INFRAS, UBA 2019b, UBA 2020a BMU 2017a, Öko-Institut 2018.

The package of measures ensures that both the overall reduction target and the national sub-targets for the nitrogen compounds nitrogen oxide and ammonia are achieved in an ecologically effective and economically efficient manner. The requirement for nitrate is already met in the reference scenario. With the package of measures, the target value for nitrous oxide will only be achieved by 75 percent by 2030. In this context, however, it should be emphasized that the contribution of nitrogen to climate is relatively small. Consequently, with the proposed selection of measures, the reduction of ammonia and nitrogen oxide emissions was prioritised.

The simplified cost-benefit analysis of the package of measures shows that the benefit due to the reduction in external costs is likely to be significantly higher than the avoidance and implementation costs of the measures. The package of measures shows a total benefit of EUR - 7,800 million compared to the reference scenario, while the sum of the **implementation and avoidance costs** is only in the range of EUR 800 million.

The goals for the year 2030 and thus the ecologically and economically positive effects can only be guaranteed if the complete package is implemented. In addition, it must be emphasised that the package of measures should be regularly adapted against the background of evolving political framework conditions. The editorial deadline for this project was 30 June 2019; some legal developments and their effects on the assessments made here could not yet be taken into account:

- Consideration of measures decided after the editorial deadline (e.g. coal phase-out, climate protection program, fertiliser ordinance 2020) -> adaptation of reference scenario and target gap

- Observation of the assumed effect in the reference scenario (e.g. autonomous developments, ambitious implementation of the fertiliser ordinance 2017) -> adaptation of the reference scenario and target gap
- Implementation of measures contained in the package of measures or parts of them (e.g. fertilizer ordinance 2020) -> shifting of measures from the package of measures to the reference scenario

1 Einleitung

Die Luft enthält etwa 50 Prozent des auf der Erde verfügbaren Stickstoffs, welcher in den elementaren Stickstoff (N₂) und in die reaktiven Stickstoffverbindungen (Nr) unterteilt wird (UBA 2010). Den überwiegenden Anteil bildet dabei der elementare Stickstoff mit circa 99 Prozent, die reaktiven Verbindungen haben einen Anteil von einem Prozent. Zum reaktiven Stickstoff zählen u. a. folgende Verbindungen: Nitrat (NO₃-), Lachgas (N₂O), Ammoniak (NH₃) und Ammonium (NH₄⁺) und Stickstoffoxid (NO_x) (UBA 2010).

Ab dem Anfang des 20. Jahrhunderts - mit Beginn der Ausbringung von industriell hergestelltem Stickstoffdünger sowie der stark gestiegenen Verbrennung von fossilen Energieträgern in der Industrie und im Verkehr - gelangten immer mehr reaktive Stickstoffverbindungen in die Umwelt. Dies hatte und hat massive Auswirkungen auf den natürlichen Stickstoffkreislauf.

Charakteristisch für den Stickstoffkreislauf ist die Tatsache, dass die verschiedenen Stickstoffverbindungen sich in einander umwandeln und zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten Luft, Wasser und Boden migrieren können. Dies wird auch als Stickstoffkaskade bezeichnet (Galloway et al. 2003).

Der größte Teil der anthropogen verursachten Einträge in die Atmosphäre stammt aus der Landwirtschaft mit 659 Kilotonnen (kt), gefolgt von Emissionen aus der Industrie und Energiewirtschaft (213 kt) sowie aus dem Verkehr (174 kt) (UBA 2020a).

Die Freisetzung reaktiven Stickstoffs vollzieht sich weltweit sehr unterschiedlich. Während die Landwirtschaft in manchen Entwicklungs- und Schwellenländern insgesamt unterversorgt ist, liegt in Industrieländern wie Deutschland insgesamt ein Stickstoffüberschuss vor. Es existieren teilweise Hotspots mit besonders hohen Freisetzungen, z.B. aus der Landwirtschaft (UBA 2009).

Neben zahlreichen negativen ökologischen Auswirkungen auf Luft, Böden, Gewässer und die Biodiversität schlagen sich die Emissionen reaktiven Stickstoffs auch in erheblichen sozioökonomischen Auswirkungen nieder. Eine Studie zu den umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxidbelastung in Deutschland kam zu dem Ergebnis, dass für das Jahr 2014 ca. 6.000 vorzeitige Todesfälle und knapp 50.000 verlorene Lebensjahre auf die Langzeitbelastung mit Stickstoffdioxid (NO₂) zurückzuführen sind (UBA 2018).

Die gesamten Kosten – also auch externe Kosten inklusive Gesundheitskosten – aufgrund der Folgen reaktiven Stickstoffs in der Europäischen Union (EU) werden auf 75 bis 485 Milliarden Euro pro Jahr geschätzt (van Grinsven et al. 2013).

Zentral für die deutsche Stickstoffdebatte in den letzten Jahren ist das 2015 vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) veröffentlichte Sondergutachten „Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem“ (SRU 2015), in dem der Sachverständigenrat u.a. eine nationale Stickstoffstrategie empfiehlt, um dem Thema die nötige öffentliche Aufmerksamkeit zu verleihen. Als Handlungsprioritäten benennt der SRU die Ergänzung von ordnungsrechtlichen Vorgaben durch ökonomische Anreize zur Reduktion von Stickstoffüberschüssen und eine Weiterentwicklung der europäischen Luftreinhaltepolitik.

Im Integrierten Umweltprogramm 2030 kündigte das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) 2016 die Entwicklung einer nationalen Stickstoffstrategie an, die die bereits vorhandenen Ziele und Maßnahmen zur Stickstoffminderung bündeln und um weitere Ziele, Maßnahmen und Instrumente erweitern soll, wobei alle maßgeblichen Verursacher mit einbezogen werden sollten (BMU 2016). In ihrem ersten Stickstoff-Bericht „Stickstoffeintrag in die Biosphäre“ (2017) weist die Bundesregierung das Ziel aus, ein Aktionsprogramm zur Stickstoffminderung zu entwickeln. Dieses Programm

solle Synergien zwischen verschiedenen Programmen der Bundesregierung identifizieren und stärken. In diesem Zusammenhang wird die Notwendigkeit eines integrierten Lösungsansatzes sowie eines engen Zusammenwirkens der verschiedenen Politikbereiche betont (BMU 2017b).

Bisher adressiert die Umweltpolitik die negativen Auswirkungen von Stickstoffüberschüssen vor allem auf der Ebene einzelner Verursachersektoren. Hierdurch sind ausdifferenzierte politische Regelungen entstanden, die jeweils nur spezifische Aspekte des Stickstoffproblems adressieren und dabei eine mögliche Verlagerung des Stickstoffs in andere Umweltkompartimente nicht ausreichend berücksichtigen. In einer Koordinierung der verschiedenen Regelungen liegt folglich ein großes Potenzial für eine weitergehende Minderung übermäßiger Stickstoffeinträge.

1.1 Ziele und Aufbau

Der vorliegende Bericht präsentiert zentrale Ergebnisse des Vorhabens „Entwicklung und Umsetzung eines Aktionsprogramms als Roadmap zur Umsetzung der integrierten Stickstoffstrategie“.

Vor dem Hintergrund eines integrierten Ansatzes ist es übergreifendes Ziel ein Maßnahmenpaket zu entwickeln, welches die Stickstoffemissionen bis zum Jahr 2030 so reduziert, dass das integrierte Stickstoffziel erreicht wird. Dieses Stickstoffziel – auch DESTINO-Ziel – wurde im Rahmen des DESTINO-Vorhabens (Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stickstoffziel und IST-Zustand) entwickelt.

In den folgenden Abschnitten werden zunächst die zentralen naturwissenschaftlichen Grundlagen für die weiteren Untersuchungen gelegt. Hierfür werden Stickstoffeinträge in die verschiedenen Umweltkompartimente sowie deren Schadwirkungen beschrieben.

Kapitel 2 legt anschließend zentrale methodische Grundlagen für die weiteren Arbeiten. Hierbei wird das Vorgehen bei der Zusammenstellung und Bewertung eines umfangreichen Inventars von Einzelmaßnahmen diskutiert. Dieses fußt auf laufenden politischen Prozessen und bestehenden Maßnahmenzusammenstellungen aus den verschiedenen Sektoren und Politikbereichen. Die Bewertung der Maßnahmen wurde transparent dokumentiert und einheitlich durchgeführt. Die Bewertungsergebnisse sind sowohl in diesem Bericht zusammenfassend dargestellt und in einem Excel-Tool, das dem UBA vorliegt, nachvollziehbar. Ergänzt wurde die Zusammenstellung der Maßnahmen durch ein groß angelegtes Dialogverfahren, in dem Bürger*innen Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen selbst entwickelt und / oder bestehende Maßnahmenvorschläge bewertet haben. Folgend werden in Kapitel 2.2 die Entwicklung der Stickstoffemissionen bis zum Jahr 2030 ermittelt. Der Vergleich dieser Referenzentwicklung mit dem integrierten Stickstoffziel ergibt dann die Zielstellung für die weiteren Arbeiten. Da die zeitlichen Abläufe der Politikentwicklung und die Verabschiedung politischer Neuerungen, wie das Klimaschutzgesetz oder die Novellierung der Düngeverordnung parallel zum vorliegenden Bericht voranschritt, können Maßnahmenauswahl und Referenzszenario des vorliegenden Berichts nicht in allen Punkten den allerletzten Stand widerspiegeln.

In Kapitel 3 werden die Defizite des bestehenden rechtlichen Rahmens vor dem Hintergrund der Stickstoffproblematik dargestellt. Dem zu Grunde liegt eine ausführliche Analyse bestehender Maßnahmen und Instrumente, d.h. Regelungen des Umwelt-, Ordnungs-, Planungs-, und Förderrechts sowie der fachspezifischen Bereiche des Landwirtschafts-, Verkehrs-, Immissionsschutz, Gesundheitsschutz- und Verbraucherschutzrechts auch das Steuer-, Abgaben- und Gebührenrecht, wurden berücksichtigt. Die ausführliche Darstellung dieser Analysen ist in Anhang A dargestellt. Aus der Analyse des Ist-Zustands und der Defizite werden in Kapitel 3

rechtliche Optimierungsvorschläge entwickelt, die ebenfalls in das in Kapitel 2 entwickelte Maßnahmeninventar einfließen.

Kapitel 4 folgt hierauf mit einer detaillierten Analyse ökonomischer Aspekte. Neben der Präsentation allgemeiner Überlegungen zu den Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs und Kosten-Nutzen-Analysen (KNA) zu diesem Thema werden Methode und Ergebnisse einer vereinfachten KNA für Deutschland dargestellt.

In Kapitel 5 werden die Erkenntnisse aus den Voruntersuchungen zusammengeführt. Kapitel 5 dient somit als Handlungsempfehlung auf dem Weg zur Entwicklung eines Aktionsprogramms Stickstoffstrategie. Basierend auf dem in Kapitel 2 entwickelten, breit angelegten Inventar wird ein Maßnahmenpaket zur Erreichung der in Kapitel 2.2 abgeleiteten Zielstellungen entwickelt. Dies geschieht unter der Prämisse eines integrierten Bewertungsansatzes, der mögliche Verlagerungseffekte zwischen verschiedenen Stickstoffverbindungen und Umweltkompartimenten berücksichtigt.

Darüber hinaus werden zentrale Wechselwirkungen – beispielsweise Synergien und Zielkonflikte mit anderen Bereichen der Umweltpolitik - sowie die ökonomischen Auswirkungen des Maßnahmenpaketes erörtert, und es werden erste Vorschläge für die Umsetzung des Maßnahmenpaketes gemacht.

Abschließend wird ein Fazit gezogen und weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt.

Der Mehrwert dieses Vorhabens ergibt sich vor allem aus einer breiten Zusammenstellung und Bewertung von Maßnahmen sowie deren transparenter, ökologisch effektiven und ökonomisch effizienten Auswahl für ein Maßnahmenpaket zur Erreichung des integrierten, bundesweiten Stickstoffziels. Durch die Berücksichtigung von Kosten und Effizienz erlaubt die Untersuchung eine Argumentation nicht nur entlang ökologischer, sondern auch ökonomischer Gesichtspunkte.

1.2 Stickstoffeinträge in Umweltkompartimente

1.2.1 Luft

Die Emissionen von Stickstoffoxiden, Ammoniak und Lachgas werden in die Luft eingetragen. Dabei stammen rund 95 Prozent der Ammoniakemissionen und 77 Prozent der Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft, für Stickstoffoxidemissionen sind Verbrennungsprozesse in Verkehr und stationären Feuerungsanlagen die Hauptverursacher (UBA 2020a).

Luftgetragene Stickstoffverbindungen werden teilweise nahe der Emissionsquelle teilweise aber auch über lange Strecken transportiert und weit entfernt deponiert. Die Belastung eines konkreten Gebietes ergibt sich daher aus einer Hintergrundbelastung, die von keiner einzelnen Quelle dominiert wird und durch die lufttransportierten Stickstoffverbindungen entsteht, sowie der Belastung aus lokalen Emissionsquellen.

Die Depositionsgeschwindigkeit der verschiedenen Stickstoffverbindungen ist dabei sehr unterschiedlich. Lachgas auf der einen Seite hat eine extrem hohe Verweilzeit in der Troposphäre (ca. einhundert Jahre) und ist ein wirksames Treibhausgas. Ammoniak dagegen wird meist relativ rasch durch Pflanzenbestände aufgenommen und bleibt in diesem Fall nahe der Emissionsquelle. Stickstoffoxide können längere Strecken zurücklegen, bevor sie deponieren. Allerdings können Ammoniak und Stickstoffoxide auch mit anderen gasförmigen Luftbestandteilen reagieren und Aerosole bilden, die wiederum tausende Kilometer weit transportiert werden können bevor sie durch Niederschläge deponiert werden (SRU 2015).

Da sie eine relativ kurze Verweildauer in der Atmosphäre und kein Potenzial zur Bildung von elementarem Stickstoff haben, werden nahezu alle atmosphärischen Emissionen von Ammoniak und Stickstoffdioxid innerhalb von Stunden bis Tagen auf der Erdoberfläche deponiert und in Ökosysteme eingetragen (Galloway et al. 2003).

1.2.2 Böden

Durch die biologische Stickstofffixierung, über die atmosphärische Stickstoffdeposition sowie den Direkteintrag von mineralischen Stickstoffdüngern, Wirtschaftsdüngern und Klärschlämmen gelangen reaktive Stickstoffverbindungen auch auf und in den Boden. Dabei sorgen Unterschiede in Geologie, Relief, Klima, Bewuchs und Landnutzung für regional sehr unterschiedliche Stickstoffeinträge, Stickstoffkonzentrationen und Speichervermögen von Böden. Die Verweildauer von reaktivem Stickstoff in landwirtschaftlichen Ökosystemen kann aufgrund des großen Pools organischen Materials im Boden Jahre bis Jahrzehnte betragen (SRU 2015).

Allerdings steht den Pflanzen nur ein kleiner Teil des im Boden vorhandenen Stickstoffs zur Verfügung, weshalb stickstoffhaltiger Dünger hinzugefügt wird. Fast der gesamte dem landwirtschaftlichen Ökosystem hinzugefügte Stickstoff geht im Laufe des Jahres wieder verloren. Nur ein Teil besteht dabei aus dem Erntegut, der andere Teil besteht aus Verlusten durch Verflüchtigung aus Dünger und zersetzter Biomasse in Form von Ammoniak, Lachgas und Stickstoffdioxid sowie durch Versickerung und Auswaschung von Nitrat in Oberflächengewässer und Grundwasser (Galloway et al. 2003).

1.2.3 Wasser

Stickstoff gelangt auf verschiedenen Wegen in die Oberflächen- und Grundwässer. Die wichtigsten Eintragspfade stellen die Auswaschung aus den Böden, atmosphärische Deposition auf die Einzugsgebiete bzw. die Gewässeroberfläche, Abfluss aus den Flusseinzugsgebieten, Erosion und der direkte Eintrag aus Punktquellen dar. Eine weitere Quelle für reaktiven Stickstoff ist die Stickstofffixierung durch Blaualgen (Cyanobakterien) in den Gewässern. Aus den Böden wird primär Nitrat ausgewaschen und in die aquatischen Systeme bzw. Grundwasserkörper transferiert. Beim Eintrag über den atmosphärischen Transport steht partikulärer Stickstoff im Vordergrund (SRU 2015).

Auch die Einträge in Gewässer sind regional sehr unterschiedlich, die höchsten Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer gibt es besonders in Nordwest- und Südwestdeutschland, was auf eine hohe Tierhaltungsdichte, sandige Böden und hohen Abfluss zurückzuführen ist (SRU 2015).

1.2.4 Meer

Die reaktiven Stickstoffverbindungen gelangen in Form von Ammonium, Nitrat und als gelöste organische Verbindungen über die Fließgewässer auch in küstennahe Meeresgebiete. Auch durch atmosphärische Deposition, direkte Einträge durch Abwässer von Schiffen und zu einem geringen Teil auch durch Stickstofffixierung durch Blaualgen gelangt reaktiver Stickstoff in Meeresökosysteme. Die beiden wesentlichen anthropogenen Eintragspfade sind der über die Flüsse und der über die Luft (Galloway 2003).

Die Konzentration von reaktivem Stickstoff im Meer hängt stark von Prozessen wie Aufnahme, Zehrung, Abbau und Denitrifizierung, Sedimentation und Strömungsverhältnissen ab, die sich im Laufe des Jahres verändern. So ist die Primärproduktion, also das Algenwachstum, im Frühling und Sommer am stärksten und kann bis hin zur Stickstoffzehrung führen, während im Winter

kaum biologische Produktion stattfindet und daher die höchsten Nitratkonzentrationen auftreten (SRU 2015).

1.3 Schadwirkungen

1.3.1 Verlust von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen

Der Stickstoffeintrag gilt weltweit als einer der fünf Hauptgründe für die Gefährdung der biologischen Vielfalt. Er kann zur Destabilisierung von Ökosystemen und der Verdrängung von empfindlichen Arten führen. Da solche Veränderungen nicht plötzlich, sondern langsam und zeitlich verzögert ablaufen, sind sie meist nicht direkt wahrnehmbar (UBA 2015).

Reaktive Stickstoffverbindungen werden nach der Emission über unterschiedliche Distanzen verfrachtet, umgewandelt und deponiert. Dort haben sie eine Überdüngung (Eutrophierung) und Versauerung von Ökosystemen zur Folge, mit vielfältigen Langzeitauswirkungen auf Fauna und Flora. Durch die erhöhte Deposition von Stickstoff werden stickstoffliebende Pflanzen gefördert, die wiederum Pflanzen verdrängen, die an nährstoffarme Böden angepasst sind. Dies führt langfristig zu einer Abnahme von Biodiversität. Davon betroffen sind sowohl terrestrische als auch Süß- und Meereswasser-Ökosysteme. Zu den besonders empfindlichen Ökosystemen gehören unter anderem Wälder, Trockenrasen und andere artenreiche Naturwiesen, Hochmoore, Flachmoore, Heidelandschaften und nährstoffarme Still- und Fließgewässer (BAFU 2014). Ammoniak und Stickstoffdioxid verätzen bei hohen Konzentrationen in der Umgebungsluft Nadeln und Blätter auch direkt, was zu Änderungen der Wachstumsraten und Ernteverlusten führen kann (UBA 2019a).

Der Verlust von Biodiversität an sich stellt nicht unbedingt eine Schadwirkung dar, sondern wird eher als Indikator angesehen, wie resilient ein Ökosystem ist. Erst die Auswirkungen auf die Leistungen, die Ökosysteme für den Menschen erbringen, stellen eine Schadenskategorie dar (UBA 2019a).

Eine verminderte Biodiversität führt zum Verlust von potenziellen Ressourcen für die Pflanzen- und Tierzucht. Ein Rückgang der Insektenzahl beispielsweise gefährdet die Ökosystemdienstleistung Bestäubung, mit abnehmender Diversität der ackerbegleitenden Vegetation und ihrer Früchte sinken auch die darauf angewiesenen Vögel. Dadurch wird die Bekämpfung von Pflanzenschädlingen abgeschwächt, ebenfalls eine wichtige Ökosystemdienstleistung (SRU 2015).

Stickstoffeinträge verändern zudem die Bodenfunktionen, was wiederum die Regulierung der Nährstoffkreisläufe und des Wasserhaushalts im Boden beeinflusst. Die Stickstoffsättigung von Waldböden führt zum Verlust ihrer Funktion, das Grundwasser rein zu halten, und Nitrat wird durch das Sickerwasser ausgetragen. Aufgrund der hohen Stickstoffeinträge wird auch bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen Stickstoff ins Grundwasser ausgewaschen. Die anschließende Eutrophierung von Süß- und Meeresgewässern hat negative Folgen für die Fischereiwirtschaft.

Nicht zuletzt können kulturelle Ökosystemdienstleistungen durch Stickstoffbelastungen beeinträchtigt werden, vor allem der Tourismus und die Erholungsfunktion der Natur (SRU 2015).

1.3.2 Luftqualität

Luftgetragene Stickstoffverbindungen haben großen Einfluss auf die Luftqualität und damit auch auf die menschliche Gesundheit.

Stickstoffdioxid wirkt sich direkt negativ aus, da es unter anderem zu Entzündungsreaktionen in den Atemwegen führen und die Reizwirkung von anderen Luftschadstoffen verstärken kann. Bei einer steigenden Konzentration von Stickstoffdioxid in der Außenluft kommt es kurzfristig vermehrt zu Todesfällen, Atemwegserkrankungen und Herzrhythmusstörungen. Langfristig kann dies zu Infektionskrankheiten, einer Verschlechterung der Lungenfunktion und zu Todesfällen in der Bevölkerung führen. Dabei sind besonders Kinder, Ältere und Asthmatiker betroffen (BAFU 2014).

Eine ähnliche Wirkung auf die menschliche Gesundheit hat eine erhöhte Feinstaubkonzentration, zu der reaktive Stickstoffverbindungen beitragen. Stickstoffoxide tragen zudem zur Bildung von bodennahem Ozon bei (UBA 2015).

1.3.3 Wasserqualität

Mit zu viel Stickstoff angereicherte Böden können die Qualität des Grundwassers beeinträchtigen, wenn das Angebot an wasserlöslichem Nitrat die Aufnahmekapazität der Vegetation übersteigt. Die Überschüsse, die nicht durch Pflanzen aufgenommen werden, werden durch Niederschläge ins Grundwasser ausgewaschen. Ein großer Teil der deutschen Grundwasservorkommen sind mit zu hohen Nitratwerten belastet. Grundwasser reagiert nur langsam auf Veränderungen, da es lange dauert, bis oberflächliche Einträge bis dort gelangen und nachgewiesen werden können. Das heißt, dass die hohen Nitratkonzentrationen auf Emissionen zurückgehen, die möglicherweise Jahre bis Jahrzehnte zurückliegen – aber auch, dass die Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen ebenso zeitverzögert eintreten wird. Da das Grundwasser die bedeutendste Trinkwasserquelle darstellt, ist eine erhöhte Nitratkonzentration vor allem ein Problem für die Wasserversorger. Ihnen können für die Trinkwasseraufbereitung und die Erschließung neuer Grundwasservorräte höhere Kosten entstehen (UBA 2017, UBA 2017a).

Auch für Oberflächengewässer stellen die hohen Stickstoffeinträge ein Problem dar. Die Anreicherung von Stickstoff in den Gewässern führt zu Eutrophierung und damit zu vermehrtem Wachstum von Algen und Wasserpflanzen und in der Folge zu Sauerstoffmangel, Abnahme der Artenvielfalt, Wassertrübung und erhöhter Fischsterblichkeit (SRU 2015).

Die Stickstoffüberschüsse werden auch in marine Ökosysteme eingetragen und sind auch dort für negative Auswirkungen verantwortlich. Eine hohe Stickstoffkonzentration führt auch in küstennahen Gewässern zu vermehrtem Algenwachstum und in der Folge zu Algenblüten und Trübung an der Oberfläche sowie Sauerstoffzehrung in grundnahen Wasserschichten. Dies kann zu hypoxischen (sauerstoffarmen) oder sogar anoxischen (sauerstofffreien) Zonen führen, die den Verlust von Arten und Habitaten zur Folge haben und teilweise zu irreversiblen Veränderungen mariner Ökosysteme führen (SRU 2015).

1.3.4 Böden

Ein wichtiger Teil des Stickstoffkreislaufs findet in Böden statt. Sie fungieren als Filter, Puffer und Speicher für Wasser- und Stoffhaushalt und sind damit empfindliche Systeme, die durch übermäßige Stickstoffeinträge aus dem Gleichgewicht gebracht werden können. Dabei hängt die Sensitivität gegenüber Einträgen stark von den jeweiligen Bodenverhältnissen ab, die sehr unterschiedlich sein können je nach Ausgangsgestein, Textur, abgelaufene Prozesse etc. Zudem unterscheiden sich Stickstoffkreislauf und Speichervermögen des Bodens stark je nach Ökosystem und Bewuchs. Stickstoffeinträge, -Umwandlungen, Speicherkapazität, Pufferkapazität und damit Anfälligkeit für Versauerung von Böden sind also regional und lokal

sehr unterschiedlich, und damit auch die möglichen Schadwirkungen, die Stickstoffeinträge auf den jeweiligen Boden haben können (SRU 2015).

Böden sind damit gleichzeitig Senke, Schnittstelle im Stickstoffkreislauf und Quelle von Stickstoffemissionen. Die Hauptverlustwege von Stickstoff aus dem Boden sind Denitrifikation und Auswaschung. Die Denitrifikationsrate, also der Anteil an Stickstoffverbindungen, der wieder aus dem Boden in die Atmosphäre ausgegast wird, ist abhängig von der Bodentemperatur und dem Angebot an Wasser, Nährkationen, Sauerstoff und Kohlenstoff. Zur Auswaschung kommt es unter anderem in den Wintermonaten, wenn Vegetationsruhe herrscht oder aufgrund hoher Niederschläge. Durch Denitrifikationsprozesse sind vor allem landwirtschaftlich genutzte Böden eine Hauptquelle für Lachgasemissionen (SRU 2015).

1.3.5 Klima und Ozonschicht

Lachgas ist ein Treibhausgas, das pro Kilogramm Emissionen 265-mal wirksamer ist als CO₂. Zudem trägt Lachgas zum Abbau der Ozonschicht bei, die in einer Höhe von 10km – also in der Stratosphäre – die schädliche UV-Strahlung filtert. Durch den Abbau der Ozonschicht gelangt mehr dieser Strahlung auf die Erdoberfläche und stellt dort ein Risiko für die menschliche Gesundheit dar, da sie die Entstehung von Hautkrebs begünstigt (SRU 2015).

Der intensivierte Stickstoffkreislauf wirkt sich allerdings auch abkühlend auf das Klima aus. Dabei spielen eine verstärkte Kohlenstoffbindung, die Bildung atmosphärischer Partikel, die die Rückstrahlung von Sonnenstrahlen in Richtung Weltraum erhöhen und die Verkürzung der Lebensdauer von Methan eine Rolle. Insgesamt heben sich beide Effekte des Stickstoffs auf das Klima in etwa auf, die Gesamtwirkung des intensivierten Stickstoffkreislaufs wird als leicht kühlend angenommen (UBA 2015).

1.3.6 Materialschäden

Stickstoffverbindungen (z. B. Salpetersäure) und Partikel die aus ihnen entstehen tragen auch zur Verwitterung und Korrosion von Bausubstanz und Baudenkmälern bei, ebenso wie die durch Stickstoffoxidemissionen erhöhte Ozonkonzentration in der Luft. Ozon wirkt auf organische Materialien (polymere Kunststoffe, Gummi, Beschichtungen) oxidierend und führt zur Brüchigkeit; bei Metallen kommt es zu beschleunigter Materialalterung und -verwitterung. Das erhöhte Risiko für Materialschäden durch Luftschadstoffe (z. B. reaktive Stickstoffverbindungen) lässt sich aus dem Vergleich der Korrosionsraten in gering und stark belasteten Regionen (urbane und industriellen Gebiete) ableiten (UBA 2015).

2 Maßnahmeninventar und Szenarien

Im Folgenden wird die methodische Vorgehensweise beschrieben. Sie bildet die Grundlage für die Zusammenführung der Erkenntnisse in Kapitel 5. Hierzu werden zunächst die Methodik zur Auswahl und Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen beschrieben. Anschließend wird ein Referenz- und Zielszenario der Stickstoffemissionen bis zum Projektionszeitraum dieses Vorhabens – dem Jahr 2030 – abgeleitet. Methodische Überlegungen zur KNA sind Gegenstand von Kapitel 4.

2.1 Maßnahmensammlung und Bewertung

Folgend wird das methodische Vorgehen bei der Sammlung und Bewertung von Maßnahmen geschildert. Ergebnis dieser Arbeiten ist ein Maßnahmeninventar, welches als Grundlage für das in Kapitel 5 entwickelte Maßnahmenpaket zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels dient.

2.1.1 Maßnahmensammlung

In einem ersten Schritt wurden Maßnahmen und Instrumente zur Minderung von Stickstoffemissionen gesammelt und inventarisiert. Die Bandbreite an möglichen Minderungsmaßnahmen ist entsprechend der zahlreichen Einflussfaktoren und Verursacherbereiche, die Auswirkungen auf den Stickstoffkreislauf haben, sehr umfangreich. Diese Maßnahmen haben unterschiedliches Potenzial zur Minderung der Stickstoffeinträge in Luft und Gewässer, adressieren verschiedene Stickstoffverbindungen und unterschiedliche Sektoren, verursachen unterschiedlich hohe Kosten und unterscheiden sich in ihrer räumlichen Ausdehnung.

Die Sammlung der Maßnahmen erfolgte auf Basis einer Auswertung bestehender Inventare sowie weiterer Literaturquellen. Berücksichtigung fanden insbesondere Maßnahmen und Instrumente, die sich in Deutschland in der Umsetzung befinden, die in Deutschland diskutiert werden und die in europäischen Nachbarländern umgesetzt wurden. Darüber hinaus wurden auch Maßnahmen aufgeführt, die bereits beschlossen wurden und welche zukünftig zu einem weiteren Minderungspotenzial führen können.

Ausgangspunkt für die Zusammenstellung waren bereits existierende Inventare von Maßnahmen zur Minderung von reaktivem Stickstoff, einige davon bereits veröffentlicht, andere noch in Bearbeitung. Herangezogen wurden unter anderem:

- Das Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) „Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem“ (SRU 2015),
- Eine Studie des Umweltbundesamtes zu reaktivem Stickstoff (UBA 2015),
- Das Maßnahmeninventar, das im Rahmen des UFOPLAN-Vorhabens 3715 51 2010 „Ökonomische Instrumente in der Luftreinhaltung“ erstellt wurde,
- Die Maßnahmenzusammenstellung, die der Leistungsbeschreibung beigelegt wurde,
- Die Stickstoffrelevanten Maßnahmen aus dem Thünen-Gutachten „Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft“ (Osterburg et al. 2013)
- Die Stickstoffrelevanten Maßnahmen aus dem Gutachten „Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung“ (WBAE und WBW 2016),

- Maßnahmen aus dem Entwurf des Nationalen Luftreinhalteprogramms (NLRP), die als weiterführende Maßnahmenoptionen zur Reduktion von Stickstoffdioxid und Ammoniak aufgeführt wurden

Neben den bestehenden Inventaren wurden auf Basis einer Literaturrecherche weitere Maßnahmen und Instrumente identifiziert. Quellen bildeten hier wissenschaftliche Studien, Artikel in Fachzeitschriften, graue Literatur, Projektberichte, Datenbanken und persönliche Kontakte der Auftragnehmer. Des Weiteren wurden die in Kapitel 3 gesammelten Optimierungsvorschläge bestehender Regelungen in die Sammlung aufgenommen.

Zu jeder Maßnahme wurde eine Beschreibung erstellt, in der die angenommene Ausgestaltungsoption erläutert wird. Für viele der Maßnahmen gibt es mehrere Möglichkeiten, wie genau sie ausgestaltet und angewendet werden kann, welche Ausnahmen gewährt werden, wie hoch eine Förderung oder Steuer erhoben wird etc. Daher ist es nötig, die jeweils getroffenen Annahmen zur Ausgestaltung festzulegen und transparent zu machen, da sie teils große Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis haben können. Beispielsweise beeinflusst die Wahl zwischen einer ordnungsrechtlichen oder ökonomischen Instrumentierung oder die Höhe einer Steuer wesentlich die Effektivität und Effizienz sowie die weiteren Bewertungskriterien.

Die Wahl der jeweiligen Ausgestaltungsoption erfolgte nach pragmatischen Gesichtspunkten. Durch die Beschränkung der Anzahl und Breite der betrachteten Maßnahmen in diesem Vorhaben konnte keine Detailanalyse einzelner Maßnahmen und deren optimaler Ausgestaltungsoption durchgeführt werden. Daher wurde größtenteils auf bestehende Vorschläge aus wissenschaftlichen Studien, Forderungen von Nicht-Regierungsorganisationen (NGOs) oder Verbänden und Publikationen und Positionen des UBA zurückgegriffen und wo nötig vereinfachende Annahmen getroffen, die eine Bewertung ermöglichten.

Darüber hinaus speist sich das Maßnahmeninventar aus einem breit angelegten Bürger*innen-Dialog. Das Beteiligungsverfahren bestand aus vier Regionalkonferenzen, die in Duisburg, Oldenburg, Stuttgart und Weimar zu verschiedenen Schwerpunktthemen durchgeführt wurden. Insgesamt nahmen 110 Bürger*innen an den Veranstaltungen teil. Bei den Regionalkonferenzen sollten die Bürger*innen über das Thema informiert werden und eigene Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen entwickeln. Der Bürger*innendialog wurde durch eine Delegiertenkonferenz und eine abschließende Online-Bewertung durch die Teilnehmenden ergänzt. Der resultierende Bürger*innenratschlag wurde am 12. Februar 2020 an das BMU übergeben (BMU 2020). Fünf der insgesamt 16 von den Bürger*innen entwickelten Maßnahmen wurden in das Maßnahmeninventar übernommen. Die weiteren Maßnahmen waren entweder bereits im Maßnahmeninventar vorhanden oder noch nicht ausreichend ausgestaltet, sodass sie hätten bewertet werden können.

Das finale Inventar umfasst rund 100 Maßnahmen. Es kann [Anhang B](#) dieses Berichtes entnommen werden. Außerdem wurde die Maßnahmenliste dem UBA in Form eines Excel-Tools übergeben.

2.1.2 Maßnahmenbewertung

Um aus diesem, etwa 100 Maßnahmen umfassenden Inventar geeignete Maßnahmen auswählen zu können, wurde ein Bewertungsansatz entwickelt, der einen semi-quantitativen Vergleich zwischen verschiedenen Maßnahmen/Instrumenten hinsichtlich verschiedener Kriterien ermöglicht. Die Bewertung der einzelnen Kriterien beinhaltet eine grobe Einteilung in Kategorien. Abschließend wurde ein Bewertungsindex entwickelt, der es ermöglichte, die Maßnahmen zu sortieren und insgesamt 19 prioritäre Maßnahmen auf Basis einer transparenten Vorgehensweise, wissenschaftlich neutral auszuwählen. Die Vorgehensweise zum

Bewertungsindex und die 19 ausgewählten Maßnahmen finden sich in Kapitel 5. Eine detaillierte Beschreibung dieser 19 Maßnahmen in Form von Steckbriefen findet sich im **Anhang C** zu diesem Bericht.

Die Maßnahmenbewertung stützt sich hauptsächlich auf bestehende Bewertungsergebnisse aus wissenschaftlichen Publikationen, graue Literatur sowie Erkenntnissen aus anderen europäischen Ländern. Maßnahmen, die anhand der verfügbaren Literatur nicht quantitativ bewertet werden konnten, wurden anhand von eigenen, groben Abschätzungen in eine Kategorie eingeordnet.

Die Maßnahmen wurden bezüglich ihrer Effizienz, Effektivität, Akzeptanz sowie ihrer juristischen und technischen Umsetzbarkeit (Tabelle 5) auf einer Ordinalskala («hoch», «mittel», «tief») eingestuft.

Um eine konsistente Bewertung der Maßnahmen und möglicher Substitutionseffekte sicherzustellen, sind zudem teilweise eigene Abschätzungen und Annahmen erforderlich (z.B. zu möglichen Substitutionseffekten, zum Umsetzungsgrad, zur zeitlichen Extrapolation der Maßnahmenwirkung bis ins Jahr 2030, zu Verlagerungseffekten zwischen verschiedenen Umweltmedien). Eigene Datenerfassungen und Modellierungen zu Kosten und Wirksamkeit der Maßnahmen sind nicht Gegenstand des Vorhabens. Maßnahmen, welche auf Basis der verfügbaren Literatur nicht bewertbar sind, wurden anhand von eigenen Einschätzungen relativ zu anderen Maßnahmen auf der Bewertungsskala eingeordnet (z.B. Maßnahme X ist etwa gleich effizient wie Maßnahme Y). Synergien und Zielkonflikte zwischen verschiedenen Stickstoffminderungsmaßnahmen und anderen Politikbereichen werden qualitativ beurteilt. Die folgende Tabelle fasst die Bewertungskriterien zusammen.

Tabelle 5: Beschreibung der Bewertungskriterien und der Bewertungsskalen

Kriterium	Beschreibung
Effektivität	Minderungspotenzial der Maßnahme in Tonnen Stickstoff pro Jahr. Das Einsparpotenzial wird auch monetär quantifiziert, über Kostensätze zur Quantifizierung von externen Umweltwirkungen, wie bspw. Gesundheitsschäden, Biodiversitätsverluste. Das monetarisierte Einsparpotenzial entspricht dem potenziellen Nutzen einer Maßnahme. Die Monetarisierung der Stickstoffemissionen und -frachten erfolgt über Kostensätze für verschiedene Umweltauswirkungen aus der Methodenkonvention 3.0 und aus weiterer wissenschaftlicher Literatur (siehe Kapitel 4) 5-stufige Bewertungsskala: sehr gering, gering, mittel, hoch, sehr hoch
Effizienz	Die volkswirtschaftliche Effizienz einer Maßnahme berechnet sich aus der Summe aus jährlichen Umsetzungs- und Vermeidungskosten, welche die Maßnahme bei Haushalten, Unternehmen und dem Staat verursacht und dem volkswirtschaftlichen Nutzen der Maßnahmen (in EUR) im Verhältnis zum Einsparpotenzial der Maßnahme (Effektivität in Tonnen Stickstoff pro Jahr). • Vermeidungskosten: Zu den Vermeidungskosten gehören die betriebswirtschaftlichen, monetären Kosten einer Maßnahme bei den Unternehmen, den Haushalten und beim Staat. Dabei werden sowohl einmalig anfallende Investitionen wie auch laufende Kosten berücksichtigt und über die Lebensdauer auf jährliche Kosten umgerechnet. • Die Umsetzungskosten des Instruments, das eine Maßnahme auslösen soll, fallen meist bei der öffentlichen Hand an (z.B. Erarbeitung Vorgaben, Datenerhebungen, Aufbau von Monitoringsystemen).

Kriterium	Beschreibung
	Der volkswirtschaftliche Nutzen der Maßnahmen wird über Kostensätze für stickstoffbezogenen Umweltwirkungen (z.B. Gesundheitsschäden, Biodiversitätsverlust, Klimaerwärmung dank Stickstoffminderungsmaßnahmen) quantifiziert. Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten der Maßnahmen wurden anhand von Literaturangaben und eigenen Berechnungen abgeschätzt. Der Unschärfbereich dieser Schätzungen wurde nicht quantifiziert. Er wird auf rund +/- 50% geschätzt. 5-stufige Bewertungsskala: sehr gering, gering, mittel, hoch, sehr hoch
Gesellschaftliche und politische Akzeptanz	Die gesellschaftliche und politische Akzeptanz prüft die Umsetzungswahrscheinlichkeit einer Maßnahme. Diese hängt u.a. ab von der Art des Instruments zur Umsetzung der Maßnahme, der Eingriffstiefe in bestehende Strukturen und Prozesse, der gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Verteilungseffekte der Maßnahmenumsetzung, der Auswirkungen auf die gesamtwirtschaftliche Leistung und Beschäftigung in Deutschland und der Verständlichkeit der Minderungsanliegen in der Öffentlichkeit. 3-stufige Bewertungsskala: gering, mittel, hoch
Technische Umsetzbarkeit	Dieses Kriterium prüft die Umsetzbarkeit einer Maßnahme. Neben der Verfügbarkeit der unterstellten Technologien werden unter diesem Kriterium auch die Komplexität der Planungsprozesse (z.B. Abhängigkeiten von anderen Maßnahmen) und die Anzahl der an der Umsetzung beteiligten Akteure berücksichtigt. 3-stufige Bewertungsskala: gering, mittel, hoch
Juristische Umsetzbarkeit	Die Bewertung der juristischen Umsetzbarkeit der Maßnahmen erfolgt anhand einer summarischen Abschätzung der Kriterien: Vereinbarkeit mit höherrangigem Recht (Völkerrecht, EU-Recht oder Bundesrecht) unter Berücksichtigung der angedachten Rechtsfolgen. Des Weiteren wurde eine ergänzende Einschätzung zur Umsetzbarkeit der nicht rechtlich verbindlichen S.M.A.R.T.-Kriterien, möglicher vorhandener umsetzender Regelungen oder Vollzugshilfen sowie der voraussichtlichen politische/juristischen Zuständigkeit für die Umsetzung abgegeben. 3-stufige Bewertungsskala: Keine ersichtlichen Hindernisse; Voraussichtlich überwindbare Hindernisse; Voraussichtlich unüberwindbare Hindernisse
Synergien und Zielkonflikte	Qualitative Beurteilung möglicher Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Maßnahmen (z.B. gegenseitige Abschwächung von Maßnahmen bei gleichzeitiger Umsetzung), möglicher Risiken einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland sowie positiver und negativer Nebeneffekte in anderen Politikbereichen (z.B. Klimaschutz, Gesundheit, Luftreinhaltung). qualitative Bewertung

Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS

In den folgenden Unterkapiteln sind die wichtigsten Annahmen der Maßnahmenbewertung zusammengefasst.

2.1.2.1 Stickstoffverlagerung zwischen verschiedenen Umweltkompartimenten

Viele Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft reduzieren gezielt die Emissionen in die Atmosphäre, führen jedoch zu einer Verlagerung von Stickstoffemissionen in die Gewässer. Die in der Literatur ausgewiesene Effektivität berücksichtigt dabei in vielen Fällen nur die Reduktion der Emissionen in die Atmosphäre. Zur Abschätzung der Effektivität von Maßnahmen, bei denen ein wesentlicher Verlagerungseffekt in andere Umweltkompartimente zu erwarten ist, treffen wir jeweils eine Annahme über den Anteil der verlagerten Stickstoffmenge, um Überschätzungen der Minderungspotentiale zu vermeiden.

2.1.2.2 Umgang mit Substitutionseffekten

Die untersuchten Maßnahmen motivieren über Anreize oder Verbote bei den betroffenen Akteuren eine Verhaltensänderung, welche zur Minderung des Stickstoffausstoßes verschiedener Aktivitäten (z.B. die Nutzung von Dieselfahrzeugen, Düngerausbringung) beiträgt. Neben dieser unmittelbaren Wirkung führen viele Maßnahmen zu (längerfristigen) Substitutionseffekten. Beispielsweise reduzieren die Haushalte bei einer Erhöhung der MwSt. auf Fleisch- und Milchprodukte den Konsum dieser Produkte, werden aber den Kalorienbedarf über einen steigenden Konsum von anderen Lebensmitteln kompensieren. Bei Maßnahmen im Verkehrssektor sind ebenfalls Substitutionseffekte zu berücksichtigen, beispielsweise die steigende Nachfrage nach öffentlichen Verkehrsmitteln bei reduzierter PKW Nutzung. Sowohl die Beurteilung der Effektivität der Maßnahmen als auch der Kosten müssen solche Substitutionseffekte einbeziehen.

2.1.2.3 Effizienz

Die Effizienz einer Maßnahme zeigt das Verhältnis zwischen den volkswirtschaftlichen Kosten, die jährlich anfallen, und der Effektivität der Maßnahme.

$$\text{Effizienz} = \frac{\text{Volkswirtschaftliche Kosten [EUR]}}{\text{Effektivität [kg N]}}$$

Die volkswirtschaftlichen Kosten setzen sich zusammen aus

- den Vermeidungskosten der Maßnahme, die bei Haushalten, Betrieben und/oder beim Staat anfallen können,
- den Umsetzungskosten des Instruments, welche bei der öffentlichen Hand anfallen
- und dem volkswirtschaftlichen Nutzen, der durch die Emissionsreduktion entsteht (z.B. Reduktion von Gesundheitskosten oder vermiedene Ernteschäden).

Je niedriger die volkswirtschaftlichen Kosten zur Vermeidung einer Tonne Stickstoff ausfallen, desto effizienter wird die zu Grunde liegende Maßnahme eingeschätzt.

2.1.2.4 Umsetzungs- und Vermeidungskosten

Der Nutzen der Maßnahmen zur Stickstoffminderung beschränkt sich in vielen Fällen nicht nur auf die Reduktion von Stickstoff, sondern umfasst auch weitere Aspekte (z.B. Reduktion weiterer Luftschadstoffe und Treibhausgase, Reduktion des Unfallrisikos im Straßenverkehr, etc.). Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten der Maßnahmen wären somit nicht vollumfänglich der Stickstoffreduktion zuzuschreiben.

In der vorliegenden Studie wird dieser Aspekt bei der quantitativen Bewertung der Effizienz vernachlässigt. Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten einer Maßnahme werden bei der

Berechnung der Effizienz vollumfänglich der Stickstoffreduktion angerechnet. Damit werden die Kosten tendenziell überschätzt. Bei Maßnahmen mit starken Synergien in anderen Umweltbereichen oder weiteren Politikbereichen wird damit die Effizienz stark unterschätzt.

Der nicht-stickstoffbezogene Nutzen der Maßnahmen wird unter dem Kriterium „Synergien und Zielkonflikte“ qualitativ beurteilt.

2.1.2.5 Abgaben und Steuern

Viele der untersuchten Maßnahmen bewirken eine Verhaltensänderung über eine Veränderung der (relativen) Preise, indem Abgaben eingeführt, Steuern erhöht oder Steuervergünstigungen aufgehoben werden. Um die Vergleichbarkeit zwischen den verschiedenen Maßnahmen sicherzustellen, werden die Vermeidungskosten der einzelnen Maßnahmen unter folgenden Annahmen quantifiziert:

- ▶ **Abgaben und Steuererhöhung:** Ziel einer ökologisch motivierten Abgabe oder Steuererhöhung ist die Internalisierung externer Kosten und Lenkungswirkung und nicht eine Zunahme der Steuereinnahmen des Staates. Wenn der Staat eine Abgabe bzw. Steuer erhöht oder einführt, ergeben sich Mehreinnahmen für den Staat. Wenn durch eine untersuchte Maßnahme die staatlichen Aufgaben jedoch nicht verändert werden, dann unterstellen wir bei der Analyse der Kosten der Maßnahme, dass die Mehreinnahmen über eine allgemeine Steuersenkung an die Haushalte und Betriebe rückverteilt werden. Neue Abgaben/Steuern verursachen bei den betroffenen Betrieben und/oder den Haushalten Mehrkosten: die betriebswirtschaftlichen Vermeidungskosten. In der gesamtwirtschaftlichen Sicht entstehen aber – abgesehen von den operativen Umsetzungskosten der Maßnahme - keine volkswirtschaftlichen Kosten, wenn die zusätzlichen Erträge aus einer Maßnahme wieder an alle Haushalte und Betriebe rückverteilt werden.
- ▶ Wenn eine Maßnahme jedoch eine Ausweitung der staatlichen Aufgaben bedingt, z.B. bei einer Subventionierung von Elektrofahrzeugen. Dann braucht der Staat zusätzliche finanzielle Mittel, welche Vermeidungskosten darstellen. Dabei unterstellen wir jeweils, dass der Staat die bisherigen staatlichen Aufgaben alle weiterhin erfüllt und nirgendwo finanzielle Mittel frei verfügbar sind.
- ▶ **Steuersenkung:** Umgekehrt verringert eine Steuersenkung die staatlichen Einnahmen, die staatlichen Aufgaben bleiben jedoch unverändert. Bei der Bewertung und Wirkungsanalyse der Maßnahmen gehen wir deshalb in diesen Fällen davon aus, dass die geringeren Einnahmen über eine allgemeine Steuererhöhung ausgeglichen werden. Damit reichen die finanziellen Mittel des Staates wieder aus zur Finanzierung der Summe aller bisherigen staatlichen Aufgaben. Die Vermeidungskosten von Maßnahmen mit implizierter Steuersenkung (Aufhebung Steuererlass für xy) werden somit auf alle Haushalte bzw. Betriebe überwält. Daher führt eine Maßnahme mit Steuersenkung für einzelne Zielgruppen über die allgemeine Steuererhöhung zu Mehrkosten bei allen anderen Betrieben bzw. Haushalten.

2.1.3 Systemgrenzen

2.1.3.1 Geografische Systemgrenzen

Die Reduktionsziele für Stickstoffoxid, Ammoniak und Lachgas beruhen auf einem territorialen Energiebilanzprinzip (fuel sold), d.h. Emissionen außerhalb Deutschlands werden nicht berücksichtigt. Damit die Reduktionswirkung der Maßnahmen zu den nationalen Zielen in Bezug gesetzt werden kann, erfolgt die Quantifizierung der Effektivität der Maßnahmen daher unter den gleichen Systemgrenzen. Auf mögliche Risiken einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland wird jeweils qualitativ hingewiesen.

Beim Luftverkehr werden analog zu den nationalen Inventaren nur die Emissionen während der Start- und Landephase berücksichtigt. Bei der Schifffahrt werden ebenfalls nur die Emissionen unter den nationalen Systemgrenzen angerechnet. Diese umfassen die Binnenschifffahrt sowie die Seeschifffahrt zwischen deutschen Häfen. Unter diesen Systemgrenzen wird somit nur ein geringer Teil der Emissionen aus der Luftfahrt und Schifffahrt berücksichtigt.

2.1.3.2 Technische Systemgrenzen

Viele Maßnahmen haben eine direkte Wirkung auf einen bestimmten Prozess oder eine Aktivität (z.B. Reduktion des Kraftstoffverbrauchs von PKW) und daneben auch indirekte Auswirkungen auf vorgelagerte Prozesse (Reduktion der Kraftstoffbereitstellung) sowie die indirekt damit verbundenen Stickstoffeinträge in die Umwelt. Für die Bewertung der Effektivität müssen daher einheitliche Systemgrenzen definiert werden. In diesem Vorhaben beschränken sich die Systemgrenzen auf die direkten Auswirkungen der Maßnahme. Da die Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen zu einem großen Teil auch im Ausland entstehen (z.B. Kraftstoffbereitstellung, Düngerproduktion), sind sie für ein Maßnahmenpaket zur Reduktion der nationalen Stickstoffemissionen nicht relevant. Die Bestimmung des nationalen Anteils der indirekten Emissionen wäre sehr aufwändig und ist im Rahmen des vorliegenden Projekts nicht analysierbar. Bei der Bewertung der Maßnahmen weisen wir aber qualitativ auf mögliche Veränderungen der Stickstoffemissionen bei vor- oder nachgelagerten Prozessen hin.

Von Bedeutung ist die Wahl der Systemgrenzen vor allem auch bei Maßnahmen zur Förderung der Elektromobilität, bei Maßnahmen zur Steigerung der Stromeffizienz in der Industrie und im produzierenden Gewerbe. Für diese beiden Kategorien von Maßnahmen werden folgende Systemgrenzen definiert:

- Elektromobilität: Viele Maßnahmen im Verkehrssektor fördern die Verlagerung von mit Diesel und Benzin betriebenen Fahrzeugen auf Elektrofahrzeuge. Dadurch können die direkten Emissionen aus dem Betrieb der Fahrzeuge vollständig vermieden werden. Die Veränderung der vorgelagerten Emissionen ist jedoch stark von der Art der Strombereitstellung abhängig. Gemäß BMUB 2016 liegen die durchschnittlichen Stickstoffoxidemissionen über den Lebenszyklus¹ im Jahr 2030 bei allen Antriebsarten (Benzin, Diesel, Benzin-Hybrid, Elektro) bei rund 150 mg NO_x/km. Die Unterschiede bei den vorgelagerten Prozessen wie auch bei der Fahrzeugentsorgung sind somit vernachlässigbar. Eine Ausweitung der Systemgrenzen auf den gesamten Lebenszyklus würde das Ergebnis der Maßnahmenbewertung bei Maßnahmen zur Förderung der Elektromobilität somit kaum verändern. Nicht berücksichtigt sind hierbei die Emissionen aus Batterieherstellung sowie -entsorgung oder -recycling.
- Stromeffizienz Industrie und Gewerbe: Maßnahmen zur Steigerung der Stromeffizienz in der Industrie und im produzierenden Gewerbe, bspw. durch die Abschaffung von

¹ d.h. Summe der Emissionen aus der Fahrzeugherstellung und der Kraftstoff-, bzw. Strombereitstellung

Ausnahmeregelungen, wirken sich nur bei der Stromerzeugung auf die Stickstoffemissionen aus. Daher werden bei diesen Maßnahmen die Emissionen aus der Strombereitstellung mitberücksichtigt.

2.1.3.3 Zeitliche Systemgrenzen

Das Projekt umfasst den Zeithorizont bis zum Jahr 2030. Kosten und Nutzen der betrachteten Maßnahmen werden daher auf Basis von Szenarien und Projektionen für das Jahr 2030 bewertet. Stickstoffreduktionsmaßnahmen entfalten ihre Wirkung unterschiedlich rasch. Beispielsweise können durch die Wiederaufforstung erst langfristig Stickstoffemissionen reduziert werden, während Maßnahmen wie die Geschwindigkeitsbegrenzung auf Bundesautobahnen einen sofortigen Effekt zeigen. Eine zeitverzögerte Wirkung zeigen vor allem Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer und Grundwasser. Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen entfalten ihren Nutzen erst dann, wenn die Nitratbelastung im Grundwasser oder die Stickstoffeinträge in Küstengewässer reduziert sind. Der volle Nutzen solcher Maßnahmen tritt somit erst nach mehreren Jahren ein.

Da die Dauer der Verzögerung stark von den lokalen Gegebenheiten abhängig ist, kann sie nicht allgemein quantifiziert werden. Die Effektivität und die Kosteneffizienz der Maßnahmen sind daher in der vorliegenden Studie unter der Annahme quantifiziert, dass die Maßnahmen ihre Wirkung 2030 voll entfalten. Die Dringlichkeit der Maßnahmen und die Frage der geeigneten zeitlichen Staffelung der Umsetzung sind bei der zukünftigen Ausgestaltung des Aktionsprogramms zu berücksichtigen.

2.1.3.4 Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen

Viele Maßnahmen sind stark voneinander abhängig. Die Effektivität einer Geschwindigkeitsbegrenzung auf Bundesautobahnen ist beispielsweise von der Flottenzusammensetzung abhängig. Werden gleichzeitig Maßnahmen umgesetzt, die den Flottenanteil emissionsarmer Fahrzeuge erhöhen (z.B. City-Maut, Erlass der Mehrwertsteuer beim Kauf von Elektrofahrzeugen), reduziert sich die Wirkung der Geschwindigkeitsbegrenzung. Bei kombiniertem Einsatz dieser zwei Maßnahmen ist die Reduktionswirkung je Maßnahme geringer, als wenn eine Maßnahme allein umgesetzt wird. Bei Maßnahmen zur Minderung von Emissionen aus der Landwirtschaft gibt es ebenfalls große Abhängigkeiten zwischen unterschiedlichen Maßnahmen. Eine N-reduzierte Fütterung führt beispielsweise zu einer Reduktion der Stickstoffemissionen aus dem Stall, aus den Düngerlagern, aus dem Weidegang und aus der Düngerausbringung. Werden beispielsweise gleichzeitig Maßnahmen zur emissionsarmen Düngerausbringung umgesetzt, ist die Stickstoffreduktion je Maßnahme geringer, als wenn eine der Maßnahmen allein umgesetzt würde. Die kombinierte Wirkung ist aber höher als die Einzelwirkung einer der beiden Maßnahmen allein.

Die vorliegende Bewertung basiert auf der Annahme, dass die Maßnahmen einzeln umgesetzt werden. Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Maßnahmen wurden nicht quantifiziert. Auf mögliche Interaktionen (Synergien oder Zielkonflikte mit anderen Maßnahmen) wird aber jeweils qualitativ hingewiesen.

2.1.3.5 Flankierende Maßnahmen

Nicht alle Maßnahmen konnten nach den genannten Kriterien bewertet werden. Solche sind als flankierende Maßnahmen gekennzeichnet. Sie sind zwar relevant zur Minderung der Stickstoffproblematik, passen aber nicht in das oben beschriebene Bewertungsschema. Dazu gehören beratende und rein informatorische Maßnahmen, die zwar einen Effekt haben können, der aber schwer zu beziffern ist. Hinzu kommen immissionsseitige Maßnahmen sowie die

Optimierungsvorschläge des bestehenden Rechtsrahmens (Kapitel 3.2), und Maßnahmen, die auf eine regionale Berücksichtigung von Standortbedingungen abzielen und dafür beispielsweise Kommunen mehr Entscheidungskompetenz zusprechen. Diese Maßnahmen haben kein direktes und quantifizierbares Stickstoffreduktionspotenzial, sondern liefern im ersten Schritt eine Voraussetzung zur stärkeren Berücksichtigung von Belastungsgrenzen verschiedener Ökosysteme bei politischen Entscheidungen und damit die Möglichkeit, in stark belasteten Gebieten strengere Auflagen zu erlassen.

Diese Maßnahmen können durch die semi-quantitativen Kriterien (Effektivität, Effizienz, ...) nicht bewertet werden. Sie können jedoch potenziell wichtige Säulen im zu entwickelnden Aktionsprogramm sein, wo sie sinnvoll mit den anderen Maßnahmen kombiniert werden sollten.

2.2 Ableitung der Zielstellung

Zur Entwicklung eines Maßnahmenpaketes zur Reduktion von Stickstoffemissionen bis zum Jahr 2030 – Kapitel 5 – sowie zur Durchführung einer KNA für Deutschland – Kapitel 4 - bedarf es eines konsistenten Rahmens, vor dessen Hintergrund ein Reduktionswert abgeleitet werden kann. Es ist ein **Referenzszenario** zu definieren, welches berücksichtigt, wie sich die Stickstoffeinträge in die Umwelt ohne Maßnahmen bis ins Jahr 2030 entwickeln werden. Zudem wird ein **Zielszenario benötigt**, welches festlegt, wie hoch die Stickstoffeinträge maximal sein dürfen. Aus der Differenz ergibt sich die zu reduzierende Stickstoffmenge - die für das Jahr 2030 **erwartete Ziellücke**. Diese definiert die Stickstoffmenge, die durch ein Paket von gezielten Maßnahmen zur Stickstoffminderung reduziert werden soll.

Grundlage für die Herleitung der Zielstellung bilden die Ergebnisse des Vorhabens „Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stickstoffziel und IST-Zustand“ (DESTINO-Vorhaben) und der dazugehörige Bericht (UBA 2020b).

In diesem Bericht werden Auswirkungen von Stickstoffemissionen entlang von sechs Schutzgütern beschrieben, die wesentlich durch Einträge stickstoffhaltiger Substanzen in die Umwelt gefährdet sind (UBA 2020b):

1. **Terrestrische Ökosysteme / Eutrophierung:** Einträge von Ammoniak (NH_3) und Stickstoffoxiden (NO_x) können Böden, Pflanzen und Tiere in unerwünschter Art beeinflussen und schädigen, indem sie das Gleichgewicht zwischen Stickstoff und anderen Nährstoffen verändern.
2. **Oberflächengewässer:** Durch die Anreicherung von Stickstoff in Oberflächengewässern können aquatische Ökosysteme gestört werden. Unter anderem können verstärktes Algenwachstum und Sauerstoffmangel die Folge sein.
3. **Grundwasser:** Das übermäßige Vorkommen von Nitrat (NO_3^-) im Grundwasser kann die Trinkwasserqualität beeinflussen. Durch die Aufnahme von Nitrat können im menschlichen Körper Nitrit (NO_2) und krebserregende Stoffe gebildet werden und es herrscht ein höheres Risiko, an Blausucht zu erkranken.
4. **Klima:** Als Treibhausgas tragen Lachgas (N_2O) sowie Ozon (O_3), das aus emittierten Stickstoffoxiden (NO_x) gebildet wird, zur Klimaerwärmung und den damit verbundenen Auswirkungen, wie beispielsweise die Häufung extremer Wetterereignisse, vermehrte Trockenperioden sowie Verlust an Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen, bei.

5. **Vegetation:** Erhöhte Ammoniak- und Ozon-Immissionen können zu Veränderung der Artenvielfalt und Schäden an der Vegetation führen.
6. **Menschliche Gesundheit:** Die Aufnahme von Stickstoffoxiden, Ozon und Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) -der zu einem Teil aus Stickstoffverbindungen besteht- kann zur Schädigung der Atemorgane führen, Herz-Kreislauf-Erkrankungen verursachen und die Wirkung von Allergenen verstärken. Bodennahes Ozon und Feinstaub stehen in Verdacht, Krebs auszulösen.

Für alle sechs Schutzgüter wurde im DESTINO-Vorhaben berechnet, wie die Belastungssituation im Jahr 2015 aussah, und, um wieviel die Stickstoffeinträge gemindert werden müssen, um im deutschlandweiten Mittel die stickstoffbezogenen Ziel- oder Grenzwerte der einzelnen Schutzgüter einhalten zu können.

Hinsichtlich der Zielerreichung sind die folgenden vier Schutzgüter ausschlaggebend: Terrestrische Ökosysteme, Oberflächengewässer, Grundwasser und Klima. Die Zielwerte für „Vegetation“ und „menschliche Gesundheit“ erfordern für die Stickstoffverbindungen NH₃ und NO_x eine weniger starke Reduktion als der Zielwert für „Terrestrische Ökosysteme / Eutrophierung“ und werden daher bei Zielerreichung hinsichtlich der vier genannten Schutzgüter automatisch ebenfalls erreicht. Folglich stützt sich die Herleitung der Reduktionsziele ausschließlich auf die vier maßgebenden Schutzgüter ab.

Neben den schutzgutspezifischen Zielstellungen wurde im DESTINO-Vorhaben ein integrierter Zielwert für die gesamten Stickstoffemissionen (N-Total) als Summe der niedrigsten Freisetzungsraten entwickelt.

Dem DESTINO-Bericht folgend wird in den nächsten Abschnitten der Ist-Zustand im Basisjahr 2015 und das Ziel für das Jahr 2030 beschrieben. Darauf aufbauend wird für das Zieljahr 2030 ein Referenzszenario definiert. Dieses besagt, um welchen Betrag sich die Stickstoff-Emissionen oder -Einträge durch autonome Entwicklungen sowie zum Zeitpunkt des Redaktionsschlusses dieses Vorhabens (30. Juni 2019) bereits beschlossene Maßnahmen bis zum Jahr 2030 vermindern werden. Aus der Differenz zwischen den Stickstoffeinträgen im Referenzszenario und im Zielszenario ergibt sich die Ziellücke. Diese Ziellücke ist der maßgebende Richtwert für die Ausgestaltung des Maßnahmenpakets zur Stickstoffminderung in Kapitel 5.

Das vorliegende Referenzszenario berücksichtigt für die verschiedenen Stickstoffverbindungen die bis zum fachlichen Redaktionsschluss des Vorhabens vorliegende aktuellste, verfügbare Projektion der Emissionsentwicklung bis zum Jahr 2030. Diese Szenarien basieren auf unterschiedlichen Annahmen (z.B. Bevölkerungsentwicklung, technologischer Fortschritt, etc.). Diese Vorgaben werden regelmäßig überarbeitet und aktualisiert, sodass in Zukunft Änderungen zu erwarten sind. Zudem können sich durch die jährliche Emissionsberichterstattung auch Änderungen an den Emissionsdaten für das Jahr 2015 ergeben, was ebenfalls Änderungen am Referenzszenario zur Folge haben kann. Das vorgeschlagene Maßnahmenpaket (Kapitel 5.2) ist daher bei Änderungen des Referenzszenarios jeweils neu zu überprüfen. Falls sich in der Zukunft zeigt, dass die unter dem aktuellen Referenzszenario erwartete Reduktion nicht erreicht werden kann, muss das Maßnahmenpaket um weitere Maßnahmen ergänzt werden.

2.2.1 Ausgangssituation im Basisjahr – Ist-Zustand

Im Jahr 2015 sind die Stickstoffeinträge bei allen betrachteten Schutzgüter so hoch, dass geltende Grenz- und Zielwerte, die der DESTINO-Berechnung zu Grunde liegen, nicht überall eingehalten werden können. Die Bilanzierung der Höhe der Emissionen oder Einträge kann dem Forschungsbericht DESTINO (UBA 2020b) in den Kapiteln 3 und 4 entnommen werden. Eine Übersicht ist in der nachstehenden Tabelle zusammengefasst:

Tabelle 6: Ausgangssituation im Basisjahr 2015 für die vier maßgeblichen Schutzgüter

Schutzgut	Stickstoffverbindung	kt N a ⁻¹ (Ist-Zustand 2015)
Terrestrische Ökosysteme / Eutrophierung	Summe NH ₃ - und NO _x -Emissionen	552 (NH ₃), 337 (NO _x)
Oberflächengewässer	TN-Fracht	356 (N)
Grundwasser	N-Überschuss/ Nitrat	148 (NO ₃)
Klimaschutz	N ₂ O-Emissionen	83 (N ₂ O)
Nationales Total	Summe	1.476

Quelle: UBA 2020b

2.2.2 Das Zielszenario

Ziel ist die Stickstoffeinträge in die Umwelt bis zum Jahr 2030 soweit zu reduzieren, dass die Schutzgüter im räumlichen Mittel keiner übermäßigen Belastung ausgesetzt sind. Die maßgeblichen Qualitätsziele und entsprechende maximal zulässige Stickstoffverluste in die Umwelt sind in Tabelle 7 dargestellt. Sie folgen den Zielstellungen des integrierten Stickstoffziels (UBA 2020b).

Tabelle 7: Stickstoffeinträge im Basis- und Zieljahr für die maßgeblichen Schutzgüter und nationales Stickstoffziel

Schutzgut	Stickstoffverbindung	kt N a ⁻¹ (Ist-Zustand 2015)	kt N a ⁻¹ (Ziel 2030)
Terrestrische Ökosysteme / Eutrophierung	Summe NH ₃ - und NO _x -Emissionen	552 (NH ₃) 337 (NO _x)	355 (NH ₃) 151 (NO _x)
Oberflächengewässer	Gesamt-N-Fracht	356	305 (N)
Grundwasser	N-Überschuss/ Nitrat	148 (NO ₃)	123 (NO ₃)
Klimaschutz	Lachgas-Emissionen	83 (N ₂ O)	66 (N ₂ O)
Nationales Total	Summe	1.476	1.000

Quelle: UBA 2020b

Die zur Einhaltung der Qualitätsziele für die einzelnen Schutzgüter maximal zulässigen Stickstoffverluste in die Umwelt wurden im Rahmen des DESTINO-Projektes bestimmt (UBA 2020b). Für jedes Schutzgut, das aktuell einer übermäßigen Belastung ausgesetzt ist, gilt ein maximal zulässiger Stickstoffverlust pro Jahr auf nationaler Ebene. Das nationale Stickstoffziel von 1.000 kt N pro Jahr ergibt sich aus der Summe der niedrigsten maximal zulässigen Stickstoffverlusten pro Stickstoffverbindung.

Die formulierten nationalen Stickstoffziele für die einzelnen Schutzgüter zielen darauf ab, die Qualitätsziele im räumlichen Durchschnitt zu erreichen. Die Einhaltung der Teilziele garantiert jedoch nicht, dass die Umweltqualitätsziele an jedem Ort in Deutschland erreicht werden können (UBA 2020b). Wie in der Einleitung zum Kapitel 2.2 bereits erwähnt, ist davon auszugehen, dass die Zielwerte für „Vegetation“ und „menschliche Gesundheit“ durch die Zielerreichung im Bereich „Eutrophierung terrestrischer Ökosysteme“ automatisch erreicht werden.

Die dem Reduktionsziel zugrundeliegenden Qualitätsziele berücksichtigen die aktuellen politischen Rahmenbedingungen in Deutschland. Das genannte nationale Stickstoffziel zeigt somit die nach den geltenden Rechtsvorschriften erforderliche Minderung auf und nicht die Reduktion, die erforderlich wäre, um überall in Deutschland einen guten Umweltzustand zu erreichen. Es ist daher als politisches Zwischenziel für das Jahr 2030 zu verstehen und nicht als umfassendes Stickstoff-Umweltqualitätsziel.

2.2.3 Erwartete Referenzentwicklung – Referenzszenario

Zwischen dem Basisjahr 2015 und dem Zieljahr 2030 ist auch ohne gezielte Maßnahmen zur Stickstoffreduktion eine Veränderung der nationalen Stickstoffemissionen zu erwarten. Sie werden hier unter dem Referenzszenario zusammengeführt.

Hierbei handelt es sich einerseits um autonome, exogene Entwicklungen wie beispielsweise die Entwicklung der deutschen Bevölkerung, den technischen Fortschritt sowie die Flächennutzung.

Andererseits gibt es bereits beschlossene Maßnahmen, die a) gezielt zur Reduktion von Stickstoffemissionen beschlossen wurden und b) aus anderen Bereichen der Umweltpolitik stammen, sich jedoch auch auf die Emissionen des reaktiven Stickstoffs auswirken. Für die Referenzentwicklung wurden Maßnahmen berücksichtigt, die bis zum 30. Juni 2019 – dem fachlichen Redaktionsschluss dieses Vorhabens - beschlossen wurden.

Grundlage des Referenzszenarios sind die Projektionen für Luftschadstoffe und Treibhausgase für das Jahr 2030 gemäß „Mit-Maßnahmen-Szenario“ des nationalen Luftreinhalteprogramms (Bundesregierung 2019b) sowie der Projektionsbericht 2017 (BMU 2017a). Folglich sind die Maßnahmen des „Mit-Maßnahmen-Szenarios“ – eine Zusammenstellung kann dem NLRP entnommen werden - im Referenzszenario enthalten. Gleiches gilt für die Novellierung der 44. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV), die noch vor dem Redaktionsschluss beschlossen wurde. Die Maßnahmen des „NEC-Compliance-Szenarios“, die zur Erreichung der in der NEC-Richtlinie festgelegten Emissionsminderungsverpflichtungen notwendig sind, sind in der Referenz nicht berücksichtigt, da sie bis zum 30. Juni 2019 noch nicht beschlossen waren. Sie wurden jedoch in das rund 100 Maßnahmen umfassende Gesamtinventar aufgenommen (Kapitel 2.1.1).

Für die Nitratfrachten aus der Landwirtschaft wird zwischen 2015 und 2030 die gleiche relative Reduktion angenommen wie im Referenzszenario der Folgenabschätzung zu den ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Folgewirkungen der Sektorziele für 2030 (Klimaschutzplan 2050 der Bundesregierung (Öko-Institut 2019)). Hier geht das Referenzszenario von einer ambitionierten Umsetzung der novellierten Düngeverordnung (DüV) in 2017 aus (Öko-Institut 2019).

Die Stickstoffeinträge aus der Abwasserreinigung werden aus dem Stoffflussmodell für reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland abgeschätzt (UBA 2020a) und werden zwischen 2015 und 2030 als konstant angenommen. Die folgende Tabelle fasst die unter dem Referenzszenario

erwarteten Stickstoffeinträge und die Reduktionswirkung des Referenzszenarios im Zeitraum 2015 bis 2030 zusammen.

Tabelle 8: Erwarteter Stickstoffeintrag unter dem Referenzszenarios und Reduktion gegenüber 2015

Stickstoffverbindung	kt N a ⁻¹ (erwarteter Stickstoffeintrag im Referenzszenario 2030)	kt N a ⁻¹ (Reduktion Referenzszenario gegenüber 2015, Tabelle 6)
NH ₃ -N	469	-83
NO _x -N (reduktionspflichtiger Anteil)	169	-168
N-Eintrag Oberflächengewässer	288	-68
N-Eintrag Grundwasser	120	-28
N ₂ O-N	78	-5
N-Total	1.124	-362

Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS, UBA 2019b, UBA 2020a BMU 2017a, Öko-Institut 2018.

Auch nach dem Redaktionsschluss des laufenden Vorhabens – Ende Juni 2019 – gab es wichtige politische Beschlüsse, die Auswirkung auf die Emission von Stickstoff bis zum Jahr 2030 haben können. Zuvorderst sind hier der Kohleausstieg und das Klimaschutzprogramm zu nennen. Eine genaue Abschätzung der Auswirkungen dieser Beschlüsse hinsichtlich Stickstoff steht noch aus. Erste Berechnungen lassen eine weitere Reduktion von NO_x-Emissionen im Vergleich zum „Mit-Maßnahmen“-Szenario“ des NLRP und somit auch mit Blick auf das Referenzszenario dieses Vorhabens erwarten. Zudem ist darauf hinzuweisen, dass aktuell die Emissionsszenarien für die Quellgruppen Landwirtschaft und LULUCF durch das Thünen-Institut überarbeitet werden. Des Weiteren liegt noch keine Abschätzung vor, inwieweit sich die neuen Regelungen der DüV aus dem Jahr 2020 auf die Nitratbelastungen auswirken werden.

Sobald Erkenntnisse bezüglich der Stickstoffminderungswirkungen der nach dem Redaktionsschluss dieses Vorhabens beschlossenen Maßnahmen vorliegen, sollte das Referenzszenario, die im folgenden Abschnitt abgeleitete Ziellücke sowie das in Kapitel 5 präsentierte Maßnahmenpaket entsprechend angepasst werden. In diesem Zusammenhang sei an dieser Stelle auch auf die Ausführungen in Kapitel 5.3 zu Umsetzungs- und Wirkungskontrolle hingewiesen.

2.2.4 Erwartete Ziellücke

Gemäß Referenzszenario ist bei allen Stickstoffverbindungen zwischen 2015 und 2030 eine Reduktion zu erwarten. Die Reduktionsziele für die gesamte Stickstoffmenge als auch für die verbleibenden Einzelindikatoren für Stickstoffoxide, Ammoniak und Lachgas werden unter dem Referenzszenario 2030 weiter verfehlt. Die Differenz zwischen dem Stickstoffeintrag unter dem Referenzszenario und dem Zielszenario ergibt den im Jahr 2030 verbleibenden Reduktionsbedarf (Ziellücke). Um diese Zielwerte zu erreichen, sind somit weitergehende Maßnahmen zur Stickstoffminderung notwendig.

Unter der Hypothese der hier zu Grunde gelegten, ambitionierten Umsetzung der DüV, wie sie vom Öko-Institut im Rahmen der Abschätzungen für den Klimaschutzplan 2050 angenommen

worden war (Öko-Institut 2019), werden die Ziele für die Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer und Grundwasser im Zieljahr 2030 bereits erfüllt.

Eine Sonderstellung nimmt das Schutzgut Klima ein. Hier trägt Stickstoff in Form von Lachgas nur einen relativ geringen Anteil zur Klimaveränderung bei, die vornehmlich von CO₂ verursacht wird. Die Erreichung des Lachgasziels gewährleistet daher nicht, dass dieses Schutzgut nicht im Übermaß geschädigt wird. Eine isolierte Betrachtung der Lachgasemissionen ist daher nicht zielführend. Aus diesem Grund werden bei der Ausgestaltung des Maßnahmenpakets in Kapitel 5 vorrangig diejenigen Schutzgüter adressiert, die hauptsächlich durch Stickstoff beeinflusst werden.

Der unter dem Referenzszenario verbleibende Reduktionsbedarf im Jahr 2030 (Ziellücke) ist in Tabelle 9 für die verschiedenen Stickstoffverbindungen dargestellt.

Tabelle 9: Stickstoffeinträge im Basisjahr 2015, im Jahr 2030 gemäß Referenz- und Zielszenario und Ziellücke 2030 [kt N a⁻¹]

Stickstoffverbindung	kt N a ⁻¹ (Basisjahr 2015)	kt N a ⁻¹ (Referenzszenario 2030)	kt N a ⁻¹ (Zielszenario)	kt N a ⁻¹ (Ziellücke 2030)
NH ₃ -N	552	469	355	114
NO _x -N (reduktionspflichtiger Anteil)	337	169	151	18
N-Eintrag Oberflächengewässer	356	288	305	-
N-Eintrag Grundwasser	148	120	123	-
N ₂ O-N	83	78	66	12
N-Total	1.476	1.123	1.000	124

Die in der Tabelle dargestellten Werte sind gerundet. Angaben in Kilotonnen Stickstoff pro Jahr.

Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS, UBA 2019b, UBA 2020a BMU 2017a, Öko-Institut 2018.

Die in der letzten Spalte von Tabelle 9 dargestellte Ziellücke zeigt, um wieviel die jährlichen Stickstoffeinträge noch zusätzlich reduziert werden müssen, um die oben beschriebenen Schutzziele zu erreichen. Die hier dargestellte Ziellücke ist die Grundlage für die Ausgestaltung des Maßnahmenpakets in Kapitel 5, mit der Absicht, die Ziellücke zu schließen. Das Maßnahmenpaket in Kapitel 5 wird dort so ausgestaltet, dass sich sowohl die Teilziele beim NH₃, NO_x und beim N₂O erreichen lassen, als auch der gesamte Minderungsbedarf von 124 kt N a⁻¹. Das dem Maßnahmenpaket zugrunde liegende methodische Vorgehen wird detailliert in Kapitel 5.1.3 beschreiben.

3 Rechtlicher Rahmen

Im Folgenden werden die Ergebnisse einer ausführlichen Analyse des rechtlichen Rahmens mit Stickstoffbezug präsentiert. Hierfür werden zunächst die Befunde einer Defizitanalyse dargelegt und folgend hierauf aufbauende Optimierungsvorschläge erörtert. Den Hintergrund dieser Betrachtung bildet der Rechtsrahmen, welcher Anhang A entnommen werden kann.

3.1 Ergebnis der Defizitanalyse

3.1.1 Immissionsschutzrecht

3.1.1.1 Nationale Emissionshöchstmengen und Luftqualitätsziele

Bei der Umsetzung der nationalen Emissionshöchstmengen und bei der Einhaltung der Luftqualitätsziele gibt es in Deutschland noch erhebliche Defizite. Trotz Anpassung des Emissionsinventars bezüglich Stickstoffoxiden und Ammoniak bestehen vor allem mit Bezug auf letzteres weiterhin Vollzugsdefizite.

Bezüglich der Luftqualitätsrichtlinie gibt es ebenfalls erhebliche Defizite insbesondere in den Innenstädten. Darüber hinaus ist Ammoniak im Gegensatz zur NEC-Richtlinie bisher von der Luftqualitätsrichtlinie nicht erfasst, obwohl dies insbesondere einen Beitrag zum Schutz von Ökosystemen leisten und dafür sorgen könnte, dass die Anstrengungen zur Reduzierung von Ammoniakemissionen auf aggregierter Ebene verstärkt werden. Bisher scheint es anders als bei der NEC-RL auch an einem übergreifenden Planungsinstrument zu mangeln, dass eine durch konkrete Maßnahmen gedeckte Verbesserung der Luftqualität an Belastungsschwerpunkten bundesweit koordinieren könnte. Zuständig für die Luftreinhalteplanung sind die Länder, oft sind jedoch auch durch den Bund zu regelnde Emissionsquellen, wie Bundesfernstraßen oder die Binnenschifffahrt eine Ursache für Stickstoffoxide. Was die Maßnahmen vor Ort angeht, werden aufgrund politischer Widerstände und zum Teil im offenen Konflikt mit der Verwaltungsgerichtsbarkeit Maßnahmen nicht ergriffen, die geboten wären, um die Grenzwerte einzuhalten.

Hinsichtlich der Durchsetzung der Immissionsgrenzwerte durch Maßnahmen zur Luftreinhalteplanung gibt es derzeit kontroverse Diskussionen insbesondere über Dieselfahrverbote. In § 47 BImSchG ist ein Abs. 4a eingefügt worden, demzufolge zur Durchsetzung des Verhältnismäßigkeitsprinzips Diesel-Fahrverbote nur bei einer erheblichen Überschreitung des Grenzwertes von mehr als 20 % zulässig sein sollen. Dieses Gesetz entscheidet die Abwägung der Verhältnismäßigkeit bei einer in diesem Sinne geringfügigen Überschreitung generell und nicht bloß im Einzelfall zugunsten der Eigentumsrechte der Halter von Dieselmotorkraftfahrzeugen bzw. der Autohersteller. Es ist fraglich, ob dabei die Grundrechte auf Leben und Gesundheit ausreichend berücksichtigt werden, da unabhängig vom Einzelfall einseitig vom europarechtlichen Grenzwert und der ihm zugrundeliegenden Abwägung abgewichen wird. Außerdem beeinträchtigt eine solche gesetzliche Einschränkung der zulässigen Mittel zur Erreichung der vorgeschriebenen Immissionsgrenzwerte den *effet utile* des Europarechts. Die Durchsetzung des Grenzwertes könnte in vielen Fällen durch Ausschließung dazu geeigneter Maßnahmen behindert werden, ohne Alternativen aufzuzeigen. Das ist mit dem Gebot der schnellstmöglichen Einhaltung der europarechtlichen Vorgaben nicht vereinbar.

Tabelle 10: Defizite im Immissionsschutzrecht - Nationale Emissionshöchstmengen und Luftqualitätsziele

Rechtsakt	Regelungen mit Relevanz für N-Emissionen und N-Immissionen	vorhandene Regulationsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
43. BIm-SchV bzw. NEC-RL (EU) 2016/2284	– Reduzierung der nationalen Emissionshöchstmengen und Emissions-reduktions-verpflichtungen – Reduzierung der überregionalen Hintergrundbelastung	– Belastungsgrenzen werden auch durch die Ziele für 2020/2030 noch überschritten; – eine Orientierung an kritischen Belastungen, bzw. Belastungsgrenzen macht weitere Anstrengungen erforderlich	ja, allerdings Anpassung des Emissionsinventars (NO _x und NH ₃)	– Nationales Luftreinhalteprogramm – Vollzugsdefizite v.a. bzgl. NH₃
39. BIm-SchV bzw. RL 2008/50 /EG	– Luftqualitätsstandards, insb. Immissionsgrenzwerte für NO₂ und Feinstaub – v.a. Reduzierung lokaler Belastungen	– politische Diskussion um Schutzniveaudifferenzen zu MAK-Werten, die aber gerechtfertigt sind – Regelungslücke bzgl. Immissionsgrenzwert NH₃	ja	– erhebliche Vollzugsdefizite – immerhin seit Janecek-Entscheidung des EuGH² auch subjektive Rechte auf Erstellung eines Aktionsplans bei Gefahr von Grenzwertüberschreitungen, z.T. aber offene Nichtbefolgung rechtskräftiger Entscheidungen der Verwaltungsgerichtsbarkeit auf Landesebene mit noch nicht gänzlich geklärtem Ausgang

3.1.1.2 Landwirtschaft

Landwirtschaftliche Emissionen in die Atmosphäre sind im Immissionsschutzrecht eingeschränkt geregelt. Nach bisher herrschender Ansicht sind landwirtschaftliche Acker- und Grünlandflächen trotz der hier stattfindenden betriebsbedingten wiederkehrenden Emissionen keine Anlagen im Sinne von § 3 Abs. 5 Nr. 3 BImSchG, so dass danach das Immissionsschutzrecht nicht auf die landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung anwendbar ist. Emissionen die bei der landwirtschaftlichen Düngung entstehen, werden v.a. durch das Düngerecht begrenzt, welche die Menge und Ausbringungsweise von mineralischen und organischen Düngemittel regelt. Teilweise gelten in Schutzgebieten weitergehende naturschutz- oder wasserrechtliche Anforderungen an die Düngung und Tierhaltung. Bei Tierhaltungs- und Biogasanlagen ist das BImSchG hingegen anwendbar. Für genehmigungsbedürftige Anlagen gelten die Betreiberpflichten, u.a. zur Gefahrenabwehr und zur Vorsorge entsprechend dem Stand der Technik gemäß § 5 Absatz 1 BImSchG zur Sicherstellung eines hohen Schutzniveaus für die

² Urteil vom 25. Juli 2008, Rechtssache C-237/07.

Umwelt. Für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen enthält § 22 BImSchG Vorgaben zu den Betreiberpflichten zur Gefahrenabwehr und zur Vorsorge entsprechend dem Stand der Technik. Für die genehmigungsbedürftigen landwirtschaftlichen Anlagen enthält die TA Luft Anforderungen zur Konkretisierung der Betreiberpflicht zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren entsprechend dem Stand der Technik. Diese können gemäß der TA Luft 2002 auch für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen als Erkenntnisquelle herangezogen werden.

Derzeit erfolgt eine Neufassung der geltenden TA Luft 2002 in der insbesondere die Anforderungen an Tierhaltungsanlagen unter Berücksichtigung europäischer Vorgaben durch das BVT-Merkblatt „Intensive Rearing of Poultry and Pigs“ überarbeitet wird.

Da sowohl bei landwirtschaftlichen Tierhaltungs- und Biogasanlagen als auch bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung erhebliche Mengen an reaktiven Stickstoffverbindungen emittiert oder freigesetzt werden, entspricht das gegenwärtige Immissionsschutzrecht nicht den ökologischen und europarechtlichen Erfordernissen. Insgesamt erklären die immissionsschutzrechtlichen Defizite, warum es in Norddeutschland und im Voralpenland zu einer hohen Konzentration von Nutztieren und Biogasanlagen kommen konnte, die in den Regionen einen großen nicht mehr landwirtschaftlich verwertbaren Stickstoffüberschuss erzeugt (vgl. UBA 2017, S. 25).

Tabelle 11: Defizite im Immissionsschutzrecht: Landwirtschaftsbezogene Defizite im hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechts- akt	Regelungen mit Relevanz für N- Emissionen und N- Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
BImSchG	– technische Anlagen einschließlich Grundstücke von denen Emissionen in die Umwelt ausgehen – bzgl. Landwirtschaft nach bisheriger herrschender Meinung nur anwendbar auf Ställe, Lager, Biogasanlagen, Maschinen und nicht auf Acker- und Grünlandflächen	– trotz betriebsbedingten wiederkehrenden Emissionen sind Acker- und Grünlandflächen und Sonderkulturen nach h.M. keine Anlagen i.S.v. § 3 Abs. 5 BImSchG – Genehmigungsvorbehalt nur bei großen Anlagen (z.B. nur große Tierhaltungsanlagen) – Betreiberpflichten in §§ 5, 22 BImSchG zu abstrakt, weshalb sie der Konkretisierung im Einzelfall bedürfen, was aber im Regelfall nur bei genehmigungspflichtigen Anlagen erfolgt – Immissionsschutzrecht enthält keine spezifischen Vorgaben zum Schutz von Natura 2000 Gebieten vor Stickstoffimmissionen – Prüfung und Minimierung der Umweltauswirkungen der Verwendung der bei	nur für genehmigungspflichtige Anlagen in Form von Auflagen in der Genehmigung	hoch bei genehmigungspflichtigen Anlagen

Rechts- akt	Regelungen mit Relevanz für N- Emissionen und N- Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
		Tierhaltungsanlagen anfallenden Gülle oder Dung sind nicht Bestandteil der Betreiberpflichten für genehmigungs- und nicht-genehmigungspflichtige Anlagen – TA Luft von 2002 ist veraltet und entspricht nicht mehr dem europäischen Stand der Besten Verfügbaren Technik noch dem nationalen Stand der Technik – TA Luft hat als Verwaltungsvorschrift nur eine beschränkte Außenwirkung, deren Eignung zur Umsetzung verbindlicher europäischer Anforderungen bezweifelt wird.		

3.1.1.3 Anlagenbezogener Immissionsschutz

Im anlagenbezogenen Immissionsschutz gibt es aktuell einige Umsetzungsdefizite sowohl in Bezug auf die Anpassung an EU-Sekundärrecht als auch hinsichtlich der Anpassung an den Stand der Technik. Zwar wurde unlängst die Richtlinie (EU) 2015/2193 über mittelgroße Feuerungsanlagen (MCP-Richtlinie) durch die 44. BImSchV über mittelgroße Feuerungsanlagen (BGBl. I 2019, Nr. 22, 804 ff.) sowie die Änderung der Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen umgesetzt. Die Stickstoffoxid-Grenzwerte für Erdgasfeuerungsanlagen fallen jedoch bezüglich einer Übergangsfrist gegenüber den bisherigen Werten der TA-Luft zurück, was vom Bundesrat beanstandet wurde. Zudem fordert der Bundesrat, eine Regelungslücke für Stickstoffoxid-Emissionen durch Blockheizkraftwerke unter 1 Megawatt zu schließen. Weiterhin gilt es, die Bundesimmissionsschutzverordnungen und die TA-Luft an den Stand der Technik anzupassen. Insbesondere gilt dies für Sektoren, in denen schon Durchführungsbeschlüsse der Kommission ergangen sind. Grundsätzlich wird bei der Umsetzung von EU-Recht in nationales Recht regelmäßig von Wirtschaftsverbänden vertreten, dass nicht über eine 1:1-Umsetzung hinausgegangen werden solle, um die Wettbewerbsfähigkeit zu erhalten und um das Schutzniveau nicht über das europarechtlich gebotene Maß hinaus zu erhöhen. Angesichts der Defizite bei der Luftqualität und der Schwierigkeiten, die nationalen Emissionsreduktionsziele einzuhalten, ist jedoch im Sinne der oben dargestellten Kohärenz zwischen Umweltzielen und Maßnahmen, darauf zu achten, dass unter Umständen nur durch „Übererfüllung“ auf der Ebene der Emissionsreduktion die ehrgeizigen Ziele auf der Ebene der Immissionsstandards eingehalten werden können.

Tabelle 12: Defizite im Immissionsschutzrecht: Anlagenbezogene Regelungen

Rechtsakt	Regelungen mit Relevanz für N-Emissionen und N-Immissionen	vorhandene Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
Richtlinie (EU) 2015/2193 über mittelgroße Feuerungsanlagen (MCP-Richtlinie)	diverse anlagenspezifische Emissionsgrenzwerte für Feuerungsanlagen	Keine Defizite ersichtlich	ja	Umgesetzt durch die 44. BImSchV über mittelgroße Feuerungsanlagen (BGBl. I 2019, Nr. 22, 804 ff.) sowie die Änderung der Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen Anpassung 13. BImSchV erforderlich gem. IE-RL, bzw. § 7 Abs. 1a BImSchG
Durchführungsbeschluss (EU) 2017/1442	EU-weite Referenzen für Beste verfügbare Technik (BVT) Bandbreiten für Emissionen nach BVT-Standard	keine Defizite ersichtlich	LCP BREF durch BVT-Durchführungsbeschluss (EU) 2017/1442 verbindlich	
Durchführungsbeschluss (EU) 2019/2010	EU-weite Referenzen für Beste verfügbare Technik (BVT) Bandbreiten für Emissionen nach BVT-Standard	keine Defizite ersichtlich	LCP BREF durch BVT-Durchführungsbeschluss (EU) 2019/2010 verbindlich	17. BImSchV auf Anpassungserfordernis i.E. zu prüfen und ggfs. gem. IE-RL, bzw. § 7 Abs. 1a BImSchG durchzuführen

3.1.1.4 Produktbezogener Immissionsschutz

Das Recht der Produktregulierung ist sehr stark europäisiert, so dass auf mitgliedstaatlicher Ebene kaum politische und administrative Handlungsspielräume verbleiben. So sind immissionsschutzrechtliche Aspekte der Produktzulassung in Form von Verordnungen geregelt, insbesondere durch die Emissions-Grundverordnung 715/2007/EG über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen hinsichtlich der Emissionen von leichten Personenkraftwagen und Nutzfahrzeugen (Euro 5 und Euro 6). Diese und weitere ausführende Verordnungen sind zudem auf Grundlage der Binnenmarktkompetenz gemäß Art. 114 AEUV erlassen, so dass abweichende Bestimmungen nur unter den strengen Bedingungen des Art. 114 Abs. 4 und 5 ff. AEUV zulässig sind. Die deutsche Rechtsetzung kann sich insofern darauf beschränken, Fragen der Zuständigkeit und des Verfahrens zu regeln. Dafür wurde die Verordnung zur Neuordnung des Rechts der Erteilung von EG-Genehmigungen für Kraftfahrzeuge und ihre Anhänger sowie für Systeme, Bauteile und selbständige technische Einheiten für diese Fahrzeuge vom 21.4.2009 erlassen (BGBl. I S. 872).

Deutschland ist insofern gehalten, beim produktbezogenen Immissionsschutz, etwa bei der Typzulassung von Kraftfahrzeugen, die europäischen Vorschriften umzusetzen. Beim Vollzug der Vorgaben zum Schutz vor Stickstoffoxiden sind dabei deutliche Defizite zu erkennen. Die Probleme sind weitgehend bekannt und wurden in den letzten Jahren öffentlich im Zuge des sogenannten Dieselskandals diskutiert. Trotz offensichtlicher Rechtsverstöße von Automobilherstellern, die durch den Einbau von grundsätzlich illegalen, in den

Genehmigungsunterlagen nichtausgewiesenen Abschaltvorrichtungen Abgaswerte manipuliert haben, besteht auf politischer Ebene eine große Kompromissbereitschaft.

Auf europäischer Ebene wurden zwischenzeitlich neue Methoden für eine realistischere Abgasprüfung durch Neudefinition der Testzyklen und Test im Realbetrieb eingeführt. Dabei wurde jedoch, um Messungenauigkeiten auszugleichen, ein sogenannter Konformitätsfaktor einberechnet, so dass de facto der Stickstoffdioxid-Grenzwert für die Euro-6-Schadstoffklasse erheblich angehoben wurde. Die entsprechende Verordnung (EU) 2016/646 der Kommission wurde inzwischen vom Europäischen Gericht (EuG) insofern (den Konformitätsfaktor einführende Regelungswirkung des Anhangs II Nr. 2) für nichtig erklärt.³

Die Bundesregierung bzw. das Verkehrsministerium sowie das Kraftfahrtbundesamt haben den Automobilherstellern im Gegenzug gegen Software- und später Hardware-Nachrüstungen weite Zugeständnisse gemacht bzw. haben nicht hinreichend vollzugspragmatisch agiert und damit (zumindest für nicht von der RDE-Zulassungsprüfung gem. VO 2016/427/EU betroffene Kfz-Typen) noch immer keine Einhaltung der Grenzwerte durch die Realemissionen erreicht (vgl. jüngst – neben exekutiven auch zu legislativen Versäumnissen – Koch-Gröber 2020: 41 ff. insbes. 56 f. u. 61 f.).

Tabelle 13: Defizite im Immissionsschutzrecht: Produktbezogene Regelungen

Rechtsakt	Regelungen mit Relevanz für N-Emissionen und N-Immissionen	vorhandene Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
Emissions-Grundverordnung 715/2007/EG	– Emissionsgrenzwerte für NO_x für Kfz-Schadstoffklassen (Euro 5 und Euro 6) – Hoher Anteil des Kfz-Verkehrs an lokalen Schwerpunkten und Gesamtbelastung	– NEDC-Prüfverfahren defizitär wegen erheblichen Differenzen zu realen Emissionen – Ausnahmen für Abschaltvorrichtungen, die extensiv ausgelegt werden	kaum Korrekturmöglichkeiten für Defizite des Prüfverfahrens und die extensive Nutzung von Ausnahmen	Defizite bei Aufklärung, Verfolgung und Sanktionierung von Rechtsverstößen
Verordnung (EU) 2017/1151	Ersetzung des NEDC-Prüfverfahrens durch WLTP-Prüfverfahren	Erhöhung des NO _x -Grenzwerts, bzw. des Toleranzbereichs um das 2,1-fache; inzwischen vom EuG als nichtig verworfen	Ja	weiterhin erhöhte Emissionen im Realbetrieb, die über den Grenzwert hinausgehen (trotz nachträglicher Erhöhung des Toleranzbereichs)

3.1.2 Wasserrecht

In der Europäischen Union und in Deutschland bestehen umfangreiche rechtliche Ziele und Schutzvorschriften zum Schutz von Gewässern. Mit Bezug auf Punktquellen gibt es angesichts von Starkregenereignissen allerdings zunehmend Defizite durch Kapazitätsengpässe von

³ EuG, Urteil v. 18.12.2018, T-339/16, T-352/16 und T-391/16.

Kanalisationsnetzen und Kläranlagen, die zu Nährstoffeinträgen in Gewässer führen. Hier könnte grundsätzlich eine Priorisierung der getrennten Entsorgung von Niederschlagswasser durch Versickerung, Verrieselung und Einleitung in Gewässer Abhilfe schaffen. Um entsprechende Maßnahmen durchzusetzen, ist das Wasserrecht bislang oft nicht flexibel genug und lässt zu viele landes- und kommunalrechtliche Ausnahmen gegenüber dem in § 55 Abs. 2 WHG formulierten Grundsatz zu.

Vor allem in Bezug auf diffuse Einträge durch landwirtschaftliche Einwirkungen weist das Wasserrecht größere Ausnahmen sowie rechtliche Anwendungsdefizite auf, wie schon Möckel in Möckel et al. 2014 herausarbeitete: „So nehmen die Landeswassergesetze, außer in Rheinland-Pfalz gemäß § 2 Abs. 2 WHG Entwässerungsgräben untergeordneter Bedeutung vom Anwendungsbereich des Wasserrechts aus und § 46 Abs. 1 Nr. 2 WHG stellt die gewöhnliche landwirtschaftliche Entwässerung weitgehend genehmigungsfrei. Bei den Gewässerrandstreifen verweist § 38 Abs. 4 Nr. 3 WHG bei Dünge- und Pflanzenschutzmitteln auf das Agrarrecht, welches aber geringere bzw. unbestimmte Gewässerabstandspflichten vorsieht. Bessergestellt wird die Landwirtschaft auch bei wasserrelevanten Anlagen, da für Anlagen zum Umschlagen wassergefährdender Stoffe wie Jauche, Gülle und Silagesickersäften gemäß der §§ 62 Abs. 1 S. 3, 63 Abs. 2 Nr. 1 WHG ein geringeres Schutzniveau als bei anderen Anlagen vorgeschrieben ist. Bei Wasserschutzgebieten und Überschwemmungsgebieten wird die Landwirtschaft auch direkt finanziell begünstigt, da die Länder gemäß der §§ 52 Abs. 5, 78 Abs. 5 WHG verpflichtet sind, alle Anforderungen zu kompensieren, die über die ordnungsgemäße Landwirtschaft hinausgehen, auch wenn diese verfassungsrechtlich noch zumutbare Eigentumsbeschränkungen sind.“

Des Weiteren sind die diffusen landwirtschaftlichen Stoffeinträge in Oberflächengewässer und Grundwasserkörper dem steuernden Zugriff der Behörden über Erlaubnisse entzogen, da die herrschende Rechtswissenschaft sie nur bei erkennbaren Verstößen gegen das landwirtschaftliche Fachrecht unter die Benutzungstatbestände subsumiert (Breuer 2004, Rn. 254; Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 89.; Möckel in: Möckel et al. 2014, S. 256 ff.). Schon Möckel in: Möckel et al. 2014 stellt daher schon 2014 fest: „Allerdings konnten bisher auch durch das Düngerecht die übermäßigen Einträge von Nährstoffen nicht ausreichend verhindert werden, wie die anhaltende Belastungssituation zeigt. Ob und wann landwirtschaftliche Betriebe für Dünge- sowie Entwässerungsmaßnahmen einer wasserrechtlichen Erlaubnis bedürfen und einen entsprechenden Antrag stellen müssen, ist weder aus dem Wasserrecht noch anhand der auslegenden Rechtswissenschaft klar bestimmbar. In der Praxis bestehen daher erhebliche Anwendungs- und Vollzugsunsicherheiten.“

Tabelle 14: Defizite im Gewässerschutzrecht hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechts- -akt	Regelungen mit Relevanz für N- Emissionen und N- Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug von Umweltnormen
WHG	– Gewässerrandstreifen – Wasserschutzgebiete – Überschwemmungsgebiete – Maßnahmenprogramme	– Freistellung von Entwässerungsgräben und Kleingewässern durch die Länder gem. § 2 Abs. 2 WHG – diffuse landwirtschaftliche Einträge nach h.M. keine erlaubnispflichtige Benutzung	Bezüglich Umwandlung von Grünland und immissionsbezogenen Umweltqualitätsnormen, die aber nur Behörden verpflichten. In Schutz- und Überschwemmungsgebieten möglich, aber finanzielle Kompensationspflicht der Länder.	gering, da viele Freistellungen zugunsten der Landwirtschaft sowie Geldausgleichspflichten der Länder bei strengeren Anforderungen als gfp

Rechts- -akt	Regelungen mit Relevanz für N- Emissionen und N- Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug von Umweltnormen
		– Düngung in Gewässerrandstreifen gem. § 5 Abs. 2-4 DüV – gewöhnliche landwirtschaftliche Entwässerung erlaubnisfrei – Pflicht der Länder zum finanziellen Ausgleich für zumutbare Beschränkungen der ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung in Wasserschutzgebieten und Überschwemmungsgebieten (§§ 52 Abs. 5, 78 Abs. 5 WHG)		
WVG	hoch, da Verbände Flächen und Gewässer umgestalten und Landwirte Mitglieder sind	Doppelstellung der Verbände als Interessenvertretung der Grundeigentümer und als staatlicher Verwaltungsträger	kaum (am stärksten sind noch die Unterhaltungspflichten gemäß §§ 39 - 41 WHG)	gering aufgrund der verbandsinternen Interessenwidersprüche

3.1.3 Boden- und Naturschutzrecht

Die Analyse des internationalen und europäischen Boden- und Naturschutzrecht in Anhang A 8.1.1.2.2.3 verdeutlicht, dass hinsichtlich des Schutzes von Natur und Biodiversität auf völker- als auch europarechtlicher Ebene umfangreiche Verpflichtungen Deutschlands bestehen, während hinsichtlich des Bodenschutzes das supranationale Recht noch kaum ausgebildet ist. Allerdings hat das nationale Recht auch beim Naturschutz eine sehr hohe Relevanz, da sowohl die völkerrechtlichen Vereinbarungen als auch die europäischen Richtlinien der nationalen Umsetzung und nationaler Rechtsakte bedürfen. Die Analyse des nationalen Boden- und Naturschutzrechts in Anhang A 8.1.2.3 zeigt wiederum ein diverses Bild. Während das Bodenschutzrecht v.a. die Altlastensanierung zum Gegenstand hat und nur subsidiär dem vorsorgenden Schutz von Böden vor Zustandsverschlechterungen dient, verfolgt das Naturschutzrecht einen umfassenden, nicht subsidiären Schutzansatz (vgl. § 1 BNatSchG), welcher u.a. auch Böden, Gewässer und Luft miteinbezieht. Das BNatSchG gibt den zuständigen Behörden in Bund und Ländern hierbei einen ganzen Strauß an Instrumenten zur Hand. Hinsichtlich stofflicher Einträge weisen die Instrumente allerdings diverse Defizite auf, da zum einen die landwirtschaftliche Bodennutzung weitgehend von der Eingriffsregelung, der Natura 2000-Verträglichkeitsprüfung sowie den besonderen Artenschutzverboten freigestellt wird, wobei die rechtfertigenden Grundsätze zur guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft aufgrund ihrer Unverbindlichkeit dies nicht ausgleichen. Nach der sehr geringen Anzahl von Entscheidungen in der Datenbank JURIS ist davon auszugehen, dass die Behörden die Eingriffsprüfung und die FFH-Verträglichkeitsprüfung nur sehr selten bei landwirtschaftlichen

Bewirtschaftungsmaßnahmen vornehmen, weshalb hier nicht von einem effektiven Vollzug des Naturschutzrechts auszugehen ist. Zum anderen werden stoffliche Einträge (z.B. aus Industrie- oder Verkehrsanlagen oder aufgrund Landwirtschaft) von der wohl noch herrschenden Meinung bei der Eingriffsregelung nicht als Eingriff gesehen und durch das BVerwG bei der Natura 2000-Verträglichkeitsprüfung u.a. für Stickstoffemissionen und -immissionen Bagatell- und Irrelevanzschwellen anerkannt.

Einen Überblick über die festgestellte Regelungsdefizite und eine Einschätzung der Vollzugstauglichkeit der bestehenden Regelungen im nationale Boden- und Naturschutzrecht im Hinblick auf Stickstoffemissionen und -immissionen gibt Tabelle 15.

Tabelle 15: Defizite im nationalen Boden- und Naturschutzrecht hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechtsakt	Regelungen mit Relevanz für N- Emissionen und N-Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
BBodSchG	– Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen aufgrund Grundstücksnutzungen (§ 7) – bei Landwirtschaft aber nur Grundsätze zur guten fachlichen Praxis (gfP)	– Schutz vor Stickstoffeinträgen aus der Luft oder Gewässern richtet sich nach Immissionsschutz-, Wasser-, und Landwirtschaftsrecht – Sonderregelung für landwirtschaftliche Bodennutzung in §§ 7, 17 BBodSchG – Grundsätze zur guten fachlichen Praxis (gfP) sind nicht verbindlich	nein	gering, da keine Anordnungsbefugnisse
BNatSchG	– Grundsätze zur guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft (gfP) – Landschaftsplanung – Schutzgebiete – gesetzlich geschützte Biotop – Eingriffsregelung – Natura 2000 Verträglichkeitsprüfung – Artenschutzverbote	– Grundsätze zur guten fachlichen Praxis (gfP) sind unverbindlich (BVerwG, 4 C 4.15) – eingeschränkter Eingriffstatbestand bzgl. stofflicher Einträge nach h.M. – freistellende Regelvermutungen zugunsten der gfP-Landwirtschaft in §§ 14 Abs. 2, 44 Abs. 4 BNatSchG – Freistellung der landwirtschaftlichen Bodennutzung von Natura 2000 Verträglichkeitsprüfung durch BVerwG, 9 A 17.11, Rn. 89, was EuGH, C-293/17 widerspricht – Bagatell- und Irrelevanzschwellen für Stickstoffemissionen und – -immissionen bei Natura 2000 Verträglichkeitsprüfung nach BVerwG und Entwurf Novelle TA Luft Anhang 8	– im BNatSchG selbst kaum (Ausnahme: gesetzlich geschützte Biotop) – in Schutzgebieten und in NRW und Berlin in Landschaftsplänen möglich	– gering bzgl. gfP, Landschaftsplanung, Eingriffsregelung und Artenschutz – besser bei Schutzgebieten und geschützten Biotopen sowie bei FFH-Verträglichkeitsprüfung von Anlagen und Verkehrswegen
USchadG	grundsätzlich ja, da Bodenschäden durch Stoffeinträge erfasst	– Bodenschaden nur wenn dadurch Gesundheitsgefahr entsteht – nur Biotop und Arten, die durch FFH-RL und VogelSch-RL geschützt sind	kaum	sehr gering

3.1.4 Agrarrecht

Aufgrund der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU sind wichtige Rechtsakte in Bezug auf landwirtschaftliche Stickstoffeinträge schon auf europäischer Ebene angesiedelt. Hierzu gehören insbesondere die Verordnungen 1306/2013 und 1307/2013 zu den Direktzahlungen der ersten Säule, die Verordnung 834/2007 zum ökologischen Landbau sowie die Verordnung 2003/2003 über EG-Düngemittel (siehe Anhang A 8.1.1.2.2.4). Mit einer Vielzahl von Gesetzen und Verordnungen ergänzt und konkretisiert das nationale Agrarbeihilferecht die vom Europarecht vorgegebenen ökologischen Anforderungen gegenüber den Direktzahlungsempfängern (siehe Anhang A 8.1.2.4). Damit ist im Bereich der Landwirtschaft in Deutschland eine Rechtszersplitterung eingetreten, da die ökologischen Mindestanforderungen in Form von Auflagen bei Direktzahlungen neben die ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen im BBodSchG, BNatSchG, Dünge- und Pflanzenschutzrecht treten, ohne dass hier eine gesetzliche Harmonisierung erfolgt ist. Die doppelte Standardsetzung lässt sich dabei nicht aus Effektivitäts- oder Effizienzgründen rechtfertigen, da die beihilferechtlichen Anforderungen gegenüber ordnungsrechtlichen Anforderungen als weniger effektiv und effizient einzustufen sind (Möckel 2016c ff.; vgl. für Schutz von Grünland Möckel 2016a; Möckel 2016b). Es würde daher die staatliche Steuerung vereinfachen und damit auch verbessern, wenn die ökologischen Bewirtschaftungsstandards allein im Ordnungsrecht gesetzt werden (was europarechtlich möglich ist) und im Beihilferecht ganz im Sinne des Cross-Compliance-Ansatzes hierauf verwiesen wird, so dass eine nicht ordnungsgemäße Bewirtschaftung auch nicht oder allenfalls teilweise durch öffentliche Gelder gefördert wird. Auch inhaltlich könnte das ökologische Anforderungsniveau im Agrarbeihilferecht erhöht werden und zwar auch in Bezug auf Stickstoffeinträge in die Umwelt, da die europäischen und nationalen Anforderungen an den „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ (GLÖZ) im Rahmen der Cross-Compliance Regelung sowie die Greening-Anforderungen, derzeit noch nicht einen Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlichen Flächen und einen Eintrag von Stickstoff in nichtlandwirtschaftliche Flächen verhindern.

Ebenfalls starkem europäischem Einfluss unterliegt mittlerweile das nationale Düngerecht. Weniger aufgrund der europäischen Düngemittelverordnung, welche in Deutschland durch die Düngemittelverordnung (DüMV) des BMEL für Nicht-EG-Düngemittel ergänzt wird. Sondern v.a. aufgrund des europäischen Wasserrechts im Allgemeinen und der Nitrat-Richtlinie 91/676/EWG im Besonderen (siehe Anhang A 8.1.1.2.2.2). Die diesbezüglich erfolgten Novellierung des nationalen Düngerechts in den Jahren 2017 und 2020 hat zumindest das Potenzial Stickstoffeinträge in die Umwelt zu reduzieren, sofern die an vielen Stellen vorgesehenen Ausnahmemöglichkeiten (u.a. in § 3 Abs. 2 S. 1 und Abs. 3 S. 2, § 4 Abs. 1 und Abs. 2, § 6 und § 8 Abs. 5 und Abs. 6 DüV) nicht zur Regel werden und die Vorgaben der Düngeverordnung (DüV) ausreichend in der Praxis kontrolliert werden. Allerdings bestehen Zweifel, ob die Stoffstrombilanzierung gemäß der StoffBilV nach dem Wegfall der Flächenbilanzobergrenze (ehemals § 9 DüV mit 50 kg N je Jahr und Hektar im Dreijahresdurchschnitt) die landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse effektiv und im erforderlichen Maße begrenzen kann, da zum einen nicht alle Betriebe der StoffBilV unterfallen und zum anderen in § 6 StoffBilV je nach betrieblicher Situation höhere Überschüsse gestattet sind (Taubе 2018).

Festzuhalten ist schon jetzt: die 2017er und 2020er Novellierungen und Diskussion greifen mit ihrer Fokussierung auf die Nitrat-Richtlinie und den Gewässerschutz insgesamt zu kurz, da sie die weitreichenden ökologischen Auswirkungen von Nährstoffüberschüssen und diesbezügliche Schutzverpflichtungen Deutschlands nicht umfassend in den Blick nehmen (ausführlich hierzu Möckel/Wolf 2020). Weitgehend ausgeklammert sind bisher: die Klimawirkungen der Düngung

und der Düngemittelherstellung im Haber-Bosch-Verfahren, die die zu hohen Nährstoffeinträge in terrestrische Ökosysteme in Deutschland, die Zusammensetzung der wildlebenden Arten in den Ökosystemen verändern und das Erreichen internationaler, europäischer sowie nationaler Naturschutzziele gefährden. Auch nach den neusten Novellierungen der bundesweiten DüV bleibt es ein Grundproblem, dass zu wenig die sehr diversen standörtlichen Umweltverhältnisse (u.a. Boden- und Klimaverhältnisse, Lage, Wasserhaushalt, Erhaltungszustand, Stickstoff-Sensibilität der Biotope und wildlebenden Arten im Gebiet) bei den rechtlichen Vorgaben berücksichtigt werden. Die sogenannten „roten Gebiete“ nach § 13a DüV sind ein erster wichtiger Schritt zu einer räumlichen Differenzierung, der allerdings auf Grundwasserkörper und Oberflächengewässer beschränkt bleibt. Für die Zukunft empfiehlt es sich, bei der Düngebedarfsermittlung auch die Critical Levels und Critical Loads bei dem betreffenden Schlag mit einzubeziehen. Wie schon Möckel und Wolf 2020 betonten, hat das deutsche Düngerecht im Zusammenspiel mit dem übrigen Agrar- und Umweltrecht insgesamt sicherzustellen, dass internationale, europäische und verfassungsrechtliche Vorgaben zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen nicht aufgrund landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge verfehlt werden.

Tabelle 16 gibt einen Überblick über die festgestellten Regelungsdefizite und vorgenommenen Bewertungen im Agrarrecht. Hinsichtlich der immissionsschutzrechtlichen Defizitanalyse für Tierhaltungsanlagen und die Einstufung landwirtschaftlicher Flächen ist auf die Untersuchung und Bewertung in Anhang A 8.1.2.1.5 und Anhang A 8.1.2.1.4 zu verweisen.

Tabelle 16: Defizite im europäischen und nationalen Agrarrecht hinsichtlich Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechtsgebiet	Regelungen mit Relevanz für N-Emissionen und N-Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
DüngemittelR	– Typisierung von Düngemitteln (geplant: Schadstoffhöchstgehalte EU-KOM (2016) 157) – Anforderungen an Anwendung	– keine Zulassungsge-nehmigung für EG-Düngemittel erforderlich – Düngebedarfsermittlung knüpft an angestrebtes Ertragsniveau an und lässt Belastungs- und Umweltsituation vor Ort (z.B. Critical Level und Loads) unberücksichtigt – viele Ausnahmemöglichkeiten in der DüV – Obergrenze von 170 kg/ha*a Stickstoff gilt nur für organische und organisch-mineralische Düngemittel – zu hohe Bilanzobergrenze in der Stoff-BilV	ja, allerdings viele Ausnahmemöglichkeiten in DüV 2020	– Kontrolle im Rahmen der Cross Compliance Kontrollen – i.d.R. nur Bilanzkontrollen möglich und Anlasskontrollen bei Beschwerden

Rechtsgebiet	Regelungen mit Relevanz für N-Emissionen und N-Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
		– Vereinbarkeit mit Nitrat-RL 91/676/EWG weiterhin fraglich		
DirektzahlungsR	– Cross Compliance-Anforderungen mit GLÖZ-Standards – Greening-Anforderungen	– fehlende Abstimmung mit gfP und sonstigem Umweltrecht – Aufweichung der ökologischen Vorrangflächen durch Gewichtungsfaktoren die den Anbau von Zwischenfrüchten und Leguminosen erlauben – Rechtszersplitterung bei Grünlandumbruch, da unterschiedliche Anforderungen im Ordnungs- und Beihilferecht	teilweise	höher als bei ordnungsrechtlicher gfP, da Mindestkontrolldichte 1 % der Betriebe und Prämienkürzungen bei Verstößen oftmals höher als ordnungsrechtliche Bußgelder
ÖkolandbauR	nur für zertifizierte Betriebe		teilweise (z.B. Verbot von mineralischem Stickstoffdünger, Tierbesatzgrenzen)	gut, wegen Zertifizierungs- und Kontrollsystem (Kosten tragen landwirtschaftliche Betriebe)

3.1.5 Sonstige Materien

Bezüglich baurechtlich geregelter Nutzungen durch bauliche Anlagen ist das nationale Baurecht gut ausdifferenziert und wirksam; wünschenswert wäre eine größere Flexibilität für den Plangeber bei Anwendung der BauNVO, um Stickstoff emittierende Anlagen noch besser an die konkreten räumlichen Situationen anpassen zu können. Im Außenbereich ist das Recht noch zu weitgehend und der Schutz vor zu hoher Flächenneuanspruchnahme und der Initialisierung neuer Stickstoffemissionen nicht ausreichend. Auch bzgl. nichtbaulicher, insbesondere landwirtschaftlicher Umgebungsnutzung mit Einfluss auf die angrenzenden Bebauungen fehlt eine Möglichkeit, die Nutzungen stickstoffemissionsärmer zu regeln, sehr. Dabei böten die §§ 5, 9 BauGB an sich gute Möglichkeiten, lokale gezielte Maßnahmen zur Kontrolle stickstoffrelevanter Nutzungen festzusetzen (zumal Aufgabe der Bauleitplanung auch die sonstige Nutzung der Grundstücke ist, § 1 Abs. 1 BauGB). Leider ist hier die Rechtslage nicht eindeutig und die Judikatur tendiert zu teils widersprüchlichen Entscheidungen einzelner Fälle anhand des wenig ausdifferenzierten Kriteriums der bodenrechtlichen Relevanz (auch

„Bodenrecht“ selbst vom Bundesverfassungsgericht [BVerfGE 3, 407 ff.] weit umrissen und kaum spezifiziert).

In Deutschland gibt es derzeit keine Steuer oder Abgabe, welche direkt an die Emission von Stickstoff anknüpft. Mit der Besteuerung von Kraft- und Brennstoffen (Siehe Anhang A 8.1.2.5.3) werden aber Stoffe besteuert, bei deren Verbrennung Stickstoff in Form von Stickstoffoxiden freigesetzt wird. Die Steuerhöhe ist allerdings noch nicht so hoch, dass eine signifikante Reduzierung dieser Brennstoffe mit einer entsprechenden Reduzierung der Stickstoffoxide in Deutschland eingetreten ist. Hinsichtlich der Landwirtschaft ist zu konstatieren, dass stickstoffhaltige Düngemittel (Handelsdünger, Wirtschaftsdünger, Leguminosen) in Deutschland durch keine Steuer oder Abgabe belastet werden.

Tabelle 17: Defizite im sonstigen Rechtsgebieten mit Relevanz für Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechtsgebiet	Regelungen mit Relevanz für N-Emissionen und N-Immissionen	Regelungsdefizite	konkrete verbindliche Anforderungen	praktischer Vollzug
BauplanungsR	– Industrieanlagen – Wohngebäude – landwirtschaftliche Anlagen (Ställe, Biogasanlagen, Dung-/Güllelagerstätten)	– weitgehende Freistellung bzw. Privilegierung landwirtschaftlicher Anlagen im Außenbereich – unklare Abgrenzung bodenrechtlicher Relevanz bzgl. Regelung insb. landwirtschaftlich nicht-baulicher Nutzung mit Einfluss auf Umgebungsbebauung	erst im jeweiligen Bebauungsplan	gut, da für bauliche Anlagen eine Baugenehmigung nötig, in der planungsrechtliche Zulässigkeit geprüft wird
Steuer- und AbgabenR	Kraftstoff-/Energiesteuer	keine Steuer oder Abgabe auf landwirtschaftliche Düngemittel oder Stickstoffüberschüsse		gut bzgl. Erhebung der Kraftstoff-/Energiesteuer

3.2 Optimierungsvorschläge

3.2.1 Grundlegende Überlegungen und Priorisierungen

Ein Instrument kann die Stickstoffproblematik in Deutschland nicht allein lösen, sondern es bedarf, wie schon Möckel in: Möckel et al. 2014 herausarbeitete, eines abgestimmten Instrumentenverbunds aus u.a. ordnungs- und planungsrechtlichen Anforderungen sowie Vollzugsinstrumenten, unterstützenden Beihilfen, lenkenden Abgaben und Steuern, Zertifizierungssystemen, helfender Beratung und Weiterbildung. Die verschiedenen Instrumente sind so zu kombinieren, dass möglichst ihre jeweiligen Vorteile genutzt und die jeweiligen Nachteile ausgeglichen werden, um im Ergebnis eine möglichst effektive und effiziente Umweltpolitik zu erreichen.“ Dabei sollten die staatlichen Instrumente soweit wie möglich die externen Umwelt- und Gesundheitskosten der Stickstoffeinträge in die Umwelt den Verursachern (v.a. Industrie, Verkehr und Landwirtschaft) anlasten.

Nicht selten behindert die Ausgestaltung der gesetzlichen Regelungen den Vollzug, insbesondere wenn wie bei § 5 BNatSchG oder § 17 BBodSchG keine Verbindlichkeit besteht oder qualitative

und quantitative Vorgaben fehlen und eine behördliche Konkretisierung mangels geeigneter Zulassungs- bzw. Anzeigeverfahren oder Ermächtigungsgrundlagen nicht möglich ist. Die europäischen Vorgaben für Zielfestsetzungen in Art. 33 Abs. 3 Haushaltsverordnung 2018/1046/EU geben mit ihren S.M.A.R.T.-Kriterien⁴ eine sinnvolle Leitlinie, da auch rechtliche Anforderungen wie Ziele soweit wie möglich konkret, messbar, erreichbar, sachgerecht und terminiert sein sollten (ausführlich Möckel et al. 2014 (108 f.)). Der Europäische Rechnungshof misst hieran die europäischen Politiken und Rechtsakte (ECA 2008, ECA 2017, ECA 2018). Möckel in: Möckel et al. 2014 hat hieraus schon 2014 abgeleitet, dass für eine vollzugsförderliche Ausgestaltung rechtliche Anforderungen folgende Kriterien beachten sollten:

- Vorschriften der verschiedenen Gesetze sind in ihren Begrifflichkeiten, Annahmen und Wirkungen abzustimmen, um Widersprüche und Auslegungsunsicherheiten zu vermeiden.
- Vorschriften sollten eindeutig verbindlich sowie qualitativ und quantitativ bestimmt sein, verständlich sowie in der Praxis umsetzbar und kontrollierbar sein und die tragenden Prinzipien des Umweltrechts beachten, insbesondere die Vorsorge- und Verursacherprinzipien.
- Der Gesetzgeber sollte allgemeine Mindeststandards festlegen, die von den zuständigen Behörden betriebs- und standortbezogen konkretisiert werden können, sowie eine dynamische Anpassung an wissenschaftliche Erkenntnisse und technischen Fortschritt vorsehen.

Allgemein ist in den deutschen umweltrechtlichen Regelungen zum reaktiven Stickstoff eine überschießende Tendenz auf der Zielebene zu beobachten, die auf der Ebene der konkreten Maßnahmen und Emissionsstandards nicht immer eingelöst wird. Umweltschutz tendiert dabei zu einem Spielfeld für symbolische Politik zu werden, bei der viel versprochen wird, aber die Versprechungen oft ins Leere gehen. Um dem entgegenzuwirken, sollte die Ebene der Zielsetzung mit Umweltqualitätsstandards und Emissionsreduktionsverpflichtungen durch ein übergreifendes planerisches Element stärker mit der Ebene der konkreten Maßnahmen verbunden werden. Hier könnte beispielsweise neben dem Nationalen Luftreinhalteprogramm gemäß § 4 Abs. 1 S. 2 der 43. BImSchV insbesondere eine länderübergreifende Luftreinhalteplanung in Bezug auf Belastungsschwerpunkte der Luftqualität eine Rolle spielen, die zugleich auch die überregionale Hintergrundbelastung durch Stickstoffdeposition und Maßnahmen zu ihrer Reduzierung mit in den Blick nimmt. Es sollte Ziel dieser Planung sein zu ermitteln, durch welche lokalen, regionalen und bundesweiten Maßnahmen sich die Probleme in den Belastungsschwerpunkten lösen lassen. Auf der Basis von Expertenwissen und modellhaften Prognosen könnte dann die Erreichung von Immissions- und Umweltqualitätszielen durch konkrete Maßnahmen der Emissionsreduzierung, Planung und Verhaltenssteuerung „gegengerechnet“ werden.

Zum Erreichen von Kohärenz ist es insofern wichtig, die Ziele und Maßnahmen aufeinander zu beziehen. Nationale Emissionshöchstmengen und lokale Luftqualitätsziele können nur realisiert werden, wenn auf der Ebene der Emissionsbekämpfung entsprechende Maßnahmen zur Reduzierung der Hintergrundbelastung im Bereich der Gefahrenvorsorge und lokale Maßnahmen an Hotspots im Bereich der Gefahrenabwehr ergriffen werden (siehe Anhang A 8.1.2.1). Tabelle 18 zeigt die Kohärenz zwischen Ziel- und Maßnahmenebenen.

⁴ Specific, measurable, attainable, relevant and time-bound objectives.

Die hier dargestellten, allgemeinen Optimierungsvorschläge des Rechtsrahmens fließen als flankierende Maßnahmen in die Vorschläge für ein Aktionsprogramm ein. Ihre Effektivität und Effizienz wurde im Rahmen dieses Vorhabens nicht quantifiziert, so dass sie sich nicht im konkreten Maßnahmenpaket im Kapitel 5.2 (Tabelle 30) wiederfinden. Dennoch sollten sie zur Formulierung eines Aktionsprogramms herangezogen werden und fließen daher in die Beschreibungen zu den flankierenden Maßnahmen ein (Kapitel 5.2.3).

Tabelle 18: Kohärenz zwischen Ziel- und Maßnahmenebenen

Zielebene	Maßnahmenebene	Charakter verschiedener Maßnahmen
Ziele mit überregionalem Bezug resultierend aus völker- oder europarechtlichen Verpflichtungen (z.B. NEC-RL, OSPAR, HELCOM), Grundgesetz (Art. 20a GG) oder Bundesrecht (z.B. 43. BImSchV)	Maßnahmen zur Reduktion der nationalen bzw. überregionale Emissionen	– Maßnahmen der Gefahrenabwehr (Verpflichtung des Gesetzgebers und kein Ermessen der zuständigen Behörden) – Maßnahmen der Vorsorge unterhalb der Ebene der Gefahrenabwehr (im Ermessen des Gesetzgebers und der zuständigen Behörden)
Ziele mit lokalem Bezug resultierend aus völker- oder europarechtlichen Verpflichtungen (z.B. WRRL, FFH-RL, RAMSAR), Grundgesetz (Art. 20a GG) oder Bundesrecht (z.B. 39. BImSchV)	Maßnahmen zur Reduktion der lokalen und regionalen Immissionen und Emissionen + Maßnahmen zur Reduktion der überregionalen Hintergrundbelastung	

3.2.2 Umsetzung der Luftreinhalterichtlinie

Die Erstellung des nationalen Luftreinhalteprogramms gemäß § 4 Abs. 1 S. 2 der 43. BImSchV durch die Bundesregierung bietet Potential für eine Abstimmung der unterschiedlichen Ressorts, so dass entsprechende Umsetzungshindernisse minimiert werden könnten. Dabei ist jedoch das frühzeitige Erkennen von Fehlentwicklungen und Konflikten entscheidend. Für die neuen Verpflichtungen ab 2020 gemäß § 2 der 43. BImSchV sollte das Umsetzungsverfahren daher nach Möglichkeit zeitnäher kontrolliert werden, indem die Aktualisierungspflicht des Luftreinhalteprogramms des § 5 43. BImSchV enger gefasst wird: Es sollte klargestellt werden, dass Aktualisierungen gemäß § 5 Abs. 2 auch dann innerhalb von 18 Monaten vorzunehmen sind, wenn die indikativen Emissionsmengen des § 3 der Verordnung für 2025 nicht eingehalten wurden. Dies ist bei der Auslegung des § 5 Abs. 2 Nr. 2 zu berücksichtigen und sollte zur Klarstellung entweder als separate Ziffer vor der jetzigen Ziffer 2 oder in Form einer erläuternden Ergänzung innerhalb Ziffer 2 ergänzt werden („insbesondere, wenn die indikativen Emissionsmengen nicht eingehalten werden“). Des Weiteren wäre zu überlegen, ob die regelmäßigen Aktualisierungen des Luftreinhalteprogramms gemäß § 5 Abs. 1 öfter erfolgen könnten als alle vier Jahre, z.B. in einem Drei-Jahres-Rhythmus.

Hinsichtlich der Behebung von Regelungsdefiziten der Luftqualitätsrichtlinie geht es vor allem darum, Ammoniak-Grenzwerte mit aufzunehmen. Dies könnte auch zu einer besseren Verzahnung mit dem Anlagenrecht (insb. den Grenzwerten der TA-Luft, 4.2 und Anhang 1) führen, und dazu beitragen, die internationalen und europäischen Verpflichtungen bezüglich Emissionshöchstmengen für Ammoniak zu erfüllen (näheres dazu im AP1 des Gutachtens zum Aktionsplan). Was die Vollzugsdefizite bei der Umsetzung der Luftqualitätsrichtlinie angeht, bis hin zur offenen Weigerung, rechtskräftige Gerichtsentscheidungen zu vollziehen, sind grundlegende Fragen des verfassungsrechtlichen Institutionengefüges und des Verhältnisses

von Europarecht und nationalem Recht berührt. Letztlich ist hier jedoch nach geltendem Recht der Bund in der Verantwortung, da gemäß Art. 84 Abs. 3 S. 1 Grundgesetz (GG) die Bundesregierung die Rechtsaufsicht über den Vollzug von Gesetzen durch die Länder als eigene Angelegenheit ausübt. Es wäre insofern Sache der Bundesregierung unter Federführung des Bundesumweltministeriums als zuständiges Ressort für die Umsetzung des BImSchG, gemäß Art. 84 Abs. 4 GG den Mangel in der Umsetzung festzustellen und, sollte das nicht zu einer Abstellung des Mangels führen, einen Beschluss des Bundesrates herbeizuführen. Mit Blick auch auf Grenzwertüberschreitungen in anderen Kommunen und Bundesländern sollten einheitliche Verwaltungsvorschriften gemäß Art. 84 Abs. 2 GG erlassen werden, in denen die Bedingungen des Einsatzes von Fahrverboten für Dieselfahrzeuge in der Luftreinhalteplanung im Sinne der Entscheidungen des BVerwG geregelt werden.

3.2.2.1 Industrieanlagen

Im Bereich der Industrieanlagen geht es zurzeit darum, die Verordnungen und Verwaltungsvorschriften an die europäischen Vorgaben anzupassen. Nunmehr mit dem Inkrafttreten der 44. BImSchV am 20.06.2019 umgesetzt wurde die MCP-Richtlinie. Weiterhin sind Bundesimmissionschutzverordnungen und die TA Luft an den Stand der Technik anzupassen. Hier müssten in vielen Fällen die Grenzwerte für Stickstoffoxide in Orientierung an den BVT-Schlussfolgerungen herabgesetzt werden.

Nach der Kommissionsverordnung EU 2015/1185 zur Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung von Festbrennstoff-Einzelraumheizgeräten setzt ein Inverkehrbringen eine EU-Konformitätserklärung des Herstellers voraus. Es bietet sich zu Zwecken der Luftreinhaltung und Emissionsreduktion an, dass die zuständigen Behörden darüber hinaus vor Ort zumindest in Form von Stichproben weiterhin Kontrollen vornehmen. Dadurch können Abweichungen der Emissionen einzelner Öfen im Realbetrieb von den Werten in der Prüfung bei der Typzulassung erfasst werden.

3.2.2.2 Verkehr

Zur Umsetzung der Luftqualitätsrichtlinie gibt es ein im Bundesimmissionsgesetz etabliertes und mit der 39. BImSchV verfeinertes Instrumentarium, das von den zuständigen Ländern und Kommunen allerdings nicht stringent genug angewendet wird, um verkehrsbedingte Grenzwertüberschreitungen zu verhindern. Dies liegt zum Teil an politischen Widerständen und führt bis hin zur konsequenten Missachtung eines Urteils der Verwaltungsgerichtsbarkeit, nach dem eine Landesregierung für eine Stadt Diesel-Fahrverbote vorzubereiten habe. Nachdem der EuGH die Vorlagefrage des Bayerischen Verwaltungsgerichtshofes zur Zulässigkeit einer Zwangshaft für zuständige Amtsträger unter bestimmten Voraussetzungen bejahend und u.U. gar verpflichtend beantwortet hat, bleibt die Anwendung dieser Maßgaben durch das vorlegende Gericht auf die konkreten rechtlichen und tatsächlichen Gegebenheiten abzuwarten, um sich mit bewertend und auswertend dazu zu positionieren.

Letztlich ist jedoch auch dies eine Frage der Rechtsaufsicht der Bundesregierung über den Vollzug von Gesetzen durch die Länder als eigene Angelegenheit. Hier wäre es sinnvoll, europarechtskonforme Verwaltungsvorschriften für die einheitliche Durchsetzung der 39. BImSchV und die Anwendung der §§ 40, 45 und 47 BImSchG zu entwickeln. Diese müssten sich an den europarechtlichen Vorgaben orientieren. Die Regelung einer Erheblichkeitsschwelle in dem neu eingefügten Abs. 4a in § 47 BImSchG, ab der die Überschreitung des Grenzwerts für Stickstoffdioxid Dieselfahrverbote gerechtfertigt ist, ist europarechtlich bedenklich. Dies läuft auf eine pauschale Entscheidung der Verhältnismäßigkeit hinaus, welche die bereits erfolgte

grundsätzliche Abwägung des EU-Gesetzgebers durch eine eigene, abweichende Wertung ersetzt.

Hinsichtlich produktbezogener Emissionsstandards im Verkehr kommen im Zusammenhang mit Dieselmotorkraftfahrzeugen folgende Optimierungsvorschläge in Betracht:

- ▶ effektive Nachrüstungen auf Kosten der Hersteller bei rechtswidrigen Typgenehmigungen,
- ▶ Rücknahme rechtswidrig erlangter Typgenehmigungen,
- ▶ Etablierung wirksamer Sanktionsmechanismen für Rechtsverstöße durch Hersteller.

Eine im Kompetenzbereich der Bundesregierung liegende Maßnahme wäre die Einführung eines allgemeinen Tempolimits von 120 km/h auf Bundesautobahnen bzw. 80 km/h auf Bundesstraßen durch eine entsprechende Änderung von § 3 Abs. 3 Nr. 2 lit. c) Straßenverkehrsordnung (StVO). Da der Treibstoffverbrauch pro Kilometer bei höheren Geschwindigkeiten steigt und Stickstoffoxide zudem überproportional bei hohen Geschwindigkeiten emittiert werden, könnte allein die Einführung des Tempolimits von 120 km/h auf Autobahnen nach einer Studie des Umweltbundesamts aus dem Jahr 1999 bei einem Befolgungsgrad von 80% zu einer Reduzierung der Stickstoffoxidemissionen aller Pkw im Bundesautobahnnetz in Höhe von 16% führen (UBA 1999, 8 f.). Bei einem Tempolimit von 100 km/h könnten die Stickstoffoxid-Emissionen durch Pkw auf Bundesautobahnen nach dieser Untersuchung sogar um 34% reduziert werden, was bezogen auf die Gesamtemissionen an Stickstoffoxid immerhin noch eine Reduktion von 2,2% ausmachen würde. Die mögliche Absenkung des Tempolimits auf Bundesstraßen von 100 km/h auf 80 km/h wurde für das Reduktionspotential damit noch nicht berücksichtigt. Für die – hauptsächlich innerorts – denkbaren Geschwindigkeitsbeschränkungen (von meist 50 km/h) auf 30 km/h gibt UBA (2016, 13 f.) als Ergebnis einer Langzeitmessung an drei Berliner Hauptverkehrsstraßen eine Minderung der lokalen Verkehrsbeiträge zu NO₂-Emissionen um bis zu 28 % und absolut von 5,7 bis zu 12,8 µg an. Die Durchführung dieser oftmals lokalen Maßnahmen läge im dann meist im Kompetenzbereich der örtlichen Straßenverkehrsbehörden (Gemeinden), sonst der unteren Straßenverkehrsbehörden (Landkreise/kreisfreie Städte).

Möglicherweise könnten diese Maßnahmen auch der steigenden Motorleistung und der zunehmend massiven Bauweise der Fahrzeugflotten deutscher Automobilhersteller entgegenwirken. Dies wird jedenfalls in einem Hintergrundpapier des Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) nahegelegt (BUND 2007). Sie könnten so helfen, neben der direkten Emissionsminderung weitere Mehremissionen im fließenden Verkehr einzusparen. Im Übrigen gäbe es für diese Maßnahmen zahlreiche Synergien mit anderen Zielen wie Klimaschutz, Feinstaubreduktion, Lärmvermeidung und Verkehrssicherheit.

3.2.2.3 Landwirtschaft

Wie aufgezeigt, sind aufgrund verschiedener internationaler, europäischer und nationaler Rechtsakte die Stickstoffeinträge in die Umwelt auf ein ökologisch vertretbares Maß zu begrenzen. Obwohl die entsprechenden Verpflichtungen schon länger bestehen, sind die Stickstoffeinträge bisher immer noch zu hoch und entstehen dadurch erhebliche ökologische Beeinträchtigungen, insbesondere bei Gewässern und Biotopen aber auch beim Klima. Die Europäische Kommission will nach der 2020 vorgelegten Farm-to-Fork-Strategie bis 2030 in der gesamten EU die Stickstoffüberschüsse um 50 Prozent reduzieren (EU-KOM 2020b). Die Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft sind Folge der modernen intensiven Bewirtschaftung,

die mit Hilfe von mineralischen Stickstoffdünger und importierten Futtermitteln höhere Erträge bzw. Viehbesatzdichten erlaubt, als es die natürlichen Gegebenheiten in Deutschland allein gestatten würden. Um die landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge und die damit verbundenen gesellschaftlichen Kosten (u.a. für den Verlust von Ökosystemleistungen und für Trinkwasseraufbereitung (BCG 2019; Oelmann et al. 2017) zu verringern, genügen die vom BMEL in der Ackerbaustrategie (BMEL 2019a) favorisierten technischen Verbesserungen (z.B. Abluftfilter bei Ställen, Abdichtungen bei Gülle- und Dunglager, direkte Einarbeitung von Düngemitteln in den Boden) allein nicht, sondern bedarf es neben der Steigerung der Stickstoffeffizienz durch höhere Erträge im Pflanzenbau auch einer Begrenzung und in einigen Regionen auch Reduzierung der Intensität der Tierhaltung und der Düngung. Nach der Europäischen Kommission erfordert die 50prozentige Reduzierung der Stickstoffüberschüsse auch eine Verringerung der Stickstoffdüngung um mindestens 20 Prozent (EU-KOM 2020b).

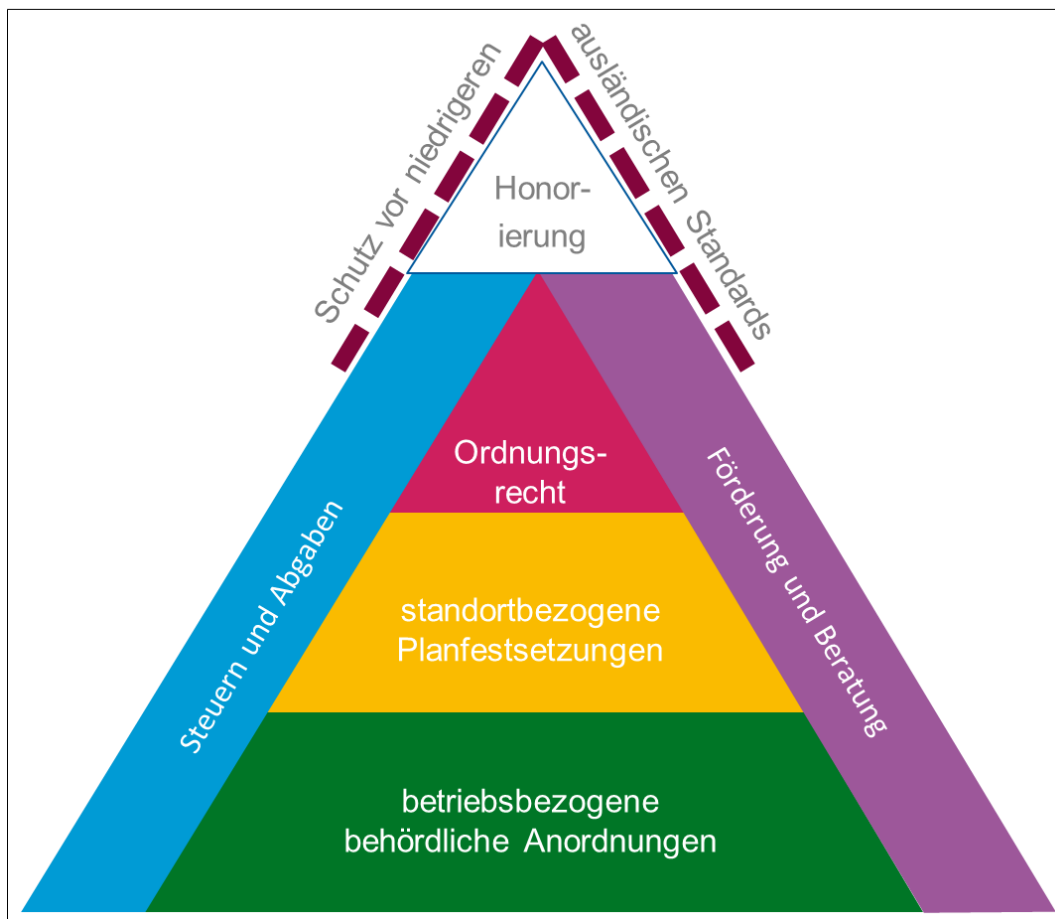
Wie schon Möckel und Wolf 2020 herausarbeiteten, sind ökologisch wie rechtlich zwei Hauptaufgaben zu lösen: die Reduzierung der Gesamtnährstoffeinträge in die Umwelt und der ausreichende Schutz lokaler Ökosysteme vor übermäßigen Nährstoffeinträgen entsprechend ihrem Erhaltungszustand und ihrer spezifischen Vulnerabilität. Sowohl die Gesamtmengenreduzierung als auch eine standortgerechte Düngung sind ökologisch wie auch rechtlich erforderlich. Dabei zeigen insbesondere der ökologische Landbau und die Techniken der Präzisionslandwirtschaft, dass es eine Vielzahl an landwirtschaftlichen Möglichkeiten zur Reduzierung der Düngemengen bzw. der Nährstoffüberschüsse (Thünen-Institut 2019; Hülsbergen 2019; Finger et al. 2019; Bowles et al 2018; Mueller et al. 2017).

Aus rechtlicher Sicht folgt daraus, dass Recht zum einen die notwendigen technischen Verbesserungen anregen und ihre Implementierung befördern oder vorschreiben muss sowie zum anderen es auch raumspezifischer Obergrenzen für die Nutzungsintensität der landwirtschaftlichen Flächennutzung bedarf. Die schon heute sehr komplexe Düngeverordnung kann instrumentell den beiden Hauptaufgaben allein nicht gerecht werden. Nötig ist ein abgestimmter Instrumentenverbund aus u.a. ordnungs- und planungsrechtlichen Anforderungen sowie Vollzugsinstrumenten, unterstützenden Beihilfen, lenkenden Abgaben und Steuern, Zertifizierungssystemen, helfender Beratung und Weiterbildung (ausführlicher Möckel et al. 2014 (339 ff.)). Schon gegenwärtig nutzt die Agrarpolitik die meisten der genannten Instrumente, wobei Beihilfen und ordnungsrechtliche Anforderungen dominieren und aufgrund fehlender Abstimmung teilweise miteinander konkurrieren. Die derzeit bestehenden doppelten Mindeststandards im Beihilfe- und Ordnungsrecht erzeugen unnötigen Verwaltungsaufwand und begünstigen Umsetzungsdefizite (Möckel 2016c). Beratung, standortbezogene planerische Festlegungen und Kostenanlastungen in Form von Steuern und Abgaben werden gegenwärtig nicht oder nicht ausreichend genutzt. Damit besteht derzeit kein optimaler Instrumentenmix im Bereich des Agrarumweltrechts.

Abbildung 1 zeigt wie ein optimaler Instrumentenmix im Agrarumweltrecht aussehen könnte. Ordnungs- und planungsrechtliche Instrumente sind dabei besonders gut geeignet, um flächendeckend allgemeinverbindliche Mindestanforderungen nach dem Verursacherprinzip aufzustellen. Beihilfen können hingegen Innovationen gezielt finanziell befördern und die Implementierung technischer Verbesserungen erleichtern, indem z.B. Investitionszuschüsse gewährt werden. Als allgemeines verhaltenssteuerndes Instrument sind Beihilfen mit ökologischen Bewirtschaftungsauflagen hingegen weniger effektiv und effizient als ordnungs- und planungsrechtliche Bewirtschaftungsanforderungen, da bei vergleichbarem Kontrollaufwand bei beihilferechtlichen Auflagen die Gesellschaft die Beihilfen finanzieren muss und die Adressaten durch Verzicht auf die Beihilfe die damit verbundenen Auflagen vermeiden können (ausführlich zum Vergleich Möckel 2016c; Möckel et al. 2014 (357 ff.)). Die derzeit im

Beihilferecht angesiedelte GLÖZ- und Greening-Anforderungen sollten daher ins Ordnungsrecht verschoben werden, wobei wie bisher bei einer Nichteinhaltung ordnungsrechtlicher Vorgaben auch die staatlichen Beihilfen zu kürzen sind (Cross Compliance Konzept). Das bestehende Agrarumweltrecht sollte instrumentell im Bereich des Planungsrechts sowie des Abgabe- und Steuerrechts erweitert werden, um die spezifischen Vorteile dieser Instrumente auch in diesem Bereich zu nutzen.

Abbildung 1: Vorschlag für einen optimalen Instrumentenmix für eine agrarumweltrechtliche Steuerung



Quelle: Eigene Darstellung UFZ

Bei der instrumentellen Ausgestaltung bieten sich dem Gesetzgeber grundsätzlich folgende Möglichkeiten an, Details zur konkreten Umsetzung werden hier noch nicht benannt:

1. Auf Gesetzesebene sollten im Ordnungsrecht allgemeine Grundanforderungen normiert werden, die in ergänzenden Rechtsverordnungen von den Bundesministerien oder Ländern weiter zu konkretisieren sind. Dies betrifft sowohl anlagenbezogene als auch flächenbezogene Vorgaben einschließlich einer allgemeinen Begrenzung für den Tierbesatz je Hektar.
2. Hinsichtlich der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen (Acker, Grünland, Sonderkulturen) ist zu empfehlen, das Ordnungsrecht, um planungsrechtliche Festlegungen zu ergänzen, da diese eine räumliche und standortbezogene Konkretisierung und Differenzierung ermöglichen (z.B. bei Schutzgebieten) (ausführlich Möckel et al. 2014, S. 389 - 426).

3. Um den Vollzug der ordnungs- und planungsrechtlichen Anforderungen zu gewährleisten bedarf es neben einer entsprechenden Personalausstattung der zuständigen Behörden rechtlich insbesondere ausreichender behördlicher Anordnungsbefugnisse und Genehmigungsvorbehalte sowie auch Zugriffsbefugnisse auf den anfallenden Daten (wie z.B. InveKOS) auch bei der digitalen Landwirtschaft 4.0, da sonst die Behörden gemäß Art. 20 Abs. 3 GG nicht aktiv werden können. Mittels Anordnungen und Genehmigungen könnten die zuständigen Behörden die geltenden gesetzlichen und planerischen Anforderungen im Einzelfall konkretisieren, anpassen und vollzugstauglich ausgestalten.
4. Beihilfen befördern die Umsetzung der ordnungs- und planungsrechtlichen Anforderungen durch a) eine Verknüpfung im Sinne des Cross Compliance Konzepts, b) Zuschüsse für Innovationen und Investitionen sowie c) Honorierung besonderer ökologischer Leistungen (z.B. Vertragsnaturschutz, Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der 2. Säule der GAP) und sichern ansonsten – sofern dafür nötig und gesellschaftlich gewollt – angemessene Einkommen der landwirtschaftlichen Betriebe.
5. Mittels Steuern und Abgaben können die gesellschaftlichen Kosten der verbleibenden Stickstoffüberschüsse finanziert und zumindest in pauschalierter Form auch bei den landwirtschaftlichen Betrieben/Herstellern/Händlern internalisiert werden sowie zusätzliche Anreize zur Reduzierung der Stickstoffüberschüsse auch unterhalb der ordnungs- und planungsrechtlichen Grenzen geschaffen werden.
6. Vermittlung des aktuellen Wissensstandes über und Beratung zu nachhaltigen Bewirtschaftungsmethoden durch eine staatliche ökologischen Betriebsberatung bzw. einer entsprechenden unabhängigen Beratung durch private Institute sowie mittels Ausweitung entsprechender Weiterbildungspflichten und -angebote, da die wissenschaftlichen und praktischen Erkenntnisse über ökologische Zusammenhänge, landwirtschaftliche Auswirkungen sowie mögliche nachhaltige Bewirtschaftungsmethoden stetig fortschreiten und eine auf ökologische Aspekte spezialisierte, externe Beratung besser ökologischen Potenziale und vermeidbare ökologische Beeinträchtigungen erkennt (ausführlich Rutz/Schramek in: Möckel et al. 2014 (483 ff.)).
7. Um die auch nach vollständiger Umsetzung von 1.-6. verbleibenden, unvermeidbaren Beeinträchtigungen der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes durch landwirtschaftliche Anlagen und Flächen auszugleichen, empfiehlt es sich, wie bei landwirtschaftlichen Anlagen auch bei landwirtschaftlichen Flächen eine Kompensation von nicht vermeidbaren Eingriffe naturschutzrechtlich vorzuschreiben. Um den Verwaltungsaufwand zu minimieren, sollte aber bei landwirtschaftlichen Flächen statt einer Einzelfallprüfung eine pauschale Kompensationspflicht in Form z.B. eines bestimmten Anteils ökologischer Vorrangflächen oder produktionsintegrierter Maßnahmen vorgesehen werden (Möckel 2018b; Möckel 2012 (231 f.)).

3.2.2.3.1 Empfehlungen zu ordnungsrechtlichen Anforderungen an die Landwirtschaft

Für landwirtschaftliche Anlagen, insbesondere Tierhaltungsanlagen, bestehen vor allem immissionsschutz- und naturschutzrechtliche Anforderungen zur Reduzierung von Stickstoffemissionen und -immissionen. Diese sollten ausgebaut und durch eine (raum)planungsrechtliche Steuerung ergänzt werden, um die hohen Tierbesatzdichten und dadurch bedingte Stickstoffüberschüsse in bestimmten Regionen Deutschlands zu reduzieren. Die immissionsschutzrechtlichen Querverbindungen zum Düngerecht und sonstigen Umweltrecht bedürfen einer deutlichen Stärkung und vollzugsrechtlichen Sicherstellung, damit nicht Anlagen immissionsschutzrechtlich zugelassen werden, deren anfallende Tierexkrementen oder Gärreste unter Verletzung dünge-, wasser- und naturschutzrechtlicher Anforderungen auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden.

Rechtlich ist zu empfehlen:

- ▶ Absenkung der Schwellen für die Genehmigungspflicht in Anlage 1 der 4. BImSchV, damit auch kleine und mittlere Tierhaltungs- und Biogasanlagen sowie Lagerstätten für Gülle, Dung und Gärreste einer immissionsschutzrechtlichen Zulassung und entsprechender behördlicher Kontrolle bedürfen.
- ▶ Strengere Emissionsreduktionsanforderungen bei Ställen und Gülle-/Dunglager mit konkreten technischen Vorgaben nach dem Stand der Technik bzw. Stand der besten verfügbaren Technik (z.B. Abluftfilter, Gasdichtheit nach oben bei Lager) in einer Verordnung zum BImSchG oder in der Neufassung der TA Luft (siehe Anhang A 8.1.2.1.5 Tierhaltungs- und Biogasanlagen).
- ▶ Einbeziehung der Umweltauswirkungen der anfallenden tierischen Exkremente bei Stallanlagen bzw. Gärresten bei Biogasanlagen bei den immissionsschutzrechtlichen Betreiberpflichten in § 5 Abs. 1 Nr. 3 und § 22 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG und eine Genehmigung bzw. Betrieb nur statthaft ist, wenn bei den Ausbringungsflächen neben den düngerechtlichen Vorschriften auch die naturschutzfachlichen Critical Loads und wasserrechtlichen Grenzwerte eingehalten werden (bei genehmigungspflichtigen Anlagen durch qualifizierten Flächennachweis und Nachkontrolle).
- ▶ Ordnungs- oder (raum)planungsrechtliche Obergrenzen für den Tierbesatz, um ökologisch nicht mehr tragfähige Konzentrationen von Tierhaltungsanlagen zu verhindern und auf ein tragfähiges Maß zurückzuführen.

Des Weiteren ist das Naturschutzrecht hinsichtlich landwirtschaftlicher Bodennutzungen und Stoffeinträge zu ertüchtigen. Zum einen sollte bei landwirtschaftlichen Bodennutzungen die freistellende Regelvermutung in § 14 Abs. 2 BNatSchG durch eine pauschale Kompensationspflicht ersetzt werden. Weiterhin ist zu empfehlen, in Anbetracht der erheblichen negativen Auswirkungen von stofflichen Einträgen auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts in § 14 Abs. 1 BNatSchG klarzustellen, dass diese Eingriffe der Eingriffsregelung unterfallen. Zum anderen ist ein wirksamer Schutz von Natura 2000 Gebieten zu gewährleisten, damit auch bei landwirtschaftlichen Bodennutzungen die europäischen Anforderungen an einen ausreichenden Schutz der geschützten Lebensraumtypen und Arten sichergestellt und das Erreichen von günstigen Erhaltungszuständen nicht gefährdet werden. Dies erfordert die Durchführung von FFH-Verträglichkeits(vor)prüfungen bei allen landwirtschaftlichen Flächennutzungen in und in der Nähe dieser Gebiete. Es ist weiterhin zu empfehlen, die Methodik zur Bestimmung von Critical Loads sowie Pflichten zur gebietsbezogenen Festlegung von Critical Loads für Stickstoff (und anderen relevanten Stoffen) in den rechtlichen Schutzgebietsausweisungen bzw. untergesetzlichen Managementplänen gesetzlich zu verankern.

Hinsichtlich der landwirtschaftlichen Bodennutzung enthält das Agrarrecht im Pflanzenschutzgesetz, Düngegesetz und Düngeverordnung sowie im Gentechnikrecht Grundanforderungen an die gute fachliche Praxis.⁵ Die nationalen Vorgaben zur Düngung sind europarechtlich dabei v.a. durch das europäische Wasserrecht beeinflusst und weisen einen hohen Konkretisierungsgrad auf, wobei das ökologische Schutzniveau noch zu niedrig ist (siehe

⁵ § 3 Abs. 2 und 3 DüngG i.V.m. mit DüV, §§ 2a, 6 PflSchG, §§ 3, 4 PflSchAnwV, § 16b Abs. 2 und 3 GenTG, GenTPflEV.

Anhang A 8.1.1.2.2.2 und 8.1.2.2). Die gFP-Anforderungen im BBodSchG und BNatSchG verfolgen demgegenüber einen umfassenderen Nachhaltigkeitsauftrag, sind aber weder rechtlich verbindlich noch im Sinne der S.M.A.R.T. Kriterien handlungsanleitend ausgestaltet. Keine Anforderungen an die landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung enthalten das Wasserrecht und das Immissionsschutzrecht. Beides ist in Anbetracht der umfangreichen landwirtschaftlichen Emissionen in Luft und Gewässer zu überdenken.

Aufgrund der Defizite hinsichtlich des Anforderungsniveaus, der Konkretisierung und Vollziehbarkeit im Agrarumweltrecht lassen sich die internationalen, europäischen und nationalen Umweltziele – insbesondere im Gewässer-, Natur- und Klimaschutz – derzeit nicht oder nur eingeschränkt erreichen. Hierfür bedarf es statt allgemeiner Grundsätze zur guten fachlichen Praxis quantitativer oder qualitativer Zielvorgaben sowie gegebenenfalls zusätzlich handlungsanleitender Bewirtschaftungsanforderungen im Ordnungs- und Planungsrecht.⁶ Diese sollten soweit wie möglich Kriterien in Form von Höchst- bzw. Mindestmengen, Flächenanteilen sowie technischen Standards wie z.B. Maschinentypen etc. enthalten (Möckel 2014). Langfristig ist zu überlegen, ob ein Wechsel von der guten fachlichen Praxis hin zum Regelungskonzept des Stands der Technik wie bei baulichen Anlagen (vgl. § 3 Abs. 6 BImSchG) auch für die landwirtschaftliche Bodennutzung ökologische Verbesserungen mit sich bringen würde (Möckel 2015 ff.). Ein solcher Wechsel wäre schon heute erforderlich, wenn landwirtschaftliche Flächen – entgegen der bisherigen herrschenden Meinung – aufgrund ihrer betriebsbedingten wiederkehrenden Emissionen unter den immissionsschutzrechtlichen Anlagenbegriff des § 3 Abs. 5 Nr. 3 BImSchG subsumieren werden und dann den Betreiberpflichten des § 22 Abs. 1 BImSchG unterliegen. Mit einer rechtlichen Klarstellung könnte ein schneller Wechsel zum Konzept des Stands der Technik bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung erreicht werden. Allerdings bedürfte es für den praktischen Vollzug noch einer weiteren Konkretisierung des Stands der Technik in einer Verordnung zum BImSchG oder einer Technischen Anleitung zur Landwirtschaft. Des Weiteren ist zu überlegen, ob bei allen Gebieten mit bereits hohen Stickstoffeinträgen in die Umwelt (Gebiete mit Überschreitung der naturschutzfachlichen Critical Levels bzw. Loads sowie in den sogenannten roten Gebieten nach § 13a DüV) die Bewirtschaftung der dort befindlichen landwirtschaftlichen Flächen einer immissionsschutzrechtlichen Zulassung unterworfen werden sollte, um den zuständigen Behörden eine effektivere Begrenzung und Kontrolle der Stickstoffemissionen zu ermöglichen.

Die Tabelle 19 gibt einen nicht abschließenden Überblick, über mögliche verbindliche Anforderungen im Ordnungsrecht, welche zur Reduzierung von Stickstoffemissionen der Landwirtschaft bzw. Verringerung von Stickstoffimmissionen aus der Landwirtschaft beitragen würden. Dabei sollten insbesondere auch die Möglichkeiten der Weiterqualifikation von Betriebsinhabern sowie eines ökologischen Betriebskonzepts genutzt werden, um die regelmäßig vorhandenen ökologischen Verbesserungspotenziale der Betriebe durch Wissensvermittlung, staatliche Beratung und einzelbetrieblicher ökologischer Betrachtung zu heben. Eine ausführliche Beschreibung der Möglichkeiten findet sich bei Möckel 2014.

⁶ Entsprechende Vorschläge und Untersuchungen liegen teilweise schon vor (z.B. Knickel et al. 2001; Plachter/Stachow/Werner 2005; Osterburg 2009).

Tabelle 19: Überblick über ordnungsrechtliche Möglichkeiten zur Regulierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung mit Potenzialen zur Reduzierung von Stickstoffemissionen und –immissionen

Gesetzliche Obergrenzen für – Nährstoffeinträge oder -überschüsse je Hektar und Jahr unter Beachtung der jeweiligen Belastungs- und Umweltsituation (u.a. Geographie, Klimaverhältnisse, Erhaltungszustand und Vulnerabilität der betroffenen Ökosysteme, Biotope, Arten) auf dem konkreten Schlag bzw. der landwirtschaftlichen Fläche (z.B. gemäß dem Critical Level und Critical Load Konzept). – Nutztiere je Hektar Landwirtschaftsfläche – Bodenabtrag (Erosion) – Entwässerung von Böden
Gesetzliche Untergrenzen für – Mindestgehalt an organischen Stoffen in Ackerböden differenziert nach Bodenarten – Mindestanzahl an Bodenorganismen differenziert nach Bodenarten – Mindestanzahl an Tier- und Pflanzenarten differenziert nach Landschafts- oder Bodenarten – Mindestanteil an extensiven Flächen
Gesetzliche Unterlassungspflichten oder deren Ausbau für – bestimmte Düngemittel – Düngemaßnahmen auf bestimmten Flächen, z. B. Randstreifen für schützenswerte terrestr. Ökosysteme – die Umwandlung von Dauergrünland mit Befreiungsvorbehalt – die Beseitigung von Landschaftselementen – bestimmte umweltschädliche Techniken und Methoden (z.B. umweltschädliche Ausbringungstechniken oder -methoden bei Handels- oder Wirtschaftsdünger)
Gesetzliche Handlungspflichten und deren Ausbau für – Berücksichtigung der Belastungs- und Umweltsituation bei der Bestimmung der zulässigen Düngemenge – bestimmte umweltfreundliche Bewirtschaftungstechniken (z.B. teilflächenspezifische Düngung, direkte Einarbeitung von Dünger, Abluftfilter bei Ställen) – Bodenuntersuchungen (z.B. bezüglich Gehalte an Nähr- und Schadstoffen, organischen Kohlenstoff) – Dokumentation zu Untersuchungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. über Düngung und Pestizideinsatz), wenn möglich teilflächenspezifisch – Teilnahme an Agrarumweltberatungen und Weiterbildungen – Aufstellung eines ökologischen Betriebskonzepts – Fruchtfolgewechsel einschließlich Zwischenfruchtanbau – Wiederanlage von Dauergrünland oder anderen Dauerkulturen auf bestimmten Flächen – Wiederanlage und Pflege bestimmter Biotoptypen und Landschaftselemente

3.2.2.3.2 Empfehlungen zu planungsrechtlichen Anforderungen an die Landwirtschaft

Gegenwärtig unterliegen vor allem landwirtschaftliche Anlagen (u.a. Ställe, Biogasanlagen, Lager) planungsrechtlichen Instrumenten (insb. Bauleitplanung), während die landwirtschaftliche Bodennutzung nur in wasser- oder naturschutzrechtlichen Schutzgebieten mit standortbezogenen planerischen Festsetzungen gelenkt werden kann. Da Landwirtschaft nicht nur bei den baulichen Anlagen, sondern auch bei der Bodennutzung standortbezogen ist und vielfältige örtliche Auswirkungen aufweist, sollten die planungsrechtlichen Möglichkeiten gesetzlich ausgebaut und von den Behörden stärker als bisher genutzt werden. Im Einzelnen ist zu empfehlen:

- Klarstellung bzw. Erweiterung der raumplanerischen Festsetzungsmöglichkeiten bezüglich immissionsbezogener Umweltqualitätsziele und emissionsbezogener Obergrenzen als Ziele

der Raumordnung. Möckel in Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: „Trotz der sehr offenen Definition von raumplanerischen Zielen ist in der Literatur umstritten, inwieweit Raumplanungsträger auch immissionsbezogene Umweltqualitätsziele oder emissionsbezogene Obergrenzen als Ziele festsetzen dürfen. Um die kumulativen Wirkungen vieler Nutzungen innerhalb einer Region zu begrenzen (z.B. Stickstoffeinträge oder Treibhausgasemissionen) und rechtliche Planungssicherheit herzustellen, empfiehlt es sich, im Raumordnungsgesetz diese Ziele ausdrücklich als mögliche Ziele vorzusehen, auch wenn sie nur bei genehmigungspflichtigen Anlagen zu berücksichtigen wären.“

- Beschränkung der privilegierten Tierhaltungsanlagen im bauplanungsrechtlichen Außenbereich auch für landwirtschaftliche Betriebe. Möckel in Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: „Bisher sind landwirtschaftliche Anlagen, gewerbliche Tierhaltungsanlagen und Biogasanlagen bis 5 MW im Außenbereich privilegiert zulässig. Ein gestattender Bebauungsplan ist hier daher regelmäßig nicht nötig. Bei großen Tierhaltungsanlagen einschließlich der erforderlichen Gülle-, Dung- oder Silagelager können die Umweltauswirkungen auf die Umgebung erheblich sein, weshalb hier eine bauplanerische Entscheidung der betroffenen Gemeinde sinnvoll ist. Es empfiehlt sich daher, nicht nur bei Biogasanlagen, sondern auch bei landwirtschaftlichen oder gewerblichen Tierhaltungsanlagen die Privilegierung auf kleine Anlagen zu beschränken. Die Differenzierung zwischen gewerblichen und landwirtschaftlichen Anlagen ist ebenfalls bei der Raumordnungsklausel in § 35 Abs. 3 S. 3 BauGB zu hinterfragen. Auch große landwirtschaftliche Anlagen sollten aufgrund ihrer Umweltauswirkungen den Standortvorgaben der Raumordnungsplanung und Flächennutzungsplanung unterliegen.“
- Erweiterung der anlagenbezogenen Festsetzungsmöglichkeiten der Baunutzungsverordnung bezüglich Art und Anzahl der gehaltenen Tiere bzw. die Art und Menge des Gärsubstrates. Möckel in Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: „Kommunen können mit Bebauungsplänen die Errichtung von privilegierten und nicht privilegierten Anlagen im Außenbereich zulassen, aber auch untersagen. Sie haben es insofern bauplanungsrechtlich in der Hand, ob und – wenn ja – wo Tierhaltungs- und Biogasanlagen in ihrem Gebiet errichtet werden. Eine Ausweitung der planerischen Möglichkeiten ist aber hinsichtlich des Maßes der baulichen Nutzungen zu empfehlen, da der Kriterienkatalog in § 16 Abs. 2 BauNVO zwar baukörperbezogene Größenvorgaben erlaubt, aber Art und Anzahl der gehaltenen Tiere bzw. die Art und Menge des Gärsubstrates nicht explizit festsetzbar sind. Dies ist aktuell nur im Rahmen von städtebaulichen Verträgen oder vorhabenbezogenen Bebauungsplänen möglich.“
- Abschaffung der Kompensationspflicht für zumutbare Beschränkungen bei Wasserschutzgebieten. Möckel in Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: „§ 51 Abs. 1 Nr. 3 WHG ermöglicht es, Wasserschutzgebiete rechtsverbindlich auszuweisen, um Oberflächengewässer vor dem Eintrag von Bodenbestandteilen sowie Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zu schützen. Einer Ausweisung steht in der Praxis aber meist die Kompensationspflicht in § 52 Abs. 5 WHG für zumutbare Beschränkungen der ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Nutzung eines Grundstücks entgegen. In Anbetracht

der Belastungssituation der Gewässer und der anspruchsvollen Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie sollte diese verfassungsrechtlich nicht erforderliche Kompensationspflicht abgeschafft werden, um die Ausweisung von Wasserschutzgebieten mit Anforderungen, die über die normale gute fachliche Praxis hinausgehen, zu erleichtern.“

- Erweiterung der kommunalen Planungshoheit für landwirtschaftliche Bodennutzungen. Möckel in Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: *„In Anbetracht der Situationsgebundenheit landwirtschaftlicher Bodennutzungen und der räumlich unterschiedlichen Standortverhältnisse bedarf das Instrument ordnungsrechtlicher Mindestanforderungen einer instrumentellen Ergänzung, mit dem sich die Anforderungen an die landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung standörtlich konkretisieren lassen.“* Gegenwärtig können die Kommunen zwar im Rahmen der Bauleitplanung nur Art und Maß der baulichen Nutzungen in ihrem Gebiet verbindlich festlegen. Da verfassungsrechtlich die kommunale Selbstverwaltungshoheit nicht auf bauliche Nutzungen beschränkt ist, empfiehlt es sich die planerischen Möglichkeiten der Städte, Landkreise und Gemeinden hinsichtlich nichtbaulicher Bodennutzungen zu erweitern (Möckel 2013; Möckel in: Möckel et al. 2014, (405 ff.)). Gesetzestechisch einfach ist dies mit einer Erweiterung der Bauleitplanung zu einer Bodennutzungsplanung möglich. Alternativ könnten auch Landschaftspläne wie in Nordrhein-Westfalen Außenverbindlichkeit erhalten.“

3.2.2.3.3 Empfehlungen bezüglich Vollzugsinstrumente

Allgemeine Erfahrungen zeigen, dass gesetzliche Anforderungen stärker beachtet werden, wenn sie erkennbar kontrolliert oder sogar im Rahmen eines Zulassungsverfahrens standardmäßig geprüft werden. Zugleich benötigen Vollzugsbehörden neben ausreichend Personal und finanzieller Mittel für Untersuchungen (z.B. Bodenproben) v.a. auch ausreichende Informationen und entsprechende Informationspflichten der Adressaten sowie behördliche Untersuchungsbefugnisse. Während landwirtschaftliche Anlagen einer Baugenehmigung und bei größeren Anlagen einer immissionsschutzrechtlichen Genehmigung bedürfen, ist die landwirtschaftliche Bodennutzung im Allgemeinen genehmigungs- und anzeigefrei, sofern die Flächen nicht in einem Schutzgebiet liegen. Hinsichtlich der Grundsätze zur guten fachlichen Praxis im Bundes-Bodenschutzgesetz und Bundesnaturschutzgesetz fehlt es den Behörden sogar an Befugnissen, um diese bei erkannten Verstößen durchzusetzen. Folgende Empfehlungen könnten den Vollzug im Bereich der Landwirtschaft verbessern und damit helfen, die Stickstoffemissionen und -immissionen zu reduzieren:

- Erweiterung der behördlichen Anordnungsbefugnisse insbesondere im Naturschutzrecht und Bodenschutzrecht bezüglich der Grundsätze der guten fachlichen Praxis. Möckel in Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: *„Anordnungsbefugnisse ermöglichen es den Behörden, rechtsverbindliche Verwaltungsakte zu erlassen, um im Einzelfall die Einhaltung der Gesetze durchzusetzen oder Anforderungen zu konkretisieren. Sie sollten daher in allen Gesetzen des Agrarumweltrechts vorhanden sein. Verbesserungsbedarf besteht hier v.a. im Bundes-Bodenschutzgesetz sowie im Flurbereinigungsrecht und bei den Klärschlamm- und Bioabfallverordnungen. Um den Behörden und landwirtschaftlichen Betrieben klar die behördlichen Befugnisse aufzuzeigen, empfiehlt es sich, neben allgemeinen Ermächtigungen auch Befugnisse zur einzelfallbezogenen Konkretisierung und Durchsetzung der guten fachlichen Praxis in allen Gesetzen mit entsprechenden Anforderungen vorzusehen.“*

- Anwendung der wasserrechtlichen Erlaubnispflicht auch bei landwirtschaftlichen Gewässerbenutzungen. Möckel in: Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: „Die Instrumente des öffentlich-rechtlichen Bewirtschaftungsregimes sollten auch gegenüber landwirtschaftlichen Gewässerbeeinträchtigungen voll anwendbar und handlungsfähig sein. Daher sollte das wichtige Vollzugsinstrument der wasserrechtlichen Erlaubnis/Bewilligung auch vollständig auf die Landwirtschaft anwendbar sein. Es ist zu empfehlen, gesetzlich klarzustellen, dass und ab wann direkte und auch diffuse Stoffeinträge der Landwirtschaft zulassungspflichtige Gewässerbenutzungen im Sinne von § 9 WHG sind. Des Weiteren sollte die gewöhnliche landwirtschaftliche Entwässerung keine erlaubnisfreie Benutzung mehr sein und § 46 Abs. 1 Nr. 2 WHG gestrichen sowie Kleingewässer, wie z.B. Entwässerungsgräben nicht nach § 2 Abs. 2 WHG vom Anwendungsbereich des Wasserhaushaltsgesetzes ausgenommen werden.“
- Klarstellungen hinsichtlich der Anwendbarkeit der Eingriffsregelung auf stoffliche Eingriffe sowie Ersetzung der freistellenden Regelvermutung in § 14 Abs. 2 BNatSchG durch eine freistellende pauschale Kompensationsverpflichtung:
Es empfiehlt sich klarzustellen, dass stoffliche Einträge auf Grundstücke, welche die Leistungs- und Funktionsfähigkeit erheblich beeinträchtigen können, Eingriffe im Sinne von § 14 Abs. 1 BNatSchG sind und einer Eingriffsgenehmigung bedürfen. Dies sollte auch für die Landwirtschaft gelten, weshalb die freistellende Regelvermutung in § 14 Abs. 2 BNatSchG aufgegeben werden sollte. Stattdessen sollte eine pauschale Kompensationspflicht für die landwirtschaftliche Bodennutzung eingeführt werden in Form z.B. eines bestimmten Anteils ökologischer Vorrangflächen oder produktionsintegrierter Maßnahmen (Möckel 2012 (231 f.)). Auch wenn damit die negativen Auswirkungen landwirtschaftlicher Bodenbewirtschaftung weder 1:1 noch vollständig ausgeglichen werden, so stellt eine pauschale Kompensationspflicht doch einen ökologisch wesentlich günstigeren Kompromiss zwischen Verwaltungsaufwand und Naturschutzinteressen dar als eine komplette Freistellung im Regelfall.
- Pauschale Anzeigepflicht bei landwirtschaftlichen Düngemaßnahmen in oder in der Nähe von Natura 2000-Gebieten. Möckel in: Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: „Bei der Anzeigepflicht in § 34 Abs. 6 BNatSchG ist derzeit rechtlich unklar, wann landwirtschaftliche Maßnahmen anzeigepflichtige Projekte sind, die Natura 2000-Gebiete beeinträchtigen könnten, und wann nicht. Da die europarechtlichen Anforderungen nicht nur an den Schutz der Gebiete und an die Durchführung der FFH-Verträglichkeitsprüfung strenge Anforderungen stellen, sondern auch eine objektive Einstufung als Projekt verlangen, empfiehlt es sich, eine klar bestimmbare Anzeigepflicht oder Genehmigungspflicht bei landwirtschaftlichen Düngemaßnahmen in oder in der Nähe von Natura 2000-Gebieten zu normieren.“
- Erweiterung des Kreises der immissionsschutzrechtlich genehmigungspflichtigen landwirtschaftlichen Anlagen. Möckel in: Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: „Der Schutz vor Stickstoffemissionen in die Atmosphäre (Lachgas, Ammoniak) könnte verbessert werden, wenn der Kreis der genehmigungspflichtigen landwirtschaftlichen Anlagen im Anhang der 4. BImSchV erweitert und die Schwellen für Tierhaltungsanlagen, Güllelager und Biogasanlagen abgesenkt werden. Zugleich empfiehlt es sich auch zu prüfen, welche

landwirtschaftlichen Acker-, Grünland- und Sonderkulturflächen Anlagen im Sinne von § 3 Abs. 5 Nr. 3 BImSchG sind oder gar in den Kreis der genehmigungspflichtigen Anlagen aufgenommen werden sollten (z.B. Maisanbauflächen).“

- Einführung bzw. Erweiterung von Genehmigungsvorbehalten im Düngerecht. Möckel in: Möckel et al. 2014 stellte schon 2014 fest: *„In Anbetracht der erheblichen bestehenden Umweltauswirkungen von Düngemitteln ist deren Einsatz stärker durch Behörden zu kontrollieren. Die Kontrolle ließe sich wesentlich verbessern, wenn ein Genehmigungsvorbehalt für geplante Düngemaßnahmen normiert würde, indem landwirtschaftliche Betriebe regelmäßig ihre Düngeplanung anzeigen oder zulassen müssten. Darin sollten die landwirtschaftlichen Betriebe auch Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit (z. B. Zwischenfruchtanbau, Anteil der verbleibenden pflanzlichen Reststoffe), Fruchtfolge vorsehen. In der Genehmigung könnte die Behörde standort- und einzelfallbezogen u.a. die Menge und Art der jeweiligen Düngemittel beschränken und standortbezogene Nährstoffüberschussgrenzen festsetzen, sofern dies nicht schon durch standortspezifische ordnungs- oder planungsrechtliche Vorgaben erfolgt (z.B. nach § 13a DüV oder in Schutzgebieten). Um den Verwaltungsaufwand für Behörden und v.a. kleine landwirtschaftliche Betriebe zu begrenzen, empfiehlt es sich, erst ab einer bestimmten Betriebsgröße ein solchen Genehmigungsvorbehalt einzuführen und gegebenenfalls Betriebe des ökologischen Landbaus generell aufgrund der höheren Umweltstandards und des eigenen Zertifizierungssystems auszunehmen.“*

3.2.2.3.4 Empfehlung bezüglich finanzieller Anreizinstrumente

Während reaktive Stickstoffverbindungen bei der Verbrennung (hier: Stickstoffoxide) nur nebenbei, als an sich unerwünschte Begleitreaktion im Verbrennungsprozess freigesetzt werden, bringt die Landwirtschaft reaktive Stickstoffverbindungen gezielt als Düngemittel in die Umwelt, um damit das Pflanzenwachstum zu befördern. Anders als bei Verbrennungsprozessen – wo eine Kombination aus strengeren ordnungsrechtlichen Abgasvorgaben und einer höheren Besteuerung von Brennstoffen zielführend ist – sollte bei der Landwirtschaft die Stickstoffdüngung unmittelbar Gegenstand ökonomischer Instrumente sein, um über die ordnungsrechtlichen Grenzen des Düngerechts hinaus einen betriebswirtschaftlichen Anreiz zum sparsamen Einsatz reaktiver Stickstoffverbindungen zu setzen. Sofern Stickstoffemissionen als unerwünschte Begleiterscheinung von landwirtschaftlichen Prozessen (z.B. Ammoniakemissionen bei der Tierhaltung) entstehen, sollte wie bei den Verbrennungsprozessen zum einen an der eigentliche Ursache (Tierbestand) angesetzt werden, in dem dieser ordnungs- bzw. planungsrechtlich begrenzt sowie gegebenenfalls ergänzend besteuert wird, und zum anderen mittels strengeren Emissionsvorschriften (z.B. bzgl. Abluftfilter bei Ställen, Abdichtung von Dung- und Güllelager) die Freisetzung in die Umwelt reduziert werden.

Ökonomische Anreize für eine betriebswirtschaftlich sparsame Stickstoffdüngung lassen sich mittels Steuern und Abgaben sowie Zertifikaten setzen. Anders als bei Treibhausgasemissionen empfiehlt sich bei der flächenbezogenen Stickstoffdüngung kein (handelbares) Emissionszertifikatesystem, da hier die Einträge v.a. lokal ihre negative ökologische Wirkung zeigen. Die Ausgestaltung als Steuer oder nichtsteuerliche Abgabe hängt neben der konkreten Ausgestaltung und kompetenziellen Verordnung (Bund, Länder, Kommunen) v.a. von der Art des Gegenstands einer Steuer bzw. Abgaben ab. Konkret bieten sich zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge zum einen eine Steuer auf alle stickstoffhaltige Handelsdünger, zum anderen eine Finanzierungsabgabe auf die nach Düngerecht schon

jetzt zu bilanzierenden Stickstoffüberschüsse an (vgl. SRU 2015, S. 30; Möckel 2017; Gawel et al. 2011, (234-243); Möckel 2006; vgl. für Phosphor Garske 2020).

Eine Steuer auf Handelsdünger wäre wie die Umsatzsteuer relativ einfach bei den Händlern dieser Düngemittel zu erheben, welche dann die Steuerlast auf die Käufer überwälzen. Die Steuer würde aber nicht den unverarbeiteten Wirtschaftsdünger erfassen. Das ist unproblematisch, wenn mit dem Wirtschaftsdünger nur der Stickstoff den Böden wieder zurückgeführt wird, welcher durch die Futterpflanzen vorher entzogen wurde. Wenn allerdings Betriebe Futtermittel hinzukaufen, wie es derzeit insbesondere in den Regionen mit hohen Tierbeständen der Fall ist, dann entsteht durch den Wirtschaftsdünger ein ökologisch problematischer Stickstoffüberschuss. Sofern dieser nicht schon durch eine ordnungs- oder planungsrechtliche Begrenzung des Tierbesatzes minimiert wird, empfiehlt sich eine Abgabe auf den Stickstoffüberschuss. Damit würden sowohl Anreize zur Minimierung des Überschusses auch unterhalb der düngerechtlich bisher zulässigen Überschussgrenzen (vgl. § 6 StoffBilV) gesetzt als auch die landwirtschaftlichen Betriebe an den verbleibenden gesellschaftlichen Folgekosten beteiligt. Ergänzend ließe sich auch die Nachfrage nach tierischen Lebensmitteln und damit die Menge der Importe und die Anzahl der gehaltenen Nutztiere durch Steuern und Abgaben verringern (vgl. Garske 2020; Beermann et al. 2020), sofern der Nachfragerückgang nicht durch höhere Exporte ausgeglichen wird.

3.2.2.3.5 Problemorientierte Übersicht der Empfehlungen zur Landwirtschaft

Tabelle 20: Problemorientierter Überblick über die wichtigsten Empfehlungen zur Verbesserung des rechtlichen Instrumentariums im Bereich Landwirtschaft

Problemgebiet	wichtigsten Optimierungsvorschläge
Düngung	Reduzierung der Gesamtstickstoffüberschüsse mittels – strengerer ordnungsrechtlicher Vorgaben (insbesondere Absenkung der Bilanzüberschussgrenzen) und/oder – finanzieller Anreize wie Steuer auf Mineraldünger und betriebsexterne Futtermittel oder Sonderabgabe auf Stickstoffbilanzüberschüsse. Schutz lokaler Ökosysteme durch Berücksichtigung der Belastungs- und Umweltsituation (u.a. Geographie, Klimaverhältnisse, Erhaltungszustand und Vulnerabilität der betroffenen Ökosysteme, Biotope und Arten z.B. mittels Critical Level und Loads Konzept) bei der Art und Menge der Dünger mittels – ausdifferenzierter ordnungsrechtlicher Regelungen und/oder – planungsrechtlicher Instrumente mit außenverbindlichen, räumlich spezifischen Festsetzungen (u.a. Schutzgebiete, außenverbindliche Landschaftspläne, Erweiterung der Bauleitplanung zu einer allgemeinen Bodennutzungsplanung.
Tierhaltung	Ausweitung der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungspflicht auf mittlere und kleinere Anlagen Strengere Betreiberpflichten in §§ 5, 22 BImSchG – Strengere Emissionsreduktionsanforderungen nach dem Stand der Technik bzw. der besten verfügbaren Technik, wie im aktuellen TA Luft Entwurf gefordert – Einbeziehung der Umweltauswirkungen von Gülle/Dung/Gärresten (wo, wie und welchen Mengen werden und dürfen sie ausgebracht werden) Beschränkung der Privilegierung in § 35 BauGB (insb. durch Ausweisung eines höheren Eigenfutteranteil) Ordnungs- oder (raum)planungsrechtliche Obergrenzen für den Tierbesatz
Vollzug	Effektive Anwendung der vorhandenen Instrumente bei Landwirtschaft – Anordnungsbefugnisse zur Durchsetzung der gFP-Anforderungen im BNatSchG und BBodSchG – Genehmigungs-/Anzeigepflicht für Düngemaßnahmen in Natura 2000-Gebieten – Klarstellung das Düngung Eingriff i.S.v. § 14 BNatSchG sein kann Reform von § 14 Abs. 2 BNatSchG: pauschale Kompensationspflicht statt Freistellung im Regelfall Erweiterung des Kreises der genehmigungspflichtiger Tierhaltungsanlagen und Biogasanlagen bei 4. BImSchV Einführung bzw. Erweiterung von Genehmigungsvorbehalten im Düngerecht.

4 Kosten-Nutzen-Analyse

In diesem Kapitel werden die Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs für Deutschland analysiert. Dabei werden neben den direkten Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrags in der Landwirtschaft auch die mit den reaktiven Stickstoffflüssen verbundenen externen Auswirkungen ökonomisch bewertet. Die Stickstoffflüsse in Deutschland sowie in die angrenzenden internationalen Gewässer werden quantitativ analysiert. Aktivitäten in Deutschland, welche sich indirekt auf Stickstoffflüsse im Ausland auswirken (z. B. Transporte und Produktion von deutschen Importgütern), werden qualitativ analysiert.

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) erfolgt für das Basisjahr 2015 sowie das Zieljahr des Maßnahmenpaketes 2030. Für das Zieljahr müssen Annahmen über die zukünftige Entwicklung der Stickstoffeinträge getroffen werden. Diese basieren auf den in Kapitel 2 entwickelten Szenarien.

Die aus der Analyse resultierende Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs soll als Grundlage für die Konzeption von Maßnahmen zur Stickstoffminderung dienen. Anhand der Ergebnisse aus der KNA kann die Stickstoffproblematik quantitativ dargestellt und die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen für Deutschland ökonomisch unterlegt werden.

Das vorliegende Kapitel zeigt den methodischen Ansatz einer vereinfachten KNA für Deutschland. In Kapitel 4.1 wird zunächst das Vorgehen und die Methodik von Kosten-Nutzen-Analysen im Allgemeinen und ihre Anwendung auf reaktiven Stickstoff erläutert. Daran anschließend werden verschiedene Ansätze aus der wissenschaftlichen Literatur vorgestellt, die KNAs im Bereich Stickstoff durchgeführt haben. Daraus ergibt sich der methodische Ansatz für die vereinfachte KNA. Die methodischen Grundlagen der Kosten-Nutzen-Analyse sind in Kapitel 4.2 beschrieben. Aus den vereinfachenden Annahmen der KNA und den methodischen Ansätzen aus der Literatur ergeben sich Anknüpfungspunkte für eine mögliche vertiefte KNA, die in Kapitel 4.2.2.4 vorgestellt werden. Das Kapitel 4.3 zeigt die Ergebnisse der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse.

4.1 Ansätze für Kosten-Nutzen-Analysen

4.1.1 Die Kosten-Nutzen-Analyse in der Umweltpolitik

In den letzten zehn Jahren hat die Anwendung von KNA im Bereich der Umweltpolitik deutlich zugenommen. Deren Ergebnisse werden zunehmend als Basis für politische Entscheidungen genutzt. Grundlegende Idee einer KNA ist der Vergleich zwischen dem Nutzen und den Kosten, die durch eine bestimmte Aktion entstehen. Im Unterschied zu betriebswirtschaftlichen Investitionsrechnungen werden bei Anwendung einer KNA auch externe Effekte einbezogen. Eine KNA betrachtet somit also Kosten und Nutzen einer Aktion aus dem Blickfeld einer Gesellschaft. Eine solche Aktion kann eine politische Maßnahme, eine neue Richtlinie oder auch ein Projekt sein. Um eine Entscheidung mit Hilfe von KNA zu treffen, addiert der Analyst den Nutzen und vergleicht ihn mit den Kosten. Ist dieser größer, macht die Aktion die Gesellschaft als Ganzes besser. Eine solche Definition wirft viele Fragen auf: Wer ist mit Gesellschaft gemeint, welche Kosten und Nutzen werden berücksichtigt, wie werden Kosten und Nutzen monetäre Werte zugeordnet, etc. (Henley et al. 2009).

Zunächst muss also für die Durchführung einer KNA festgelegt werden, was das Objekt der Analyse ist, also welches Projekt oder politische Maßnahme hinsichtlich seiner Auswirkungen auf die Gesellschaft untersucht werden soll. Dafür muss zudem festgelegt werden, wer mit

„Gesellschaft“ gemeint ist, also die Individuen definieren, deren Summe die Gesellschaft ergibt. Es gibt keine festen Regeln für die Definition der Grenzen der Summe der Individuen. Typischerweise arbeiten KNA-Studien mit nationalen Grenzen, so dass "Gesellschaft" mit der Summe aller Individuen in einem Nationalstaat gleichgesetzt wird. Es gibt jedoch auch Fälle, in denen die Grenzen weiter gefasst werden müssen (OECD 2018).

Voraussetzung für das Gegenüberstellen von Kosten und Nutzen umweltpolitischer Entscheidungen ist zudem eine gemeinsame Einheit, in der beides gemessen werden kann. Hierzu werden die Effekte in monetären Werten ausgedrückt. Dies erlaubt auch eine Aggregation von Kosten und Nutzen. Das grundlegende Prinzip der monetären Bewertung in KNA ist die Bewertung der Auswirkungen im Hinblick auf ihre sozialen Grenzkosten bzw. Grenznutzen. Treten Kosten und Nutzen zu unterschiedlichen Zeitpunkten auf, werden sie durch ein Gewichtungungsverfahren (Diskontierung) zeitlich vergleichbar gemacht (OECD 2018).

Dabei gibt es unterschiedliche Ansätze und Methoden, diesen Grenznutzen und Grenzkosten zu ermitteln. Grundlage für die Berechnung der Werte sind die Präferenzen von Individuen. Diese Präferenzen werden als Zahlungsbereitschaft (Willingness to pay, WTP) für einen Nutzen und als Kompensationsbereitschaft (willingness to accept compensation, WTA) für Kosten ermittelt. Es wird bei der KNA davon ausgegangen, dass diese individuellen Präferenzen aggregiert werden können, sodass sich aus der Summe aller individuellen Nutzen der soziale Nutzen und aus der Summe aller individuellen Kosten die sozialen Kosten ergeben (OECD 2018).

In manchen Fällen sind soziale Kosten und individuelle Kosten bzw. Nutzen identisch, das heißt der Marktpreis für ein Gut spiegelt die sozialen und privaten Grenzkosten bzw. Grenznutzen wider. Dann können Marktpreise als Grundlage für KNA dienen. In vielen Fällen enthält der Marktpreis allerdings nicht alle relevanten Kosten oder Nutzen, sondern diese sind externalisiert, sodass ein Marktversagen vorliegt. Dies ist bei Umweltfolgen häufig der Fall. In diesen Fällen muss auf andere Methoden zurückgegriffen werden, um solche externen Effekte zu internalisieren und in den Werten der KNA berücksichtigen zu können (Henley et al. 2009).

Für die Monetarisierung von Umweltfolgen stehen neben direkt beobachtbaren Marktpreisen verschiedene Methoden zur Verfügung. Der Schadenskosten-Ansatz versucht, den entstehenden Schaden abzuschätzen, indem individuelle Präferenzen monetarisiert werden. Dabei können entweder offenbarte Präferenzen durch indirekt beobachtbare Marktpreise herangezogen werden, oder geäußerte Präferenzen abgefragt werden.

Methoden zu offenbarten Präferenzen basieren auf tatsächlichem Verhalten, das eine Nutzenmaximierung widerspiegelt. Eine Umweltdienstleistung mag keinen direkten Preis haben, aber sie kann die Entscheidung beeinflussen, die Menschen in Bezug auf andere Dinge treffen, sodass ihr Wert in einem anderen enthalten ist, der wiederum einen Marktpreis aufweist. In diesem Fall kann der Wert der Umweltleistung abgeleitet werden (Freeman et al. 2014).

Beispiele für Methoden zur Ermittlung von Schadenskosten mittels offenbarter Präferenzen sind Hedonic Pricing und die Reisekostenmethode.

Beim Hedonic Pricing wird der Wert eines Ersatzgutes oder einer Dienstleistung herangezogen, um den impliziten Preis des Gutes zu messen, das nicht auf dem Markt gehandelt wird. Beispielsweise können Wohnungspreise verwendet werden, um einen Wert für bestimmte Umweltattribute zu ermitteln. Menschen können bereit sein, für ein Haus mehr zu bezahlen, das sich in der Nähe eines Landschaftsparks befindet, und weniger für ein Haus im Umfeld eines Tagebaus. Daraus kann implizit der Wert einer Landschaft abgeleitet werden (OECD 2018).

Bei der Reisekostenmethode wird der Wert einer Umweltdienstleistung oder eines Umweltgutes – z.B. eine Landschaft - anhand der Kosten gemessen, die Besucher*innen auf sich nehmen, um dort hin zu reisen. Dieser „Preis“, den die Besucher*innen zahlen, errechnet sich aus der Summe der Reisekosten vom ursprünglichen Standort bis zur besuchten Landschaft. Durch die Aggregation dieser beobachteten Reisekosten der einzelnen Personen kann eine Nachfragekurve erstellt und damit der Wert des Gutes bzw. der Dienstleistung abgeschätzt werden (OECD 2018).

Alternativ zu offenbarten Präferenzen können Schadenskosten auch mittels geäußerter Präferenzen abgeschätzt werden. Hierbei werden durch Befragungen Zahlungsbereitschaften ermittelt. Die kontingente Bewertung ist umfragebasiert und ermittelt das beabsichtigte zukünftige Verhalten von Menschen in konstruierten Märkten. In einem Fragebogen wird ein hypothetischer Markt beschrieben, auf dem das betreffende Gut gehandelt werden kann. Die Befragten werden direkt nach ihrer Zahlungsbereitschaft für eine hypothetische Änderung des Niveaus der Bereitstellung des Gutes gefragt. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Befragten so verhalten, als wären sie in einem echten Markt (Freeman et al. 2014).

Auch Discrete Choice Experiments (DCE) fragen geäußerte Präferenzen ab. Im Unterschied zur kontingenten Bewertung wird hier kein kontingenter Umweltzustand bewertet, sondern ein durch Attribute charakterisierter Umweltzustand, die wiederum unterschiedliche Ausprägungen besitzen. Dadurch ist eine differenziertere Bewertungsgrundlage möglich als bei der kontingenten Bewertung (Freeman et al. 2014).

Neben dem Schadenskostenansatz kann auch der Vermeidungskostenansatz eingesetzt werden, bei dem die Kosten von Maßnahmen verwendet werden, die eine Entstehung von Schäden verhindern. Liegen weder Daten zu Schadens- noch zu Vermeidungskosten vor, können für die KNA auch Ersatz- bzw. Wiederherstellungskosten herangezogen werden. Hierbei werden die Kosten von Maßnahmen ermittelt, die einen entstandenen Schaden reparieren oder das geschädigte Gut ersetzen sollen (Bünger & Matthey 2018).

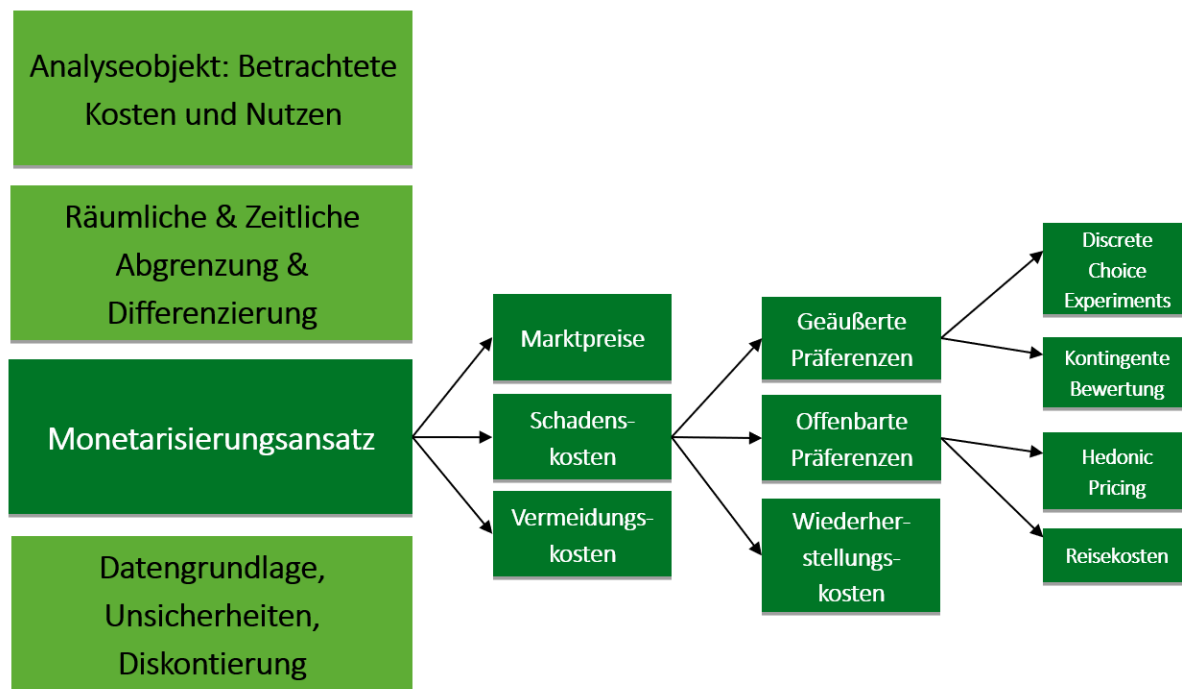
Da die Erhebung von Primärdaten zur Monetarisierung von Umweltschäden mit den beschriebenen Methoden zeit- und kostenintensiv ist, ist die verfügbare Zahl an Studien mit Kostensätzen begrenzt. Für die meisten KNA werden daher keine eigenen Daten erhoben, sondern vorhandene genutzt und deren Werte auf das zu analysierende Objekt angewendet. Diese Methodik wird auch als Benefit Transfer bezeichnet. So wird beispielsweise die Zahlungsbereitschaft, die für ein Umweltgut an einem Standort ermittelt wurde, auf einen anderen Standort übertragen. Dies kann entweder 1:1 erfolgen oder mit unterschiedlichem Detailgrad angepasst werden, von einer Berücksichtigung von unterschiedlichen Einkommen bis hin zu aufwendigen Meta-Analysen der Parameter, die die Zahlungsbereitschaft beeinflussen können. Dabei stellt die Balance zwischen der Komplexität des Benefit Transfer und damit auch Robustheit von KNA-Ergebnissen auf der einen und der Praktikabilität der Anwendung von Kostensätzen (beispielsweise in Tabellen mit durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft für Ökosystemdienstleistungen) auf der anderen Seite eine Herausforderung dar (OECD 2018).

Ein weiterer wichtiger Punkt bei der Durchführung von KNA ist der Umgang mit Unsicherheiten. Die Unsicherheit bei KNA-Parametern kann mit einer Sensitivitätsanalyse bewertet werden, die anzeigt, wie die Ergebnisse auf Parameteränderungen reagieren (OECD 2018).

Eine Herausforderung ist zudem die Tatsache, dass Kosten und Nutzen meist nicht zeitgleich auftreten. Aus diesem Grund muss ein Weg gefunden werden, diese zeitlichen Verzögerungen in der Analyse zu berücksichtigen. KNA versuchen im Allgemeinen alle relevanten Kosten und Nutzen auf eine gemeinsame zeitliche Basis zu stellen, indem eine Zeitwertberechnung durchgeführt wird. Dies geschieht oft durch die Umwandlung der zukünftig erwarteten Kosten

und Nutzen in einen Gegenwartswert mit einem Diskontierungssatz. Bei langfristig auftretenden Umweltschäden beeinflusst die Wahl der Diskontrate entscheidend das Ergebnis, denn je höher die Diskontrate, desto geringer geht die Höhe zukünftiger Nutzen und Kosten in die Bewertung ein. Die Wahl dieses Diskontierungssatzes hat also große Auswirkungen auf das Ergebnis der KNA und sollte daher gut begründet und transparent gemacht werden (Bünger & Matthey 2018).

Abbildung 2: Bestandteile einer Kosten-Nutzen-Analyse



Quelle: Eigene Darstellung INFRAS

4.1.2 Kosten-Nutzen-Analysen mit Stickstoffbezug – eine Übersicht

Im Folgenden soll ein Überblick über mögliche Ansätze für KNA im Bereich des reaktiven Stickstoffs präsentiert werden, die in der Literatur beschrieben bzw. durchgeführt wurden. Dabei lassen sich die verschiedenen Ansätze analog zu den Schritten einer KNA, die in Abbildung 2 skizziert wurden, grob klassifizieren.

Der erste Schritt ist die Festlegung des Analyseobjektes, der Gegenstand der KNA, und damit einhergehend welche Kosten und Nutzen einander gegenübergestellt werden sollen. Im Bereich des reaktiven Stickstoffs können hier grundsätzlich zwei Ansätze unterschieden werden.

Zum einen kann sich eine KNA auf den reaktiven Stickstoff beziehen, wobei z.B. der Nutzen durch den Einsatz von Stickstoffdünger in der Landwirtschaft den Kosten durch Stickstoffeinträge in die Umwelt gegenübergestellt wird. Sektorspezifische Studien zu Kosten und Nutzen von reaktivem Stickstoff liegen vor allem für die Landwirtschaft vor, siehe beispielsweise Jongeneel et al 2014 für die Niederlande, O'Neill 2007 oder Pretty et al. 2000 für Großbritannien oder Tegtmeier & Duffy 2004 für die USA. Es ist davon auszugehen, dass es solche sektorspezifischen KNA vor allem für die Landwirtschaft gibt, da dort der Einsatz von Stickstoff beabsichtigt ist und einen direkten Nutzen in Form von Ernteerträgen produziert, der dann Schäden und Kosten durch den Stickstoffeinsatz gegenübergestellt werden kann. In anderen Sektoren wie dem Verkehr und der Industrie sind Emissionen von

Stickstoffverbindungen negative externe Effekte, die keinen direkten Nutzen haben. Dementsprechend gibt es für diese Sektoren weniger KNA, sondern eher Versuche Schäden durch Stickstoffverbindungen zu quantifizieren und monetarisieren ohne ihnen Nutzen gegenüber zu stellen.

Der zweite Ansatz im Bereich reaktiver Stickstoff ist eine KNA nicht für Stickstoff selbst, sondern für Maßnahmen oder politischer Interventionen zur Minderung von Stickstoffeinträgen. Solche Analysen haben beispielsweise Maßnahmen zur Luftreinhaltung zum Gegenstand, wobei dann die Kosten der Umsetzung der Maßnahme dem Nutzen einer besseren Luftqualität bzw. den reduzierten Schäden durch Luftverschmutzung gegenübergestellt werden. Ein Beispiel ist die KNA für das EU Programm Clean Air for Europe (siehe Amann et al. 2017 und Holland et al. 2013).

Die Definition des Analysegegenstands der KNA hat folglich zentrale Bedeutung. Hiervon hängt ab, was als Kosten und was als Nutzen betrachtet wird. Beispielsweise sind in einem Fall gesundheitliche Auswirkungen von Stickstoffoxiden als Kosten zu betrachten, wenn man eine KNA zu reaktivem Stickstoff durchführt, im anderen Fall sind Auswirkungen auf die Gesundheit durch Maßnahmen zur Stickstoffoxidreduktion der Nutzen, wenn die KNA eine politische Maßnahme zur NO_x-Reduktion zum Gegenstand hat.

Zu berücksichtigen ist bei spezifischen Ansätzen zur KNA im Bereich der Stickstoffproblematik jedoch, dass Kosten und Nutzen aus sektorspezifischen Analysen nicht einfach addiert werden können, um eine Gesamtübersicht zu Stickstoff im Allgemeinen zu erhalten. So kann man beispielsweise die Kosten der landwirtschaftlichen Stickstoffnutzung aus einer Studie und die Kosten des Stickstoffoxidausstoßes aus dem Verkehr aus einer anderen Studie für die gleiche räumliche Einheit nicht direkt addieren, da sich die verschiedenen Stickstoffverbindungen in einander umwandeln und derselbe Stickstoff-Input in der Kaskade von atmosphärischen zu terrestrischen zu aquatischen Ökosystemen an verschiedenen Stellen Schaden verursachen kann.

Vor dieser Herausforderung stehen auch Ansätze, die hier als sektorübergreifend bezeichnet werden sollen. Hierunter fallen Beispiele von KNA, die Kosten und Nutzen von reaktivem Stickstoff insgesamt gegenüberstellen und dabei alle Stickstoffverbindungen, Eintragsmedien und Verursachersektoren einbeziehen. Unterschieden werden können diese Ansätze nach dem zweiten Schritt der KNA, der räumlichen und zeitlichen Abgrenzung und Differenzierung.

Sektorübergreifende und räumlich aggregierte Ansätze wie bei van Grinsven et al. (2013) berücksichtigen zwar die verschiedenen Stickstoffverbindungen und ihre Schadwirkungen auf verschiedene Umweltschutzgüter, verwenden aber räumlich aggregierte Durchschnittswerte.

Die dritte Gruppe von Ansätzen stellen sektorübergreifende und räumlich differenzierte KNA dar. Sobota et al. (2015) nutzen dafür räumlich aufgelöste Daten zu Stickstoffeinträgen, während Keeler et al. (2016) auch die räumlich unterschiedlichen Schadwirkungen und die Umwandlung der verschiedenen Stickstoffverbindungen berücksichtigen.

Die Durchführung einer KNA im Bereich mit Bezug zum reaktivem Stickstoff stellt also angesichts der Komplexität des Themas eine Herausforderung dar, gleich welcher Ansatz gewählt wird. Grundsätzlich erhöht sich mit zunehmender Komplexität des Ansatzes auch die benötigte Datenmenge und -auflösung.

Eine Quelle der Unsicherheit ist der Monetarisierungsansatz, der den Daten zugrunde liegt. Die Autor*innen der untersuchten Studien weisen auf die grundsätzlichen methodischen Schwierigkeiten hin, die bei der Quantifizierung und Monetarisierung von Umwelt- und Gesundheitsschäden durch Stickstoffeinträge bestehen. Dabei bestehen erhebliche Unterschiede

in der Belastbarkeit der zugrundeliegenden Daten zu Schadenskosten; so wird beispielsweise auf Datenlücken zu Schadenskosten durch Hypoxie in Küstengewässern verwiesen (Sobota et al. 2015) oder die Schwierigkeit, gesundheitliche Schäden in ursächlichen Zusammenhang mit einer erhöhten NO_x-Exposition zu bringen (Amann et al. 2017).

Zudem sei darauf hingewiesen, dass die meisten Studien keine oder nur teilweise eigene Daten zu Schadenskosten erhoben haben, sondern auf Kostensätze aus anderen Studien zurückgreifen müssen. Für eine Übersicht von Kostensätzen im Bereich reaktiver Stickstoff siehe die Methodenkonvention 3.0 (UBA 2019a), wobei viele der dort aufgeführten Kostensätze als Grundlage für die hier beispielhaft vorgestellten Ansätze dienen. Um den Umgang mit Unsicherheiten transparent zu machen, kann eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, wobei keine der hier vorgestellten Studien eine solche explizit benennt; es werden vielmehr mögliche Unsicherheiten benannt. Zudem machen lediglich Keeler et al. (2016) Angaben zur Diskontierung.

Die Anwendung von KNA für Nährstoffe wie Stickstoff ist also mit großen Herausforderungen verbunden. Theoretisch liegt das optimale Niveau der Stickstoffnutzung dort, wo sich soziale Grenzkosten und sozialer Grenznutzen entsprechen. Dabei sollten auch die externen Kosten und Auswirkungen auf Ökologie und Klima berücksichtigt werden. Das ist allerdings angesichts der Komplexität des Stickstoffkreislaufs bzw. der Stickstoffkaskade schwierig. Sutton et al. (2013) sind allerdings der Auffassung, dass es gar nicht notwendig sei, alle Auswirkungen exakt zu quantifizieren und zu monetarisieren, um zu zeigen, dass Verbesserungen der Umweltqualität den Interessen der Gesellschaft entsprechen. Daher bestünde die Herausforderung darin, die wichtigsten Komponenten zu identifizieren und zu quantifizieren.

Hieraus folgt, dass auch wenn die zugrundeliegenden Daten und Methoden Unsicherheiten unterliegen, eine KNA als Grundlage für politische Entscheidungen zu Stickstoffminderungsmaßnahmen beitragen kann.

4.1.2.1 Kosten-Nutzen-Analyse für eine politische Maßnahme

Der Einsatz von KNA ist derzeit am präsentesten bei Entscheidungen über die Luftreinhaltepolitik. Ein Beispiel ist die KNA für die Europäische Strategie für Saubere Luft (Amann et al. 2017). In KNA zu Luftverschmutzung in der EU werden hauptsächlich gesundheitliche Auswirkungen untersucht, wobei das zum Teil auf die Schwierigkeit zurückzuführen ist, Ökosystemschäden und -nutzen durch Luftverschmutzung zu monetarisieren (Holland et al. 2013).

Tabelle 21: Zusammenfassung der Studie von Amann et al. 2017

Costs, Benefits and Economic Impacts of the EU Clean Air Strategy and their Implications on Innovation and Competitiveness	
N-Verbindung, Verursacher, Eintragsmedium	Luft
Schadwirkung, Kosten	Kosten für die Umsetzung aller geltenden quellenorientierten Gesetze zur Luftreinhaltung (in 2017); zusätzliche Kosten für Einhaltung der Emissionsreduktionsanforderungen der NECD-Richtlinie
Nutzen	Nutzen der Maßnahmen zur Luftreinhaltung durch Quantifizierung von

Costs, Benefits and Economic Impacts of the EU Clean Air Strategy and their Implications on Innovation and Competitiveness

	Gesundheitsnutzen, verlorenen Arbeitstagen und nicht gesundheitsbezogenen Nutzen (für Nutzpflanzen, Waldproduktion, Kohlenstoffspeicherung, Ökosysteme und Materialien)
Räumliche Differenzierung & Abgrenzung	EU28 und Auswirkungen auf Drittstaaten
Zeitliche Differenzierung	-
Diskontierung	-
Ansatz zur Monetarisierung	Schadenskosten
Datengrundlage	

In dieser Studie wurden Kosten und Nutzen der *EU Clean Air Strategy* bewertet. Als Nutzen wurden Gesundheitsnutzen sowie nicht gesundheits-bezogene Auswirkungen berücksichtigt.

4.1.2.1.1 Gesundheitsnutzen

Für die Berechnung des gesundheitlichen Nutzens der EU Strategie wurden zunächst die Schadenskosten berechnet; dabei wurde auf Mortalitätsraten (entweder verlorene Lebensjahre bei Nutzung von VOLY (value of a life year) oder Todesfälle bei Nutzung von VSL (value of statistical life)) und verlorene Arbeitstage zurückgegriffen.

Die jährlichen Gesundheitsauswirkungen und ihre monetarisierten Äquivalente wurden für die EU28 sowie für ganz Europa dargestellt, was die Auswirkungen der EU-Emissionen auf Nicht-EU-Länder widerspiegelt. Die Emissionen aus der EU28 werden sich eindeutig auf andere Länder im europäischen Raum auswirken (Schweiz, Serbien, Russland, Ukraine, etc.). Die Einbeziehung dieser Länder würde etwa 60% der gesamten Schadenskosten ausmachen.

4.1.2.1.2 Nicht gesundheitsbezogener Nutzen

Die Folgenabschätzung des EU-Luftpolitikpakets beschreibt nur die physischen Schäden der Luftverschmutzung für die Natur, d.h. der Prozentsatz der Natura2000-Gebiete in einer Gitterzelle mit einer Überschreitung der kritischen Stickstoffbelastung wird als Indikator für einen möglichen Verlust der biologischen Vielfalt verwendet.

Im FP7-Projekt ECLAIRE wurden Anstrengungen unternommen, um den Verlust der biologischen Vielfalt zu monetarisieren. Es wurden mehrere Methoden untersucht, wie z.B.

- ▶ Monetarisierung der Schäden für die lokale Wirtschaft (z.B. Holzproduktion); entgangene Möglichkeiten der Kohlenstoffsequestrierung;
- ▶ reduzierter Wert der Natur durch Verlust von Arten (abgeleitet aus Umfragen zu geäußerten Präferenzen)
- ▶ Kosten für den Entzug von überschüssigem Stickstoff
- ▶ implizierte Kosten für eine ausreichende Reduktion der Stickstoffemissionen in und um die zugewiesenen Natura2000-Gebiete, um einen "günstigen" Erhaltungszustand für diese Gebiete zu gewährleisten (regulatorische offenbarte Präferenzen)

- Die monetarisierten Nutzen wurden für Nutzpflanzen, Waldproduktion, Kohlenstoffspeicherung, Ökosysteme und Materialien geschätzt, sowohl für die EU Mitgliedstaaten als auch für die Drittländer.

Der Vergleich von Kosten und Nutzen konzentriert sich auf die Ergebnisse basierend auf der Bevölkerungsprognose für 2030. Der Vergleich berücksichtigt den quantifizierten Nutzen für die Gesundheit, Pflanzen, Wälder, Ökosysteme und Materialien.

Die Autor*innen kommen zu dem Ergebnis, dass obwohl manche wichtigen Aspekte und Schäden nicht berücksichtigt wurden, da sie schwer zu quantifizieren oder mit zu großen Unsicherheiten belegt sind, und obwohl die Schätzungen für Schäden durch Luftverschmutzung und ihre monetäre Bewertung eine Herausforderung darstellt, eine Vielzahl von Bewertungsstudien zeigen, dass der wirtschaftliche Nutzen vieler Luftreinhaltemaßnahmen die Kosten deutlich übersteigt.

4.1.2.2 Kosten-Nutzen-Analyse für einen Sektor

Die meisten Ansätze in der wissenschaftlichen Literatur und auch Kosten-Nutzen-Analysen durch Regierungsinstitute beziehen sich auf einen bestimmten Sektor. Ziel solcher Analysen ist insbesondere die Landwirtschaft, also die externen Kosten und Nutzen der Landwirtschaft insgesamt. Stickstoff hat dabei einen großen Anteil an den externen Kosten und macht daher den Hauptteil dieser sektorspezifischen KNA aus. Beispielhaft sollen hier zwei Studien beschrieben werden, die sich mit den Externalitäten befassen, die durch die Niederländische beziehungsweise Britische Landwirtschaft verursacht werden.

Tabelle 22: Zusammenfassung der Studie von Jongeneel et al. 2014

Costs and benefits associated with the externalities generated by Dutch agriculture	
N-Verbindung, Verursacher, Eintragsmedium	Landwirtschaft; Böden, Gewässer, Luft; N ₂ O, NH ₃
Schadwirkung, Kosten	Kostenkategorie 1: Wasser (Ausgaben der Wasserwerke für die Stickstoffentfernung; Schaden an Ökosystemdienstleistungen durch Eutrophierung anhand Schäden für Fischerei und Tourismus) Kostenkategorie 2: Luft (Grenzkosten der Lachgasemissionen pro kg x Niederländische Emissionen; Wiederherstellungskosten durch NH ₃ Emissionen) Kostenkategorie 3: Böden (keine Kosten mit N-Bezug)
Nutzen	Externer Nutzen (abgeschätzt durch den Nicht-Nutzungswert von Grasland x Einwohnerzahl der Niederlande) Direkter Nutzen: Wertschöpfung der niederländischen Landwirtschaft
Räumliche Differenzierung & Abgrenzung	Räumlich aggregiert; Niederlande gesamt
Zeitliche Differenzierung	Studie aus 2006; keine zeitliche Differenzierung
Diskontierung	-
Ansatz zur Monetarisierung	Wiederherstellungskosten, Vermeidungskosten
Datengrundlage	Value transfer aus anderen Studien

Jongeneel et al. haben 2006 eine Kosten-Nutzen-Analyse der niederländischen Landwirtschaft durchgeführt. Sie stützten sich dabei auf vorhandene Daten aus anderen Studien. Sie weisen selbst darauf hin, dass zur Bewertung der externen Kosten idealerweise eine vollständige KNA durchgeführt werden sollte, dies aber eine Bewertung der sozialen Kosten der Externalitäten beinhalten würde. Sie weisen auf vorhandene Techniken zu deren Messung wie Reisekosten, Hedonic Pricing oder kontingente Bewertung hin, solche Analysen lägen allerdings außerhalb des Rahmens der Studie, daher wurde auf vorhandene Daten zurückgegriffen. Die Autoren bezeichnen ihr Vorgehen als Ansatz offenkundiger Präferenzen.

Die Kosten der externen Effekte der Landwirtschaft wurden als diejenigen Kosten berechnet, die aufgewendet werden müssen, um negative Auswirkungen der Externalität (z.B. die Reduktion von Umweltschäden durch Einsatz von Reinigungstechnologien) so zu mindern, dass eine bestimmte gesetzliche Norm oder ein Grenzwert eingehalten wird. Der gewählte Ansatz ist also nicht bedarfsorientiert, sondern kostenorientiert. Es werden Sanierungskosten, Schadensbehebungskosten, Wiederbeschaffungskosten und Vermeidungskosten verwendet.

Der Vorteil des Bewertungsansatzes, sich auf die finanziellen Kosten zu konzentrieren, die mit der Reduktion der Externalität auf ein sozial akzeptiertes Niveau verbunden sind, besteht laut den Autor*innen vor allem darin, dass er es ermöglicht, sich so weit wie möglich auf bekannte Daten zu stützen.

Als Nachteil weisen die Autor*innen darauf hin, dass aus theoretischer Sicht die Externalitäten und nicht die Vermeidungskosten bewertet werden sollten. Die geschätzten Kosten könnten erheblich von der Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft abweichen, daher stellen sie eher eine untere Grenze der Bewertung durch die Gesellschaft dar.

Die Bewertungsmethode geht implizit von konstanten marginalen Minderungskosten aus, die dann mit dem Volumen der Externalität multipliziert werden. Die Autor*innen weisen darauf hin, dass häufig jedoch mehrere Arten von Maßnahmen eingesetzt werden, um mit einer Externalität umzugehen. Als Beispiel nennen sie die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die eine Vielzahl von Maßnahmen beinhaltet, darunter Nasspufferzonen entlang von Wasserläufen, Verbesserung von Wasserklärungsanlagen, Helikopterfilter, Zonen ohne organische Gülleausbringung, etc. Häufig ist der Maßnahmenmix je nach den spezifischen lokalen Gegebenheiten unterschiedlich. Darüber hinaus unterscheiden sich diese Maßnahmen nicht nur in Bezug auf die Effektivität, sondern haben auch unterschiedliche Kosten. Daher könnte die lineare Kostenannäherung mit den Grenzkosten, wie sie nach dem derzeitigen Stand bewertet werden, die tatsächlichen Kosten unterschätzen.

Tabelle 23: Zusammenfassung der Studie von O'Neill 2007

The Total External Environmental Costs and Benefits of Agriculture in the UK	
N-Verbindung, Verursacher, Eintragsmedium	Landwirtschaft; Böden, Gewässer, Luft;
Schadwirkung, Kosten	Kostenkategorie 1: Wasser: Externe Kosten durch schlechte Wasserqualität und geringen Durchfluss (Gesamtschadenskosten aus: Eutrophierung von Seen, informelle Erholung von schlechter Wasserqualität, Effekte schlechter Wasserqualität auf Fischerei, Attraktivität, wirtschaftliche Entwicklung und Mischkanalisations-Überläufe, Effekt von Wasserverschmutzung auf die Badewasserqualität, Einfluss von schlechter Grundwasserqualität, Auswirkungen schlechter Wasserqualität auf Feuchtgebiete und Flüsse) Kostenkategorie 2: Luft: Schadenskosten durch Luftverschmutzung: Die hier verwendeten Schätzungen für die Auswirkungen regionaler und lokaler Schadstoffe beziehen sich nur auf das Mortalitätsrisiko Kostenkategorie 3: Böden: (Kosten durch Erosion und schlechter Bodenstruktur): kein N-Bezug Für jede Kostenkategorie wurde der Anteil der Landwirtschaft berechnet
Nutzen	Externer Nutzen der Landwirtschaft (Attraktivität der Landschaft, Schutz von Lebensräumen, Artenschutz, Senke für CO ₂), kein N-Bezug
Räumliche Differenzierung & Abgrenzung	Räumlich aggregiert; UK gesamt
Zeitliche Differenzierung	Daten aus zwei Studien aus 2004 und einer aus 2002, keine zeitliche Differenzierung
Diskontierung	-
Ansatz zur Monetarisierung	Schadenskosten (WTP)
Datengrundlage	Value transfer aus anderen Studien - Agriculture and Natural Resources: Benefits, Costs and Potential Solutions Environment Agency 2002 - Framework for Environment Accounts for Agriculture Eftec (Economics for the Environment Consultancy) in association with Institute for European Environmental Policy (IEEP) July 2004 - The Environment Damage Costs of Current Water Quality and Flows and the Contribution of PR04 in Reducing them. Environment Agency 2004

Ziel der Studie ist es, Umweltkosten und –nutzen der britischen Landwirtschaft abzuschätzen und als Informationsgrundlage für politische Entscheidungen zu dienen.

Die Studie trägt Daten aus drei Reports zusammen, die in 2002 bzw. 2004 veröffentlicht wurden. Es werden Schadenskosten für die Kategorien Wasser, Luft und Böden verwendet, wobei die

enthaltenen Kosten für Böden keinen Stickstoffbezug ausweisen und sich vor allem auf Bodenerosion beziehen. Zudem gibt es Überschneidungen zwischen den Schadenskategorien, sodass manche Faktoren nicht in die drei Kategorien disaggregiert werden können. Die Bewertungen basieren auf einer Auswertung der verfügbaren Studien über die Präferenzen der Menschen und der Bewertungen für die jeweiligen Auswirkungen.

Die Kosten für eine Eutrophierung von Seen wurden anhand der Studie von Pretty et al (2001) abgeschätzt, mit folgenden Anpassungen: die Auswirkungen auf die Kosten der Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Stickstoff wurden ausgeschlossen, da diese in der Grundwasserkategorie erfasst sind. Außerdem wurden die Schätzungen über Einkommensverluste für die kommerzielle Aquakultur, Fischerei und Muschelfischerei nicht berücksichtigt, um die Gefahr der Doppelzählung mit den Auswirkungen auf die Fischerei durch schlechte Wasserqualität zu vermeiden. Es wurden außerdem monetäre Auswirkungen auf verlorene Tourismuseinnahmen ausgeschlossen, da diese regionalen Veränderungen nur eine Verdrängung aus einem anderen Gebiet oder einer anderen Art von Tourismus und nicht ein Wohlfahrtsverlust als solcher sein können.

Für die Berechnung der Kosten für die Erholung von schlechter Wasserqualität, deren Effekt für die Fischerei sowie die Auswirkungen auf Feuchtgebiete und Flüsse wurden Zahlungsbereitschaftsanalysen herangezogen, die für einzelne Gebiete erhoben und dann extrapoliert wurden. Für die Abschätzung der Schäden für Attraktivität wurde der höhere Wert von Ufergrundstücken bei besserer Wasserqualität genutzt. Die Effekte von Wasserverschmutzung auf die Badewasserqualität wurde durch eine Kombination aus Zahlungsbereitschaften für die Vermeidung von Risiken für Magenenerkrankungen sowie die direkten wirtschaftlichen Kosten des Produktionsverzichts durch Magen-Darm-Erkrankungen berechnet. Der Einfluss von schlechter Grundwasserqualität wurde geschätzt durch Kosten der Wasserversorgungsunternehmen für die Entfernung von Nitraten aus dem Grundwasser. Für eine Abschätzung der Kosten durch Luftverschmutzung (verursacht durch Ammoniak- und Lachgas-Emissionen der Landwirtschaft) wurde nur das Mortalitätsrisiko herangezogen.

Der Autor weist darauf hin, dass die berechneten Werte als konservativ einzuschätzen seien, da für eine Reihe von negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft keine Schätzungen enthalten seien. Nicht berücksichtigte Schäden mit Stickstoffbezug seien dabei die Kosten mariner Eutrophierung, die Auswirkungen lokaler und regionaler Luftverschmutzung auf Ökosysteme, Schäden am Kulturerbe sowie weitere gesundheitliche Auswirkungen von Luftverschmutzung (abgesehen von der Mortalitätsrate).

4.1.2.3 Sektorübergreifende und räumlich aggregierte Ansätze

Im Gegensatz zu den sektorspezifischen Ansätzen, bei denen für den Sektor Landwirtschaft Kosten und Nutzen betrachtet wurden, wird im Folgenden ein Ansatz vorgestellt, bei dem alle relevanten Sektoren, Stickstoffverbindungen und Eintragsmedien betrachtet wurden. Der Ansatz basiert auf dem European Nitrogen Assessment (Sutton et al. 2011) und betrachtet Kosten und Nutzen von Stickstoff räumlich aggregiert für die EU27 und das Jahr 2008.

Tabelle 24: Zusammenfassung der Studie von Van Grinsven et al. 2013

Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation	
N-Verbindung, Verursacher, Eintragsmedium	NH ₃ , NO _x , N ₂ O, NO ₃ -
Schadwirkung, Kosten	Menschliche Gesundheit, Ökosysteme, Klimastabilität Kosten der N-Verschmutzung; Kosten und Nutzen von N-Mitigation und Kosten und Nutzen von N-Düngung
Nutzen	Ökonomischer Nutzen der landwirtschaftlichen Primärproduktion; sozialer Nutzen für das Klima durch die Kühlwirkung von N-haltigem Aerosol und C-Sequestrierung, die durch die N-Ablagerung verursacht wird
Räumliche Differenzierung & Abgrenzung	Räumlich aggregiert; EU27
Zeitliche Differenzierung	Für 2008; keine zeitliche Differenzierung
Diskontierung	-
Ansatz zur Monetarisierung	Schadenskosten (Gesundheit: Behandlungskosten, Produktivitätseinbußen, WTP für Vermeidung von Schmerzen/vorzeitigem Tod), Wiederherstellungskosten (von Ökosystemen, macht 99% der Kosten aus)
Datengrundlage	Konzept und Daten basieren auf European Nitrogen Assessment

Der wirtschaftliche Wert der durch Stickstoff verursachten Schäden basiert auf standardisierten ökonomischen Konzepten und Methoden zur Bewertung von Gesundheitsauswirkungen (Abschätzung der Behandlungskosten, Produktivitätsverlust und Zahlungsbereitschaft (WTP) zur Verringerung des Risikos eines vorzeitigen Todes oder von Schmerzen und Leiden), zur Wiederherstellung von Ökosystemen und zur Reduktion von Treibhausgasemissionen.

Die mit der Emission verschiedener Stickstoffverbindungen verbundenen sozialen Gesamtschadenskosten werden durch Skalierung der niedrigen, hohen und mittleren Werte der Grenzschadenskosten mit den tatsächlichen N-Emissionen im Jahr 2008 für jeden Mitgliedstaat in der EU27 ermittelt.

Die Autoren weisen auf eine Reihe von Unsicherheiten hin, die mit dem gewählten Ansatz und dem angewendeten Methodenmix einhergehen.

So wirft laut den Autoren beispielsweise die Verwendung von "Wiederherstellungskosten" für terrestrische Ökosystemschäden eine Reihe von Fragen auf. Ist die Gesellschaft bereit, für die Restaurierung zu bezahlen? Erfasst die "Wiederherstellung" den Nachteil für die Gesellschaft vollständig? Um dieser zusätzlichen Unsicherheit Rechnung zu tragen, wurde die Obergrenze der Grenzschadenskosten für N-Depositionen auf terrestrischen Ökosystemen auf das Fünffache der Wiederherstellungskosten festgelegt, die auf Daten für WTP für N-bezogene Ökosystemdienstleistungen basieren. Die Autoren weisen aber darauf hin, dass die Verwendung von Vermeidungskosten zur Reduktion von Treibhausgasemissionen problematisch sei, da Vermeidungskosten nicht unbedingt die verursachten Schäden widerspiegeln.

Die Autoren weisen zudem auf Unsicherheiten bei der Verwendung von Zahlungsbereitschaftsanalysen zur wirtschaftlichen Bewertung von Umweltgütern und –

Dienstleistungen hin, da Präferenzen von Einzelpersonen und Gruppen Veränderungen und Manipulationen unterlägen.

Die geschätzten mittleren sozialen Grenzkosten in der EU27 für N pro Einheit der Emissionen in die Umwelt zeigen eine große Variation zwischen verschiedenen Stickstoffverbindungen und enthalten Unsicherheiten, die hauptsächlich mit der WTP und den Dosis-Wirkungs-Beziehungen zusammenhängen. Die höchsten Stückkostenwerte sind mit Luftverschmutzungseffekten durch NO_x auf die menschliche Gesundheit verbunden, gefolgt von den Auswirkungen von N-Auswaschung auf aquatische Ökosysteme und den Auswirkungen durch Ammoniak auf die menschliche Gesundheit. Die kleinsten Einzelschadenskostenwerte wurden für die Auswirkungen von Nitraten im Trinkwasser auf die menschliche Gesundheit und die Auswirkungen von Lachgas auf die menschliche Gesundheit durch Abbau des stratosphärischen Ozons ermittelt. Die Schadenskosten im Zusammenhang mit der Herstellung von chemischem N-Dünger sind im Vergleich zu den Kosten aus Verlusten von Stickstoffverbindungen bei der Ausbringung von Dünger und Gülle gering.

Zudem wird auf die Problematik der räumlichen Aggregation hingewiesen. Die Umweltschäden, die durch eine Einheitsmenge an N-Emissionen verursacht werden könnten, hingen nicht nur von der Form der N-Verbindung ab, sondern auch von den örtlichen Bedingungen für den Transport und die Exposition von Menschen und Ökosystemen. Dadurch könnten sich die Unterschiede der Stückschadenskosten zwischen den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten auf das 20-fache belaufen. Für die wirtschaftliche Bewertung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit sei in der gesamten EU ein fester Wert von 40.000 € für ein Jahr menschlichen Lebens verwendet worden, obwohl die WTP für ein längeres und gesünderes Leben auch vom Einkommen abhinge und damit regional sehr unterschiedlich sein könne.

4.1.2.4 Sektorübergreifende und räumlich differenzierte Ansätze

Im Folgenden sollen zwei Beispiele für Ansätze vorgestellt werden, die sektorübergreifend sind, alle Stickstoffverbindungen und Eintragsmedien betrachten und darüber hinaus räumlich differenziert sind, also die Schadenskosten der jeweiligen Quelle zuordnen.

Tabelle 25: Zusammenfassung der Studie von Sobota et al. 2015

Cost of reactive Nitrogen release from human activities to the environment in the United States	
N-Verbindung, Verursacher, Eintragsmedium	NO _x , NH ₃ , N ₂ O, NO ₃ .
Schadwirkung, Kosten	Luft: Vermehrte Atemwegserkrankungen, Verlust von Ästhetik durch schlechte Sicht, Erhöhte Auswirkungen von Partikeln aus der Luft / erhöhte Kohlenstoffbindung in Wäldern (einschließlich Nutzen), Schaden an Gebäuden, Ozon-Exposition von Ackerpflanzen und Wäldern, Verlust von Pflanzendiversität durch N-Anreicherung Erhöhte Exposition von ultravioletem Licht durch Ozon für Menschen und Pflanzen, Schaden durch THG (N₂O) Wasser: Verringerter Wert von Wassergrundstücken, Verlust von Erholungsnutzen, Verlust bedrohter Arten, Eutrophierung, Unerwünschter Geruch und Geschmack, Nitrat-Kontamination, Erhöhtes Darmkrebsrisiko, Rückgang von Fischereibeständen und marinen Habitaten
Nutzen	-

Cost of reactive Nitrogen release from human activities to the environment in the United States	
Räumliche Differenzierung & Abgrenzung	USA; Stickstoff-Input räumlich differenziert (räumliche Einheit sind Wassereinzugsgebiete), Schadenskosten nicht
Zeitliche Differenzierung	2000, keine zeitliche Differenzierung
Diskontierung	-
Ansatz zur Monetarisierung	Schadenskosten
Datengrundlage	Schadenskosten aus Compton et al. 2011, van Grinsven et al. 2013, Birch et al. 2011, Dodds et al. 2011, Kusiima and Powers 2010

Sobota et al. (2015) führten eine räumliche Analyse der Schadenskosten für Stickstoff durch, die der jeweiligen Quelle zuzurechnen sind und die auf managementrelevante Skalen heruntergebrochen wurde. Dafür wurden räumlich aufgelöste Daten zu Stickstoff-Inputs (Düngung, Abwasser, atmosphärische N-Deposition) mit Koeffizienten des Transfers von N zu Ernte, Luft und Wasser multipliziert, um die Schadenskosten für N an unterschiedlichen Orten in der N-Kaskade zu erhalten. Die verwendeten Schadenskosten stammen dabei von Compton et al. (2011) und van Grinsven et al. (2013).

Um die Schadenskosten von anthropogenen Stickstoffeinträgen zu bewerten, wurden Daten zu Stickstoff-Inputs in den USA verwendet. Die Auswirkungen von N auf Luft, Oberflächen- und Grundwasser und Küstenzonen wurde geschätzt, indem Stickstoff-Einträge auf Wassereinzugsgebietsebene mit Koeffizienten multipliziert wurden, die die Effizienz der Nährstoffaufnahme, die Auswaschungsverluste und die Gasemissionen beschreiben. Diese N-Verlustschätzungen wurden mit Minderungs-, Sanierungs-, direkten Schadens- und Substitutionskosten im Zusammenhang mit menschlicher Gesundheit, Landwirtschaft, Ökosystemen und Klima (pro kg N) skaliert, um die jährlichen Schadenskosten (US-Dollar im Jahr 2008) von anthropogenem Stickstoff pro räumlicher Einheit zu berechnen.

Stickstoff kann entlang einer Stickstoff-Kaskade von der Fixierung zurück zu Stickstoffdioxid mehrfach Schäden verursachen (Galloway et al. 2003). Daher wurde bei der Berechnung von Schäden kein Massenbilanzansatz verwendet, da ein einziger Stickstoff-Input mehrere Schäden verursachen kann.

Vereinfachende Annahmen wurden bezüglich der Auswaschungs-Koeffizienten getroffen, die als räumlich homogen innerhalb der USA angenommen wurden – hier regen die Autor*innen eine räumlich aufgelöste und systemübergreifende Modellierung an. Zudem wurde zwar die Aufteilung von Stickstoff-Inputs auf verschiedene Pools⁷ (Böden, Gewässer) berücksichtigt, nicht aber die darauf folgenden Umwandlungen von Stickstoffverbindungen. Nichtlineare Reaktionen auf verschiedene Stickstoff-Input-Raten konnten zudem aufgrund mangelnder Daten nicht modelliert werden.

Nach wie vor bestehen erhebliche Datenlücken, um z.B. Schadenskosten durch schädliche Algenblüten und Trinkwasserverunreinigungen vollständig zu bewerten.

⁷ Als Pool wird in der Ökologie allgemein der Gesamtbestand eines Stoffes oder eines biotischen Elementes (Individuen, Gene) in einem Ökosystem oder dessen Kompartimenten bezeichnet

Tabelle 26: Zusammenfassung der Studie von Keeler et al. 2016

The Social Costs of Nitrogen	
N-Verbindung, Verursacher, Eintragsmedium	NO ₃ -, N ₂ O, NH ₃ , NO _x
Schadwirkung, Kosten	Wasser: Schadenskosten der NO ₃ -Grundwasserkontamination durch die Anwendung von N-Düngemitteln für Haushalte, die auf private Trinkwasserbrunnen angewiesen sind; Schadenskosten von NO ₃ -Grundwasserkontamination durch Behandlungskosten der öffentlichen Wasserversorger Luft: Klimabedingte Schadenskosten für N ₂ O -Emissionen durch N-Düngung durch Umrechnung von N ₂ O in CO ₂ -Äquivalente und Nutzung des SCC; Gesundheitsschäden durch NH ₃ und NO _x -Emissionen durch Abschätzung des Beitrags zu vorzeitigen Todesfällen durch Bildung und Exposition gegenüber PM 2,5
Nutzen	-
Räumliche Differenzierung & Abgrenzung	Räumlich differenziert, Berechnung für Minnesota (USA)
Zeitliche Differenzierung	
Diskontierung	
Ansatz zur Monetarisierung	Schadenskosten
Datengrundlage	

Keeler et al. schlagen ein umfassendes Framework vor zur Berechnung der sozialen Kosten von Stickstoff (Social Cost of Nitrogen, SCN), in Analogie zu den sozialen Kosten von CO₂ (Social Cost of Carbon, SCC).

Die Autor*innen nehmen als Ausgangspunkt für ihre Überlegungen frühere Studien, die von einer statischen Aufteilung von N-Flüssen in verschiedene Pools (Gewässer, Böden) ausgingen und sich auf konstante Schadenskosten pro Einheit N stützten, unabhängig davon, wo der Stickstoff in die Umwelt gelangt ist oder wohin er sich bewegt. So wurde in verschiedenen, teilweise oben beschriebenen Studien versucht, N-bezogene Schäden für die Europäische Union (Brink et al. 2011, Sutton et al. 2013), die Vereinigten Staaten (Sobota et al. 2015) und China (Gu et al. 2015) zu monetarisieren.

Diese Studien zeigen wirkungsvoll das potenzielle Ausmaß von N-Schäden und die dringende Notwendigkeit einer verbesserten Stickstoffkostenrechnung. Eine Einschränkung dieser Bewertungen sehen Keeler et al. aber in ihrer Abhängigkeit von der Vereinfachung von Annahmen, die weder die räumlichen Abhängigkeiten von stickstoffbezogenen Schäden berücksichtigen noch den Transport und die Umwandlung von Stickstoffverbindungen zwischen der Quelle und denjenigen, die Vorteile erhalten oder unter Schäden leiden, verfolgen.

Keeler et al. bauen auf dieser Arbeit auf und schlagen einen Rahmen vor, in dem eine Einheit von Stickstoff, die an einem bestimmten Ort als Düngemittel eingesetzt wird, über Raum und Zeit, durch verschiedene reaktive Formen, zu den jeweiligen Auswirkungen verfolgt werden kann, die sie auf das menschliche Wohlbefinden an bestimmten Orten hat. Dieser Ansatz erhöht die Komplexität und die Datenanforderungen im Vergleich zu früheren

Schadenskostenschätzungen. Da dieser Ansatz die spezifischen Kosten für jede Form von Stickstoff mit den damit verbundenen Auswirkungen auf verschiedene Gruppen verknüpft, bietet das die Möglichkeit eines umfassenderen und gezielteren Ansatzes für N-Management und Politikanalyse.

Sie schlagen einen theoretischen Rahmen für die Schätzung des SCN vor, der nicht nur spezifische Formen von N (i) an bestimmten Standorten (j) zu bestimmten Zeiten (t) berücksichtigt, sondern auch, wie N in eine zukünftige Form (k) und Standort (l) zu einem bestimmten Zeitpunkt (t + 1) umgewandelt wird, und dann Änderungen in bestimmten N-Formen an diesen Standorten mit Kosten in Beziehung setzt, indem eine für diese Form, diesen Standort und diese Zeit spezifische Schadensfunktion verwendet wird.

Der SCN für den Eintrag einer bestimmten Form von N an einem bestimmten Ort ist demnach:

$$SCN_{ij} = \sum_{t=0}^{\infty} \sum_{j=1}^J \sum_{i=1}^I N_{ijt} C_{ijt} \delta^t$$

Mit $N_{t+1} = N_t M_t + n_{t+1}$, wobei $0 < \delta < 1$ der Diskontierungsfaktor ist.

Theoretisch sollte der SCN alle Quellen und Umwandlungen von N erfassen, den Nettogewinn im Laufe der Zeit verfolgen und über verschiedene Skalen und Auflösungen der Analyse hinweg anwendbar sein, von Interventionen auf Feldebene bis hin zur regionalen Erfassung von N-Strömen und Auswirkungen. In der Praxis ist die empirische Beobachtung der Entwicklung verschiedener Formen von N durch Raum und Zeit eine rechnerische Herausforderung und datenintensiv.

4.1.2.4.1 Vorgehen

Das Vorgehen nach Keeler et al. umfasst folgende Schritte: (1) Zuordnung: Für jede Aktion (z.B. Düngemittelanwendung) Zuordnung der N-Ströme zur entsprechenden Menge und Form; (2) Transport: Räumliche Hinleitung jeder Form von N zu Endpunkten, an denen Kosten und / oder Nutzen entstehen; (3) Schäden: Umwandlung von Veränderungen in jeder Form von N an jedem identifizierten Endpunkt in Kosten, indem individuelle Schadensfunktionen für diese Form, Konsequenz und betroffene Bevölkerung genutzt werden.

Durch diese Schritte wurden die Gesamt- und Grenzkosten von N als Düngemittel in Anhängigkeit von Schäden an der Wasserqualität, der Luftqualität und dem Klimawandel geschätzt. Die Gesamtkosten veranschaulichen das Ausmaß und die Verteilung von Schäden, die mit den aktuellen Düngungsraten auf der Fläche verbunden sind. Die Kosten pro Einheit N zeigen an, wo zukünftige Investitionen zur Reduktion von N den größten Nutzen für die Gesellschaft bringen dürften.

Die Autoren empfehlen die Verwendung von räumlich expliziten Schadensfunktionen, die soziale und wirtschaftliche Daten einbeziehen, um Verteilungsvorteile und -kosten von N besser zu erfassen.

4.1.2.4.2 Unsicherheiten

Es gibt keine Daten und Modelle, die eine exakte quantitative Bestimmung von spezifischen Schäden durch Stickstoff entlang der Kaskade von terrestrischen zu aquatischen zu atmosphärischen Pools ermöglichen. Auch in den am besten untersuchten Systemen bestehen Unsicherheiten bezüglich der Raten und Treiber von Umwandlungen zwischen den Stickstoffverbindungen, der Verweilzeiten der verschiedenen Formen von Stickstoff in jedem Pool, der Transport- und Rückhalteprozesse in den Pools, oder bezüglich der Form der

Schadensfunktionen, die Veränderungen von Stickstoff zu einem bestimmten Zeitpunkt mit den erwarteten Kosten in Beziehung setzen.

Keeler et al. haben daher trotz des umfassenden Ansatzes vereinfachende Annahmen getroffen: es wurden nur die Kosten der ersten Umwandlung von Stickstoff von Dünger zu atmosphärischen oder aquatischen Pools berücksichtigt, nicht darauffolgende weitere Umwandlungen von Stickstoffverbindungen; außerdem wurden die unterschiedlichen Verweilzeiten von Stickstoff in jedem Pool nicht berücksichtigt, sondern durchschnittliche jährliche Werte für Schadenskosten für jede Form und Endpunkt verwendet.

Die Autor*innen weisen zudem darauf hin, dass eine Aggregation verschiedener Schadenskosten zu einer einzelnen Zahl die zugrundeliegenden Annahmen verschleiern kann, die die Höhe und die Schwankungen von Kosten beeinflussen. Zudem könne die monetäre Bewertung Gerechtigkeits- und Verteilungseffekte überdecken, wie unverhältnismäßige Auswirkungen von verschlechterter Wasserqualität auf Haushalte mit niedrigem Einkommen, in ländlichen Gebieten und Minderheiten.

4.1.3 Fazit der Kosten-Nutzen-Analyse

Eine KNA für einen Sektor wie beispielsweise der Landwirtschaft ist ein gängiger Ansatz, hat jedoch die Schwäche, dass auf der einen Seite viele Schadenswirkungen und Kosten einberechnet werden, die nicht stickstoffbezogen sind (z.B. Erosionsschäden durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung). Zum anderen werden nur Stickstoffverbindungen betrachtet, die für den jeweiligen Sektor relevant sind. Stickstoffoxide werden in diesen Studien nicht berücksichtigt. Die KNA für die Landwirtschaft insgesamt betrachtet damit einen Teil der Stickstoffproblematik, lässt aber wichtige Verursacher und Schadwirkungen außen vor und hat insgesamt einen anderen Fokus.

Die räumlich differenzierten Ansätze können die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Stickstoffverbindungen am besten abbilden, sie sind aber datenintensiv und mit aufwändiger Modellierung verbunden. Daher eignet sich eine KNA nach Vorbild von Sobota et al. (2015) oder Keeler et al. (2016) nicht für eine vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse.

Die KNA nach dem Vorbild von van Grinsven et al. (2013) stellt damit den Kompromiss zwischen einer möglichst umfassenden Berücksichtigung der relevanten Stickstoffverbindungen und Verursachersektoren auf der einen und der Umsetzbarkeit der Analyse auf der anderen Seite dar. An diesem Vorgehen orientiert sich daher auch die vereinfachte KNA, die in diesem Vorhaben umgesetzt wird und im nächsten Kapitel näher erläutert wird.

4.2 Methodische Ansätze zur Analyse von Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrags in die Umwelt

Für Deutschland werden Kosten und Nutzen des jährlichen Stickstoffeintrags in die Umwelt sowie die Kosten und Nutzen des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels anhand einer vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse quantifiziert.

Zur Vereinfachung erfolgt die Analyse auf nationaler Ebene ohne weitergehende räumliche Differenzierung. Kostensätze zu den externen Effekten werden als konstant angenommen, Wechselwirkungen und Umwandlungsprozesse von Stickstoffverbindungen werden vernachlässigt und Verlagerungseffekte ins Ausland werden nicht quantifiziert. Die Analyse liefert daher nur eine grobe Abschätzung der Kosten und Nutzen. Der methodische Ansatz dieser Analysen, die vereinfachenden Annahmen und die verwendeten Datengrundlagen sind in Kapitel

4.2.2. In Kapitel 4.2.2.4 sind verschiedene Stoßrichtungen für eine vertiefte Kosten-Nutzen-Analyse aufgezeigt.

Diese vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse soll aufzeigen, wie hoch die jährlichen Kosten und Nutzen des Eintrags von reaktivem Stickstoff in die Umwelt sind.

4.2.1 Vereinfachte Kosten – Nutzen – Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland erfolgt in Anlehnung an die Kosten-Nutzen-Analyse von van Grinsven et al. 2013. Quantifiziert werden die betriebswirtschaftlichen Kosten und Nutzen des Stickstoffeinsatzes, welche nur im Landwirtschaftssektor anfallen, und die externen Effekte, die der Eintrag von Stickstoff in der Umwelt verursacht. Zu den externen Effekten tragen neben dem Landwirtschaftssektor auch der Verkehr sowie Industrie und Haushalte bei. In diesen Sektoren wird Stickstoff zwar nicht gezielt eingesetzt (und somit entstehen auch keine betriebswirtschaftlichen Kosten oder Nutzen), aber als unbeabsichtigtes Nebenprodukt der Verbrennung fossiler Brennstoffe entstehen auch in diesen Sektoren reaktive Stickstoffverbindungen, welche externe Effekte verursachen.

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland zeigt die betriebswirtschaftlichen Kosten und Nutzen des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft und die monetarisierten externen Effekte der Stickstoffeinträge in die Umwelt in einem bestimmten Jahr.

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse für den gesamten Stickstoffeintrag wird für zwei verschiedene Zeitpunkte durchgeführt. Betrachtet werden die Stickstoffflüsse im Basisjahr 2015 sowie im Jahr 2030. Für das Jahr 2030 werden zwei verschiedene Szenarien untersucht:

7. das erwartete Referenzszenario (siehe Kapitel 2.2.3) und
8. das Zielszenario (siehe Kapitel 2.2.2).

Die **Kosten und Nutzen**, die bei den landwirtschaftlichen Betrieben anfallen, setzen sich zusammen aus den betriebswirtschaftlichen Kosten des zugekauften Düngers und der Düngerausbringung und dem betriebswirtschaftlichen Nutzen der Ertragssteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion.

Zudem werden die **externen Effekte**, die der übermäßige Stickstoffeintrag in die Umwelt verursacht (z. B. Verlust an Biodiversität, Eutrophierung), monetarisiert. Diese externen Effekte umfassen mehrheitlich externe Kosten, wie Schäden an Ökosystemen oder Schäden an der menschlichen Gesundheit. In geringerem Ausmaß hat der Stickstoffeintrag in die Umwelt auch positive Auswirkungen, wie beispielsweise die Ertragssteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion aufgrund von Stickstoffdeposition oder kühlende Effekte auf das Klima.

Eine Übersicht über die Kategorien von Kosten und Nutzen, welche in der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt werden, ist in Tabelle 27 dargestellt.

Tabelle 27: Übersicht über Kosten und Nutzen in der vereinfachten KNA des Stickstoffeintrags in Deutschland

Kosten und Nutzen	Beschreibung
Kosten (pekuniär ⁸)	- Kosten des Mineraldüngers - Kosten der Düngerausbringung
Nutzen (pekuniär)	- Ertragssteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion durch die Stickstoffdüngung
Externe Effekte, die durch Stickstoffeinträge in die Umwelt entstehen	Negative externe Effekte - Gesundheitsschäden (NH₃, NO_x) - Gesundheitsschäden durch Verunreinigung des Trinkwassers mit Nitrat (NO₃-) - Materialschäden (NO_x) - Gesundheitsschäden aufgrund des Abbaus der stratosphärischen Ozonschicht (N₂O) - Schäden an Ökosystemen und deren Leistungen durch Eutrophierung und Versauerung (NO₃-, NH₃, NO_x) - Ernteschäden durch NO_x - Schäden aufgrund der Klimaerwärmung (N₂O) Positive externe Effekte - Ertragssteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion durch N-Deposition - positive Auswirkungen auf das Klima (Steigerung der CO₂-Speicherung der Vegetation aufgrund von Stickstoffdeposition, kühlender Effekt stickstoffhaltige Aerosole)

Übersicht über die Kategorien von Nutzen und Kosten, die in der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse des gesamten Stickstoffeintrags in Deutschland berücksichtigt werden.

4.2.2 Methodische Grundlagen

4.2.2.1 Systemgrenzen

4.2.2.1.1 Zeitliche Systemgrenzen

Die Quantifizierung erfolgt für das Basisjahr 2015 und für das Zieljahr 2030. Zeitliche Verzögerungen zwischen dem Eintrag von Stickstoff in die Umwelt und der Schadwirkungen oder zwischen der Umsetzung von Maßnahmen und deren Wirkung werden nicht berücksichtigt. Die Effektivität des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels wurde somit unter der Annahme quantifiziert, dass die Maßnahmen ihre Wirkung 2030 voll entfalten.

4.2.2.1.2 Räumliche Systemgrenzen

Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrags werden für Deutschland auf nationaler Ebene quantifiziert, ohne weitergehende räumliche Differenzierung. Quantifiziert werden nur Kosten und Nutzen, die innerhalb von Deutschland oder in den angrenzenden internationalen Gewässern anfallen.

⁸ Pekuniäre Kosten bezeichnen die Kosten, die mit einem tatsächlichen Geldfluss in Zusammenhang stehen. Im Gegensatz dazu stehen die externen Kosten. Diese werden über einen Kostensatz monetarisiert, ohne dass dabei tatsächlich ein Geldfluss stattfindet.

Aktivitäten innerhalb von Deutschland können sich auch auf die Stickstoffeinträge im Ausland auswirken. Beispielsweise verursacht der Import von Gütern Stickstoffeinträge bei der Produktion und beim Transport nach Deutschland. Diese im Ausland anfallenden Stickstoffeinträge werden nicht quantifiziert, sondern nur qualitativ untersucht (Kapitel 4.3.2).

4.2.2.2 Stickstoffflüsse im Basisjahr, Referenz- und Zielszenario im Jahr 2030

Grundlage für die Quantifizierung der externen Effekte des Stickstoffeintrags in die Umwelt sind die in Tabelle 8 aufgeführten Stickstoffmengen im Basisjahr 2015, im Referenzjahr 2030 und im Zielszenario 2030. Sie werden über entsprechende Kostensätze monetarisiert (Tabelle 28).

4.2.2.3 Ökonomische Bewertung der Stickstoffeinträge in die Umwelt

4.2.2.3.1 Betriebswirtschaftliche Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs in der Landwirtschaft

Die **betriebswirtschaftlichen Kosten** der Stickstoffdüngung umfassen die Kosten des zugekauften Düngers, des Düngertransports und der Düngerausbringung. Diese Kosten liegen für unterschiedliche Düngerarten (Rindergülle, Klärschlamm, Kompost, Mineraldünger) im Jahr 2007 bei 600 bis 900 Euro pro Hektar (KTBL 2007). Für die Kosten-Nutzen-Analyse wird über diese Minimal- und Maximalwerte die Bandbreite der betriebswirtschaftlichen Kosten abgeleitet. Über die landwirtschaftliche genutzte Fläche Deutschlands von 16.659.000 Hektar (BMEL 2017) ergeben sich die gesamten betriebswirtschaftlichen Kosten der Düngung. Die Kosten im Jahr 2015 werden ausgehend von den Angaben zu Preisen von 2007 über den harmonisierten Verbraucherpreisindex (Eurostat 2017) berechnet. Die betriebswirtschaftlichen Kosten werden zwischen 2015 und 2030 für alle Szenarien als konstant angenommen. Die Kosten werden zu Preisen 2015 berechnet. Die Annahme konstanter Düngekosten bis 2030 stellt tendenziell eine Unterschätzung dar, da die Düngeherstellung einen hohen Energiebedarf hat und von steigenden Energiekosten auszugehen ist.

Der **betriebswirtschaftliche Nutzen** des reaktiven Stickstoffes in der Landwirtschaft wird über die eingesetzte Stickstoffmenge (Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, biologische Stickstofffixierung, Gärreste) und die Ertragssteigerung in Euro pro kg N berechnet. Die zur Düngung eingesetzten Stickstoffmenge wird aus der Analyse der reaktiven Stickstoffflüsse in Deutschland 2010 – 2014 (UBA 2019a) übernommen unter der Annahme, dass der Mittelwert der Jahre 2010-2014 für das Jahr 2015 repräsentativ ist. Sie beträgt 3076 kt N pro Jahr.

Die durch reaktiven Stickstoff erzielte Ertragsteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion wird in der wissenschaftlichen Literatur jeweils in Form einer Bandbreite angegeben, da sich die Ertragssteigerung je nach Pflanzenart und Region unterscheidet.

- Van Grinsven et al. 2013 quantifizieren den Nutzen⁹ des reaktiven Stickstoffs über eine Ertragssteigerung im Wert von -0,5 bis -3 EUR/kg N für die kurzfristige Ertragssteigerung im ersten Jahr der Düngieranwendung, bzw. von -1,5 bis -5 EUR/kg N für die langfristige Ertragssteigerung (ausgedrückt als negative Kosten).
- Gemäß Brink et al. 2011 liegt Ertragssteigerung im Wert der Stickstoffdüngung im Wert von -1 bis -4 EUR/kg N im ersten Jahr der Düngieranwendung. Sie wurde auf Basis von Feldversuchen (N = 23) und auf der Grundlage eines Weizenpreises von 125 Euro/Tonne,

⁹ Nutzen werden in der vorliegenden Studie jeweils mit einem negativen Vorzeichen angegeben und Kosten mit einem positiven Vorzeichen.

eines Ölraps-Preises von 220 Euro/Tonne und eines Milchpreises von 290 Euro/Tonne sowie eines Düngemittelpreises von 0,8 Euro/kgN bestimmt.

Diese Literaturwerte werden über den harmonisierten Verbraucherpreisindex (Eurostat 2017) auf das Jahr 2015 umgerechnet. Für die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse werden die inflationierten Minimal- und Maximalwerte der Ertragssteigerung gemäß van Grinsven et al. 2013 verwendet. Damit ergibt sich für den betriebswirtschaftlichen Nutzen (ausgedrückt als negative Kosten) im Jahr 2015 eine Bandbreite von minimal -0,6 EUR/kg N und maximal -5,9 EUR/kg N. Der betriebswirtschaftliche Nutzen wird zwischen 2015 und 2030 für alle Szenarien als konstant angenommen.

4.2.2.3.2 Externe Effekte des reaktiven Stickstoffs

Die **externen Effekte des Stickstoffeintrags** in die Umwelt umfassen einerseits die Schäden an der menschlichen Gesundheit, an Ökosystemen und am Klima und andererseits den externen Nutzen, der sich durch den Eintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt ergeben kann (z.B. positive Auswirkungen auf das Klima, siehe Tabelle 27). Sie werden über die eingetragenen Stickstoffmengen und entsprechende Kostensätze aus der Literatur monetarisiert. Die Monetarisierung der mit diesen Stickstoffflüssen verbundenen Auswirkungen (A) auf die Umwelt erfolgt über die Multiplikation der Stickstoffmengen (M) – differenziert nach Schadstoff (s), Umweltkompartiment (u) und Schadwirkung (w) – mit den entsprechenden Kostensätzen (K).

$$A_{s,u,w} = K_{s,u,w} \cdot M_{s,u}$$

mit

A: monetarisierte Auswirkung in EUR

K: Kostensatz der Schadwirkung bzw. der positiven Effekte in EUR/kg N

M: Stickstoffmenge in kg N

Der gesamthafte externe Effekt (*AExtern*) ergibt sich aus der Summe aller einzelnen Auswirkungen (A), pro Schadstoff (s), Umweltkompartiment (u) und Schadwirkung (w).

$$A_{Extern} = \sum s \sum u \sum w A_{s,u,w}$$

Datengrundlage für die Monetarisierung der externen Kosten und Nutzen der Stickstoffeinträge in die Umwelt sind die Kostensätze aus der Methodenkonvention 3.1 (UBA 2020d) und Kostensätze aus der wissenschaftlichen Literatur (UBA 2019a). Die aus diesen Quellen verfügbaren Kostensätze sind in Tabelle 28 zusammengefasst. Bei Literaturwerten, die als Bandbreiten angegeben sind, wird jeweils der mittlere Kostensatz verwendet. Positive Umweltwirkungen des reaktiven Stickstoffs sind jeweils mit einem negativen Vorzeichen angegeben. Die Literaturwerte werden über den harmonisierten Verbraucherpreisindex (Eurostat 2017) auf das Jahr 2015 umgerechnet.

Diese Kostensätze sind differenziert nach den unterschiedlichen Stickstoffverbindungen (Nitrat, Lachgas, Ammoniak, Stickstoffoxid), nach Umweltkompartimenten (Grundwasser, Oberflächengewässer, Küsten- und Meeresgewässer, Atmosphäre) und nach Schadwirkungen (Eutrophierung, Ozonabbau, Klimawandel, Gesundheitsschäden, Biodiversitätsverluste, Ernteausfälle, Gebäude- und Materialschäden). Damit ermöglichen diese Kostensätze eine Unterscheidung der wichtigsten Wirkungspfade des Stickstoffs in der Umwelt. Die Quantifizierung erfolgt unter der vereinfachenden Annahme, dass sich die Schäden innerhalb eines Umweltkompartiments additiv verhalten. Der Kostensätze werden für alle betrachteten Szenarien als konstant angenommen. Die Bandbreite der externen Kosten wird auf +/- 30% geschätzt.

Tabelle 28: Durchschnittliche Kostensätze zur Monetarisierung der externen Auswirkungen des reaktiven Stickstoffs in EUR₂₀₁₅ pro kg N

Umwelt-kompartiment	Schadwirkung	Nitrat	Lachgas	Stickstoff-oxide	Ammoniak	Quelle
		EUR ₂₀₁₅ pro kg N	EUR ₂₀₁₅ pro kg N	EUR ₂₀₁₅ pro kg N	EUR ₂₀₁₅ pro kg N	
Grundwasser	Gesundheitsschäden	1	-	-	-	UBA 2019b
Oberflächengewässer	Verlust an Ökosys-temdienst-leistungen	4	-	-	-	UBA 2019b
Küsten- und Meeres-gewässer	Verlust an Ökosys-temdienst-leistungen	22	-	-	-	UBA 2019b
Atmosphäre	Ozonabbau	-	1	-	-	UBA 2019b
Atmosphäre	Klimaerwärmung	-	75	-	-	UBA 2019b
Atmosphäre	Gesundheitsschäden	-	-	47	26	UBA 2019a
Atmosphäre	Biodiversitätsverluste	-	-	9	13	UBA 2019a
Atmosphäre	Ernteaufälle (NO _x) Ertragssteigerung (NH ₃)	-	-	3	-0,1	UBA 2019a
Atmosphäre	Gebäude- und Mate-rialschäden	-	-	0,4	0	UBA 2019a
Total		16^{a)}	76	59	39	

Kostensätze mit negativem Vorzeichen bezeichnen positive Auswirkungen auf die Umwelt. Die Kostensätze wurden gemäß der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Methode auf das Jahr 2015 umgerechnet.

^{a)} Für Nitrat werden nur die Schäden an Grundwasser sowie Küsten- und Meeresgewässern berücksichtigt, da der Stickstoff in den Binnengewässern keine limitierende Wirkung aufweist und somit auch keine externen Kosten verursacht. Die externen Kosten aufgrund von Schäden an Oberflächengewässern sind daher nicht eingerechnet. Die Kostensätze für Grundwasser und Küsten/Meeresgewässer werden bezüglich der Stickstofffrachten gewichtet (29% Grundwasser, 71% Küsten/Meeresgewässer). Mit dieser Gewichtung ergibt sich ein durchschnittlicher Kostensatz von 16 EUR/kg Nitrat-N. Quelle: eigene Zusammenstellung (die Quellen der einzelnen Werte sind in der letzten Spalte aufgeführt).

Die Ertragssteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion durch N-Deposition wird ebenfalls als externer Effekt eingerechnet. Der externe Effekt wird über die eingetragene Stickstoffmenge (UBA 2019a). Sie beträgt 226 kt N pro Jahr. Der Wert der Ertragssteigerung durch N-Deposition wird gleich berechnet, wie die Ertragssteigerung durch die Stickstoffdüngung.

Die Stickstoffemissionen in die Atmosphäre haben auch positive Effekte auf das Klima (Steigerung der CO₂-Speicherung der Vegetation aufgrund von Stickstoffdeposition, kühlender Effekt stickstoffhaltige Aerosole). Diese werden über die emittierten Stickstoffmengen gemäß

Tabelle 7 sowie die in der Studie von van Grinsven et al. 2013 verwendeten Monetarisierungssätze berechnet. Sie liegen bei Ammoniak im Bereich von -3 bis 0 EUR/kg N und bei NO_x im Bereich von -9 bis 0 EUR/kg N (ausgedrückt als negative Kosten).

4.2.2.3.3 Vereinheitlichung unterschiedlicher Preisniveaus

Um die aus der Literatur verfügbaren Kostensätze auf das Preisniveau des Jahres 2015 zur vereinheitlichen, wird der harmonisierte Verbraucherpreisindex (HVPI) gemäß Eurostat 2017 verwendet. Die Umrechnung der Kostensätze auf das Jahr 2015 erfolgt über den Kostensatz im Ausgangsjahr und das Verhältnis der harmonisierten Verbraucherpreisindizes im Ausgangsjahr und im Jahr 2015:

$$K_{2015} = K_t \frac{H_{2015}}{H_t}$$

mit

K_{2015} : Kostensatz im Jahr 2015 in EUR/kg N

K_t : Kostensatz im Jahr t in EUR/ kg N

H_{2015} : Harmonisierter Verbraucherpreisindex (HVPI) im Jahr 2015

H_t : HVPI des Jahres der Erhebung der Daten

4.2.2.3.4 Limitierung der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse

Mit dem hier angewendeten methodischen Ansatz für eine vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse werden folgenden vereinfachenden Annahmen getroffen:

- **Räumliche Differenzierung:** reaktive Stickstoffverbindungen stehen in vielseitiger Wechselwirkung mit anderen Substanzen und werden daher je nach Umweltbedingungen in unterschiedliche Verbindungen umgewandelt. Für die vorliegende Kosten-Nutzen-Analyse werden für die Berechnung der externen Kosten nationale Durchschnittswerte verwendet, welche die spezifischen lokalen Gegebenheiten nicht abbilden können. Stickstoffüberschüsse, die aus landwirtschaftlich genutzten Flächen über das Grundwasser oder über oberflächlichen Abfluss in umliegende Ökosysteme gelangen, haben je nach Empfindlichkeit der umliegenden Ökosysteme unterschiedliche Schäden zur Folge. Diese räumlichen Unterschiede werden bei der Quantifizierung der externen Effekte vernachlässigt. Auch der betriebswirtschaftliche Nutzen wird nur über einen durchschnittlichen Ertrag pro Fläche berechnet. Räumliche Unterschiede in den Erträgen verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen werden somit vernachlässigt.
- **Verzögerungen zwischen Stickstoffeintrag und Auswirkung:** Je nach Wirkungspfad und je nach lokalen Gegebenheiten können zwischen dem Zeitpunkt des Eintrags von Stickstoff in die Umwelt und dem Eintreten der Folgen mehrere Jahre vergehen. Beispielsweise kann eine Verunreinigung von Trinkwasserressourcen aufgrund der langen Verweilzeit im Grundwasser mehrere Jahre später noch Schäden am Trinkwasser hervorrufen. Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse erfolgt unter der Annahme, dass zeitgleich zum Eintrag des reaktiven Stickstoffes auch die Schädigung eintritt.

- Nichtlinearität zwischen dem Stickstoffeintrag und der Schädigung: Für die Quantifizierung der externen Effekte werden lineare Zusammenhänge zwischen Schädigung und Stickstoffeintrag angenommen. Diese Annahme ist nicht bei allen Schädigungen gerechtfertigt. Auch der betriebswirtschaftliche Nutzen verhält sich nicht linear zur ausgebrachten Stickstoffmenge. Beispielsweise nehmen die landwirtschaftlichen Erträge mit zunehmendem Stickstoffeintrag nur bis zu einem bestimmten Wert zu und nehmen bei einer weiteren Steigerung der Stickstoffeinträge sogar wieder ab (Brink et al. 2011). Für die vorliegende vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse wird ein linearer Zusammenhang angenommen.
- Additivität zwischen verschiedenen Schädigungen: Reaktive Stickstoffverbindungen, die in die Umwelt eingetragen werden, können sich durch chemische Prozesse ineinander umwandeln und durch Transportprozesse wird der Stickstoff zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten verlagert. Der in die Umwelt eingetragene Stickstoff verursacht somit an verschiedenen Stellen und in unterschiedlicher Form Schäden an der Umwelt. In der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse werden die Schäden innerhalb eines Umweltkompartimentes pro Stickstoffverbindung additiv berücksichtigt. Somit werden beispielsweise in der Atmosphäre die durch NO_x verursachten Schäden an der Gesundheit, an der landwirtschaftlichen Produktion, an Materialien und an den Ökosystemen werden aufsummiert. Schäden, die als Folge von Umwandlungsprozessen entstehen, werden nicht eingerechnet. Damit bildet die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse eine Momentaufnahme der Schädigung dar und bildet nicht die über die Zeit kumulierte Schädigung der in die Umwelt eingetragenen Stickstoffmenge dar.

Die getroffenen Annahmen stellen eine starke Vereinfachung der Realität dar, sie ermöglichen aber eine grobe Quantifizierung von Kosten und Nutzen der Stickstoffeinträge in die Umwelt. Die mit den getroffenen Annahmen verbundenen Unschärfen werden in der Quantifizierung berücksichtigt, indem für alle relevanten Größen keine exakten Werte, sondern Bandbreiten in die Analyse einbezogen werden.

4.2.2.4 Stoßrichtungen für eine vertiefte Kosten – Nutzen – Analyse

Aus den Annahmen, die im Rahmen der vereinfachten KNA getroffen werden mussten (dargestellt in Kapitel 4.2.2.3.4), und den Erkenntnissen zu den in der Literatur existierenden Ansätzen zu einer differenzierteren KNA für reaktiven Stickstoff ergeben sich verschiedene Möglichkeiten für eine vertiefte KNA. Diese möglichen Stoßrichtungen sollen im Folgenden skizziert werden.

4.2.2.4.1 Räumliche Differenzierung

Die wohl wichtigste Limitation der hier vorgestellten vereinfachten KNA stellt die räumliche Aggregation dar. Räumliche Unterschiede sowohl bei den Stickstoffeinträgen als auch bei den Schäden wurden nicht berücksichtigt.

Wie in Kapitel 2 dargestellt wurde, ist aber gerade die räumliche Differenzierung ein wichtiger Aspekt und symptomatisch für die Stickstoffproblematik. Für die verschiedenen reaktiven Stickstoffverbindungen gibt es Unterschiede was die Quellregionen angeht, wie weit die Verbindungen von der jeweiligen Quelle transportiert und deponiert werden, und welche Schäden sie in den Ökosystemen zur Folge haben, in die sie eingetragen werden. Die Schadenskosten hängen also aus ökologischer Sicht stark von den Standortbedingungen, der Art

und dem Zustand des jeweiligen Ökosystems ab. Dennoch gibt es auch aus ökonomischer Sicht räumliche Unterschiede der sozioökonomischen Faktoren, die die Höhe von Schadenskosten beeinflussen können.

Für die vereinfachte KNA wurden nationale Durchschnittswerte verwendet, welche die spezifischen lokalen Gegebenheiten nicht abbilden können. Die Berücksichtigung von räumlichen Unterschieden stellt eine methodische Herausforderung dar, liefert aber für die Entscheidung, wo zukünftige Investitionen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen den größten Nutzen für die Gesellschaft bringen dürften, die bessere Grundlage.

Vorlage für eine räumlich differenzierte KNA für reaktiven Stickstoff in Deutschland könnten die Ansätze sein, die von Sobota et al. (2015) und Keeler et al (2016) für die USA verwendet wurden (siehe Kapitel 4.1.2.4).

Bei Sobota et al. (2015) wurden räumlich aufgelöste Daten für Stickstoffeinträge verwendet und mit Koeffizienten für Stickstofftransfers zu Ernte, Luft und Wasser multipliziert, um Schadenskosten für unterschiedliche Orte in der Stickstoffkaskade zu erhalten. Keeler et al. (2016) verwenden einen noch differenzierteren Ansatz, der neben differenzierten Daten für Stickstoffeinträge auch differenzierte Schadenskosten liefert, indem sie räumlich explizite Schadensfunktionen verwenden, die soziale und wirtschaftliche Daten einbeziehen, um Verteilungsvorteile und -kosten zu erfassen.

4.2.2.4.2 Zeitliche Differenzierung

Bei der vereinfachten KNA wurde die Annahme getroffen, dass Emission, Eintrag und Schadwirkung des reaktiven Stickstoffs zeitgleich erfolgen. Wie jedoch in Kapitel 2 erläutert, kommt es je nach Wirkungspfad und lokalen Gegebenheiten zu zeitlichen Verzögerungen. Zum einen gibt es je nach Stickstoffverbindung unterschiedliche Depositionsraten, das heißt unterschiedliche Zeiträume zwischen Emission und Deposition, zum anderen können auch zwischen dem Eintrag von Stickstoff in ein Umweltmedium und dem Eintritt einer Schadwirkung teilweise mehrere Jahre vergehen.

Die Berücksichtigung dieser zeitlichen Verzögerungen stellt eine große methodische Herausforderung dar. Der weitreichendste Ansatz aus der Literatur ist auch hier von Keeler et al (2016). Ihr theoretischer Rahmen sieht die Schätzung des Social Cost of Nitrogen vor, der spezifische Formen von Stickstoff an bestimmten Standorten zu bestimmten Zeiten berücksichtigt, und wie Stickstoff in eine zukünftige Form an einem Standort zu einem bestimmten Zeitpunkt umgewandelt wird.

Für eine vertiefte KNA, die eine räumliche Differenzierung der Stickstoffeinträge und der Schadenskosten sowie teilweise eine zeitliche Differenzierung berücksichtigt, gibt es also Ansätze in der wissenschaftlichen Literatur, die als Vorlage dienen können. Allerdings weisen die Autor*innen dieses Ansatzes darauf hin, dass die empirische Beobachtung der Entwicklung der verschiedenen Stickstoffformen durch Raum und Zeit eine rechnerische Herausforderung darstellt und sehr datenintensiv ist (Keeler et al. 2016).

4.2.2.4.3 Umwandlungen und Verweilzeiten

Reaktive Stickstoffverbindungen wandeln sich in einander um, werden durch Transportprozesse zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten verlagert und können an unterschiedlichen Stellen der Stickstoffkaskade Schäden anrichten. Zudem gibt es unterschiedliche Verweilzeiten der Stickstoffverbindungen in den verschiedenen Pools. In der vereinfachten KNA können weder die unterschiedlichen Verweilzeiten noch die verschiedenen Umwandlungen berücksichtigt werden.

Auch hier bietet sich ein Anknüpfungspunkt für eine vertiefte KNA, die den Versuch einer genaueren Bestimmung und Quantifizierung von spezifischen Schäden entlang der Stickstoffkaskade von terrestrischen zu aquatischen zu atmosphärischen Pools und der Umwandlungen, Verweilzeiten und Rückhalteprozesse in den jeweiligen Pools unternimmt.

Hier besteht allerdings noch Forschungsbedarf, selbst Keeler et al. (2016) haben diesbezüglich vereinfachende Annahmen getroffen, indem nur die erste Umwandlung von Stickstoffdünger zu atmosphärischen oder aquatischen Pools berücksichtigt wurde, jedoch nicht darauffolgende Umwandlungsprozesse. Zudem wurden auch bei diesem Ansatz die unterschiedlichen Verweilzeiten der Stickstoffverbindungen in jedem Pool nicht berücksichtigt, sondern Durchschnittswerte verwendet.

4.2.2.4.4 Verlagerungseffekte

In der vereinfachten KNA wurden Kosten und Nutzen innerhalb Deutschlands oder in den angrenzenden internationalen Gewässern quantifiziert. Die Auswirkungen von Aktivitäten innerhalb Deutschlands auf Stickstoffemissionen im Ausland wurden nicht quantifiziert.

Durch den Im- und Export von Nahrungs-, Dünge- und Futtermitteln wird jedoch auch der Stickstoffkreislauf im Ausland beeinflusst, was im Rahmen der vereinfachten KNA nur qualitativ berücksichtigt wurde. Eine Quantifizierung dieser Kosten und Nutzen mit erweiterter, also globaler Systemgrenze stellt einen weiteren wichtigen und sinnvollen Ansatz für eine vertiefte KNA dar.

4.2.2.4.5 Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen

Im Rahmen der KNA sollen auch Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Maßnahmen zur Stickstoffminderung, berücksichtigt werden. Diese Wechselwirkungen können entweder in einer gegenseitigen Verstärkung der Wirkung oder einer Abschwächung zwischen zwei Maßnahmen bestehen. Da die Kosten für einzelne Maßnahmen davon abhängen, welche anderen Maßnahmen umgesetzt werden, müssen zur Quantifizierung der Gesamtkosten des Maßnahmenpakets zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels die wichtigsten Wechselwirkungen abgeschätzt werden.

Dabei gibt es zum einen die Option, die Wechselwirkungen auf Seiten des Stickstoffreduktionspotenzials abzuschätzen, das heißt sich für jede Maßnahme anzuschauen, welche wichtigsten anderen Maßnahmen zu einer Reduktion oder Verstärkung der Minderungswirkung der jeweiligen Maßnahme führen.

Eine andere Option ist die Betrachtung der Wechselwirkungen auf Seiten der Kosten. So kann die Umsetzung einer Maßnahme die Kosten für eine andere Maßnahme entweder senken oder erhöhen. Daher wird für jede Maßnahme abgeschätzt, welche anderen wichtigsten Maßnahmen sich positiv oder negativ auf die Vermeidungs- und Umsetzungskosten auswirken.

4.3 Ergebnisse der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse

4.3.1 Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrages in Deutschland

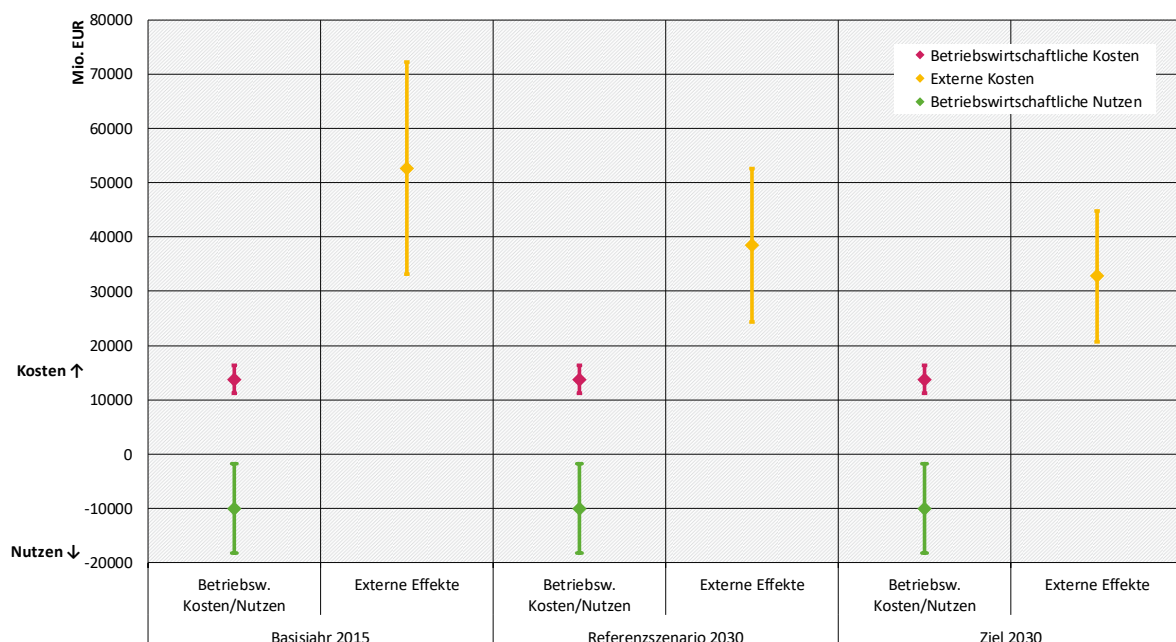
Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland ermöglicht eine grobe quantitative Gegenüberstellung der betriebswirtschaftlichen Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs in der Landwirtschaft und der externen Effekte, die der reaktive Stickstoff in der Umwelt verursacht (Abbildung 3).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft einen betriebswirtschaftlichen Nutzen in der Höhe von rund 2 bis 18 Mrd. EUR pro Jahr bringt. Diesem

Nutzen stehen betriebswirtschaftliche Kosten in der Höhe von rund 10 bis 15 Mrd. EUR pro Jahr gegenüber. Zudem fallen aufgrund der stickstoffbedingten Schäden an der Umwelt und der menschlichen Gesundheit im Jahr 2015 externe Kosten zwischen 30 bis 70 Mrd. EUR pro Jahr an. Die externen Kosten überwiegen somit deutlich. Trotz der Unschärfen bzgl. des absoluten Niveaus von Kosten und Nutzen zeigt die vorliegende Analyse jedoch klar, dass für die Gesellschaft die Kosten des reaktiven Stickstoffs überwiegen.

Bis ins Jahr 2030 reduzieren sich die externen Kosten unter dem erwarteten Referenzszenario auf rund 25 bis 50 Mrd. EUR pro Jahr. Unter dem Zielszenario für 2030 sollen die externen Kosten auf rund 20 bis 45 Mrd. EUR pro Jahr reduziert werden. Unter dem Referenzszenario wird dieses Ziel noch um rund 5 Mrd. EUR pro Jahr überschritten. Die betriebswirtschaftlichen Kosten und Nutzen werden zwischen 2015 und 2030 in allen Szenarien als konstant angenommen.

Abbildung 3: Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs in den verschiedenen Szenarien



Betriebswirtschaftliche Kosten und Nutzen des reaktiven Stickstoffs und Summe der externen Effekte im Jahr 2015, im Jahr 2030 gemäß Referenzszenario und unter dem Zielszenario 2030. Die Fehlerbalken zeigen die Unschärfen in den berechneten Kosten/Nutzen, die sich aufgrund der Bandbreite der getroffenen Annahmen (z.B. Kostensätze, Ertragssteigerung, betriebswirtschaftliche Kosten der Düngung, siehe Kap. 4.2.2.3) ergeben.

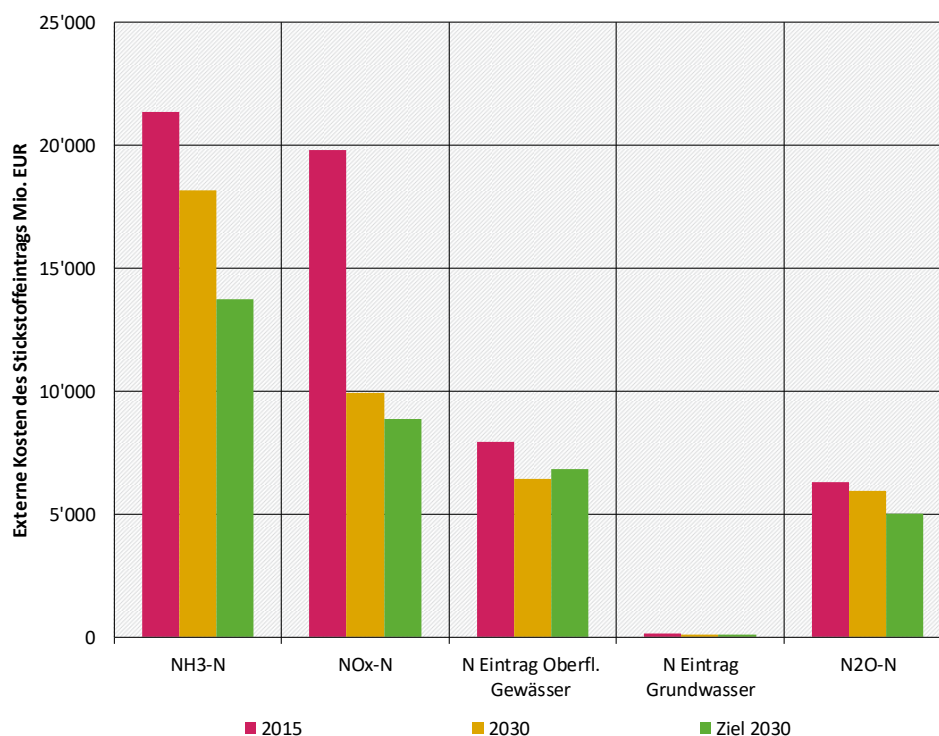
Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS

Die Aufschlüsselung der externen Kosten auf die einzelnen Stickstoffverbindungen ist in Abbildung 4 dargestellt.

- **Ammoniak** verursacht in allen Szenarien die höchsten externen Kosten in der Höhe von mehr als 20 Mrd. EUR pro Jahr. Die Kosten nehmen bis 2030 deutlich ab, die Reduktion ist jedoch nicht ausreichend, um das Teilziel 2030 zu erreichen.

- ▶ Die externen Kosten der **Stickstoffoxidemissionen** liegen im Jahr 2015 bei rund 20 Mrd. EUR pro Jahr und reduzieren sich unter dem erwarteten Referenzszenario auf rund 10 Mrd. EUR pro Jahr.
- ▶ Die externen Kosten des **Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer** sind mit knapp 8 Mrd. EUR im Jahr 2030 deutlich geringer als die externen Kosten von Ammoniak oder Stickstoffoxiden. Das Referenzszenario geht bereits von einer starken Reduktion aus und somit wird das Teilziel bereits im Referenzszenario erreicht.
- ▶ Die quantifizierbaren externen Kosten des **Stickstoffeintrags ins Grundwasser** sind im Basisjahr und in allen Szenarien vernachlässigbar, da die Methodenkonvention 3.1 für das Grundwasser Kostensätze enthält, welche die Schadwirkungen des Stickstoffeintrags ins Grundwasser noch nicht umfassend berücksichtigen. Werden die externen Kosten auf Basis der aktuell verfügbaren Daten quantifiziert, wird das Teilziel 2030 ebenfalls bereits unter dem Referenzszenario erreicht.
- ▶ Die **Lachgasemissionen** verursachen externe Kosten von rund 6 Mrd. Euro im Basisjahr und unter der Referenzentwicklung wird eine geringfügige Reduktion erwartet.

Abbildung 4: Externe Kosten nach Stickstoffverbindungen



Externe Kosten der einzelnen Stickstoffverbindungen im Jahr 2015 und im Jahr 2030 gemäß Referenzszenario und gemäß Zielszenario.

Quelle: Eigene Darstellung INFRAS

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse basiert auf zahlreichen Annahmen (Tabelle 28) und ist daher mit einer **Unschärfe** behaftet. Beispielsweise können die externen Effekte des Stickstoffs

oder die Ertragssteigerungen pro kg Stickstoffdüngung nur unter stark vereinfachenden Annahmen quantifiziert werden. Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt diese Unschärfen indem jeweils eine Bandbreite von möglichen Kosten und Nutzen abgeschätzt wird. Die in Abbildung 3 dargestellten Unsicherheitsbalken stellen die Bandbreite dieser Schätzungen dar.

Obwohl diese Bandbreiten einen grossen Bereich umfassen, sind robuste Aussagen über die erwartete Entwicklung von Kosten und Nutzen über die Zeit möglich, da über die Zeit konstante Kostensätze angenommen werden. D.h. wenn die Kosten im Jahr 2015 am oberen Ende der Bandbreite liegen, werden sie auch in den Szenarien für 2030 am oberen Ende des Unschärfebereichs liegen. Daher erlaubt die vorliegende Analyse robuste Aussagen über die erwarteten Veränderungen trotz der Unschärfen bzgl. des absoluten Niveaus von Kosten und Nutzen.

Tabelle 29: Vereinfachende Annahmen der Kosten-Nutzen-Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland

Annahme	Beschreibung
Betriebswirtschaftliche Nutzen	Sowohl die Düngermengen als auch die Ertragssteigerung der Stickstoffdüngung wird konstant angenommen. Somit bleibt der Nutzen in allen betrachteten Szenarien unverändert. Es ist davon auszugehen, dass die geplanten Maßnahmen in der Landwirtschaft unter Referenzszenario zu einer Reduktion der eingesetzten Düngermengen führen werden. Der betriebswirtschaftliche Nutzen der Stickstoffdüngung wird für das Jahr 2030 somit in allen Szenarien tendenziell überschätzt.
Externe Effekte	Die externen Kosten pro kg Stickstoff sind in allen Szenarien identisch und damit unabhängig von der Stickstoffmenge, die in die Umwelt gelangt. Diese Annahme stellt eine Vereinfachung dar, da die Wirkung des Stickstoffs von der aktuellen Belastungssituation abhängt. Beispielsweise hat die Emission von einem kg NO _x an einem Standort, an dem der Immissionsgrenzwert bereits überschritten ist, eine größere Schadwirkung als an einem Standort mit NO _x Immissionen unterhalb des Grenzwerts. Daher werden die externen Kosten pro kg N geringer je stärker die Stickstoffeinträge in die Umwelt reduziert werden. Da das Stickstoffziel für das Jahr 2030 nur ein Etappenziel darstellt und damit noch keinen flächendeckenden Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit sicherstellt, ist davon auszugehen, dass im Zielszenario im räumlichen Mittel die Stickstoffeinträge in die Umwelt ähnlich hohe Kosten pro kg N verursachen werden wie im Basisjahr. Daher ist die Annahme eines konstanten Kostensatzes über alle Szenarien gerechtfertigt. Tendenzuell werden aufgrund dieser Annahme die externen Kosten im Referenzszenario und im Zielszenario gegenüber dem Basisjahr etwas überschätzt. Zudem berücksichtigt die vorliegende Kosten-Nutzen-Analyse nur die quantifizierbaren Schadwirkungen. Schädliche Effekte des Stickstoffs, die auf Basis der aktuell verfügbaren Datengrundlagen nicht befriedigend abgeschätzt werden können, werden in der Kosten-Nutzen-Analyse nicht berücksichtigt.

Annahmen der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse des Stickstoffeintrags in Deutschland.

Quelle: eigene Annahmen

4.3.2 Qualitative Analyse der Auswirkungen auf das Ausland

Die Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrags wurden im Rahmen der vereinfachten KNA unter der räumlichen Systemgrenze „Deutschland und angrenzender internationaler Gewässer“ quantifiziert. Die Auswirkungen auf das Ausland werden im Folgenden qualitativ skizziert.

Hierfür werden zunächst diejenigen Aktivitäten identifiziert, welche durch den Konsum in Deutschland wesentlich zu Stickstoffemissionen im Ausland führen. Diese Emissionen sind im Ausland mit Umweltfolgen und Kosten verbunden. Daher ergibt sich aus der Reduktion dieser Emissionen ein Nutzen für das betroffene Land.

Im Folgenden werden zunächst Wirkungsketten herausgearbeitet, welche die Aktivitäten im Inland mit den Wirkungen im Ausland in Verbindung setzen. Dabei werden die Effekte in zwei verschiedenen Regionen verortet: In Europäischen Nachbarländern und in weiteren Ländern. Zudem wird in landwirtschaftsbezogenen Analysen zwischen tierischen und nichttierischen Produkten unterschieden. Zu den Aktivitäten, die im Rahmen der qualitativen Betrachtungen keine Berücksichtigung finden können, gehören Konsumententscheidungen im Ausland mit Bezug auf in Deutschland hergestellte Produkte.

Betrachtet werden in dieser Analyse lediglich jene Auswirkungen, welche das Resultat von Konsument*innen-Entscheidungen in Deutschland sind. Dazu gehört primär der inländische Konsum von Lebensmitteln, welcher im Ausland zur Emission von Stickstoff und den hiermit einhergehenden externen Kosten führen kann. Berücksichtigt werden zudem der Import von Futtermitteln für die Produktion tierischer Produkte - oder die grenzüberschreitende Wirkung bei der Einbringung von Stickstoff in Fließgewässer.

Die folgende Aufzählung beschreibt die wesentlichen Wirkungsketten:

► **Wirkungskette 1:** *Die Stickstoffbelastung in den Bezugsländern durch in Deutschland konsumierte tierische Importprodukte*

Im Jahr 2017 wurden in Deutschland umgerechnet 60 Kilogramm Fleisch (BLE 2018), 267 Kilogramm Milchprodukte und 11 Kilogramm Eier pro Kopf verzehrt (FAO 2020). Die Produktion dieser Mengen erfolgt nur zu einem Teil in Deutschland. Rund 41 Prozent der in Deutschland konsumierten Milchprodukte werden aus dem Ausland importiert (Milchindustrieverband 2019). Dies liegt jedoch nicht an einem Mangel an Produktionskapazitäten, sondern daran, dass ein hoher Prozentsatz der in Deutschland hergestellten Milcherzeugnisse exportiert wird (BLE 2019). In der Hauptsache stammten die importierten Milchprodukte aus den Niederlanden, Belgien und Tschechien (BMEL 2020). Auch beim Import von Fleisch und Fleischerzeugnissen belegen die Niederlande den ersten Platz. Deutlich dahinter folgen Dänemark und Belgien (BMEL 2020). Bei Eiern liegt der Selbstversorgungsgrad in der Bundesrepublik bei 72 Prozent (BLE 2019) und auch hier ist das Hauptbezugsland die Niederlande, gefolgt von Polen und Belgien (Simoes et al. 2011). Durch die Produktion dieser Lebensmittel im Ausland entstehen Stickstoffemissionen. So führt die durch den deutschen Konsum induzierte Nachfrage nach Fleisch direkt zu einem Mehr an Tierhaltung und damit in der Konsequenz auch zu einer höheren Menge an Exkrementen, welche bei der Zersetzung Ammoniak freisetzen. In vielen Ländern stellt die Ausbringung von Gülle eine zusätzliche Belastung der Böden, Wasserkreisläufe und die Atmosphäre dar. Doch nicht nur durch den Konsum tierischer

Importprodukte wird Stickstoff im Ausland frei. Darüber hinaus entstehen beim Transport und der Verarbeitung dieser Produkte weitere Emissionen.

- **Wirkungskette 2:** Die Stickstoffbelastung in den Herstellerländern durch in Deutschland konsumierte pflanzliche Produkte

Ähnlich wie tierische Produkte führen auch importierte, nichttierische landwirtschaftliche Erzeugnisse im Ausland zu Stickstoffemissionen. Steigt in Deutschland die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten aus dem Ausland, so ist damit ein Anstieg an der angebauten Menge und der Düngung verbunden. Hauptbezugsländer sind hier ebenfalls vor allem EU-Nachbarländer, darunter Tschechien, Polen, Frankreich und Ungarn (Simoes et al. 2011).

- **Wirkungskette 3:** Die Stickstoffbelastung in den Herstellerländern durch von Deutschland importierte Futtermittel

Auch die Lieferketten in der heimischen Viehwirtschaft beeinflussen die Stickstoffemissionen in anderen Ländern. Das von Deutschland importierte Futtermittelvolumen ist in den vergangenen Jahren deutlich angestiegen. Während das Nettoimportvolumen im Jahr 2016/2017 noch 6.503.00 Tonnen betrug (BLE 2017), stieg die Zahl bis 2019 auf 10.742.000 Tonnen (BLE 2019b). Besonders wichtig ist dabei der Import von Eiweißfuttermitteln. Rund 26% des verdaulichen Eiweißfutters werden importiert (BLE 2019b). Die wichtigsten Herkunftsländer sind die Niederlande mit 31 Prozent der importierten Futtermittel, Polen mit 14 Prozent und Frankreich mit neun Prozent (Simoes et al. 2011). Darüber hinaus wird insbesondere Soja aus Südamerika importiert. Der mit Abstand größte Anteil stammt aus Brasilien, Argentinien und Paraguay (Simoes et al. 2011). Beim Anbau inklusive Düngung der Futtermittel entsteht eine Stickstoffbelastung der genutzten Anbauflächen. Auch hier lässt sich folglich ein Zusammenhang zwischen inländischer Nachfrage und Stickstoffausbringung im Ausland ableiten.

- **Wirkungskette 4:** Grenzüberschreitende Wirkung deutscher Stickstoffeinträge in Fließgewässer

Neben den oben beschriebenen Stickstoffemissionen in anderen Weltregionen wegen der Produktion von Importgütern für Deutschland gilt es den transnationalen Charakter der Stickstoffflüsse zu betrachten. Einmal in die Natur eingebracht, kann Stickstoff über die Luft oder über Oberflächengewässer weite Strecken zurücklegen. Aus diesem Grund kann die Schadwirkung an völlig anderer Stelle als die Ausbringung erfolgen. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn Wirtschaftsdünger durch Ausschwemmung in deutsche Fließgewässer gelangt, welche im Anschluss Ländergrenzen überqueren und in Meeren münden. Betrachtet man beispielsweise den Rhein, so wird deutlich, dass ein Teil der Schadstoffe, welche der Fluss auf seinem 865 km langen Weg durch die Bundesrepublik aufnimmt, in die Niederlande gelangt, wo der Fluss in die Nordsee mündet (LANUV NRW 2019). Somit sind von den Stickstoffeinträgen in den Rhein nicht nur die Niederlande direkt, sondern auch alle Staaten mit Küstenregionen an der Nordsee betroffen. Analog hierzu sind von in

Deutschland verursachten Schadstoffeinwirkungen in die Donau alle am Schwarzen Meer liegenden Länder betroffen. Dieser Wirkungszusammenhang besteht für alle weiteren Flüsse, welche Grenzen überqueren und in der Ostsee, der Nordsee oder dem Schwarzen Meer münden. Überdies kann Stickstoff seine Wirkung auch über den Luftweg in verschiedenen Ländern entfalten. Die Illustration der folgenden Wirkungskette verdeutlicht diesen Zusammenhang.

► **Wirkungskette 5:** Globale Effekte von Lachgasemissionen

Die Düngung mit Stickstoff und die Ausbringung von Gülle in Deutschland tragen Lachgas in die Atmosphäre ein. Die negativen Auswirkungen auf das Klima und die Ozonschicht bleiben dabei nicht auf ein Land beschränkt, sondern zeichnen sich durch global wahrnehmbare Effekte aus. Entsprechend kann Deutschland durch eine Reduktion der lachgasgenerierende Düngeprozesse weltweit spürbare Auswirkungen erreichen.

► **Wirkungskette 6:** Grenzüberschreitende Stickstoffoxid und Ammoniak -emissionen

Neben der Landwirtschaft sind auch der Verkehrssektor sowie die Industrie und die Energiewirtschaft eine Quelle der Emission von Stickstoffoxiden und Ammoniak. Teile der nahe an der deutschen Ländergrenze in Ballungszentren ausgebrachten Emissionen können durch die Luft transportiert und in einiger Entfernung von der Schadstoffquelle abgelagert werden. In Deutschland verursachte Ausstöße in den genannten Sektoren können so ins Ausland getragen werden und dort ihre negative Wirkung entfalten mit den damit einhergehenden externen Kosten verursachen.

► **Wirkungskette 7:** Durch Zwischenprodukte verursachte Stickstoffemissionen

Viele der in Deutschland hergestellten Industrieprodukte bestehen aus einzelnen Komponenten, welche aus dem Ausland zugeliefert werden. Beispielhaft sei hier die Automobilindustrie genannt, die vor allem Vorleistungen aus Tschechien, Polen, Frankreich und Rumänien bezieht (Simoes, 2011). Nicht nur die Produktion dieser Teile, sondern auch der Transport nach Deutschland verursachen Stickstoffemissionen. Dies gilt für die verschiedensten Zwischenprodukte.

► **Wirkungskette 8:** Durch deutsche Unternehmen in Ausland verursachte Stickstoffemissionen

Zahlreiche in Deutschland tätiger Industrieunternehmen betreiben Standorte im Ausland. Diese Betriebsstätten können dort vor allem zur Emission von Stickstoffoxiden beitragen.

Die dargestellten Wirkungsketten verdeutlichen, wie deutsche Aktivitäten in anderen Ländern und Weltregionen zu Stickstoffeinträgen führen können und dadurch externe Kosten im Ausland verursachen.

4.4 Fazit zur Kosten-Nutzen-Analyse der Stickstoffeinträge in die Umwelt

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse quantifiziert die Kosten und Nutzen der anthropogenen Stickstoffeinträge in die Umwelt für Deutschland unter verschiedenen Szenarien in einer Gesamtsicht. In Abbildung 5 sind die gesamthaften Kosten als Summe der

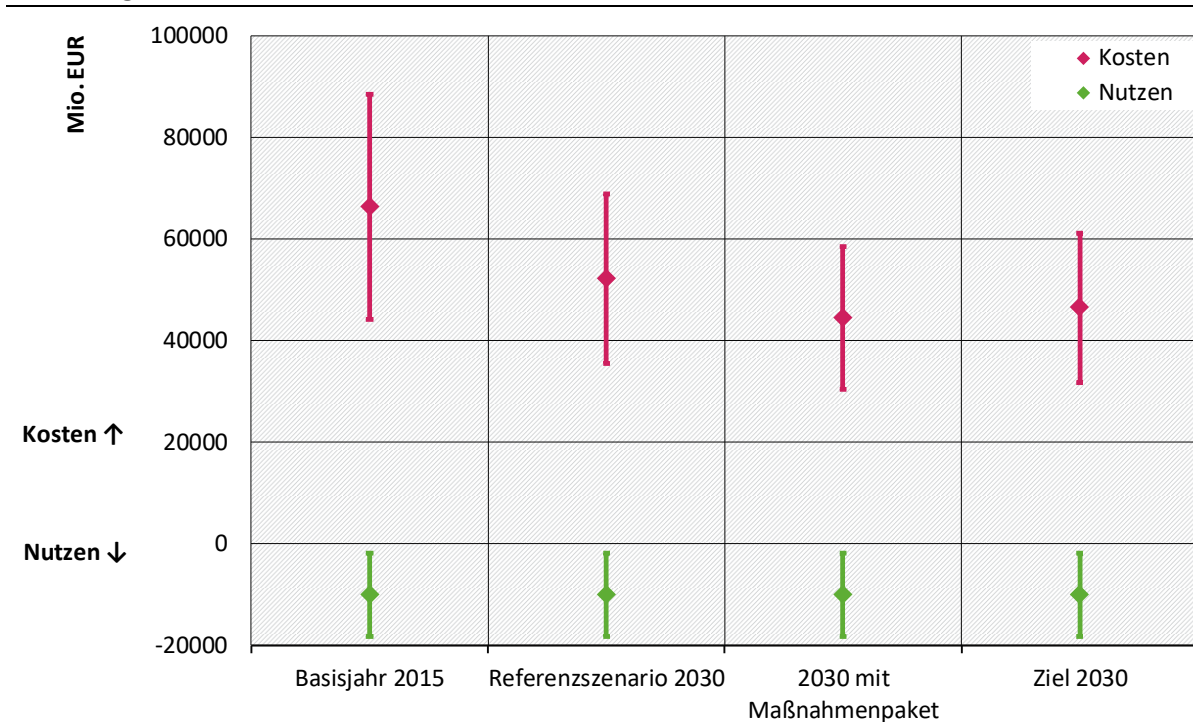
betriebswirtschaftlichen Kosten und der externen Kosten des Stickstoffeintrags dem betriebswirtschaftlichen Nutzen gegenübergestellt. Trotz großen Unschärfen zeigen die Ergebnisse klar, dass die gesamthaften Kosten des reaktiven Stickstoffs in allen Szenarien deutlich höher sind als der Nutzen.

Im Jahr 2015 liegt der gesamthafte Nutzen des Stickstoffs bei rund 10 Mrd. EUR. Diesem Nutzen stehen Gesamtkosten in der Höhe von knapp 70 Mrd. Euro gegenüber. Die gesamthaften Kosten überwiegen somit deutlich. Der Nutzen umfasst dabei nur pekuniäre Größen (d.h. Geldflüsse), während die Gesamtkosten neben den pekuniären (betriebswirtschaftlichen) Kosten auch nicht monetäre (externe) Kosten beinhaltet. Da es keinen finanziellen Anreiz gibt, diese externen Kosten zu reduzieren, überwiegen für die Gesellschaft die Kosten.

Unter dem Referenzszenario reduzieren sich die gesamthaften Kosten auf 50 Mrd. EUR. Da bereits unter dem Referenzszenario eine starke Reduktion der Stickstoffeinträge in die Umwelt erwartet wird, liegen die Gesamtkosten des Stickstoffeintrags im Referenzszenario 2030 bereits deutlich unter den Gesamtkosten im Basisjahr. Die Reduktion ist jedoch noch nicht ausreichend, um das Zielszenario 2030 zu erreichen.

Mit dem Maßnahmenpaket (siehe Kapitel 5.2.1) werden die gesamthaften Kosten auf rund 45 Mrd. Euro gesenkt und das Zielszenario 2030 wird damit unterschritten.

Abbildung 5: Gesamtkosten und -nutzen des reaktiven Stickstoffs in Deutschland



Gesamthafte Kosten (betriebswirtschaftliche Kosten und externe Effekte) und Nutzen des reaktiven Stickstoffs im Jahr 2015, im Jahr 2030 gemäß Referenzszenario sowie mit Maßnahmenpaket zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels (siehe Kapitel 5.2 und unter dem Zielszenario 2030). Die Fehlerbalken zeigen die Unschärfen in den berechneten Kosten/Nutzen, die sich aufgrund der Bandbreite der getroffenen Annahmen (z.B. Kostensätze, Ertragssteigerung, betriebswirtschaftliche Kosten der Düngung, siehe Kapitel 4.2) ergeben.

Quelle: Eigene Darstellung INFRAS

Für die vorliegende Analyse von Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrags wurden zahlreiche Annahmen getroffen, um damit eine Größenordnung der Kosten und Nutzen abzubilden. Die Annahmen ermöglichen eine transparente Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen. Die

Analyse stellt damit eine wichtige Grundlage für politische Entscheidungsträger dar. Die Ergebnisse zeigen trotz großen Unschärfen klar, dass die Kosten überwiegen und damit Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffemissionen aus volkswirtschaftlicher Sicht angezeigt sind.

Insbesondere die Kostensätze zur Monetarisierung der externen Kosten des Stickstoffeintrags in die Umwelt sind jedoch mit Unschärfen behaftet. Die vorliegende Analyse basiert auf dem aktuellsten Stand der für Deutschland verfügbaren Daten, welche periodisch anhand der neusten Erkenntnisse aus der Forschung aktualisiert werden. Daher ist eine periodische Aktualisierung der vorliegenden Analyse sinnvoll.

Aufgrund der Annahmen weist die vorliegende KNA verschiedene Limitierungen auf. Die externen Kosten werden über durchschnittliche Umweltkostensätze für Deutschland berechnet. Räumliche Unterschiede in den Schadwirkungen und Umwandlungsprozesse werden somit vernachlässigt. Zudem treten die Schadwirkungen des Stickstoffs in der Umwelt teilweise erst mit einer großen zeitlichen Verzögerung ein. Weiter stellt die Annahme eines linearen Zusammenhangs zwischen dem Stickstoffeintrag und der Schadwirkung eine starke Vereinfachung dar, da der Stickstoffeintrag erst ab einer bestimmten Menge Schadwirkungen verursacht. Auch der betriebswirtschaftliche Nutzen verhält sich nicht linear zur ausgebrachten Stickstoffmenge. Beispielsweise nehmen die landwirtschaftlichen Erträge mit zunehmendem Stickstoffeintrag nur bis zu einem bestimmten Wert zu und nehmen bei einer weiteren Steigerung der Stickstoffeinträge sogar wieder ab.

Das nationale Stickstoffziel für das Jahr 2030 stellt erst ein Etappenziel dar, das noch keinen flächendeckenden Schutz der Umwelt und der Gesundheit garantiert. Daher ist gegenüber dem Zielszenario 2030 längerfristig eine weitergehende Stickstoffreduktion erforderlich. Die im vorliegenden Bericht skizzierten Stoßrichtungen für eine vertiefte Analyse können als Basis für weiterführende Forschungsarbeiten dienen. Vertiefenden Forschungsarbeiten könnten im Einzelnen auf die räumlichen Unterschiede bei der Stickstoffbelastung eingehen. Bereits die Betrachtung auf Bundesland- oder Kreisebene könnte hier gewinnbringende Erkenntnisse für mögliche weitere Maßnahmen liefern. Die starken räumlichen Unterschiede was die Belastung durch Stickstoff und die Kosten einer möglichen Schadensabwendung oder Schadensbekämpfung betrifft, sind probleminhärent und bedürfen weiterer Analysen. Nur so können Maßnahmen den regional unterschiedlichen Schäden in den Ökosystemen im Einzelnen gerecht werden. Für ein solches Unterfangen würden sich räumlich aufgelöste Daten für Stickstoffeinträge anbieten, welche mit Koeffizienten für Stickstofftransfers zu Ernte, Luft und Wasser multipliziert werden könnten, um Schadenskosten für unterschiedliche Orte in der Stickstoffkaskade zu erhalten. Denkbar wäre auch die Verwendung räumlich expliziter Schadensfunktionen, welche die sozialen und wirtschaftlichen Daten einbeziehen, um Verteilungsvorteile und -kosten besser zu erfassen. Darüber hinaus gilt es künftig auch die zeitliche Verzögerung zwischen Schadstoffausstoß und Schadenswirkung mit einzupreisen. Solchermaßen könnten kumulative Schadwirkungen und jene Effekte, welche erst mit deutlichem zeitlichem Abstand eintreten, hinreichend in die Planung miteinbezogen werden. Weiterhin könnten künftige Analysen globale Effekte, welche durch den Import und Export von Gütern entstehen, in den Blick nehmen und quantifizieren.

5 Handlungsempfehlungen zur Entwicklung eines Aktionsprogramms Stickstoffstrategie

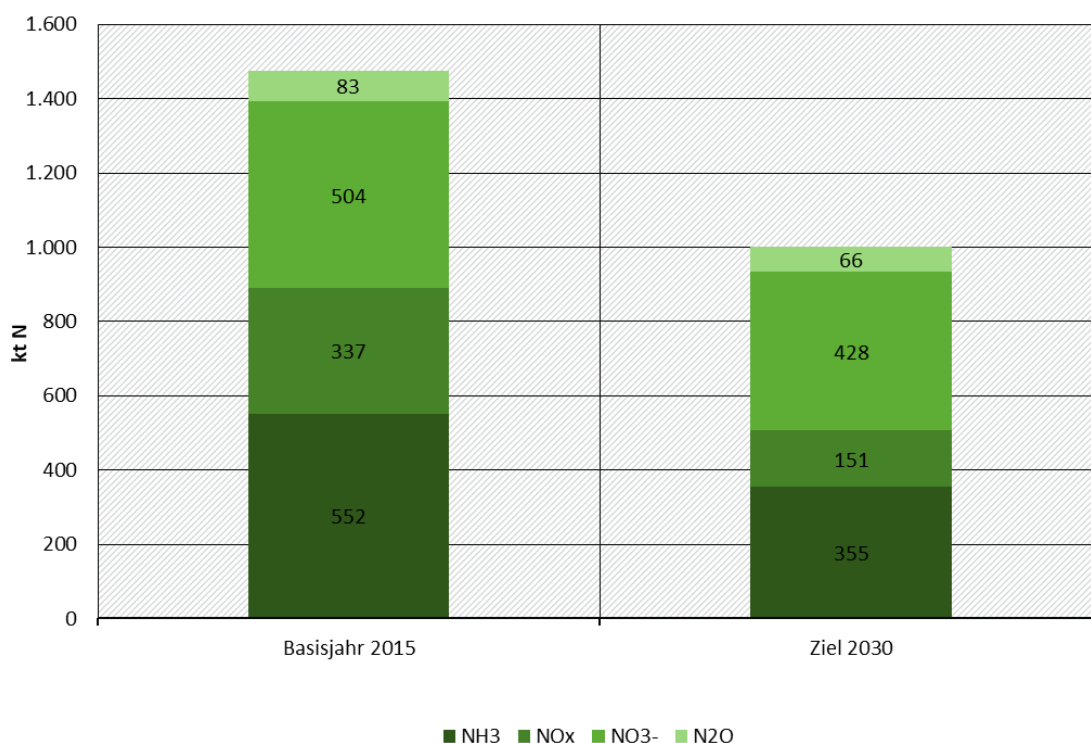
Das folgende Kapitel führt die Erkenntnisse aus den bisherigen Betrachtungen zusammen. Es zeigt Handlungsempfehlung auf, die zur Entwicklung eines Aktionsprogramms Stickstoffstrategie herangezogen werden können. Zentral ist in diesem Zusammenhang die Zusammenstellung eines Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels und der schutzgutspezifischen Zielstellungen.

5.1 Rahmenbedingungen

5.1.1 Zielstellung

Die maßgeblichen Qualitätsziele und entsprechend maximal zulässigen Stickstoffverluste in die Umwelt wurden in Kapitel 2.2 abgeleitet. Abbildung 6 fasst die zur Erreichung aller sechs Teilziele erforderliche Reduktion der Stickstoffflüsse bezüglich Lachgas, Stickstoffoxid, Nitrat und Ammoniak bis 2030 im Vergleich zum Basisjahr 2015 noch einmal zusammen. Im Referenzszenario wurden die bis zum 30. Juni 2019 beschlossenen politischen Programme und deren geschätzte Wirkung im Jahr 2030 berücksichtigt. Aus diesen Grund werden einige Teilziele im Jahr 2030 bereits erfüllt. Lediglich bei Ammoniak, Lachgas und Stickstoffoxiden müssen nach gegenwärtiger Schätzung weitere Maßnahmen ergriffen werden, um die Ziellücke in 2030 schließen zu können (Kapitel 2.2).

Abbildung 6: Stickstoffflüsse in die Umwelt im Basisjahr 2015 in Bezug auf die Zielwerte in 2030



Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS

5.1.2 Schnittstellen zu Parallelen politischen Prozessen

Die Auswirkungen von Stickstoffemissionen sind ein weitreichendes Problem, welches durch verschiedene politische Prozesse direkt und indirekt adressiert wird. Durch seinen integrativen Ansatz liegt der Mehrwert dieses Vorhabens darin, dass es politische Ansätze verknüpft und bisher teils separate Prozesse zusammenführt – z.B. in den Bereichen Klimaschutz, Landwirtschaft und Verkehr.

Folgend werden zentrale politische Prozesse genannt, die a) zukünftig durch das in diesem Kapitel zusammengestellte Maßnahmenpaket beeinflusst werden und b) ihrerseits zukünftig Auswirkungen auf die Emission von Stickstoff haben können.

Zentral ist in diesem Zusammenhang einerseits das NLRP im Rahmen der Richtlinie über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe (EU) 2016/2284, engl. National Emission Ceilings Directive, kurz NEC-Richtlinie genannt. Darüber hinaus ist die Novellierung der DüV von Bedeutung: Wegen unzureichender Umsetzung hat der europäische Gerichtshof in seinem Urteil im Juni 2018 klar festgestellt, dass die DüV gegen die Vorgaben der EU-Nitratrichtlinie verstößt. Als Folge dessen wurde die DüV im April 2020 noch einmal novelliert.

Des Weiteren werden aktuell die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft und der aktuelle Stand der Gesetzgebung in Bezug auf Immissionsschutz angepasst. Hierbei wird insbesondere der Stand der Technik im Hinblick auf Ammoniak, Stickstoffoxid oder Feinstaub überprüft.

Der Durchführungsbeschluss (EU) 2017/1442 führt neue Emissionsanforderungen an Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen sowie für abfallmitverbrennende Großfeuerungsanlagen ein. Dies umfasst auch Grenzwerte für die im Jahresmittel einzuhaltenden NO_x Emissionen. Die luftseitigen Emissionsanforderungen für die von dem Durchführungsbeschluss betroffenen Anlagen sind in der Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen (13. BImSchV) geregelt. Der Beschluss der Neufassung der 13. BImSchV wird in der zweiten Jahreshälfte 2020 angestrebt.

Darüber hinaus ergeben sich Schnittstellen zu politischen Anstrengungen zur Reduktion von Treibhausgasen hinsichtlich Lachgas sowie bezüglich etwaiger Wechselwirkungen der in Kapitel 5.2 ausgewiesenen Maßnahmen.

Neben diesen Prozessen, in welchen Vorgaben zu Emissionen von spezifischen Stickstoffverbindungen enthalten sind, gibt es Wechselwirkungen mit der Biodiversitätspolitik (u.a. Aktionsprogramm Insektenschutz des BMU) oder dem Gewässer- und Meeresschutz.

5.1.3 Methodisches Vorgehen zur Maßnahmenauswahl

Basis des Maßnahmenpaketes bildet das in Kapitel 2.1.1 entwickelte umfassende, aus rund 100 Maßnahmen bestehende Maßnahmeninventar ([Anhang B](#)). Um die Auswahl der Maßnahmen für das Maßnahmenpaket transparent vorzunehmen, wurde ein Bewertungsindex entwickelt. Dieser basiert – jeweils mit Bezug auf die Minderung von Stickstoffemissionen – auf den Kriterien Effektivität und ökonomischer Effizienz. Grundgedanke dieses Vorgehens war es, dass eine möglichst große Menge Stickstoff zu möglichst geringen Kosten reduziert werden soll. Bei der Berechnung des Indexes wurden nur Maßnahmen berücksichtigt, die mit einer technischen Umsetzbarkeit von mittel bis hoch bewertet wurden. Darüber hinaus wurden Maßnahmen mit unüberwindbaren juristischen Hürden ausgeschlossen. Gleiches gilt für übergeordnete, flankierende Maßnahmen, welche zuvorderst unter Kapitel 3 herausgearbeitet wurden. Sie beziehen sich auf allgemeine Optimierungsvorschläge des Rechtsrahmens oder

regionalspezifische Vorgaben. Aus diesem Grund konnten ihre Effektivität und Effizienz im Rahmen dieses Vorhabens nicht quantifiziert werden (Kapitel 2.1.3.5). Die flankierenden Maßnahmen fließen somit zwar nicht in das Maßnahmenpaket ein, sie sollten jedoch bei der Formulierung eines Aktionsprogramms herangezogen werden (Kapitel 5.2.3).

Die Effektivität bezüglich einzelner Stickstoffverbindungen und Effizienz einer Maßnahme wurden gleich gewichtet. Dies bedeutet, dass eine Maßnahme maximal eine Punktzahl von zehn erreichen konnte – sowohl die Effektivität, als auch die Effizienz wurden in Kategorien von eins (sehr niedrig) bis fünf (sehr hoch) erfasst. Die Zuordnung der Maßnahmen zu den Kategorien erfolgte anhand von zuvor definierten Intervallen. Für die Ausweisung von Effizienz und Effektivität wurden anschließend die Intervallmitten verwendet. Abschließend wurden die Maßnahmen basierend auf der Punktzahl des Bewertungsindex geordnet.

Im Zuge einer Umsetzung möglicherweise auftretende Schwierigkeiten, wie politische oder juristische Hemmnisse sowie negative Wechselwirkungen mit anderen Umweltbereichen, wurden bei der Maßnahmenauswahl nicht berücksichtigt.

Um nach Berücksichtigung des Referenzszenarios die Ziellücken für Ammoniak, Stickstoffoxide und Lachgas schließen zu können, wurden unter Zuhilfenahme des Bewertungsindex zunächst Maßnahmen ausgewählt, die die höchste Punktzahl hinsichtlich einer Reduktion von Stickstoffoxiden hatten. Es wurden solange Maßnahmen hinzugenommen, bis die Stickstoffoxid-Ziellücke geschlossen war. Aufbauend hierauf wurde dasselbe Verfahren für Ammoniak durchgeführt. Wie bereits beschrieben nimmt Lachgas bei der Reduktion von Stickstoffemissionen eine Sonderstellung ein. Hier trägt Stickstoff in Form von Lachgas nur einen relativ geringen Anteil zur Klimaveränderung bei, die vornehmlich von CO₂ verursacht wird. Die Erreichung des Lachgasziels gewährleistet daher nicht, dass dieses Schutzgut nicht im Übermaß geschädigt wird. Eine isolierte Betrachtung der Lachgasemissionen ist daher nicht zielführend – daher ohne Berücksichtigung von anderen treibhausgasreduzierenden Maßnahmen nicht effektiv und effizient. Aus diesem Grund wurde bei Maßnahmenauswahl zuvorderst auf Ammoniak und Stickstoffoxid abgestellt.

Nach dieser quantitativen Filterung wurde die Maßnahmenauswahl einer qualitativen Prüfung unterzogen. Berücksichtigt wurden hierbei insbesondere Wechselwirkungen zwischen den Maßnahmen. Hierauf basierend wurde die Maßnahmenauswahl im Bereich Landwirtschaft noch einmal punktuell überarbeitet.

Dieses auf einem einheitlich und transparent zusammengestellten Bewertungsindex basierte Vorgehen erlaubt es das Maßnahmenpaket bei etwaigen Veränderungen der Zielstellung zielgenau anzupassen.

5.2 Maßnahmenpaket und -wirkung

5.2.1 Das Maßnahmenpaket

Die folgende Tabelle zeigt das sektorenübergreifende Maßnahmenpaket, welches auf Basis des im letzten Abschnitt vorgestellten Vorgehens erarbeitet wurde. Eine detaillierte Beschreibung der in der Zusammenstellung enthaltenen Maßnahmen findet sich in [Anhang C](#). Zudem stellt die Tabelle die Reduktion von N-Total für die einzelnen Maßnahmen dar. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass für die Ausweisung der Reduktionswirkung des Maßnahmenpaketes der Mittelwert des jeweiligen Intervalls verwendet wurde. Für die höchste Kategorie wurde eine Effektivität von 37,5 Kilotonnen angenommen.

Um die Minderungswirkung darüber hinaus auch für die einzelnen Stickstoffverbindungen ausweisen zu können, wurde N-Total für jede der Maßnahmen zusätzlich bezüglich Stickstoffoxid, Ammoniak und Lachgas aufgeschlüsselt.

Tabelle 30: Das Maßnahmenpaket

Landwirtschaft		Effektivität ausgedrückt durch N Einsparpotential
L1	Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe von einem Euro pro kg Stickstoff, Hektar und Jahr	>25 kt N
L2	Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger	>25 kt N
L3	Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung von 1,5 GV je Hektar	>25 kt N
L4	Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung	1,5 bis 5 kt N
L5	Verpflichtende Einführung systemintegrierter Maßnahmen in Tierhaltungsanlagen	1,5 bis 5 kt N
L6	Verpflichtende Einführung der nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Geflügel und Schweine	> 25 kt N
L7	Verpflichtende Einführung der nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Rinder	5 bis 25 kt N
Verkehr		
V1	Einführung eines flächendeckenden Parkraummanagements in Innenstädten in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern	0,25 bis 1,5 kt N
V2	Einführung einer City Maut in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern	0,25 bis 1,5 kt N
V3	Abschaffung der Entfernungspauschale	0,25 bis 1,5 kt N
V4	Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km pro Stunde	1,5 bis 5 kt N
V5	Einführung einer Bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut	1,5 bis 5 kt N
V6	Reform des Dienstwagenprivilegs	0,25 bis 1,5 kt N
V7	Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel	1,5 bis 5 kt N
V8	Ausweitung der Lkw-Maut auf Nutzfahrzeuge ab 3,5 t und Reisebusse für alle Straßen	0,25 bis 1,5 kt N
V9	Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Binnenschiffsdiesel	0,25 bis 1,5 kt N
V10	Einführung verbindlicher Vorschriften zur Geschwindigkeitsreduktion bei Seeschiffen	0,25 bis 1,5 kt N
V11	Prüfung der Einführung einer Abgabe auf NO _x -Emissionen und Finanzierung von NO _x -Reduktionsmaßnahmen im Seeschiffsverkehr	0,25 bis 1,5 kt N
Industrie		
I1	Einsatz sekundärer Minderungstechniken im Bereich der Sinteranlagen	1,5 bis 5 kt N

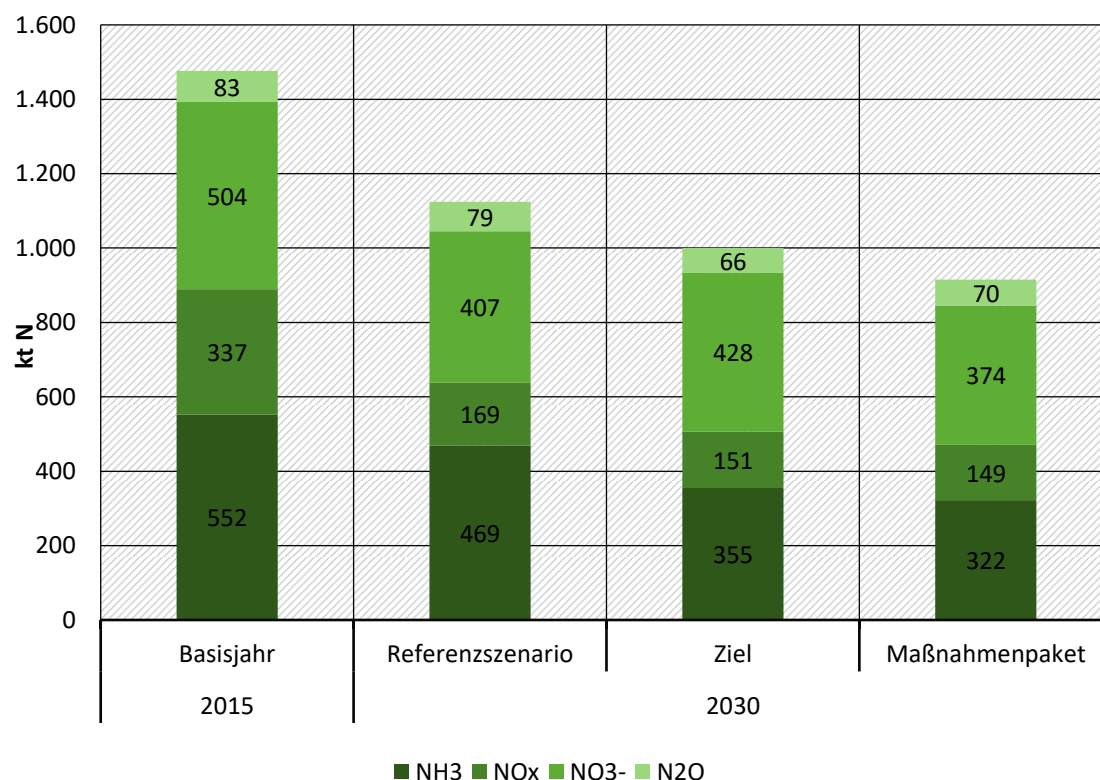
Alle Angaben in Kilotonnen Stickstoff pro Jahr

Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS

Das Maßnahmenpaket gewährleistet, dass sowohl das Gesamtminderungsziel als auch die nationalen Teilziele für die Stickstoffverbindungen Stickstoffoxid und Ammoniak effektiv und effizient erreicht werden. Dies gilt jedoch nur, wenn das vollständige Paket umgesetzt wird. Eine weitere Voraussetzung der Zielerreichung ist, dass die im Referenzszenario zusammengefassten Maßnahmen wie beschlossen umgesetzt werden und ihre Effektivität wie abgeschätzt in vollem Umfang entfalten.

Abbildung 7 zeigt die Stickstoffflüsse im Basisjahr 2015, im Referenzszenario 2030 sowie den Zielwert für 2030 und die Stickstoffflüsse nach Umsetzung des gesamten Maßnahmenpakets mit 19 Maßnahmen - aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Stickstoffverbindungen. Nach der erwarteten Referenzentwicklung wird der Zielwert für Nitrat mit den bereits beschlossenen Programmen bereits erreicht.

Abbildung 7: Stickstoffflüsse in die Umwelt im Basisjahr 2015, im Referenzszenario 2030 und unter Umsetzung des vorgeschlagenen Maßnahmenpaketes in Bezug auf die Zielwerte für 2030



Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS

Die Umsetzung des vollständigen Paketes mit 19 Maßnahmen führt mit einer Reduktion von 210 Kilotonnen nicht nur zur Deckung, sondern auch zu einer Übererfüllung der Ziellücke von Gesamtstickstoff [N] in Höhe von insgesamt 124 Kilotonnen. Die deutliche Übererfüllung ist dadurch zu begründen, dass verschiedene Maßnahmen nicht nur die Emissionen von einer, sondern von mehreren Stickstoffverbindung reduzieren. Beispielsweise führt das Maßnahmenpaket zu einer weitergehenden Reduktion von Nitrat, obwohl dort gar keine Ziellücke besteht.

Die Aufschlüsselung auf die einzelnen Stickstoffverbindungen ergibt eine Einsparung von rund 20 Kilotonnen Stickstoffoxid, 147 Kilotonnen Ammoniak, neun Kilotonnen Lachgas und 33 Kilotonnen Nitrat. Der Reduktionswert für Nitrat teilt sich in eine Minderung der Einträge von 23 Kilotonnen in Oberflächengewässer und zehn Kilotonnen in das Grundwasser auf.

Das Ziel für Stickstoffoxid wird um zwei Kilotonnen und das Ziel für Ammoniak um 33 Kilotonnen übererfüllt. Die Übererfüllung hinsichtlich Ammoniak ist beabsichtigt und gewährleistet, dass das Ammoniak-Ziel trotz zu erwartender Wechselwirkungen erreicht werden kann. Diese Wechselwirkungen treten insbesondere zwischen den landwirtschaftlichen Maßnahmen auf, bei denen die Minderung der Emissionen im Stall Auswirkungen auf die Minderungswirkung der Maßnahmen auf dem Feld hat, sodass eine einfache Addition der Maßnahmen nicht unbedingt zur vollständigen Erreichung der angegebenen Minderungen führt. Ähnliches gilt – wenngleich auch in geringerem Umfang – für die Maßnahmen im Verkehr und in der Industrie.

Auch die vollständige Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen Lachgas und Ammoniak bei landwirtschaftlichen Maßnahmen hätte auf Grund der Bewertungsmethodik zu Artefakten geführt, weshalb bei der Ermittlung der Lachgas-Minderung nur die Maßnahmen mit effektiver Minderung berücksichtigt wurden. Der sich daraus ergebene Reduktionswert von 9 Kilotonnen Lachgas führt dazu, dass der Zielwert für Lachgas mit dem Maßnahmenpaket bis zum Jahr 2030 nur zu 75 Prozent erreicht wird. In diesem Zusammenhang ist jedoch nochmals zu betonen, dass der Beitrag des Stickstoffs hinsichtlich des Schutzgutes Klima relativ gering ist. Folglich wurde, wie beschrieben, mit der vorgeschlagenen Maßnahmenauswahl die Reduktion der Ammoniak- und Stickstoffoxid-Emissionen priorisiert.

Die Reduktionsziele für die Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer und ins Grundwasser werden bereits im Referenzszenario erreicht.

Die Reduktionsziele für das Jahr 2030 und die mit dem Maßnahmenpaket erwartete Stickstoffreduktion sind in Tabelle 31 dargestellt.

Tabelle 31: Übersicht Stickstoffflüsse im Zieljahr 2030 [kt N a⁻¹]

Stickstoff- verbindung	Referenz- szenario	Zielszenario	Ziellücke	Wirkung Maßnah- menpaket	Zielerreichung Maßnahmenpaket
NH ₃ -N	469	355	114	147	+28%
NO _x -N	169	151	18	20	+14%
N-Eintrag Oberflä- chengewässer	288	305	-	23	-
N-Eintrag Grund- wasser	120	123	-	10	-
N ₂ O-N	78	66	12	9	-27%
N-Total	1.124	1.000	124	209	+19%

Stickstoffreduktion des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels und Ziellücke 2030. Die Prozentzahlen zeigen die Überschreitung des Reduktionsziels 2030 gemäß Spalte 1 (in grün) bzw. die Unterschreitung (in rot). Die in der Tabelle dargestellten Werte sind gerundet. Alle Angaben in Stickstoffkilotonnen pro Jahr.

Quelle: Eigene Darstellung adelphi / INFRAS, UBA 2019a, BMU 2017a, Öko-Institut 2018

Im Folgenden werden die in Tabelle 33 dargestellten Maßnahmen entsprechend ihren Verursacherbereiche zusammenfassend dargestellt. Die Maßnahmensteckbriefe zu den einzelnen Maßnahmen finden sich in [Anhang C](#).

5.2.1.1 Landwirtschaft

Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe (L1)

Die zwei Maßnahmen mit der höchsten Punktzahl des Bewertungsindex hinsichtlich Ammoniak sind die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe (Maßnahme L1, siehe Anhang C 10.2), sowie verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Maßnahme L2, siehe Anhang C 10.3). Darüber hinaus hat auch eine Abgabe auf Mineraldünger denselben Indexwert erhalten. In der Debatte wird die eine Stickstoffüberschussabgabe und eine Abgabe auf Mineraldünger als alternativ angesehen. Folgend soll kurz erläutert werden, warum bei der Zusammenstellung des Maßnahmenpaketes der Stickstoffüberschussabgabe der Vorzug gegeben wurde:

Gegenstand einer Stickstoffüberschussabgabe ist die überschüssige Menge Stickstoff in Kilogramm bezogen auf die jeweilige betriebliche landwirtschaftliche Nutzfläche in Hektar. Der Überschuss ergibt sich aus der Differenz der Stickstoffzufuhr und -abfuhr und wird annahmegemäß mit einem Euro pro Hektar und Jahr besteuert. Im Gegensatz dazu ist die Düngemittelabgabe eine Verbrauchsabgabe auf mineralhaltige Düngemittel in Form eines prozentualen Aufschlags auf den jeweiligen Marktpreis je Anteil Kilogramm Stickstoff.

Es ist zu erwarten, dass die gleichzeitige Einführung dieser beiden Maßnahmen zu hohen Wechselwirkungen führen wird, welche die angenommene Effektivität der Einzelmaßnahmen deutlich reduzieren würde. Zudem würde bei Einführung beider Maßnahmen insbesondere bei Marktfruchtbetrieben im Ergebnis eine Doppelbesteuerung eintreten. Dies ist juristisch nicht per se unzulässig, allerdings rechtlich und politisch schwerer zu rechtfertigen.

Bereits in der Vergangenheit gab es mehrfach Bestrebungen, die Stickstoff-Effizienz durch Steuern oder Abgaben zu incentivieren. Unter den diskutierten Instrumenten befanden sich oftmals die Stickstoffüberschussabgabe und Überlegungen zu einer pauschalen Abgabe auf alle stickstoffbasierten Düngemittel. Die beiden Instrumente unterscheiden sich laut des Wissenschaftlichen Beirates für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichem Verbraucherschutz (WBAE) und dem Wissenschaftlichen Beirat für Waldpolitik beim BMEL (WBW) und (2016) hinsichtlich ihrer Zielgenauigkeit und Administrierbarkeit. Eine pauschale Abgabe wäre demnach zwar mit einem geringeren administrativen Aufwand verbunden, jedoch wäre keine regionale Differenzierung möglich. Des Weiteren könnten durch eine solche im Kaufpreis enthaltene Abgabe auf Stickstoffdünger keine Stickstoffflüsse tierischer Herkunft Beachtung finden (WBAE & WBW, 2016). Der wissenschaftliche Beirat empfiehlt, trotz dieser Kritik und im Hinblick auf die hohen administrativen Kosten, eine Abgabe auf Stickstoffbilanzüberschüsse erst als ultima ratio einzuführen, wenn es nicht gelingen sollte, die Stickstoffüberschüsse auf anderem Wege zu reduzieren. Im Gegensatz dazu gelangt der SRU in seinem Sondergutachten 2015 zu einer grundsätzlich anderen Einschätzung und empfiehlt eine Stickstoffüberschussabgabe, um alle Stickstoffflüsse in der Landwirtschaft miteinbeziehen zu können.

Bei der Abwägung zwischen beiden Maßnahmen kommt Möckel (2017) zudem aus rechtlicher Sicht zu folgendem Ergebnis: „Aufgrund der bei einer Stickstoffüberschussabgabe gegebenen umfassenderen Einbeziehung aller Stickstoffeinträge bzw. -ströme sowie der nach dem Kernbrennstoffsteuerbeschluss des BVerfG bestehenden rechtlichen Unsicherheiten bei einer Verbrauchsteuer auf produktiv genutzten, stickstoffhaltigen Mineraldünger, erscheint eine

Stickstoffüberschussabgabe dabei als vorzugswürdiger.“ Zudem wird durch die Einführung einer Überschussabgabe die Verlagerung zu anderen Stickstoffverbindungen vermieden, weshalb der Stickstoffüberschussabgabe der Vorzug gegeben wird. Des Weiteren ist zu betonen, dass die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe durch die Bürger*innen des parallelen Beteiligungsverfahrens explizit empfohlen wurde (BMU 2020).

Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger (L2)

Maßnahmen L2 umfasst verpflichtende **Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger** (Anhang C 10.3):

- ▶ Verkürzung der Einarbeitungszeit auf <1 h für flüssige Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche, Gärreste) sowie Festmist (Rinder, Schweine, Geflügel) auf unbestelltem Ackerland¹⁰
- ▶ Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenes Ackerland und Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Neutralisation
- ▶ Zusätzliche Verlängerung der Sperrfristen zur Ausbringung von organischen Wirtschaftsdüngern (generelles Ausbringungsverbot vom 15. September bis 1. März)¹¹
- ▶ Unterlassung der N-Düngung in Fahrspuren¹².

Einzelne Maßnahmen der hier vorgeschlagenen Maßnahmen bzw. Teile derer sind mittlerweile bereits Bestandteil der nach dem 30. Juni 2019 beschlossenen Maßnahmen und gehören damit streng genommen bereits zum Referenzszenario. Im Hinblick auf die Zielerreichung würde eine Verschiebung der Maßnahmen aus dem Maßnahmenpaket ins Referenzszenario jedoch ausschließlich eine Verschiebung der Minderungswirkung zwischen Referenzszenario (Reduktionswirkung erhöht sich) und dem Maßnahmenpaket (Reduktionswirkung vermindert sich um den gleichen Betrag) bedeuten. Die Zielerreichung für das Jahr 2030 ist in beiden Fällen gewährleistet.

Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung (L3)

Die Nutztierhaltung in Deutschland hat vor allem in Regionen mit intensiver Tierhaltung gravierende negative Auswirkungen auf unsere Umwelt, die Natur und das Klima. Ein Grundproblem ist die fehlende Flächenbindung der Tierhaltung. Häufig wird das zur Tierernährung benötigte Futter aus anderen Ländern importiert und nicht auf eigenen Flächen angebaut. In der Folge werden häufig mehr Tiere gehalten als an Nährstoffen (Stickstoff und Phosphat) von den Pflanzen benötigt bzw. aufgenommen werden kann. Die überschüssigen Nährstoffe belasten die Böden, die Oberflächengewässer und das Grundwasser sowie die Luft. Daher sollte eine Flächenbindung in der Nutztierhaltung in Form einer maximalen Viehbesatzdichte von 1,5 Großvieheinheiten (GV) je Hektar festgelegt werden (Anhang C 10.4). Zu diesem Ergebnis gelangen auch mehrere Wissenschaftliche Beiräte, darunter der Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen und der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik. Die Fachbeiräte sind sich einig darin, dass die organische Düngung auf hoch und sehr hoch versorgten Böden den Nährstoffbedarf der darauf befindlichen Pflanzen nicht überschreiten sollte. Sie betrachten die Reduktion der Viehbesatzdichte als unumgänglich, falls dies mit anderen Instrumenten nicht gelingen sollte (WBD 2015). Darüber hinaus wurde diese

10 Dieser Teil der Maßnahme wird voraussichtlich mit der novellierten DüV 2020 eingeführt werden, dies konnte allerdings an dieser Stelle noch nicht berücksichtigt werden

11 Eckpunkte für die Weiterentwicklung des Landwirtschaftsrechts zum Schutz des Grundwassers (https://www.lawa.de/documents/eckpunktepapierlandwirtschaftsrecht_1552302382.pdf)

12 Thünen Sonderheft 361: Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor (https://www.thuenen.de/media/publikationen/landbauforschung-sonderhefte/lbf_sh361.pdf)

Maßnahme in ähnlicher Form auch durch die Bürger*innen im parallelen Dialogvorhaben entwickelt und als für geeignet befunden (BMU 2020).

Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung (L4)

Die Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung (Anhang C 10.5) umschließt die Aufhebung von Unterflurlagern und den Neubau von Anlagen im Außenbereich.

Verpflichtende Einführung systemintegrierter Maßnahmen in Tierhaltungsanlagen (L5)

Da durch die Einführung der oben genannten Abgabe nicht sichergestellt ist, dass Landwirt*innen Maßnahmen zur Reduktion von Ammoniak auswählen, werden zur Gewährleistung der Zielerreichung in Bezug auf Ammoniak vier ordnungsrechtliche Maßnahmen vorgeschlagen, die speziell diese Wirkung adressieren. Sie zielen vor allem auf eine Reduktion der Ammoniak-Emissionen durch Tierhaltungsanlagen im Stall und Lager ab. Sie sind alle ebenfalls im Paket weiterführender Maßnahmenoptionen des NLRP enthalten und wurden aus diesem direkt übernommen. Sie sollten unabhängig von der noch offenen Wirkung der in Novellierung befindlichen Düngeregelungen, die auf die Minderung des Nitratreintrags ins Grundwasser abzielen, ergriffen werden.

Eine dieser Maßnahmen umfasst die Ausweitung der immissionsschutzrechtlichen Betreiberpflichten von Tierhaltungsanlagen und Biogasanlagen sowie der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungspflicht durch eine verpflichtende Einführung von systemintegrierten Maßnahmen in genehmigungspflichtigen Tierhaltungsanlagen (Maßnahme L5, siehe Anhang C 0) für Schweine und Geflügel, dazu gehören Gülleneutralisation, Güllekuhlung, Verkleinerung des Güllekanals, eine Trennung von Harn und Kot, Gummieinsätze in Laufflächen, wenn Wechselwirkungen mit anderen Umweltzielen ausgeschlossen werden können.

Verpflichtende Einführung der nährstoffangepassten Multiphasenfütterung (L6 und L7)

Das Ziel einer reduzierten N-Ausscheidung umfasst jeweils die Maßnahmen L6 und L7 zur nährstoffangepassten Multiphasenfütterung von Schweinen und Rindern (Anhang C 10.7 und C 10.8).

Die Umsetzung isolierter Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei der Düngerausbringung oder im Stall erbringt nicht das vollständige Potenzial zur Reduktion von Ammoniak-Emissionen. So kann eine Minderung der Emissionen in Stall und Lager dazu führen, dass ohne Emissionsminderung bei der Wirtschaftsdüngerausbringung höhere Ammoniak-Emissionen auf Acker und Grünland auftreten. Es sind also Emissionsminderungsmaßnahmen entlang der gesamten Prozesskette notwendig, um das volle Potenzial auszuschöpfen, und die Stickstoffeffizienz zu verbessern. Eine Umwandlung zu Lachgas und Nitrat kann zudem durch die parallele Einführung von entsprechenden flankierenden Maßnahmen (siehe Kapitel 2.1.3.5) vermieden werden.

Zwischen den Maßnahmen sind Wechselwirkungen zu erwarten. Dies bedeutet, dass eine einfache Addition der Maßnahmen nicht unbedingt zur vollständigen Erreichung der angegebenen Minderungen führt. Eine N-reduzierte Fütterung führt beispielsweise zu einer Reduktion der Stickstoffemissionen aus dem Stall, aus den Düngerlagern, und während der Düngerausbringung. Werden gleichzeitig Maßnahmen zur emissionsarmen Düngerausbringung umgesetzt, ist die Stickstoffreduktion je Maßnahme geringer, als wenn eine der Maßnahmen allein umgesetzt würde. Dem wurde dadurch Rechnung getragen, dass das Ammoniak-Minderungsziel durch die berücksichtigten Maßnahmen deutlich übererfüllt wurde.

5.2.1.2 Verkehr

Um das nationale Stickstoffziel sowie die Vorgabe hinsichtlich Stickstoffoxid erfüllen zu können, enthält das vorgeschlagene Maßnahmenpaket eine Reihe von verkehrsbezogenen Maßnahmen, die unterschiedliche Ziele verfolgen:

Die **Einführung eines flächendeckenden Parkraummanagements in Innenstädten** (Maßnahme V1, Anhang C 10.9) und die **Einführung einer City Maut**¹³ (Maßnahme V2, Anhang C 0) sollen Anreize schaffen, alternative Mobilitätsangebote jenseits des eigenen Pkws zu nutzen. Weiterhin soll die Abschaffung der **Entfernungspauschale** (Maßnahme V3, Anhang C 10.11) zusammen mit der **Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km pro Stunde** (Maßnahme V4, Anhang C 10.12) und der **bundesweite, fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut** (Maßnahme V5, Anhang C 10.13) eine Reduktion der Pkw-Nutzung erreichen. Darüber hinaus tragen beide Maßnahmen zum Subventionsabbau bei. Dies gilt auch für die **Reform des Dienstwagenprivilegs** (Maßnahme V6, Anhang C 10.14) und die **Angleichung des Steuersatzes von Benzin und Diesel** (Maßnahme V7, Anhang C 10.15). Beide Maßnahmen zielen auf eine Reduktion des Flottenanteils von Fahrzeugen mit hohem Stickstoffoxid-Ausstoß ab. Die **Ausweitung der Lkw-Maut** auf alle Straßen und Nutzfahrzeuge ab 3,5 Tonnen sowie auf Fern- und Reisebusse (Maßnahme V8, Anhang C 10.16) soll die positive Umweltlenkungswirkung steigern. Durch eine Ausweitung der Lkw-Maut können zukünftig auch verstärkt ausländische Fahrzeughalter an der deutschen Infrastrukturfinanzierung beteiligt werden.

Bisher wird keine **Energiesteuer auf Binnenschiffsdiesel** erhoben. Die Aufhebung der Energiesteuerbefreiung erhöht den Kraftstoffpreis und schafft somit einen Anreiz zur Reduktion des Verbrauchs (Maßnahme V9, Anhang C 10.17).

Eine weitere Emissionssenkung im Schiffsverkehr soll zum einen durch die **Einführung verbindlicher Vorschriften zur Geschwindigkeitsreduktion (Slow Steaming) bei Seeschiffen** (Maßnahme V10, Anhang C 10.18), zum anderen durch die **Prüfung der Einführung einer Abgabe auf Stickstoffoxid-Emissionen und Finanzierung von Stickstoffoxid-Reduktionsmaßnahmen im Seeschiffsverkehr** in deutschen Gewässern (Maßnahme V11, Anhang C 10.19) erreicht werden. Bei den beiden zuletzt genannten Maßnahmen ist in diesem Zusammenhang zu betonen, dass hier vor der Einführung eine Koordination auf EU-Ebene erfolgen muss.

5.2.1.3 Industrie

Das Maßnahmenpaket sieht zudem eine Maßnahme zur Reduktion der industriebedingten Stickstoffoxid-Emissionen in Form von **Minderungstechniken im Bereich der Sinteranlagen vor** (Maßnahme I1, Anhang C 10.20). Die Maßnahme zur Absenkung des Stickstoffoxid-Emissionswertes auf unter 100 Milligramm Stickstoff pro Kubikmeter für Sinteranlagen hat eine Nachrüstung mit SCR¹⁴-Technik auch für diese Anlagen zum Ziel.

¹³ Diese Maßnahme wurde auch durch die Bürger*innen im Rahmen des Dialogverfahrens vorgeschlagen.

¹⁴ Selective Catalytic Reduction (Selektive Katalytische Reduktion), eine sekundäre Minderungstechnik zur Reduktion von Stickstoffoxiden in Abgasen von Feuerungsanlagen

5.2.2 Vereinfachte Kosten – Nutzen – Analyse des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels

Neben Kosten und Nutzen des Stickstoffeintrags in Deutschland (siehe Kapitel 4.3.1) wurden auch die geplanten Auswirkungen des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels bezüglich Kosten und Nutzen untersucht. Die Maßnahmen reduzieren den Stickstoffeintrag in die Umwelt und die damit verbundenen externen Effekte. Diesem Nutzen stehen die Umsetzungs- und Vermeidungskosten der Maßnahmen gegenüber, die bei den Betrieben, den Haushalten oder bei der öffentlichen Hand anfallen.

In der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels wird der Nutzen aufgrund der erwarteten Stickstoffreduktion den Kosten der geplanten Maßnahmen gegenübergestellt. Die Elemente der Analyse sind in Tabelle 32 dargestellt.

Tabelle 32: Übersicht über Kosten und Nutzen in der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse für das Maßnahmenpaket zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels

Kosten und Nutzen	Beschreibung
Kosten (pekuniär)	- Vermeidungs- und Umsetzungskosten der Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge in die Umwelt
Externe Effekte, die durch reduzierte Stickstoffeinträge in die Umwelt entstehen	siehe Tabelle 26

Übersicht über die Kategorien von Nutzen und Kosten, die in der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes berücksichtigt werden.

5.2.2.1 Datengrundlagen zur Bewertung von Kosten und Nutzen des Maßnahmenpakets zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels

Durch die Reduktion der Stickstoffeinträge reduzieren die Maßnahmen Schäden an der Umwelt und der menschlichen Gesundheit und die damit verbundenen externen Kosten. Der Nutzen des Maßnahmenpaketes berechnet sich somit aus der Reduktion der externen Effekte, die sich durch die Minderung der Stickstoffeinträge in die Umwelt ergeben.

Die volkswirtschaftlichen Kosten des Maßnahmenpaketes ergeben sich aus den Mittelwerten der Umsetzungs- und Vermeidungskosten der Maßnahmen (Tabelle 33) und der Reduktion der externen Kosten.

- **Vermeidungskosten¹⁵:** Das Maßnahmenpaket ist mit Vermeidungskosten in der Höhe von - 1.400 Mio. Euro pro Jahr verbunden (Tabelle 33). Sie fallen bei den Unternehmen, den privaten Haushalten oder der öffentlichen Hand an. Die gesamthaft negativen Vermeidungskosten sind hauptsächlich auf Maßnahmen im Verkehrssektor zurückzuführen. Hier existieren demnach Maßnahmen, welche mehr nutzen als kosten.

¹⁵ Zu den Vermeidungskosten gehören die betriebswirtschaftlichen, monetären Kosten einer Maßnahme bei den Unternehmen, den Haushalten und beim Staat. Dabei werden sowohl einmalig anfallende Investitionen wie auch laufende Kosten berücksichtigt und über die Lebensdauer auf jährliche Kosten umgerechnet.

- ▶ **Umsetzungskosten¹⁶:** Die Umsetzungskosten des Maßnahmenpakets liegen bei rund 2.200 Mio. Euro pro Jahr (Tabelle 33).
- ▶ **Reduktion der externen Effekte:** Die Reduktion der Stickstoffemissionen ist mit einer Reduktion der externen Kosten verbunden. Sie ergibt sich aus der Multiplikation der Reduktionswirkung gemäß Tabelle 30 und den Umweltkostensätzen aus Tabelle 27. Sie belaufen sich auf 8.100 Mio. EUR. Gleichzeitig werden positive externe Effekte im Umfang von 300 Mio. Euro reduziert. Die gesamthafte Veränderung der externen Effekte beträgt somit im Mittel 7.800 Mio. EUR.

¹⁶ Die Umsetzungskosten beinhalten die Kosten des Instruments, das eine Maßnahme auslösen soll. Sie fallen meist bei der öffentlichen Hand an (z.B. Erarbeitung Vorgaben, Datenerhebungen, Aufbau von Monitoringsystemen).

Tabelle 33: Vermeidungskosten und Umsetzungskosten der Maßnahmen

Nr.	Maßnahme	Vermeidungskosten	Umsetzungskosten
L1	Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe von 1 Euro pro Hektar und Jahr	100 bis 500 Mio. EUR	5 bis 10 Mio. EUR
L2	Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger	10 bis 100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
L3	Verbindliche Festlegung einer maximalen Viehbesatzdichte von 1,5 GV je Hektar	100 bis 500 Mio. EUR	100 bis 1000 Mio. EUR
L4	Verpflichtende Abdeckung von offenen Wirtschaftsdüngerlagern	100 bis 500 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
L5	Verpflichtende Einführung von systemintegrierten Maßnahmen in genehmigungspflichtigen Ställen	10 bis 100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
L6	Verpflichtende Einführung der nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Geflügel und Schweine	-500 bis -100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
L7	Verpflichtende Einführung der nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Rinder	10 bis 100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
V1	Flächendeckende Einführung eines Parkraummanagements in Innenstädten in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern	-100 bis -10 Mio. EUR	5 bis 10 Mio. EUR
V2	Einführung einer City Maut in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern	-500 bis -100 Mio. EUR	100 bis 1000 Mio. EUR
V3	Abschaffung der Entfernungspauschale	-500 bis -100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
V4	Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km pro Stunde	-500 bis -100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
V5	Einführung einer Bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut	-500 bis -100 Mio. EUR	100 bis 1000 Mio. EUR
V6	Reform des Dienstwagenprivilegs	-500 bis -100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
V7	Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel	-500 bis -100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
V8	Ausweitung der Lkw-Maut auf Nutzfahrzeuge ab 3,5 t und Reisebusse für alle Straßen	-500 bis -100 Mio. EUR	100 bis 1000 Mio. EUR
V9	Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Binnenschiffsdiesel	-100 bis -10 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
V10	Einführung verbindlicher Vorschriften zur Geschwindigkeitsreduktion bei Seeschiffen	-10 bis 10 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
V11	Prüfung der Einführung einer Abgabe auf NO _x - Emissionen und Finanzierung von NO _x -Reduktionsmaßnahmen im Seeschiffsverkehr	-10 bis 10 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
I1	Absenkung des Grenzwertes auf <100 mg N pro m ³ im Bereich der Sinteranlagen	10 bis 100 Mio. EUR	0 bis 1 Mio. EUR
	Total (basierend auf Mittelwerten)	-1.400 Mio. EUR	2.200 Mio. EUR

Die Vermeidungs- und Umsetzungskosten der Maßnahmen wurden in Kategorien bewertet. Für die Berechnung der gesamthaften Kosten wird der Mittelwert der jeweiligen Kategorie berücksichtigt.

Quelle: Eigene Berechnungen (siehe Kapitel 4.2)

Der Unschärfebereich der Vermeidungs- und Umsetzungskosten wurden nicht quantifiziert. Er wird auf rund +/-50% geschätzt. Die Unschärfen der externen Effekte werden über die Bandbreite der Kostensätze zur Monetarisierung der Umweltwirkungen abgeschätzt.

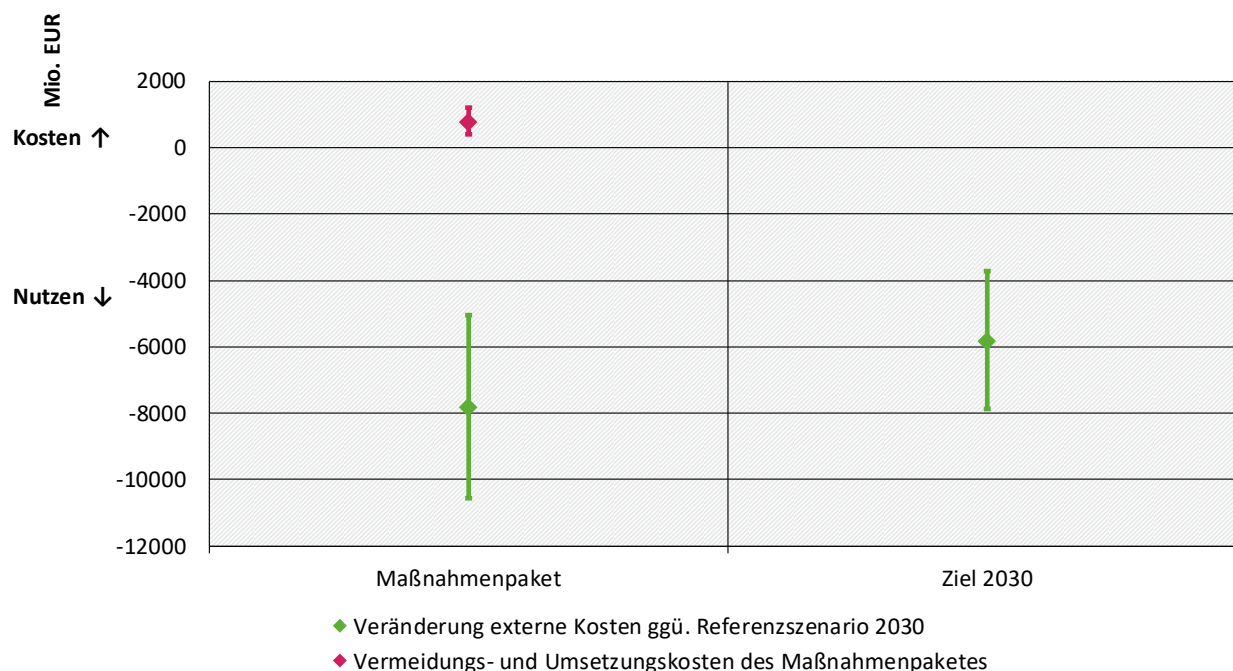
5.2.2.2 Kosten und Nutzen des Maßnahmenpaketes

Mit dem Maßnahmenpaket zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels soll der Stickstoffeintrag mit gezielten Maßnahmen in den Sektoren Landwirtschaft, Verkehr und Industrie reduziert werden. Die erwartete Stickstoffminderung ist in Tabelle 30 dargestellt.

Die vereinfachte Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes zeigt, dass der Nutzen aufgrund der Reduktion der externen Kosten deutlich höher sein dürfte, als die Vermeidungs- und Umsetzungskosten der Maßnahmen (Abbildung 8). Um das **nationale Stickstoffziel** von 1000 kt N pro Jahr zu erreichen, müssen die Stickstoffeinträge gegenüber dem Referenzszenario um mindestens 124 kt N pro Jahr gesenkt werden (Tabelle 30). Wenn die Stickstoffemissionen im Umfang dieses Zielszenarios gesenkt würden, entspräche dies einer Reduktion der externen Kosten im Umfang von mindestens 5.800 Mio. Euro pro Jahr.

Das Maßnahmenpaket (siehe Kapitel 5.2.1) geht darüber hinaus, denn das Minderungspotenzial des Maßnahmenpakets ist höher als die Ziellücke ist, da verschiedene Maßnahmen nicht nur eine Stickstoffverbindung, sondern mehrere reduzieren. Daher führt das Maßnahmenpaket beispielsweise zu einer weitergehenden Reduktion von Nitrat, obwohl dort gar keine Ziellücke besteht. Das Maßnahmenpaket weist daher insgesamt gegenüber dem Referenzszenario einen Nutzen von -7.800 Mio. Euro auf, während die Summe der **Umsetzungs- und Vermeidungskosten** der Maßnahmen nur im Bereich von 800 Mio. Euro liegt.

Abbildung 8: Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes gegenüber dem Referenzszenario



Kosten und Nutzen des Maßnahmenpaketes zur Erreichung des integrierten Stickstoffziels im Jahr 2030 und monetarisiertes Reduktionsziel 2030 gegenüber dem Referenzszenario 2030. Die Fehlerbalken zeigen die Unschärfen der berechneten Kosten/Nutzen, die sich aufgrund der Bandbreite der getroffenen Annahmen (z.B. Kostensätze, siehe Kap. 4.2.2.3) ergeben.

Quelle: Eigene Darstellung INFRAS

Der **volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Saldo** des Maßnahmenpaketes ergibt sich aus der Summe der Umsetzungs- und Vermeidungskosten bei Unternehmen sowie privaten und öffentlichen Haushalten sowie dem volkswirtschaftlichen Nutzen aufgrund der Reduktion der externen Kosten. Er beträgt gesamthaft -7.000 Mio. Euro pro Jahr. Er ist negativ, weil viele der Maßnahmen im Verkehrssektor negative Vermeidungskosten aufweisen. In Bezug auf die reduzierte Stickstoffmenge (Effektivität) ergibt sich eine volkswirtschaftliche Effizienz¹⁷ von knapp -35 Euro pro kg N. Das Maßnahmenpaket hat somit pro kg Stickstoffreduktion einen Netto-Nutzen von rund 35 Euro pro kt N. Das Maßnahmenpaket rentiert sich volkswirtschaftlich (Tabelle 34). Das Maßnahmenpaket weist aus volkswirtschaftlicher Sicht ein günstiges Kosten-Nutzen-Verhältnis auf und hat somit für die Gesellschaft einen hohen Nutzen.

Tabelle 34: Kosten und Nutzen des Maßnahmenpaketes gegenüber dem Referenzszenario

	Maßnahmenpaket	Einheit
Volkswirtschaftlicher Kosten-Nutzen-Saldo	-7 000	Mio. EUR
Kosten der Maßnahmen (pekuniäre Kosten) ¹⁸	800	Mio. EUR

¹⁷ Volkswirtschaftliche Effizienz: Die volkswirtschaftliche Effizienz ergibt sich aus dem Verhältnis der volkswirtschaftlichen Kosten in Euro zur Stickstoffreduktion in kg N.

¹⁸ Der Nutzen der Maßnahmen zur Stickstoffminderung beschränkt sich in vielen Fällen nicht nur auf die Reduktion von Stickstoff, sondern umfasst auch weitere Aspekte. Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten der Maßnahmen wären somit nicht vollumfänglich der Stickstoffreduktion zuzuschreiben. In der vorliegenden Studie wird dieser Aspekt bei der quantitativen Bewertung der Effizienz vernachlässigt. Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten einer Maßnahme werden bei der Berechnung der Effizienz vollumfänglich.

	Maßnahmenpaket	Einheit
Vermeidungskosten	-1 400	Mio. Euro
Umsetzungskosten	2 200	Mio. Euro
Veränderung der externen Kosten	-7 800	Mio. Euro
Stickstoffreduktion (Effektivität)	212	kt N
Volkswirtschaftliche Effizienz (Kosten-Nutzen-Saldo pro kg Stickstoffreduktion)	-33	EUR/kg N

Kosten, Nutzen, Effektivität und volkswirtschaftliche Effizienz des Maßnahmenpaketes. Nutzen sind mit einem negativen Vorzeichen angegeben. Alle Angaben in Stickstoffkilotonnen pro Jahr.

Quelle: eigene Berechnungen

Die vereinfachenden Annahmen, die für die Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes getroffen wurden, sind in Tabelle 35 dargestellt.

Tabelle 35: Vereinfachende Annahmen der Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes

Annahme	Beschreibung
Reduktion der externen Effekte	Neben den Kostensätzen ist auch die erwartete Reduktionswirkung der Maßnahmen mit Unschärfen behaftet. Diese Unschärfen wurden nicht quantifiziert.
Umsetzungs- und Vermeidungskosten	Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten der Maßnahmen wurden anhand von Literaturangaben und eigenen Berechnungen abgeschätzt. Der Unschärfenbereich dieser Schätzungen wurde nicht quantifiziert. Er wird auf rund +/- 50% geschätzt.

Annahmen der vereinfachten Kosten-Nutzen-Analyse des Maßnahmenpaketes zur Stickstoffminderung.

Quelle: eigene Annahmen

5.2.3 Flankierende Maßnahmen

Es ist zu empfehlen, das vorgeschlagene Maßnahmenpaket durch flankierende Maßnahmen zu ergänzen. Diese umfassen Beratung, Information, Prüfung weiterer Verbesserungen des bestehenden Rechtsrahmens und die Berücksichtigung von regionalen Standortbedingungen. Diese Maßnahmen haben somit kein direktes und quantifizierbares Stickstoffreduktionspotenzial, sondern bilden den Rahmen zur stärkeren Berücksichtigung von Belastungsgrenzen verschiedener Ökosysteme bei politischen Entscheidungen. Sie wurden auf Basis der detaillierten Analyse des bestehenden Rechtsrahmens ([Anhang A](#)) insbesondere in Kapitel 2.1.3.5 entwickelt.

Übergeordnetes Ziel der verkehrsbezogenen Maßnahmen ist es, den emissionsintensiven Individualverkehr zu reduzieren. Es empfiehlt sich diese Maßnahmen durch Initiativen zu ergänzen, die zusätzliche Anreize zur verstärkten Nutzung emissionsarmer

Fortbewegungsmittel wie dem öffentlichen Personennah- und -fernverkehr setzen. Als flankierende Maßnahme sollte daher der Umweltverbund weiter ausgebaut werden.

Die landwirtschaftlichen Maßnahmen sollten ebenfalls flankiert werden. In diesem Zusammenhang sollte die Rolle der Konsument*innen nicht außer Acht gelassen werden. Beispielsweise könnten flankierende Maßnahmen zum Labelling oder der Bildung – wie sie auch im Rahmen des Bürger*innenratschlags empfohlen wurden (BMU 2020) – implementiert werden.

Zudem empfiehlt es sich, über die rechtliche Implementierung der in Kapitel 5.2.1 genannten Maßnahmen hinaus noch weitere ordnungs- und planungsrechtliche Möglichkeiten zu ergreifen, um die im Maßnahmenpaket aufgeführten Maßnahmen zu ergänzen, die praktische Implementierung und Umsetzung stickstoffmindernder Bewirtschaftungsweisen zu verbessern und Vollzugsdefizite abzubauen¹⁹. Ergänzend zu den rechtlichen Einschränkungen zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger wird empfohlen generell, bei der Düngung die räumlich sehr verschiedenen natürlichen Standortbedingungen (z.B. Boden- und Niederschlagsverhältnisse) sowie auch die unterschiedlichen Erhaltungszustände und N-Vulnerabilitäten von Ökosystemen wesentlich stärker zu beachten, da aufgrund dieser standörtlichen Unterschiede aus den Stickstoffeinträgen und Stickstoffüberschüssen räumlich höchst unterschiedliche Umweltauswirkungen resultieren.

Standortbezogene Umweltauswirkungen von Gülle, Gärresten und Abwässern werden zudem auch bei den immissionsschutzrechtlichen Betreiberpflichten und bei der Zulassung von stickstoffemittierenden landwirtschaftlichen Anlagen (z.B. Ställe, Lagerstätten) berücksichtigt. Beides ergänzt sowohl die Vorgaben zur Güllelage und systemintegrierte Maßnahmen im Stall als auch das vorliegende Maßnahmenpaket hinsichtlich des Schutzes lokaler Ökosysteme vor übermäßigen Stickstoffeinträgen, da dieser ausschließlich auf nationale Zielwerte und bundesweite Durchschnittsvorgaben abstellt.

Ergänzt werden könnten die landwirtschaftlichen Maßnahmen mit einer Pflicht zur Aufstellung eines ökologischen Betriebskonzepts für landwirtschaftliche Betriebe.

Es wäre zudem überlegenswert, die Teilnahme an Agrarumweltberatungen und Weiterbildungen für Landwirt*innen ordnungsrechtlich verpflichtend festzuschreiben und um Nachweispflichten zu ergänzen. Insbesondere zur Stickstoffüberschussabgabe ist eine Flankierung sinnvoll, da die Landwirt*innen hier selbst entscheiden, mit welchen Maßnahmen sie Stickstoffüberschüsse vermeiden.

Denkbar wäre ein Beratungsangebot in Anlehnung an das schwedische „Greppa Näringen“, ein kostenloses Beratungsprogramm, bei dem Berater*innen die Betriebe kontinuierlich über mehrere Jahre begleiten und den Erfolg der individuellen Maßnahmen überprüfen (SRU 2015).

5.2.4 Wechselwirkungen

5.2.4.1 Synergien und Zielkonflikte mit anderen Bereichen der Umweltpolitik

Die landwirtschaftlichen Maßnahmen weisen zahlreiche Synergien mit anderen Bereichen des Umweltschutzes auf. Hierzu zählen der Gewässer-, Boden-, und Klimaschutz sowie die positiven Effekte auf die Biodiversität. Die Stickstoffüberschussabgabe und die Flächenbindung können zu einer Reduktion der Tierbestände führen, was zusätzlich die Methanemissionen aus der Landwirtschaft senken würde und somit zum Klimaschutz beitrüge.

¹⁹ Eine ausführlichere Erläuterung zu den hier aufgeführten rechtlichen Vorschlägen enthält der Bericht zu den rechtlichen Regelungen und nationalen Strategien des UFZ (Dilling et al. 2019).

Neben positiven Effekten auf andere Bereiche der Umweltpolitik kann es durch die landwirtschaftlichen Maßnahmen aber auch zu Zielkonflikten kommen. Die Kühlung von Gülle benötigt Strom und hat somit höhere CO₂-Emissionen aus der Stromproduktion zur Folge. Dadurch ergeben sich Zielkonflikte mit dem Klimaschutz, sofern als systemintegrierte Maßnahme im Stall die Güllekühlung durchgeführt wird.

Im Bereich Verkehr wird eine Reduktion des innerstädtischen Verkehrs auch Emissionen von Luftschadstoffen und die damit verbundenen Auswirkungen reduzieren. Auch die Maßnahmen im außerstädtischen Bereich führen zu einem reduzierten Verbrauch von Kraftstoffen und leisten somit einen Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen. Werden jedoch stickstoffoxidreduzierende Maßnahmen umgesetzt in Folge derer der Kraftstoffverbrauch zunimmt oder ein Kraftstoff mit höheren Treibhausgasemissionen eingesetzt wird, kann es zu erhöhten Treibhausgas-Emissionen kommen und ein Zielkonflikt zum Klimaschutz entstehen.

In der Industrie werden durch den Einsatz sekundärer Minderungstechniken im Bereich der Sinteranlagen zusätzlich die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen ohne Methan gemindert.

5.2.4.2 Emissionsverlagerung ins Ausland

Mit Bezug auf die landwirtschaftlichen Maßnahmen des Maßnahmenpaketes lässt sich festhalten, dass diese zu einer Verschiebung des Angebotes vom Inland ins Ausland führen können, da sie mit einem Anstieg der Betriebskosten einhergehen. Insbesondere die Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung, die Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger, verpflichtende Vorgaben zur Güllelagerung, die nährstoffangepasste Fütterung und die Einführung systemintegrierter Maßnahmen in Tierhaltungsanlagen, welche auf eine Reduktion von Ammoniakemissionen abzielen, bedeuten zusätzliche Kosten für tierhaltende Betriebe. Sofern diese Kosten nicht durch eine Produktivitätszunahme oder politische Instrumente abgefedert werden, werden sich die zusätzlichen Kosten (teilweise) in höheren Verbraucher*innen-Preise für in Deutschland erzeugte Lebensmittel niederschlagen. Dies würde vor allem für tierische Produkte wie Fleisch, Eier und Milcherzeugnisse eine Preissteigerung bedeuten und somit zu einer Zunahme der Importquoten bei den Gütern führen. Betroffen sind, wenn auch in geringerem Maße, weitere landwirtschaftliche Erzeugnisse, welche unter intensivem Stickstoffeinsatz erzeugt werden.

Hierbei können zwei Effekte unterschieden werden:

- ▶ Durch die Preissteigerung inländischer Produkte kommt es aufgrund des komparativen Kostenvorteils zu einer direkten Substitution durch im Ausland hergestellte Erzeugnisse; die Zusammensetzung und der Umfang des Warenkorbs der inländischen Konsument*innen bleibt identisch.
- ▶ Es kommt – abhängig von den Kreuzpreiselastizitäten - zu einer Verschiebung der Nachfrage zwischen den Lebensmittelklassen; die Zusammensetzung des Warenkorbs ändert sich. Beispiel: Preissteigerungen bei Fleischerzeugnissen könnten sich z.B. in Konsumsteigerungen nichttierischer Produkte niederschlagen.

Bezüglich der landwirtschaftlichen Maßnahmen wäre folgende Effekte denkbar:

Die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe, verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger und zur Güllelagerung, systemintegrierte Maßnahmen im Stall, die nährstoffangepasste Fütterung sowie die verbindliche Festlegung einer maximalen

Viehbesatzdichte in Deutschland würden zu Mehrausgaben für deutsche Landwirte führen. Die Folge wäre eine Preissteigerung hinsichtlich aller landwirtschaftlichen Produkte zu deren Herstellung Stickstoffdünger eingesetzt wird. Konsumentinnen und Konsumenten haben nun zwei Optionen.

1. Substitution durch im Ausland hergestellte Erzeugnisse: Unter der Annahme, dass eine Erhöhung des Preises inländischer Produkte und der damit verbundene Rückgang der Nachfrage zu einer direkten Substitution durch ausländische Erzeugnisse führt, kommt es zu einer direkten Verlagerung von Stickstoffemissionen in die europäischen Nachbarländer.
2. Veränderung des Warenkorbes: Die Stickstoffüberschüsse sorgen für eine Preissteigerung von Produkten mit hoher Stickstoffintensität. Dies sind insbesondere tierische Erzeugnisse (Leip et al. 2014). Hierdurch kann es zu einer Verschiebung der Nachfrage von tierischen zu nichttierischen Produkten kommen. Die Folge wäre ein niedrigerer Bedarf an Futtermitteln welcher auch zu einer Reduktion von Stickstoffemissionen in den europäischen Nachbarländern sowie im weiteren Ausland – insbesondere Südamerika – führen würde. Zudem würden die europäischen Nachbarländer durch einen Rückgang der Einträge in grenzüberschreitende Fließgewässer profitieren. Betroffen wären vor allem jene Staaten mit Küstenregionen am Schwarzen Meer sowie an Nord- und Ostsee.

Analog zu den für den Sektor Landwirtschaft dargestellten Wirkungszusammenhängen können sich auch durch die Maßnahmen der Bereiche Verkehr, Industrie und Energiewirtschaft Wirkungen auf das Ausland ergeben. Es kann damit gerechnet werden, dass durch die Umsetzung der Maßnahmen mit Verkehrsbezug das Verkehrsaufkommen und die Verkehrsleistung in Deutschland sinkt. Hierdurch ist von einem Rückgang der grenzüberschreitenden Stickstoffoxideinträge zu rechnen. Gleichzeitig kann auch mit einem Rückgang der inländischen Nachfrage nach Kraftfahrzeugen gerechnet werden, welche den Bedarf an Vorleistungen mindert und hierdurch zu einer Minderung der Stickstoffoxid-Emissionen in der Lieferkette führt.

Bezogen auf die Energiewirtschaft und die Industrie ist eine Minderung der Industrielleistung denkbar, da die berücksichtigten Maßnahmen zu höheren Kosten bei den Unternehmen führen könnten. Dies könnte zu einer Minderung der grenzüberschreitenden Stickstoffeinträge in die europäischen Nachbarländer führen. Gleichzeitig besteht jedoch die Möglichkeit, der Standortverlegung ins Ausland, da durch höhere Produktionskosten durch den Einsatz von Emissionsminderungstechniken die Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen reduziert wird. Mögliche Produktionsverlagerungen ins Ausland würden mit entsprechenden Emissionen einhergehen.

5.3 Umsetzung

5.3.1 Zeitplan

Um die Zielstellung bis 2030 zu erreichen ist es empfehlenswert, das vollständige Maßnahmenpaket möglichst innerhalb der nächsten Legislaturperiode umzusetzen. Des Weiteren sollten die empfohlenen flankierenden Maßnahmen vorab oder parallel zu den Minderungsmaßnahmen eingeführt werden, um potentielle Hindernisse und Hemmnisse zu vermeiden. Dabei unterliegt die Ausgestaltung einer Roadmap inklusive konkreter Meilensteine dem BMU. Prioritär sollten jedoch diejenigen Maßnahmen angegangen werden, die bereits im Rahmen paralleler Prozesse vorgesehen sind. Dies betrifft insbesondere Maßnahmen des NLRP,

die ebenfalls Eingang in das Maßnahmenpaket gefunden haben sowie die Fortschreibung der TA Luft und DüV.

Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass einige der Maßnahmen mit einem administrativen Aufwand verbunden sind. Dies hebt die Dringlichkeit ihrer Implementierung hervor.

Dazu zählt insbesondere die Einführung einer City-Maut und einer bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut. Hierzu müssen flächendeckend neue Infrastrukturen geschaffen werden. Gleichzeitig bietet die gemeinsame Einführung dieser Maßnahmen hinsichtlich der technischen Infrastruktur Potential für Synergien. Zudem seien hier die Maßnahmen mit Bezug zur Seeschifffahrt genannt, die einer internationalen Koordination bedürfen.

Die Auswirkungen von landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen auf das Grundwasser können sich stark verzögern, weil die Fließzeit vom Boden durch die wasserungesättigten Deckschichten bis in das Grundwasser teilweise Jahre oder gar Jahrzehnte betragen kann (BMU 2008). Folglich ist es für die Gewährleistung der Zielerreichung bis 2030 empfehlenswert, die Maßnahmen in Bezug auf Landwirtschaft frühestmöglich umzusetzen.

Nicht zu vernachlässigen sind potentielle Synergien bei der gleichzeitigen Einführung von neuen Auflagen für Landwirtinnen und Landwirte.

5.3.2 Zuständigkeiten

Da Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen verschiedene Politikbereiche betreffen, und das angestrebte Maßnahmenpaket verschiedene Sektoren umfasst, ist die Benennung der Zuständigkeit komplex. Die Umsetzung der Maßnahmen erfordert eine enge Zusammenarbeit und Abstimmung zwischen mindestens den Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, für Wirtschaft und Energie, für Ernährung und Landwirtschaft, für Verkehr und digitale Infrastruktur sowie ggf. auch dem Bundesministerium der Finanzen.

Das Maßnahmenpaket umfasst zudem Maßnahmen, die auf verschiedenen Ebenen der öffentlichen Hand implementiert werden müssten. Für die Einführung einer City-Maut und Parkgebühren in den Innenstädten kann der Bund zwar Anreize und den gesetzlichen Rahmen schaffen, die konkrete Umsetzung vor Ort liegt jedoch bei den jeweiligen Stadtverwaltungen. Bei den übrigen Maßnahmen liegt die Verantwortung zur Umsetzung beim Bund, wobei bei den Maßnahmen zur Emissionsreduktion durch Seeschiffe die Zuständigkeit auf deutsche nationale Hoheitsgewässer beschränkt ist. Für Maßnahmen für Seeschiffe in den Häfen liegt die Zuständigkeit bei den Ländern, bzw. Häfen. Eine Umsetzung auf europäischer Ebene ist erstrebenswert und könnte durch Deutschland angeregt werden.

5.3.3 Umsetzungs- und Wirkungskontrolle

Die genaue Ausgestaltung der Umsetzung des Maßnahmenpaketes obliegt dem BMU. Falls Änderungen in der Ausgestaltung der Maßnahmen und der Umsetzung festgelegt werden, sind diese erneut zu bewerten und sicherzustellen, dass diese in Summe weiterhin die Erfüllung der Minderungsziele gewährleisten. Des Weiteren werden jährliche Bewertungen des tatsächlichen Stands der Umsetzung sowie regelmäßige Rechenschaftsberichte der Bundesregierung empfohlen. Bei der Berichterstattung sollte an bestehende Berichterstattungen – beispielsweise der NEC-Richtlinie – angeknüpft werden, um unnötigen bürokratischen Aufwand zu vermeiden.

Zudem sollte eine übergeordnete, periodische Prüfung evaluieren, ob mit den Maßnahmen die angestrebte Reduktionswirkung erreicht werden kann. Falls sich im Rahmen der periodischen Prüfung abzeichnet, dass die bereits laufenden Maßnahmen nicht die erhoffte

Reduktionswirkung erzielen, müssen die Initiativen durch weitergehende Maßnahmen ergänzt werden.

Zudem sollte regelmäßig geprüft werden, inwiefern Entwicklungen der parallelen politischen Prozesse das Maßnahmenpaket beeinflussen. In diesem Zusammenhang sei insbesondere auf die Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft und den Regelungen zur Düngung hingewiesen.

Aufgrund mangelnder Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie wurde die DüV im April 2020 überarbeitet. Die neuen Regelungen werden zu einer Minderung der Stickstoffüberschüsse beitragen. Bisher ist jedoch noch nicht untersucht worden, welche Minderungswirkung dabei erzielt werden wird. Gleichzeitig wird ein Monitoringprogramm eingerichtet, das in kurzen Zeiträumen Aussagen über die Effektivität der Maßnahmen der DüV zulässt. Im Lichte der Ergebnisse dieses Monitorings muss diskutiert werden, ob weitere Maßnahmen zur Reduktion landwirtschaftlich bedingter Stickstoffüberschüsse wie die hier genannten erforderlich sind.

Zudem sollten die Wirkungen des Klimaschutzprogramms 2030 und die des Kohleausstiegs hinsichtlich der Emissionen von Stickstoff genau beobachtet werden. Gegebenenfalls ergeben sich hierdurch Veränderungen in der Zielstellung – insbesondere mit Bezug auf Stickstoffoxid - für das Jahr 2030.

6 Zusammenfassung und Ausblick

In diesem Bericht wurden zentrale Ergebnisse des Vorhabens „Entwicklung und Umsetzung eines Aktionsprogramms als Roadmap zur Umsetzung der integrierten Stickstoffstrategie“ präsentiert. Vor dem Hintergrund eines integrierten Ansatzes war es übergreifendes Ziel ein Maßnahmenpaket zu entwickeln, welches die Stickstoffemissionen bis zum Jahr 2030 so reduziert, dass das integrierte Stickstoffziel erreicht wird. Dieses Maßnahmenpaket dient als Handlungsempfehlung auf dem Weg zu einem Aktionsprogramm Stickstoffstrategie.

Zunächst wurde der rechtliche Rahmen nebst Optimierungsvorschlägen ausführlich diskutiert. Hierbei wurde gezeigt, dass ein Instrument die Stickstoffproblematik in Deutschland nicht allein lösen kann. Es bedarf vielmehr eines abgestimmten Instrumentenverbunds aus u.a. ordnungs- und planungsrechtlichen Anforderungen sowie Vollzugsinstrumenten, unterstützenden Beihilfen, lenkenden Abgaben und Steuern, Zertifizierungssystemen, helfender Beratung und Weiterbildung. Die verschiedenen Instrumente sind so zu kombinieren, dass möglichst ihre jeweiligen Vorteile genutzt und die jeweiligen Nachteile ausgeglichen werden, um im Ergebnis eine möglichst effektive und effiziente Umweltpolitik zu erreichen. Die Instrumente sollten möglichst die externen Umweltkosten von zu hohen Stickstoffeinträgen bei den Verursachern (vor allem Industrie, Verkehr und Landwirtschaft) internalisieren.

Oftmals behindern die gesetzlichen Regelungen selbst ihren Vollzug. So erschweren unbestimmte Rechtsbegriffe, fehlende qualitative und quantitative Festlegungen oder behördliche Beurteilungs- und Ermessensspielräume die Umsetzung, da sie rechtliche Unsicherheiten verursachen, die häufig zu Lasten von Allgemeinwohlinteressen wie dem Umweltschutz gehen. Des Weiteren sind die verschiedenen Gesetze in ihren Begrifflichkeiten, Annahmen und Wirkungen abzustimmen, um Widersprüche und Auslegungsunsicherheiten zu vermeiden.

Vor diesem Hintergrund und unter Berücksichtigung eines breiten Maßnahmeninventars wurde ein Maßnahmenpaket zur Reduktion von Stickstoffemissionen entwickelt. Dieses gewährleistet zusammen mit den bereits beschlossenen Maßnahmen, dass das nationale Stickstoffziel von 1.000 Kilotonnen im Jahr 2030 erreicht wird. Ohne die Maßnahmen würde dieses Ziel verfehlt, da die bisher beschlossenen Maßnahmen im Jahr 2030 weiterhin zu einer Ziellücke von rund 124 Kilotonnen Stickstoff führen würden. Dies sind rund 25 Prozent der im Vergleich zum Basisjahr 2015 zu mindernden Emissionen.

Darüber hinaus ermöglicht das Maßnahmenpaket, dass die Schutzgüter terrestrische Ökosysteme, Oberflächengewässer und Grundwasser sowie Vegetation und die menschliche Gesundheit im Jahr 2030 in Deutschland im Mittel jeweils keiner übermäßigen Belastung ausgesetzt sind.

Die schutzgutspezifischen Ziele werden jedoch nur erfüllt, wenn das vollständige Maßnahmenpaket umgesetzt wird. Eine besondere Rolle nimmt zudem das Schutzgut Klima ein. Hier wird das lachgasspezifische Reduktionsziel nur zu 75 Prozent erreicht. In diesem Zusammenhang sei jedoch nochmals auf die relativ geringe Bedeutung des reaktiven Stickstoffs hinsichtlich der gesamten Treibhausgasemissionen hingewiesen. Des Weiteren führt das Maßnahmenpaket zu verschiedenen Synergien mit anderen Feldern der Umweltpolitik.

Der Mehrwert dieses Vorhabens ergibt sich vor allem aus einer breiten Maßnahmenübersicht und -bewertung – es wurden rund 100 potentielle Maßnahmen mit Stickstoffbezug betrachtet.

19 dieser Maßnahmen wurden auf Basis einer transparenten und unter der Prämisse der ökologischen Effektivität und ökonomischen Effizienz durchgeführten Auswahl vor dem Hintergrund eines integrativen Ansatzes in das Maßnahmenpaket aufgenommen. Vor der Implementierung dieser Maßnahmen sollten alternative Ausgestaltungsmöglichkeiten geprüft und Maßnahmen ggf. weiter konkretisiert werden. Darüber hinaus kann es sinnvoll sein, Maßnahmen regionalspezifisch weiter auszudifferenzieren. Dies gilt z.B. für die Einführung einer City-Maut. Die Flexibilität der Ausgestaltung gewährleistet gleichzeitig die Anpassungsfähigkeit des Maßnahmenpaketes – beispielsweise hinsichtlich paralleler politischer Prozesse mit Stickstoffbezug. Veränderungen an der Ausgestaltung der Maßnahmen sollten jedoch stets unter der Vorgabe des nationalen Stickstoffziels sowie der schutzgutspezifischen Ziele erfolgen.

Auch die ökonomischen Aspekte der Stickstoffproblematik im Allgemeinen und die Kosten und Nutzen des Maßnahmenpaketes im Speziellen wurden im Rahmen von vereinfachten Kosten-Nutzen-Analysen ausführlich analysiert. Im Jahr 2015 liegt der gesamthafte Nutzen des Stickstoffs bei rund 10 Mrd. EUR. Diesem Nutzen stehen Gesamtkosten in der Höhe von knapp 70 Mrd. Euro gegenüber. Die gesamthaften Kosten überwiegen somit deutlich. Der Nutzen umfasst dabei nur pekuniäre Größen (daher Geldflüsse), während die Gesamtkosten neben den pekuniären (betriebswirtschaftlichen) Kosten auch nicht monetäre (externe) Kosten beinhalten. Da es keinen finanziellen Anreiz gibt, diese externen Kosten zu reduzieren, überwiegen für die Gesellschaft die Kosten. Das Maßnahmenpaket kann insgesamt zu einer Reduktion der stickstoffbedingten Kosten beitragen. Der volkswirtschaftliche Nutzen des Paketes übertrifft die volkswirtschaftlichen Kosten um rund 7,6 Milliarden Euro.

Durch eine umfassende Zusammenstellung von Maßnahmen und deren Bewertung wurde gewährleistet, dass die verbleibende Ziellücke ökologisch effektiv und ökonomisch effizient – also zu geringstmöglichen volkswirtschaftlichen Kosten - geschlossen wird. Im Gegensatz zu bisherigen Initiativen wurde zudem ein integrativer Ansatz verfolgt. Dieser berücksichtigt die Verlagerung von Stickstoffeinträgen zwischen Schutzgütern und Umweltkompartimenten.

Die dem Maßnahmenpaket zugrundeliegenden Ziele spiegeln die nach geltenden Rechtsvorschriften erforderliche Reduktion wider. Bei der Erreichung der Qualitätsziele wurde der räumliche Durchschnitt der Bundesrepublik Deutschland betrachtet. Das vorgeschlagene Maßnahmenpaket kann somit zwar als notwendige, jedoch nicht als hinreichende Maßnahmenzusammenstellung angesehen werden. Um die Schutzgüter flächendeckend vor übermäßiger Belastung zu schützen, bedarf es weitergehender, insbesondere regionalskalierter Maßnahmen. Die aufgeführten flankierenden Maßnahmen sowie die im Detail diskutierten Optimierungsvorschläge des bestehenden Rechtsrahmens zeigen diesbezüglich mögliche Wege auf.

Diese Ausführungen betonen gleichzeitig den weiteren Forschungsbedarf. Dieser ergibt sich insbesondere aus der Tatsache, dass bei der Ausgestaltung der Maßnahmen bundesweite Durchschnittsannahmen getroffen wurden. Diese Vorgehensweise ist konsistent mit den Annahmen des nationalen Stickstoff-Ziels. Zudem sollten zukünftige Forschungsinitiativen näher auf die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Maßnahmen eingehen und diese möglichst quantitativ erfassen. Zudem wurden Stoßrichtungen für eine vertiefte KNA aufgezeigt. Hierzu gehören ebenfalls eine räumliche und zeitliche Differenzierung sowie eine detaillierte Betrachtung von Umwandlungen, Verweilzeiten und Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen.

7 Quellenverzeichnis

Agena, C.-A. (2012), Der Vollzug der landwirtschaftlichen „Grundsätze der guten fachlichen Praxis“ nach § 5 Abs. 2 BNatSchG, in: Natur und Recht, S. 297-307

AGORA Verkehrswende (2019): Parkraummanagement lohnt sich! Leitfaden für Kommunikation und Verwaltungspraxis

Amann, M.; Holland, M.; Maas, R.; Vandyck, T.; Saveyn, B. (2017): Costs, Benefits and Economic Impacts of the EU Clean Air Strategy and their Implications on Innovation and Competitiveness. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg

BAFU - Bundesamt für Umwelt (2014): Grundlagenpapier zur Stickstoffproblematik – Luft, Boden, Wasser, Biodiversität und Klima. Bundesamt für Umwelt, Bern

Balla, S., Müller-Pfannenstiel, K., Uhl, R., Kiebel, A., Lüttmann, J., Lorentz, H., Düring, I., Schlutow, A., Schleuschner, T., Förster, M., Becker, C., Herzog, W. (2013), Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotop - Bericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bundesanstalt für Straßenwesen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Band Bd. 1099, Bremen, Fachverl. NW in der Carl-Schünemann-Verl. GmbH, S. 364

Beermann, A.-C., Bienhaus, L., Zerkawy, M. R., Möckel, S. (2020), Tierwohl fördern, Klima schützen - Wie eine Steuer auf Fleisch eine Wende in der Nutztierhaltung einleiten und Anreize für umweltschonenden Konsum liefern kann (Eine Studie des Forums Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft im Auftrag von Greenpeace), https://www.greenpeace.de/system/files/publications/s02691_es_gp_klimaschutz_tierwohl_studie_01_2020.pdf, Greenpeace

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2016), Daten zur Natur 2016, Bonn

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2018), Zum Stand der Umsetzung von Natura 2000 in Deutschland, <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/natura-2000-gebiete.html>.

Birk, D. (1983), Das Leistungsfähigkeitsprinzip als Massstab der Steuernormen - Ein Beitrag zu den Grundfragen des Verhältnisses Steuerrecht und Verfassungsrecht, Köln, Deubner

BLE – Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2019): Bericht zur Markt- und Versorgungslage mit Milch und Milcherzeugnissen 2019, Bonn

BLE/DVS - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung / Deutsche Vernetzungsstelle Ländliche Räume (2016), ELER in Deutschland - Übersicht über die Nationale Rahmenregelung und die Programme der Länder: Maßnahmensteckbriefe 2014-2020 Agrarumweltmaßnahmen Tierschutzmaßnahmen Ökolandbauförderung, Bonn

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2017): Bericht zur Markt- und Versorgungslage Futtermittel 2017

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2018): Versorgung mit Fleisch in Deutschland im Kalenderjahr 2018 (vorläufig) BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2019): Bericht zur Markt- und Versorgungslage Eier 2019

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2019b): Bericht zur Markt- und Versorgungslage Futtermittel 2019

BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2020): Vorläufige deutsche Einfuhr von Milch und Milcherzeugnissen, 2016 und 2017

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2017): Daten und Fakten -Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Referat 121, Berlin

- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2019a), Diskussionspapier: Ackerbaustrategie 2035 - Perspektiven für einen produktiven und vielfältigen Pflanzenbau, Berlin, <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/ackerbaustrategie.pdf>
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2019b), Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2017, <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/MBT-0111290-0000.xls>.
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2020): Deutsche Einfuhr von leb. Schlachtvieh in Schlachtgewicht (SG), Fleisch und Fleischerzeugnissen im Kalenderjahr 2018
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2012), Behandlungsindex (BI) - Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln <http://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatoren-und-analysen/behandlungsindex-bi/>.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2008): Grundwasser in Deutschland. Reihe Umweltpolitik
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2017a): Projektionsbericht 2017 für Deutschland gemäß Verordnung (EU) Nr. 525/2013, 2.5.2017
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2017b): Stickstoffeintrag in die Biosphäre. Erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung. März 2017. Berlin
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2018), Entwurf zur Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft), https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/19._Lp/ta_luft/entwurf/ta_luft_180716_refe_bf.pdf
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2019): Klimaschutzprogramm 2030 zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050. Oktober 2019. Berlin
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2020): Bürger*innenratschlag: „Stickstoff: Zu viel des Guten!“ Februar 2020. Berlin
- BMUB - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2016): Wie umweltfreundlich sind Elektroautos? Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
- BMUB/BMEL - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit / Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016), Nitratbericht 2016, Bonn, BMU/BMELV
- Boston Consulting Group (2019), Die Zukunft der deutschen Landwirtschaft nachhaltig sichern - Denkanstöße und Szenarien für ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit, http://image-src.bcg.com/Images/Die_Zukunft_der_deutschen_Landwirtschaft_sichern_tcm108-234154.pdf
- Brandt, A. (2018), Luftreinhalteplanung und ihre Umsetzung, in: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, S. 945-949
- Breuer, R. (2004), Öffentliches und privates Wasserrecht, 3. Aufl., NJW-Schriftenreihe, München, C.H. Beck
- Brink, C., van Grinsven, H.J.M., (2011). Costs and benefits of nitrogen in the environment. In: Sutton, M. et al. (Eds.): The European Nitrogen Assessment, Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- Bundesregierung (2017): Projektionsbericht 2017 für Deutschland. gemäß Verordnung (EU) Nr. 525/2013.
- Bundesregierung (2019a), Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2019, Berlin, BMEL
- Bundesregierung (2019b): Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland nach Artikel 6 und Artikel 10 der Richtlinie (EU) 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter

Luftschadstoffe sowie nach §§ 4 und 16 der Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe (43. BImSchV) vom 22. Mai 2019.

Bürger, B.; Matthey, A. (2018): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten - Methodische Grundlagen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Buschmann, S., Meyer, E. (2012): Ökonomische Instrumente für eine Senkung des Fleischkonsums in Deutschland. Beiträge zu einer klima- und umweltgerechteren Landwirtschaft. Studie im Auftrag von Greenpeace, durchgeführt vom Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V. (FÖS)

Butterbach-Bahl, K., et al. (2011): Nitrogen as a threat to the European greenhouse balance. In: Sutton, M. et al. (Eds.): The European Nitrogen Assessment, Cambridge (UK): Cambridge University Press

CE Delft, The ICCT, Mikis Tsimplis (2012): Regulated Slow Steaming in Maritime Transport - An Assessment of Options, Costs and Benefits

Chen, T. M.; Kuschner, W. G.; Gokhale, J.; Shofer, S. (2007): Outdoor Air Pollution: Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide, and Carbon Monoxide Health Effects. In: The American Journal of the Medical Sciences, 2007, 333 (4), S. 249-256

Czybulka, D. (2008), Ist das Erste Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes europarechtskonform?, in: Europäisches Umwelt- und Planungsrecht, S. 20 - 27

Czychowski, M., Reinhardt, M. (2010), WHG – Wasserhaushaltsgesetz – Kommentar, 10. Aufl., München

Degenhart, C. (2011), Regelungsmöglichkeiten des Bundes zur Gleichstellung von Ersatzgeld und Naturalkompensation im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung, www.bfn.de/0320_veroe.html, Bundesamt für Naturschutz.

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. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt

Dombert, M., Witt, K. (2011), Agrarrecht, München, C.H. Beck

Dombert, M., Witt, K. (2016), Münchener Anwalts-Handbuch: Agrarrecht, 2. Aufl., München, C.H. Beck

Douhaire, C. (2018), Schon wieder eine Novelle des Düngerechts? Das EuGH-Urteil vom 21. Juni 2018 zur Nitratr chlinie und seine Folgen, in: Zeitschrift für Umweltrecht, S. 464 - 468

Douhaire, C. (2019), Rechtsfragen der Düngung : eine steuerungs- und rechtswissenschaftliche Analyse vor dem Hintergrund unions- und völkerrechtlicher Verpflichtungen und politischer Zielsetzungen zum Umwelt- und Ressourcenschutz, Berlin, Duncker & Humblot

Düsing, M., Mart nez, J. (2016), Agrarrecht – Agrarrecht, München, C.H. Beck

ECMT (2006): Speed Management. European Conference of Ministers of Transport (ECMT) & Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)

Endres, A. (2013), Umweltökonomie 4. Aufl., Stuttgart, Kohlhammer

Erbguth, W., Schlacke, S. (2014), Umweltrecht, 4. Aufl., Nomos

Erdmenger, E., C. Hoffmann, K. Frey, M. Lambrecht, W. Wlodarski (2010): PKW-Maut in Deutschland? Eine Umwelt- und Verkehrspolitische Bewertung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt

Ernst, W., Zinkahn, W., Bielenberg, W., Krautzberger, M. (2019), BauGB – Baugesetzbuch - Kommentar, 131. Aufl.

European Commission (2003), Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs, http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/irpp_bref_0703.pdf

European Court of Auditors (2008), Is Cross Compliance an effective policy?, Luxembourg, Special Report

European Court of Auditors (2017), Greening: a more complex income support scheme, not yet environmentally effective, Luxembourg,
https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR17_21/SR_GREENING_EN.pdf, Special Report

European Court of Auditors (2018), Opinion No 7/2018 (pursuant to Article 322(1)(a) TFEU) concerning Commission proposals for regulations relating to the Common Agricultural Policy for the post-2020 period (COM(2018) 392, 393 and 394 final), Luxembourg, Official Journal of the European Union 2019/C 41/01, https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/OP18_07/OP18_07_EN.pdf, Opinion

Europäische Kommission (2006), Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmes für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG, Brüssel, KOM Band (2006) 232 endg

Europäische Kommission (2016a), Natura 2000 barometer,
<http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/docs/Natura%202000%20barometer.xlsx>.

Europäische Kommission (2016b), Vorschlag für eine VERORDNUNG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES mit Vorschriften für die Bereitstellung von Düngeprodukten mit CE-Kennzeichnung auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009, Brüssel, KOM Band (2016) 157 final

Europäische Kommission (2018a), Vorschlag für eine VERORDNUNG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES mit Vorschriften für die Unterstützung der von den Mitgliedstaaten im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik zu erstellenden und durch den Europäischen Garantiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) und den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) zu finanzierenden Strategiepläne (GAPStrategiepläne) und zur Aufhebung der Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates sowie der Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates, Brüssel Band (2018) 392 final

Europäische Kommission (2018b), Vorschlag für eine VERORDNUNG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über die Finanzierung, Verwaltung und Überwachung der Gemeinsamen Agrarpolitik und zur Aufhebung der Verordnung (EU) Nr. 1306/2013, Brüssel Band (2018) 393

Europäische Kommission (2020a), EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 - Mehr Raum für die Natur in unserem Leben, Brüssel, MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN Band COM(2020) 380 final

Europäische Kommission (2020b), „Vom Hof auf den Tisch“ – eine Strategie für ein faires, gesundes und umweltfreundliches Lebensmittelsystem, Brüssel, MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN Band COM(2020) 381 final

Eurostat (2017): Harmonisierter Verbraucherpreisindex Deutschland für das Jahr 2015,
<https://ec.europa.eu/eurostat/web/hicp/data/database>

Faber, J., Nelissen, D., Hon, G., Wang, H., Tsimplis, M. (2012): Regulated Slow Steaming in Maritime Transport. An Assessment of Options, Costs and Benefits. Delft: CE Delft

Falke, J. (2018), Neue Entwicklungen im Europäischen Umweltrecht, in: Zeitschrift für Umweltrecht, S. 246-251

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2020): New Food Balances,
<http://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>

- Faßbender, K. (2017), Der Dieselskandal und der Gesundheitsschutz. Zugleich ein Beitrag zur Zulässigkeit von Fahrverboten für Dieselfahrzeuge, in: Neue Juristische Wochenschrift, S. 1995-2001
- FiFo - Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut an der Universität zu Köln (2011), Steuerliche Behandlung von Firmenwagen in Deutschland, Forschungs Kooperation des FiFo Köln mit Prof. Dr. jur. Stefan Klinski (Berlin) und dem Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V. (Berlin), FiFo-Berichte, Nr. 13, Mai 2011, https://foes.de/pdf/2011_Firmenwagenbesteuerung_lang.pdf (aufgerufen am 17.9.2020)
- Finger, R., Swinton, S., El Benni, N., Walter, A. (2019), Precision Farming at the Nexus of Agricultural Production and the Environment, in: Annual Review of Resource Economics, S. 313-335
- FÖS - Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (2011): Energiewende finanzieren durch Abbau umweltschädlicher Subventionen - Gutachten des Forums Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft im Auftrag von Greenpeace
- Freeman, A. M. III; Herriges, J. A.; Kling, C. L. (2014): The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods. 3. Auflage, RFF Press, Oxon, New York
- Frenz, W., Müggenborg, H.-J. (2011), BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz - Kommentar, Berlin, Erich Schmidt Verlag
- Frey, K., Lambrecht, M., Dziekan, K., Mutert, T. (2015): Maut für Deutschland: Jeder Kilometer zählt. Der Beitrag einer Lkw-, Bus- und Pkw-Maut zu einer umweltorientierten Verkehrsinfrastrukturfinanzierung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt
- Freeman, A. M. III; Herriges, J. A.; Kling, C. L. (2014): The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods. 3. Auflage, RFF Press, Oxon, New York
- Führ, M. (2016), GK-BImSchG : Bundes-Immissionsschutzgesetz – GK-BImSchG : Bundes-Immissionsschutzgesetz, München, C.H. Beck
- Führ, M., Below, N. (2018), Mit illegalen Abschaltvorrichtungen legal auf der Straße?, in: Zeitschrift für Umweltrecht, S. 259-268
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erismann, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., Cosby, J. (2003): The Nitrogen Cascade. BioScience 53 (4). 341-356.
- Garske, B. (2020), Ordnungsrechtliche und ökonomische Instrumente der Phosphor-Governance : Unter Berücksichtigung der Wirkungen auf Böden, Gewässer, Biodiversität und Klima, Weimar (Lahn), Metropolis-Verlag
- Gassner, E., Bendomir-Kahlo, G., Schmidt-Räntsch, A. u. J. (2003), BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz – Kommentar, 2. Aufl., München, C.H. Beck
- Gassner, E., Heugel, M. (2010), Das neue Naturschutzrecht, München, C.H. Beck
- Gawel, E. (2001), Steuerinterventionismus und Fiskalzweck der Besteuerung – Lenkung und Finanzierung als Problem lenkender (Umwelt-)Steuern, in: Steuer und Wirtschaft, S. 26-41
- Gawel, E., Köck, W., Kern, K., Möckel, S., Robert, H., Fälsch, M., Völkner, T. (2011), Weiterentwicklung von Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelten zu einer umfassenden Wassernutzungsabgabe, Umweltbundesamt, UBA-Texte Band 67/2011, Dessau, Umweltbundesamt
- Gu, B.; Ju, X.; Chang, J.; Ge, Y.; Vitousek, P. M. (2015): Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China. In: PNAS, 2015, 112 (28), S. 8792-8797
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., Kroon, H. d. (2017), More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas, in: PLOS ONE

- Hautzinger, H., Fichert, F., Fuchs, M., Stock, W. (2012): Eignung einer City-Maut als Instrument der Verkehrs- und Umweltpolitik in der Freien und Hansestadt Hamburg. Schlussbericht zur Grundsatzstudie. Mannheim/Heilbronn: Institut für angewandte Verkehrs- und Tourismusforschung e.V. (IVT)
- Härtel, I. (2002), Düngung im Agrar- und Umweltrecht - EG-Recht, deutsches, niederländisches und flämisches Recht, 117, Berlin, Duncker & Humblot
- Härtel, I. (2019), Zwischen Grundwasserschutz und effizienter Landwirtschaft: zur Umsetzungsproblematik der Nitratrichtlinie, in: Natur und Recht
- Häußermann, U., Bach, M., Klement, L., Breuer, L. (2019), Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017, UBA-Texte Band 131, Dessau, Umweltbundesamt
- Hofacker, A., Köllner, C. (2017), WLTP und NEFZ im Vergleich, in: Fahrzeugtechnik.
- Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A., Trepel, M. (2012): Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. Kiel: Institut für Ökosystemforschung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- Hülsbergen, K.-J. (2019), Stickstoffeffizienz durch digitales Nährstoffmanagement und Precision Farming, Symposium Wege in eine nachhaltige Stickstoffwirtschaft, 06. Mai 2019, Halle (Saale), https://www.acatech.de/wp-content/uploads/2019/05/H%C3%BClsbergen_Stickstoffeffizienz_N%C3%A4hrstoffmanagement_PrecisionFarming.pdf, acatech
- Jarass, H. D. (1999), Nichtsteuerliche Abgaben und lenkende Steuern unter dem Grundgesetz : eine systematische Darstellung verfassungsrechtlicher Probleme mit Anwendungsfällen aus dem Bereich der Umweltabgaben, Köln, Otto Schmidt
- Jarass, H. D. (2017), BImSchG – Bundes-Immissionsschutzgesetz, 12. Aufl., München, C.H. Beck, 1092 S.
- Jarass, H. D., Pieroth, B. (2012), GG – Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland 12. Aufl., München, C.H. Beck
- Jongeneel, R.; Polman, N.; van der Ham, C. (2014): Costs and benefits associated with the externalities generated by Dutch agriculture. 14th EAAE Congress, Ljubljana, 26.-29.08.2014
- Keeler, B. L.; Gourevitch, J. D.; Polasky, S.; Isbell, F.; Tessum, C. W.; Hill, J. D.; Marshall, J. D. (2016): The social costs of nitrogen. In: Science Advances, 2016, 2, American Association for the Advancement of Science
- Klinck, S. (2012), Agrarumweltrecht im Wandel. Vom Subventionsrecht zum Recht der Umweltdienstleistungen, Michael Kloepper, Schriften zum Umweltrecht Band Band 174, Berlin, Duncker & Humblot, 175 S.
- Kloepper, M. (2016), Umweltrecht, 4. Aufl., München, C.H. Beck.
- Knickel, K., Janßen, B., Schramek, J., Käppel, K. (2001), Naturschutz und Landwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“, Angewandte Landschaftsökologie Band Heft 41, Bonn, Bundesamt für Naturschutz
- Koch-Gröber, H. (2020), Das Diesel-Dilemma – Verantwortungen und Perspektiven, in: Zeitschrift für Umweltrecht & Umweltpolitik (ZfU), S. 41–68
- Köck, W. (2010), Rechtlicher Handlungsrahmen und Instrumente für die Erhaltung der Biodiversität in Kulturlandschaften, in: Natur und Recht, S. 530-538
- Kotulla, M. (2011), WHG – Wasserhaushaltsgesetz - Kommentar, 2. Aufl., Stuttgart, W. Kohlhammer
- Kotulla, M. (2017), BImSchG – Bundes-Immissionsschutzgesetz, Loseblatt, 22 Lfg. Aufl., Stuttgart, Kohlhammer
- Kraftfahrtbundesamt (2018), Neuzulassungen von Pkw im Jahr 2018 nach privaten und gewerblichen Haltern.

Kremer, P. (2009), Zur Erforderlichkeit eines wasserrechtlichen Genehmigungsverfahrens beim Eintrag von Luftschadstoffen in ein Gewässer. Offene Fragen zum Verhältnis Wasserrecht - Immissionsschutzrecht, in: Zeitschrift für Umweltrecht, S. 421-425

KTBL - Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V (2007): Kosten der Düngestrategien, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft.

KTBL - Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (2009), Anforderungen der TA Luft für den Stallbau, https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/artikel/Management/TA-Luft/TA-Luft.pdf

LAI - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (2012), Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, http://stickstoff.naturschutzinformationen-nrw.de/site/files/stickstoff/einleitung/LAI_N-Leitfaden_Langfassung_M%C3%A4rz_2012.pdf

Lambrecht, H., Trautner, J. (2007), Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP, Bonn - http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/bfn-fue_ffh-fkv_bericht_und_anhang_juni__2007.zip, Bundesamt für Naturschutz

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2019): Wasser kennt keine Grenzen, <https://www.lanuv.nrw.de/landesamt/veroeffentlichungen/pressemitteilungen>

Landmann, R. v., Rohmer, G. (2011a), Umweltrecht, Bd. III – Umweltrecht: BImSchG, Loseblatt. Aufl., München, C.H. Beck.

Landmann, R. v., Rohmer, G. (2011b), Umweltrecht, Bd. II – Umweltrecht, München, Beck.

Landmann, R. v., Rohmer, G. (2017a), Umweltrecht, Bd. III – Umweltrecht: BImSchG, Loseblatt, 85. Ergänzungslieferung. Aufl., München, C.H. Beck.

Landmann, R. v., Rohmer, G. (2017b), Umweltrecht, Bd. II – Umweltrecht: KrW-/AbfG, BBodSchG, BNatSchG u.a., Loseblatt. Aufl., München, C.H. Beck, Loseblatt, 85. Ergänzungslieferung.

Laskowski, S. R. (2012), Gewässerschutzrecht, in: Ines Härtel (Hrsg.), Handbuch des Fachanwalts Agrarrecht, Köln, Luchterhand - Wolters Kluwer, S. 688 - 724

Leip, A., Weiss, F., Lesschen, J. P., & Westhoek, H. (2014): The nitrogen footprint of food products in the European Union. In: The Journal of Agricultural Science, 152(S1), S.20-33

Linden, W. (1992), Gewässerschutz und landwirtschaftliche Bodennutzung: dargestellt am Beispiel der Düngung unter besonderer Berücksichtigung der Nitratproblematik, Umwelt- und Technikrecht Band 19, Heidelberg, v. Decker

Litman, T. (2013): Transport Elasticities: Impacts on Travel Behaviour. Bonn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)

Lorz, A., Konrad, C., Mühlbauer, H., Müller-Walter, M. H., Stöckel, H. (2013), Naturschutzrecht – Naturschutzrecht mit Artenschutz und Europarecht/Internationales Recht, 3. Aufl., München, C.H. Beck

Louis, H. W. (2010), Das neue Bundesnaturschutzgesetz, in: Natur und Recht, S. 77 - 89

Louis, H. W., Engelke, A. (2000), BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz - Kommentar, 2. Aufl., Braunschweig, Schapen-Ed

LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2017), Klärung der Anforderungen an die Stickstoffbilanzierung - Grundlagen und Methodik der Critical Levels, Critical Loads und Critical Surplus zur flächendeckenden Bewertung des Stickstoffhaushalts (CS-Bericht 2017),

<http://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/121427/U26-S7-N17.pdf>, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg Ministerium für Umwelt

Ludwig, G. (2010), Möglichkeiten und Grenzen der Steuerung der Biomasseproduktion durch die Regionalplanung, in: Deutsches Verwaltungsblatt, S. 944 - 950

Lütkes, S., Ewer, W. (2011), BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz - Kommentar, 1. Aufl., München, C.H. Beck,

Meßerschmidt, K. (2011), Europäisches Umweltrecht, Juristische Kurz-Lehrbücher, München, C.H. Beck

Metzler, D., Humpe, A., Gössling, S. (2018): Is it time to abolish company car benefits? An analysis of transport behaviour in Germany and implications for climate change. Climate Policy 19 (5), S. 542-55

Milchindustrie-Verband e. V. (2020): Wohin die Milch in Deutschland fließt 2018, <https://milchindustrie.de/marktdaten/aussenhandel/>

Möckel, S. (2006), Umweltabgaben zur Ökologisierung der Landwirtschaft, Schriften zum Umweltrecht Band 146, Berlin, Duncker & Humblot

Möckel, S. (2012), Landwirtschaft und naturschutzrechtliche Eingriffsgenehmigung - Anwendungsbereich und Verfassungsmäßigkeit der Regelvermutung sowie Erforderlichkeit pauschaler Kompensationspflichten, in: Natur und Recht, S. 225 - 232

Möckel, S. (2013), Erfordernis einer umfassenden außenverbindlichen Bodennutzungsplanung auch für nichtbauliche Bodennutzungen, in: Die öffentliche Verwaltung, S. 424 - 436

Möckel, S. (2014), Verbesserte Anforderungen an die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft, in: Zeitschrift für Umweltrecht, S. 15-23

Möckel, S. (2015), 'Best available techniques' as a mandatory basic standard for more sustainable agricultural land use in Europe?, in: Land Use Policy, S. 342 - 351

Möckel, S. (2016a), Schutz von Dauergrünland vor Umwandlung, Umbruch oder Intensivierung – Teil 1: Förderrecht, in: Natur und Recht, S. 741 - 748

Möckel, S. (2016b), Schutz von Dauergrünland vor Umwandlung, Umbruch oder Intensivierung – Teil 2: Ordnungsrecht, in: Natur und Recht, S. 814 - 823

Möckel, S. (2016c), Verhältnis ordnungs- und beihilferechtlicher Mindestanforderungen im Agrarumweltrecht, in: Zeitschrift für Umweltrecht, S. 655 - 665

Möckel, S. (2017): Rechtsgutachten zur Klärung von Rechtsfragen zur Erhebung einer Abgabe auf Stickstoffüberschuss und einer Abgabe auf stickstoffhaltigen Mineraldünger durch den Landesgesetzgeber. Im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Halle (Saale)

Möckel, S. (2018a), Entspricht das neue deutsche Düngerecht den im EuGH-Urteil vom 21.6.2018 genannten Anforderungen?, in: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, S. 1599 - 1604

Möckel, S. (2018b), Gute fachliche Praxis, Eingriffsregelung und Landwirtschaft, in: Natur und Recht, S. 742-745

Möckel, S. (2019), Natura 2000 Verträglichkeitsprüfung: Neue Entscheidungen des EuGH verdeutlichen die Defizite der deutschen Rechtslage und Rechtspraxis, in: Natur und Recht, S. 152-159

Möckel, S., Bathe, F. (2013), Kleingewässer und Wasserrahmenrichtlinie - Ist die deutsche Handhabung korrekt?, in: Deutsches Verwaltungsblatt, S. 220 - 225

Möckel, S., Köck, W., Schramek, J., Rutz, C. (2014), Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft, UBA-Texte Band 42/2014, Dessau,

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_42_2014_rechtliche_und_andere_instrumente.pdf, Umweltbundesamt

Möker, U.-H. (1993), Gewässerbelastungen durch Agrarstoffe: rechtliche Standards beim Einsatz von Düngern und Pflanzenschutzmitteln, Forum Umweltrecht Band 8, Baden-Baden, Nomos

Mueller, N. D., Lassaletta, L., Runck, B. C., Billen, G., Garnier, J., Gerber, J. S. (2017), Declining spatial efficiency of global cropland nitrogen allocation, in: Global Biogeochemical Cycles, S. 245-257

Müller, C. (2002), Die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung im Bundes-Bodenschutzgesetz, in: Agrarrecht S. 237 - 241

OECD (2018): Cost-Benefit Analysis and the Environment - Further Developments and Policy Use. OECD Publishing, Paris

Oelmann, M., Czichy, C., Scheele, U., Zaun, S., Dördelmann, O., Harms, E., Penning, M., Kaupe, M., Bergmann, A., Steenpaß, C. (2017), Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung, UBA-Texte Band 43, Dessau, Umweltbundesamt

Öko-Institut (2018): Folgenabschätzung zu den ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Folgewirkungen der Sektorziele für 2030 des Klimaschutzplans 2050 der Bundesregierung. Endbericht

Öko-institut (2019): Quantifizierung von Maßnahmenvorschlägen der deutschen Zivilgesellschaft zu THG - Minderungspotenzialen in der Landwirtschaft bis 2030 Kurzstudie im Auftrag der Klima-Allianz Deutschland

O'Neill, D. (2007): The Total External Environmental Costs and Benefits of Agriculture in the UK. https://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140328104552/http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/costs_benefitapr07_1749472.pdf (13.08.2019)

Osterburg, B. (2009), Strategien und Maßnahmen zur Senkung von diffusen N-Einträgen, Vortrag gehalten im UBA-Dialogforum „Nachhaltige Landnutzung, Stoffflüsse und Biodiversität“, Dessau, 20. Juni 2009, Johann Heinrich von Thünen Institut

Osterburg, B., Röder, N., Schmidt, T. G. (2014), Weiterentwicklung der EU-Agrarpolitik nach 2014 und ihre Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität in Agrarlandschaften, in: Natur und Landschaft, S. 425-428

Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T. G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R. D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P. R., Kleijn, D., Neumann, R. K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W. J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A. V. (2014), EU agricultural reform fails on biodiversity, in: Science, S. 1090-1092

Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Müller, R., Bontzorlos, V., Clough, D., Bezák, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Lomba, A., Möckel, S., Passoni, G., Schleyer, C., Schmidt, J., Lakner, S. (2019), A greener path for the EU Common Agricultural Policy, in: Science, S. 449-451

Plachter, H., Stachow, U., Werner, A. (2005), Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der „Guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft, Naturschutz und Biologische Vielfalt Band Band 7, Bonn, Bundesamt für Naturschutz, 330 S.

Pretty, J. N.; Brett, C.; Gee, D.; Hine, R. E.; Mason, C. F.; Morison, J. I. L.; Raven, H.; Rayment, M. D.; van der Bijl, G. (2000): An assessment of the total external costs of UK agriculture. In: Agricultural Systems, 2000, 65, S. 113-136

Rehbinder, E. (2011), Biodiversitäts- und Klimaschutz in der Landwirtschaft: Reichen die gesetzlichen Rahmenbedingungen?, in: Natur und Recht, S. 241-250

Reinhardt, M. (2019), Schutz der Gewässer vor Nitrateinträgen aus landwirtschaftlicher Bodennutzung – Die neue Düngeverordnung nach dem Urteil des EuGH zur Umsetzung der Nitratrichtlinie, in: Natur und Recht, S. 217 - 225

Ring, I., Schröter-Schlaack, C. (2011), POLICYMIX - Assessing the role of economic instruments in policy mixes for biodiversity conservation and ecosystem services provision: Instrument Mixes for Biodiversity Policies, David N. Barton, POLICYMIX Report Band No. 2/2011, http://policymix.nina.no/Portals/policymix/POLICYMIX%20Report_No%202_2011.pdf, POLICYMX, 208 S.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., Leeuw, S. v. d., 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. J., Foley, J. A. (2009), Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity, in: Ecology and Society, S. Art. 32.

Röder, N., Ackermann, A., Baum, S., Rudolph, S. (2018), Status quo und aktuelle Entwicklungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung in Deutschland, in: Natur und Landschaft, S. 250 - 257.

Rodi, M. (1994), Die Rechtfertigung von Steuern als Verfassungsproblem: dargestellt am Beispiel der Gewerbesteuer, München, C.H. Beck, 273 S.

Runkel, M., Mahler, A. (2015): Steuervergünstigung für Dieselmotoren. Kurzanalyse für Greenpeace. Berlin: Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (FÖS)

Sachs, M. (2011), GG – Grundgesetz - Kommentar, 6. Aufl., München, C.H. Beck, 2693 S.

Schlacke, S. (2012), GK-BNatSchG – Gemeinschaftskommentar zum Bundesnaturschutzgesetz, Neuwied, Carl Heymann

Schlacke, S. (2017), GK-BNatSchG – Gemeinschaftskommentar zum Bundesnaturschutzgesetz, 2. Aufl., Köln, Carl Heymann Verlag

Schmidt, T. G., Röder, N., Dauber, J., Klimek, S., Laggner, A., de Witte, T., Offermann, F., Osterburg, B. (2014), Biodiversitätsrelevante Regelungen zur nationalen Umsetzung des Greenings der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2013, Thünen Working Paper Band 20, Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut

Schrödter, W. (2015), BauGB – Baugesetzbuch - Kommentar, 8. Aufl

Schumacher, J., Fischer-Hüftle, P. (2011), BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz Kommentar, 2. Aufl., Stuttgart Kohlhammer

Sieder, F., Zeitler, H., Dahme, H. (2011), WHG – Wasserhaushaltsgesetz und Abwasserabgabengesetz - Kommentar, Loseblatt, 41. Ergänzungslieferung. Aufl., München, C. H. Beck.

Simoës, A.J.G.; Hidalgo, C.A. (2011): The Economic Complexity Observatory: An Analytical Tool for Understanding the Dynamics of Economic Development. Workshops at the Twenty-Fifth AAAI Conference on Artificial Intelligence.

Sobota, D. J.; Compton, J. E.; McCrackin, M. L.; Singh, S. (2015): Cost of reactive nitrogen release from human activities to the environment in the United States. In: Environmental Research Letters, 2015, 10, IOP Publishing

Spannowsky, W., Uechtritz, M. (2018), BauGB – Baugesetzbuch - Kommentar, 3. Aufl

SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015), Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem - Sondergutachten, Berlin, SRU

Sutton, M. A.; Bleeker, A.; Howard, C. M.; Bekunda, M.; Grizzetti, B.; de Vries, W.; van Grinsven, H. J. M.; Abrol, Y. P.; Adhya, T. K.; Billen, G.; Davidson, E. A.; Datta, A.; Diaz, R.; Erismann, J. W.; Liu, J.; Oenema, O.; Palm, C.;

Raghuram, N.; Reis, S.; Scholz, R. W.; Sims, T.; Westhoek, H.; Zhang, F. S. (2013): Our Nutrient World – The Challenge to Produce More Food and Energy with Less Pollution. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh

Sutton, M., Mason, K., Sheppard, L., Sverdrup, H., Haeuber, R., Hicks, W. K. (2014), Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity, Berlin, Heidelberg, New York, Springer Science, Business Media.

Taube, F. (2018), Expertise zur Bewertung des neuen Düngerechts (DüG, DüV, StoffBilV) von 2017 in Deutschland im Hinblick auf den Gewässerschutz - Studie im Auftrag von: BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V., Kiel, BDEW.

Tegtmeier, E. M.; Duffy, M. D. (2004): External Costs of Agricultural Production in the United States. In: International Journal of Agricultural Sustainability, 2004, 2 (1)

Thünen-Institut - Johann Heinrich von Thünen-Institut (2019), Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft, https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_65.pdf, Thünen Report Band 65

UBA - Umweltbundesamt (2003): CO₂-Minderung im Verkehr - Ein Sachstandsbericht des Umweltbundesamtes - Beschreibung von Maßnahmen und Aktualisierung von Potenzialen.

UBA - Umweltbundesamt (2006), Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft - Ergebnisse von Untersuchungen des Umweltbundesamtes und Vergleich mit Erkenntnissen der Länder, Dessau, UBA

UBA - Umweltbundesamt (2009): Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen

UBA – Umweltbundesamt (2010): *Stickstoff-Zuviel des Guten?: Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren*. Umweltbundesamt.

UBA - Umweltbundesamt (2015): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen.

UBA - Umweltbundesamt (2016): Wirkungen von Tempo 30 an Hauptverkehrsstraßen.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/wirkungen-von-tempo-30-an-hauptverkehrsstraessen>
(abgerufen am 02.08.2020)

UBA - Umweltbundesamt (2016a): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland. Aktualisierte Ausgabe 2016

UBA - Umweltbundesamt (2016b): Finanzierung einer nachhaltigen Güterverkehrsinfrastruktur - Anforderungen und Rahmenbedingungen für eine zukunftsorientierte Entwicklung des Güterverkehrs - eine systematische Analyse auf der Grundlage eines Ländervergleichs Teilvorhaben ohne Luftverkehr

UBA - Umweltbundesamt (2016c): Was ist „Slow Steaming“? <https://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/was-ist-slow-steaming> (abgerufen am 25.04.2019)

UBA - Umweltbundesamt (2017), Umweltschutz in der Landwirtschaft,
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/170405_uba_fb_landwirtschaftumwelt_bf.pdf, 92 S.

UBA – Umweltbundesamt (2017a): Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

UBA - Umweltbundesamt (2018): Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland.

UBA - Umweltbundesamt (2019a): Methodenkonvention 3.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten, Sachstandsbericht AP 4: Ermittlung von Umweltkosten durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA - Umweltbundesamt (2019b): Nationales Luftreinhalteprogramm, Entwurfsfassung, Umweltbundesamt, 09.05.2019

UBA - Umweltbundesamt (2020a): Reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland 2010 - 2014 (DESTINO Teilbericht 2).

UBA - Umweltbundesamt (2020b): Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stick-stoffziel und IST-Zustand (DESTINO Teilbericht 1)

UBA - Umweltbundesamt (2020d) (in Veröffentlichung): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Kostensätze Stand 02/2019. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UBA – Umweltbundesamt (2020e): Klimaschutz durch Tempolimit - Wirkung eines generellen Tempolimits auf Bundesautobahnen auf die Treibhausgasemissionen, Dessau-Roßlau

van Grinsven, H. J. M., Holland, M., Jacobsen, B. H., Klimont, Z., Sutton, M. A. & Jaap Willems, W. (2013): Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation. *Environmental Science & Technology*, 47, S. 3571-3579

Versteyl, L.-A., Sondermann, W. D. (2005), BBodSchG – Bundesbodenschutzgesetz - Kommentar, 2. Aufl

WBAE/WBW - Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten. Berlin

WBD - Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2015), Standpunkt: "Anwendung von organischen Düngern und organischen Reststoffen in der Landwirtschaft" verabschiedet auf der 153. Sitzung des Wissenschaftlichen Beirats für Düngungsfragen

WD - Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags (2017): Besatzobergrenzen in der Tierhaltung. Rechtliche Steuerungsmöglichkeiten des Bundes. Ausarbeitung WD 7 - 3000 - 066/17. Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages

Weiß, W., Feder, S. (2019), Immissionsschutznovelle zur Verhältnismäßigkeit von Dieselfahrverboten und EU-Recht, in: EWS, S. 14-19

Wieland, J. (2006): Verfassungsfragen der geplanten Streichung der Pendlerpauschale im Einkommensteuerrecht. Rechtsgutachten für die Hans-Böckler-Stiftung

Wulfert, K., Lau, M., Widdig, T., Müller-Pfannenstiel, K., Mengel, A. (2015), Standardisierungspotenzial im Bereich der arten-und gebietsschutzrechtlichen Prüfung, FuE-Vorhaben FKZ 3512 82 2100 im Auftrag des BfN, http://www.bfn.de/fileadmin/BfN/eingriffsregelung/Dokumente/Standardisierungspotenzial_Arten-_und_Gebietsschutz_1.pdf, BfN

ZDF (2020): ZDF Politbarometer Mehrheit für Tempolimit

<https://www.zdf.de/nachrichten/heute/politbarometer-mehrheit-fuer-tempolimit-100.html> (abgerufen am 10.09.2020)

8 Anhang A

8.1 Zusammenstellung der stickstoffbezogenen Regelungen und Strategien

Die Zusammenstellung soll einen möglichst umfassenden Überblick über die verschiedenen Regulierungsebenen (internationale und europäische Ebene, Bundesebene, Landesebene), über die verschiedenen Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) und die relevanten Fachgebiete und Verursachungszusammenhänge des Umweltrechts (z.B. Immissionsschutz-, Naturschutz- und Landwirtschaftsrecht) geben.

Diese Mehrebenenperspektive der verschiedenen Regelungsebenen wird mit einem Fokus auf das Bundesrecht verbunden. Dabei wird eine Trennung zwischen rechtlichen Rahmenbedingungen, die dem Bundesgesetzgeber vorgegeben sind und disponiblen nationalen Recht (auch konkurrierende oder Länderkompetenzen) vorgenommen. Denn der Bundesgesetzgeber hat sich grundsätzlich an den Bedingungen des Völker- und Europarechts und des Verfassungsrechts zu orientieren und soll im Rahmen der darin enthaltenen Vorgaben bleiben. Dementsprechend wird die Analyse der völker-, europa- und verfassungsrechtlichen Vorgaben vorangestellt, um den Rahmen der bundesrechtlichen Regeln auf Basis der einfachen Gesetze und untergesetzlichen Vorschriften abzustecken.

Die Gliederung des Abschnittes zum Arbeitspaket 1 richtet sich im Übrigen nach den Umweltmedien, Luft, Wasser, Boden, sowie ferner nach umweltrelevanten Aktivitäten und Verursachungsbereichen, insbesondere Landwirtschaft und schließlich auch nach verschiedenen reaktiven Verbindungen.

Neben den rechtlichen Instrumenten im engeren Sinne wird auch „soft law“ berücksichtigt, das zur Auslegung umweltrechtlicher Prinzipien relevant ist oder in umweltpolitischen Strategiepapieren die künftige rechtliche Entwicklung ankündigt und vorstrukturiert. Dabei geht es insbesondere um nationale Strategien zur Konkretisierung des Vorsorgeprinzips.

8.1.1 Rahmenbedingungen des Handlungsinstrumentariums zur Stickstoffreduktion im Völker-, Europa- und Verfassungsrecht

Um eine Stickstoffstrategie umzusetzen, die, weil sie sich primär mit Handlungsmöglichkeiten des Bundesgesetzgebers beschäftigt, ihren Fokus auf Bundesrecht richtet, müssen zunächst die rechtlichen Rahmenbedingungen analysiert werden. Diese richten sich nach höherrangigem Recht, zunächst vor allem Völker- und Europarecht. Daneben gehört jedoch auch das Umweltverfassungsrecht, insbesondere Art. 20a GG zu den rechtlichen Rahmenbedingungen (vgl. **Error! Bookmark not defined.**, § 3). Zwar könnte Umweltverfassungsrecht theoretisch auch vom Bundesgesetzgeber mit entsprechend qualifizierten Mehrheiten geändert werden, da es hier aber um ein spezifisches Umweltproblem geht, ist dies keine nahe liegende Handlungsoption.

Unterschieden werden kann grundsätzlich zwischen der rechtlichen Rahmensetzung durch allgemeine umweltrechtliche Prinzipien, insb. dem Vorsorgeprinzip und konkreten völker- und europarechtlichen Anforderungen betreffend die Reduktion von Stickstoffverbindungen.

8.1.1.1 Das Vorsorgeprinzip und das „Konzept des sicheren Handlungsraums“

Das Konzept des sicheren Handlungsraumes wird im Zusammenhang mit der Umweltbelastung mit reaktiven Stickstoffverbindungen aus naturwissenschaftlicher Sicht als Maßstab herangezogen (Rockström et al. 2009). Dieses Konzept hat eine Entsprechung in dem

völkerrechtlichen, unionsrechtlichen und national-verfassungsrechtlich begründeten Vorsorgeprinzip (SRU 2015).

Aufgrund des Vorsorgeprinzips kann sich eine Handlungspflicht des Staates zur Reduktion von Stickstoffverbindungen ergeben. Nach dem Vorsorgeprinzip darf ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit kein Grund dafür sein, kostenwirksame Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltverschlechterungen aufzuschieben, wenn schwerwiegende oder bleibende Schäden drohen (sog. Risikovorsorge). Die umwelt- und gesundheitsschädigenden Wirkungen reaktiver Stickstoffverbindungen sind vielfältig (siehe SRU 2015, 69 ff.). Zum Teil handelt es sich um direkte und in ihren Kausalverläufen und Wirkmechanismen hinreichend bekannte Schädigungen, beispielsweise die Eutrophierung terrestrischer Ökosysteme, zum Teil um eher indirekte und mit Ungewissheit verbundene Risiken, so etwa das „Umkippen“ größerer, räumlich umgrenzter Meeresgebiete oder klimatische Auswirkungen durch Lachgas.

Bei den offensichtlichen Schäden mit bekannten Wirkmechanismen ist statt Vorsorge im engen Sinn eigentlich eher Prävention bzw. Vorbeugung betroffen, da das Eintreten schädlicher Wirkungen gewiss ist und die Kausalzusammenhänge bekannt sind. Im deutschen Sprachgebrauch wird Vorsorge jedoch oft als ein Oberbegriff gebraucht, der auch Vorbeugung (engl. prevention) umfasst, wenn etwa im Sinne von unterhalb der aktuellen Schwelle der Gefahrenabwehr kleinere Belastungen vermieden werden sollen, aus denen aufgrund kumulativer Effekte irgendwann ein irreversibler und nicht mehr kompensierbarer Schaden resultiert. Diese Dimension der Vorsorge wird im deutschen Umweltrecht als sogenannte Zukunftsvorsorge charakterisiert (Kloepfer 2016, § 4, Rn. 22).

Das Vorsorgeprinzip ist europarechtlich und zunehmend auch völkerrechtlich anerkannt und gilt als einer der Grundsätze des deutschen Umweltverfassungsrechts. Im Völkerrecht wurde das Vorsorgeprinzip im Grundsatz 15 der Rio-Erklärung von 1992 formuliert und wurde in weiteren völkerrechtlichen Abkommen, wie dem Montrealer Protokoll oder dem Kyoto Protokoll konkretisiert. Speziell im Zusammenhang mit dem Schutz von internationalen Küstengewässern vor Verschmutzung mit Schadstoffen findet es in Art. 2 Abs. 2.a) der OSPAR-Konvention und in Art. 3 Abs. 2 der Helsinki-Konvention Ausdruck. Seit Ende der 1990er Jahre wird es zudem als Prinzip des Völkergewohnheitsrechts gehandelt (McIntyre/Mosedale 1997), auch wenn es als solches nicht unumstritten ist.

Unionsrechtlich findet sich das Vorsorgeprinzip als Grundlage der europäischen Umweltpolitik in Art. 191 Abs. 2 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV, zuvor in den Vertrag der Europäischen Gemeinschaften eingefügt als Art. 174 EGV durch den Vertrag von Maastricht). Im deutschen Verfassungsrecht wird das Vorsorgeprinzip aus Art. 20a GG, der mit dem Verweis auf nachfolgende Generationen einen vorsorgenden Umgang mit Umweltgütern und natürlichen Ressourcen einfordert (Kloepfer 2016, § 4 Rn. 22), hergeleitet.

Hinsichtlich des globalen Stickstoffhaushalts wird unter dem Stichwort des „sicheren Handlungsraums“ (safe operating space) und der „Belastungsgrenzen“ (critical loads approach) international diskutiert, ab welchem Punkt Vorsorge zwingend erforderlich ist, um eine Schädigung der Biosphäre abzuwenden. Um den sicheren Handlungsraum zu bestimmen, wird im Fall der Stickstoffproblematik auf den Critical-Loads-Ansatz verwiesen (Sutton et al. 2014). Nach Auffassung von Rockström und anderen Wissenschaftlern ist, was den Stickstoffhaushalt angeht, der sichere Handlungsraum durch den massiven Eintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen in den Stoffkreislauf bereits überschritten (Rockström et al. 2009).

Die Handlungspflicht des Staates, die sich aus dem Vorsorgeprinzip ergeben kann, ist bereits durch völkerrechtliche Verpflichtungen, vor allem im Bereich Luftreinhaltung, aber auch im Meeresschutz konkretisiert worden. Mit dem Genfer "Übereinkommen über weiträumige

grenzüberschreitende Luftverunreinigung" (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution - CLRTAP) der UN Weltwirtschaftskommission (UNECE) besteht seit 1979 ein rechtlich bindendes Instrument der internationalen Luftreinhaltepolitik. Das Übereinkommen wurde von 51 Staaten inklusive der EU ratifiziert. Die Staaten verpflichten sich in Art. 2 der Konvention zu einer Reduzierung der weiträumigen grenzüberschreitenden Luftverunreinigung.

Das aus dem Vorsorgeprinzip ableitbare Konzept der Belastungsgrenze wird gemäß Art. 1 Nr. 12 des Göteborg-Protokolls als die Schwelle definiert, unter der keine signifikanten schädlichen Auswirkungen auf näher definierte sensible Endpunkte in der Umwelt zu erwarten sind (vgl. auch SRU 2015, 42 m.w.N.). Abhängig vom Endpunkt können die Werte variieren. Die Berechnung von Belastungsgrenzen ist nicht unumstritten, da gerade bei nährstoffarmen Ökosystemen bereits kleinste Einträge von Stickstoffverbindungen die Artenzusammensetzung verändern können. Allerdings ist es ein etablierter Ansatz in der internationalen Luftreinhaltepolitik, dessen Methoden aufgrund der umfangreichen Erfahrung kontinuierlich verbessert werden können.

Im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung wurden zunächst im Osloer Protokoll von 1994 für Schwefelbestandteile Belastungsgrenzen definiert. Im Göteborg-Protokoll von 1999 wurde dann das Problem der Stickstoffverbindungen in den Blick genommen und ebenfalls entsprechende Belastungsgrenzen festgelegt. Gemäß dem Göteborg-Protokoll von 1999 wurde die Reduktion von Stickstoffverbindungen (Stickstoffdioxid (NO₂) und Ammoniak (NH₃)) auf der Basis der Belastungsgrenzen berechnet. Im Einzelnen ergeben sich die Berechnungsmethoden aus dem Methodenhandbuch „Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends“ (Spranger et al. 2004).

Auch die Europäische Luftreinhaltepolitik, insbesondere die NEC-Richtlinie, orientiert sich zur Umsetzung der LRTAP-Konvention und des Göteborg-Protokolls im Rahmen ihrer Zieldefinitionen an den Belastungsgrenzen und dient dazu, Konzentrationen und Einträge unterhalb der in der LRTAP-Konvention festgelegten Werte zu erreichen (Nr. 8 der Erwägungsgründe der neuen NEC-Richtlinie der EU 2016/2284).

8.1.1.2 Überblick über konkrete völker- und europarechtliche Vorgaben zur Stickstoffreduktion

8.1.1.2.1 Völkerrecht

Aus dem Völkerrecht ergeben sich für Deutschland sowohl in Bezug auf die Verschmutzung der Meere als auch für grenzüberschreitende Luftverschmutzung konkrete Verpflichtungen zur Reduzierung von reaktiven Stickstoffverbindungen. Auch aus dem internationalen Naturschutzrecht, insbesondere aus Art. 4 des Berner Übereinkommens über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume, ergeben sich Verpflichtungen zum Schutz von Habitaten, auch diejenigen von seltenen Pflanzen und Tieren, die auf stickstoffarme Standorte angewiesen sind. Insofern sind auch Pflichten zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in diese Lebensräume impliziert.

Völkerrechtliche Verträge binden die unterzeichnenden Staaten im Außenverhältnis, bedürfen aber, um individuelle Rechte und Pflichten zu begründen, der Umsetzung in deutsches oder – in Form von EU-Verordnungen – europäisches Recht. Das Grundgesetz regelt das Verhältnis der Rechtsordnungen, sowie Verfahrens- und Kompetenzfragen (Art. 25, 59 GG). Ohne den Theorienstreit zwischen monistischem und dualistischem Völkerrechtsverständnis im Detail wiederzugeben (hierzu ausführlich Streinz in: Sachs 2011, Art. 25 Rn. 10 ff.), kann festgehalten werden, dass die deutsche Rechts- und Verfassungsordnung als völkerrechtsfreundlich gilt. Die deutschen Staatsorgane sind insofern in der Pflicht, dem Völkerrecht gerecht zu werden, indem

sie seine bindenden Normen befolgen und Verletzungen möglichst unterlassen (BVerfG Beschl. v. 26.10.2004 – 2 BvR 955/00, 1038/01, BVerfGE 112, 1 (25 f.)). Das Grundgesetz unterscheidet allgemeine Regeln des Völkerrechts und die konkreten völkerrechtlichen Verträge.

Nach Art. 25 GG sind die allgemeinen Regeln des Völkerrechts Bestandteil des Bundesrechts. Sie gehen den nationalen Gesetzen vor und erzeugen unmittelbar Rechte und Pflichten. Wegen des Vorrangs müssen kollidierende nationale Vorschriften völkerrechtskonform ausgelegt werden bzw. dürfen im Geltungsbereich der entgegenstehenden völkerrechtlichen Norm nicht angewendet werden (BVerfG Beschl. v. 26.10.2004 – 2 BvR 955/00, 1038/01, BVerfGE 112, 1 (26); Jarass in: Jarass/Pieroth 2012, Art. 25 Rn. 14; Streinz in: Sachs 2011, Art. 25 Rn. 93). Zu den allgemeinen Regeln gehören jedoch nur Regeln, die von der überwiegenden Mehrheit der Staaten anerkannt werden, wie z.B. das Völkergewohnheitsrecht (BVerfG Beschl. v. 6.12.2006 – 2 BvM 9/03, BVerfGE 117, 141 (148 f.); Beschl. v. 8.05.2007 – 2 BvM 1-5/03, 1, 2/06, BVerfGE 118, 124 (134); Jarass in: Jarass/Pieroth 2012, Art. 25 Rn. 5 ff.; Streinz in: Sachs 2011, Art. 25 Rn. 22 ff.).

Für reines Völkervertragsrecht, wie die zu erörternden Abkommen, gilt dagegen Art. 59 GG. Nach Art. 59 Abs. 2 GG bedarf die Ratifizierung eines Vertrages durch den Bundespräsidenten eines vorangehenden Bundesgesetzes, in dem der Bundestag unter Beteiligung des Bundesrates dem Vertrag zustimmt (ermächtigendes Vertragsgesetz) (Jarass in: Jarass/Pieroth 2012, Art. 59 Rn. 15 ff.). Das Bundesverfassungsgericht lehnt eine unmittelbare Verbindlichkeit aus Gründen der Souveränität und des Schutzes der deutschen Verfassung ab. Ein völkerrechtlicher Vertrag erhält daher erst durch das Vertragsgesetz gemäß Art. 59 Abs. 2 GG innerstaatliche Geltungskraft (BVerfG Beschl. v. 22.10.1986 – 2 BvR 197/83, BVerfGE 73, 339 (375), Beschl. v. 14.10.2004 – 2 BvR 1481/04, BVerfGE 111, 307 (318 f.)), da erst das Gesetz den Rechtsanwendungsbefehl setzt (Jarass in: Jarass/Pieroth 2012, Art. 59 Rn. 17). Grundsätzlich verpflichten Völkerrechtsverträge nur Staatsorgane, sofern keine unmittelbare Anwendung vertraglich gewollt ist oder hergeleitet werden kann (BVerfG Beschl. v. 26.10.2004 – 2 BvR 955/00, 1038/01, BVerfGE 112, 1 (25 f.); Streinz in: Sachs 2011, Art. 59 Rn. 66 ff.). Im Fall einer Kollision haben später erlassene nationale Gesetze grundsätzlich Vorrang und auch früher erlassene nationale Vorschriften sind nicht unwirksam oder unanwendbar, da dem völkerrechtlichen Vertrag nur der Rang eines einfachen Gesetzes zukommt (BVerfG Beschl. v. 26.03.1987 – 2 BvR 589/79, 740/81 und 284/85, BVerfGE 74, 358 (370); Jarass in: Jarass/Pieroth 2012, Art. 59 Rn. 19; Streinz in: Sachs 2011, Art. 59 Rn. 63 ff.). Aufgrund der ungeschriebenen Gebote zum völkerrechtsfreundlichen Verhalten und einer widerspruchsfreien Rechtsordnung sind aber die Behörden und Gerichte verpflichtet, die nationalen Vorschriften gemäß des Vertragsgesetzes völkerrechtskonform auszulegen (BVerfG Beschl. v. 26.03.1987 – 2 BvR 589/79, 740/81 und 284/85, BVerfGE 74, 358 (370); Beschl. v. 26.10.2004 – 2 BvR 955/00, 1038/01, BVerfGE 112, 1 (25 f.); Streinz in: Sachs 2011, Art. 25 Rn. 93, Art. 59 Rn. 65a; Jarass in: Jarass/Pieroth 2012, Art. 25 Rn. 4 f., Art. 59 Rn. 19). Bundes- und Landesgesetzgeber sind im Übrigen angehalten ihr kollidierendes Recht in Einklang mit dem Völkerrecht zu bringen (BVerfG Beschl. v. 26.10.2004 – 2 BvR 955/00, 1038/01, BVerfGE 112, 1 (26)).

Aus dem Völkerrecht ergeben sich bereits in vielfältiger Hinsicht Bezüge zur Reduzierung von Einträgen reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt. Zum Teil sind diese Bezüge sehr direkt, wenn es im Recht der Luftreinhaltung um eine Reduzierung der nationalen Emissionshöchstmengen von Stickstoffoxiden (NO_x) und Ammoniak (NH₃) geht. Zum Teil sind die Bezüge vermittelt, aber erkennbar auf Maßnahmen gegen Nitrifizierung bezogen, wie im Fall der Meeresschutzabkommen, die Maßnahmen gegen Eutrophierung vorschreiben bzw. klare Ziele zur Herstellung und Erhaltung eines nicht von anthropogener Überdüngung beeinflussten Zustandes der Küstengewässer setzen. Im Falle des Biodiversitätsschutzes sind diese Bezüge

sogar nur implizit auf eine Reduktion von Stickstoffeinträgen bezogen. Der Schutz von oft zugleich artenreichen, aber nährstoffarmen Standorten, z.B. Magerrasen, Hochmoore oder oligotrophen Gewässern, hat in diesem Zusammenhang einen hohen Stellenwert. Allerdings erfolgt eine Konkretisierung von Maßnahmen oft erst auf europäischer oder nationaler Ebene, etwa in Schutzgebietsverordnungen. Es zeigt sich auch, dass über die expliziten Normen in den Verträgen und ihren Anhängen hinaus die Verbindlichkeiten der Mitgliedsstaaten durch „soft law“ in Form von Guidelines oder Auslegungshilfen konkretisiert werden.

Obwohl völkerrechtliche Verpflichtungen grundsätzlich rechtsverbindlich sind, lässt sich ihre Umsetzung durch die Mitgliedstaaten kaum erzwingen. Mehr noch als beim nationalen und europäischen Recht, wo formale Verfahren zur Verfügung stehen, um Defizite bei der Rechtsdurchsetzung zu adressieren und das geltende Recht notfalls zu erzwingen, kommt es insofern auf den guten Willen der Mitgliedstaaten an. Auch im Fall der oben dargestellten Verträge gibt es zum Teil erhebliche Abweichungen zwischen den selbst gesetzten Zielen und ihrer Einlösung durch konkrete Umsetzungsmaßnahmen. Dies wird auch in den Beschlüssen der Ministerkonferenzen sichtbar. So wurde etwa in der Kopenhagener Ministererklärung von 2013 zur Umsetzung der HELCOM von den Vertragsparteien die Besorgnis über den Stand der Umsetzung des Ostseeaktionsplans zum Ausdruck gebracht. Betont wurde in diesem Zusammenhang das Erfordernis, die beschlossenen Umsetzungsfristen einzuhalten. Unter den betroffenen Zielen waren neben dem Schutz der Biodiversität auch Verbesserungen bei der kommunalen Abwasseraufbereitung und der Verhinderung von Verschmutzungen durch die Landwirtschaft (HELCOM 2013). Auch in der Brüsseler Ministererklärung von 2018 stellten die Vertragsstaaten abermals mit großer Besorgnis fest, dass die Ostsee immer noch stark durch Eutrophierung betroffen sei und dass in vier von sieben Teileinzugsgebieten der Ostsee die maximal zulässigen Einträge überschritten seien (HELCOM 2018).

Tabelle 36: Übersicht der völkerrechtlichen Übereinkommen und Regelungsinhalte mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechtsakt (Ratifiziert)	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Verbindlichkeit / Kontrolle	Umsetzung in EU und Deutschland
Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Genfer Konvention) (1979) (EU: 1981, D: 1982)	– Verpflichtung zur Bekämpfung der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung, Art. 2 – Begründung regelmäßiger Berichtspflichten (Emissionsinventare), gem. Art. 8 – erfasst werden inzwischen u.a. NO₂ und NH₃ – jährlich bis 15. Februar – Rahmenkonvention konkretisiert u.a. durch das Göteborg-Protokoll	verbindlich, aber konkretisierungsbedürftig	In der EU: NEC-Richtlinie 2001/81/EG, abgelöst durch NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 In Deutschland: 39. / 43. BImSchV
Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone (Göteborg-Protokoll) (1999/2012) (EU: 2003, D: 2004)	Emissionshöchstmengen für Deutschland (1999) ab 2010: – 1081 kt/a NO_x – 550 kt/a NH₃ Reduktionsverpflichtungen für Deutschland (2012) ab 2020: – 39 % NO_x bezogen auf 2005 (1 464 kt/a) – 5 % NH₃ bezogen auf 2005 (573 kt/a)	Verbindlich, aber gem. Art. 13 Abs. 1 S. 2 Inventaranpassung möglich unter Umständen, die in 'Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants' (EMEP) Executive Body (Decisions 2012/3; 2012/4; 2014/1) konkretisiert sind.	s.o., Genfer Konvention
Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea (HELCOM) (1992) (EU: 1994, D: 1994)	– Einstufung von Nitrat als prioritär gefährlicher Stoff und Pflicht, den Eintrag von Nitrat in die Ostsee zu minimieren und zu vermeiden. (Art. 5 i.V.m. Annex I Part I) – allgemeine Pflicht zur Reduzierung der Stoffeinträge aus der Industrie, Siedlungen und Landwirtschaft gemäß der Best Environment Practice (BEP) und der Best Available Technology (BAT) (Art. 6 Abs. 1 und 2 i.V.m. Annex III Part I and II) – Pflicht, besondere Anforderungen an die Düngung und Tierhaltung im nationalen Recht zu treffen, die u.a. eine Obergrenze für den Viehbesatz, Anforderungen an die Lagerung von Dung und Gülle (sicher und mindestens 6 Monate) und an die Ausbringung organischer Dünger (u.a. max. 170 kg/ha Stickstoff), Beschränkung der	– verbindlich – Baltic Marine Environment Protection Commission überwacht Umsetzung des Übereinkommens und kann u.a. zu treffende Maßnahmen empfehlen (Art. 19 f.) – Pflicht zur regelmäßigen Berichterstattung über getroffene Maßnahmen und ihre Wirkung (Art. 16) – bei Streitigkeit über die Auslegung oder Anwendung des Übereinkommens besteht Möglichkeit eines Schiedsverfahrens oder die Anru-	in EU u.a. durch: Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG Wasserrahmen-Richtlinie 2000/60/EG Grundwasser-Richtlinie 2006/118/EG EU-Nitrat-Richtlinie 91/676/EWG in Deutschland u.a. durch: Wasserhaushaltsgesetz Düngegesetz Düngeverordnung

Rechtsakt (Ratifiziert)	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Verbindlichkeit / Kontrolle	Umsetzung in EU und Deutschland
	Nährstoffzufuhr auf den Pflanzenbedarf (Art. 6 Abs. 2 i.V.m. Annex III Part II Regulation 2) – Pflicht zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten und Gewässerrandstreifen (Art. 6 Abs. 2 i.V.m. Annex III Part II Regulation 2 Nr. 9)	fung des Internationalen Gerichtshofes, sofern Verhandlung oder Vermittlung gescheitert ist (Art. 26)	Stoffstrombilanzierungsverordnung
Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR) (1992) (EU, D)	– Gem. Art. 2.1(a) Verpflichtung der Vertragsstaaten zur Vermeidung von Umweltverschmutzung – Art. 3 in Annex I: OSPAR-Kommission entwickelt Maßnahmen und Programme zur Verminderung von Nährstoffeintrag – Nordost-Atlantische Umweltstrategie (NEAES), basierend auf OSPAR Quality Status Report 2010 und im selben Jahr beschlossen, verpflichtet gemäß Art. 1.2.b, dass bis 2020 alle Teile des OSPAR-Meeresgebietes als unproblematische Zonen eingestuft werden können	– verbindlich – Common Procedure (2013-08) setzt einen Bewertungsrahmen für die Vertragsstaaten, um den Eutrophierungsstatus ihrer Meeresgebiete in Problemzonen, potenzielle Problemzonen und unproblematischen Zonen einzustufen	s.o., HELCOM
Bonner Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten (CMS) (1979/1983) (EU: 1982, D: 1984)	– völkerrechtliche Grundlage für verschiedene Unterabkommen, z.B. zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (AEWA) von 1995 – für streng zu schützende, gefährdete Arten des Anhangs I sind besondere und sofortige Schutzmaßnahmen zu treffen (Art. III Abs. 4)	– verbindlich, aber teilweise nur als Bemühenspflicht ausgestaltet (z.B. Art. III Abs. 4) – bei Streitigkeit über die Auslegung oder Anwendung des Übereinkommens besteht Möglichkeit eines Schiedsverfahrens oder Anrufung des Haager Ständigen Schiedshofes, wenn Verhandlungen oder Vermittlungen gescheitert sind (Art. XIII)	in EU u.a. durch: EU-FFH-Richtlinie 92/93/EWG EU-Vogelschutz-Richtlinie 2009/147/EU (ehemals 79/409/EWG) EU-Kommission, Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020, KOM (2011) 244 (unverbindlich) in Deutschland u.a. durch: BNatSchG (u.a. §§ 1 und 2, 32-36, 44-45) Nationale Strategie über die Biologische Vielfalt (unverbindlich)
Berner Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere	– allgemeine Verpflichtung, alle erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen, um die Population der wildlebenden Pflanzen und Tiere auf einem Stand zu erhalten oder auf einen Stand zu bringen, der insbesondere den öko-	– verbindlich, aber teilweise nur als Pflicht zur Berücksichtigung (z.B. Art. 4 Abs. 2) – Ständiger Ausschuss überwacht Einhaltung des Übereinkommens	s.o., Bonner Übereinkommen

Rechtsakt (Ratifiziert)	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Verbindlichkeit / Kontrolle	Umsetzung in EU und Deutschland
und ihrer natürlichen Lebensräume (1979/1982) (EU: 1993, D: 1984)	logischen, wissenschaftlichen und kulturellen Erfordernissen entspricht, wobei den wirtschaftlichen und erholungsbezogenen Erfordernissen und den Bedürfnissen von örtlich bedrohten Unterarten, Varietäten oder Formen Rechnung getragen wird (Art. 2) – Pflicht, geeignete und erforderliche gesetzgeberische und Verwaltungsmaßnahmen zu ergreifen, um die Erhaltung der Lebensräume wildlebender Pflanzen- und Tierarten, insbesondere der in den Anhängen I und II genannten Arten, sowie die Erhaltung gefährdeter natürlicher Lebensräume sicherzustellen (Art. 4 Abs. 1, Art. 5 und 6)	und kann u.a. den Vertragsparteien zu treffende Maßnahmen empfehlen und Vorschläge zur Verbesserung der Wirksamkeit des Übereinkommens vorlegen (Art. 14) – Berichtspflichten gegenüber Ständigem Ausschuss bzgl. erteilter Ausnahmen (Art. 9 Abs. 2) – bei Streitigkeit über die Auslegung oder Anwendung des Übereinkommens besteht Möglichkeit eines Schiedsverfahrens, sofern Vermittlung des Ständigen Ausschuss gescheitert ist (Art. 18)	

8.1.1.2.2 Europarecht

Ein Großteil der deutschen umweltrechtlichen Regelungen basiert auf europäischen Vorgaben. Entsprechend findet sich im Unionsrecht auch eine Vielzahl von stickstoffbezogenen Regelungen. Zudem werden viele stickstoffbezogene völkerrechtliche Verträge vor allem durch EU-Richtlinien auf europäischer Ebene umgesetzt.

Je nach Kompetenzgrundlage, Gegenstandsgebiet und rechtlicher Instrumentierung kann das EU-Recht dem nationalen Gesetzgeber unterschiedliche Spielräume lassen. Ist eine europäische Regelung aufgrund der sog. Binnenmarktkompetenz des Art. 114 AEUV erlassen worden, so sind nur im sehr engen Rahmen des Art. 114 Abs. 4-6 AEUV strengere mitgliedstaatliche Regelungen zulässig. Anders ist die Lage bei Regelungen aufgrund der umweltpolitischen Kompetenz des Art. 192 AEUV, da gemäß Art. 193 AEUV die Mitgliedstaaten verstärkte Schutzmaßnahmen beibehalten oder ergreifen dürfen.

Im Bereich des Umweltrechts hat die EU, gestützt auf die Art. 191 f. AEUV, v.a. Richtlinien erlassen. Gemäß Art. 288 Abs. 3 AEUV schreiben Richtlinien den Mitgliedstaaten nur das Ziel einer Regelung verbindlich vor, überlassen ihnen jedoch die Wahl der Form und Mittel. Eine unmittelbare Verbindlichkeit für Bürger*innen und Unternehmen kann allenfalls im Fall von gesetzgeberischen Umsetzungsdefiziten eintreten. Im Bereich Landwirtschaft sind – gestützt auf Art. 43 und 114 AEUV – auch Verordnungen erlassen worden, die gemäß Art. 288 Abs. 3 AEUV vollumfänglich direkt verbindlich sind.

8.1.1.2.2.1 Europäisches Recht der Luftreinhaltung

Ungefähr die Hälfte der reaktiven Stickstoffverbindungen gelangen über den Luftpfad in die Umwelt (SRU 2015, 163). Dabei handelt es sich um Stickstoffoxide, Ammoniak und Lachgas. Die Folge sind Gesundheitsbelastungen, bei Lachgas auch Klimawandel und Belastungen v.a. terrestrischer und auch aquatischer Ökosysteme durch Nährstoffe, auch wenn diesbezüglich die direkten Einträge über den Wasserkreislauf überwiegen.

Die EU hat sich das Ziel gesetzt, die Luftverschmutzung durch Stickstoffverbindungen unter die Werte zu bringen, die zur Vermeidung erheblicher Belastungen empfohlen werden (Mitteilung der Kommission 2013/918, S. 7). Dazu zählen die Luftgüteleitwerte der Weltgesundheitsorganisation (WHO 2006), die kritischen Einträge, die nach gängigen wissenschaftlichen Methoden berechnet werden und die Belastungsgrenzen, bzw. Toleranzwerte von Ökosystemen (SRU 2015, 163 f.).

Da das Europäische Umweltrecht nicht den umfassenden Begriff der Immission kennt, der neben Luftverunreinigungen auch Geräusche, Erschütterungen, Strahlungen, Licht, Wärme und andere Umwelteinwirkungen beinhalten kann, wird Luftreinhaltung als rechtssystematisch eigenständige Materie behandelt (Meßerschmidt 2011, 737). Unterschieden werden kann zwischen den nationalen Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie, den Luftqualitätszielen, die sich aus der Luftqualitätsrichtlinie ergeben und den konkreten Emissionsgrenzwerten und BVT-Regeln für spezifische Verursachungszusammenhänge, das sind bei Emissionen in die Luft abgesehen von der Landwirtschaft vor allem standortgebundene Feuerungsanlagen und Verbrennungsmotoren im Bereich Verkehr.

Tabelle 37: Europarechtliche Rechtsakte zur Luftreinhaltung mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe (neue NEC-Richtlinie)	Grundsätzliche Umsetzung des Göteborg-Protokolls, aber zum Teil darüberhinausgehend – Emissionsreduktionsverpflichtungen für Luftschadstoffe, u.a. die anthropogenen atmosphärischen Emissionen von NO_x und NH₃ – Inventar- und Berichtspflichten gem. Art. 8 – Umsetzung durch Nationale Luftreinhaltungsprogramme gem. Art. 6 und 10 (Mindestinhalte u. Maßnahmenvorschläge in Anhang III) – NO_x-Reduktion gegenüber 2005 gem. Art. 4 i.V.m. Anhang II, Tabelle A: 39% in jedem Jahr ab 2020; 65% ab 2030 – NH₃-Reduktion gegenüber 2005 gem. Anhang II, Tabelle B: 5% in jedem Jahr ab 2020; 29% in jedem Jahr ab 2030	Laut Art. 4 begrenzen die Mitgliedstaaten ihre jährlichen anthropogenen Emissionen von NO _x „zumindest“ im Einklang mit ihren nationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen. Für strengere Regelungen bleibt insofern ausdrücklich Spielraum.	– 43. BImSchV; Änderung von §§ 33 ff. der 39. BImSchV; – Vgl. auch den in diesem Zusammenhang geänderten § 33 der 39. BImSchV zur Umsetzung der alten NEC-Richtlinie, der bis 31.12.2019 weitergalt – Umsetzungsdefizite bzw. notwendig gewordene Emissionsinventaranpassung bzgl. der alten NEC-RL (s.o. zum Göteborg-Protokoll)
Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Luftqualitätsrichtlinie)	Gemäß Art. 12 ff. sorgen die Mitgliedstaaten für die Einhaltung der Grenzwerte und kritischen Werte. Als Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit gem. Anhang XI gelten: – 200 µg/m³ dürfen – gemittelt auf die Stunde – nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden – 40 µg/m³ gemittelt auf das Kalenderjahr Alarmschwelle: 400 µg/m ³ NO ₂ über drei Stunden gem. Anhang XII. Kritische Werte zum Schutz der Vegetation gem. Anhang XIII: – 30 µg/m³ NO_x gemittelt auf das Kalenderjahr	Richtlinie ist gestützt auf Art. 175 EGV (inzwischen Art. 192 Abs. 1 AEUV), so dass gem. Art. 193 AEUV die Mitgliedstaaten nicht daran gehindert sind, verstärkte Maßnahmen beizubehalten oder zu ergreifen, solange diese mit den Verträgen vereinbar sind. Die Grenzwerte dürfen nicht überschritten, wohl aber unterschritten werden, als sich gem. Art. 12 die Mitgliedstaaten bemühen, die beste Luftqualität aufrechtzuerhalten, die mit einer nachhaltigen Entwicklung in Einklang zu bringen ist. Insofern bestehen Spielräume für nationale Politik.	– 39. BImSchV – Vertragsverletzungsverfahren 2015/2073 (Klage eingereicht am 11. Oktober 2018 — Europäische Kommission / Bundesrepublik Deutschland Rechtssache C-635/18)
Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. No-	Gem. Art. 30 i.V.m. den Anhängen V und VI ergeben sich Emissionsgrenzwerte für unterschiedliche Anlagen. Anhang V: Technische Bestimmungen für Feuerungsanlagen	Richtlinie ist gestützt auf Art. 192 Abs. 1 AEUV, so dass gem. Art. 193 AEUV die Mitgliedstaaten nicht daran gehindert	– Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie über Industrieemissionen vom 8. April 2013, dadurch Änderungen von

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
November 2010 über Industrieemissionen (Industrieemissionsrichtlinie)	– Grenzwerte variieren auf detaillierte Weise je nach Energieträger (z.B. Biomasse, Torf, feste Brennstoffe, flüssige Brennstoffe, Erdgas) und Feuerungsanlagentyp (Gasturbinen, Gasmotoren und sonstige Feuerungsanlagen) und Kapazität (in MW) zwischen 50 und 450 µg/Nm³ NO_x – Emissionsüberwachung bei Feuerungsanlagen Grenzwerte siehe Anhang VI (im Tagesmittel): – für neue Abfallverbrennungsanlagen oder mit Kapazität über 6 t/h: 200 µg/Nm³ NO + NO₂ – unter 6 t/h: 400 µg/Nm³ NO + NO₂ – in Anhang VI Teil 4 detaillierte Grenzwerte für Abfallmitverbrennung von 150-500 µg/Nm³ NO_x, bspw. 500 mg für Zementöfen unter Abfallmitverbrennung (Anh. VI, Teil 4, 2.2. BVT Merkblätter, z.B. zur Eisen- und Stahlerzeugung (2012), siehe 2.2.2.1.4 Minderung der NO_x-Emissionen²⁰ BVT-Durchführungsbeschluss 2013/163/EU (Az. C(2013) 1728) über Industrieemissionen in Bezug auf die Herstellung von Zement, Kalk und Magnesiumoxid, wobei sich der o.g. Richtliniengrenzwert im wesentlichen innerhalb der hier angegebenen Bandbreiten hält.	sind, verstärkte Maßnahmen beizubehalten oder zu ergreifen, solange diese mit den Verträgen vereinbar sind.	Bundesgesetzen, insb. BImSchG. – Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie über Industrieemissionen, dadurch Änderung Verordnungen, insb. der 13. und 17. BImSchV (die Grenzwerte der 17. BImSchV bewegen sich ganz überwiegend i.R. der Bandbreiten des Durchführungsbeschlusses zur Zementherstellung und sind meist strenger bzw. am unteren Rand der BVT-Bandbreiten angesiedelt (strenger als der RL-Grenzwert sowieso). – Technische Anleitung Luft
Richtlinie (EU) 2015/2193 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2015 zur Begrenzung der Emissionen bestimmter Schadstoffe aus mittelgroßen Feuerungsanlagen in die Luft (Richtlinie mittelgroße Feuerungsanlagen)	– Art. 6 i.V.m. Anhang II legt Grenzwerte für mittelgroße Feuerungsanlagen fest, diese liegen: – für bestehende mittelgroße Feuerungsanlagen grundsätzlich je nach Brennstoff zwischen 200 und 650 µg/Nm³ (Teil 1) – für bestehende Motoren und Gasturbinen zwischen 150 und 200 µg/Nm³ (Teil 1, Tab. 3), mit Ausnahmen z.B. für ältere Dieselmotoren, die u.U. bis 1850 µg/Nm³ – für neue mittelgroße Feuerungsanlagen grundsätzlich je nach Brennstoff zwischen 100 und 300 µg/Nm³ (Teil 2, Tabelle 1)	Richtlinie ist gestützt auf Art. 192 Abs. 1 AEUV, so dass gemäß Art. 193 AEUV die Mitgliedstaaten nicht daran gehindert sind, verstärkte Maßnahmen beizubehalten oder zu ergreifen, solange diese mit den Verträgen vereinbar sind.	44. BImSchV (Verordnung zur Einführung der Verordnung über mittelgroße Feuerungsanlagen sowie zur Änderung der Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen, BGBl I 2019, S. 804, Nr. 22).

²⁰

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/beste-verfuegbare-techniken/sevilla-prozess/bvt-merkblaetter-durchfuehrungsbeschluesse>

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Verordnung (EU) 2015/1189 der Kommission vom 28. April 2015 zur Durchführung der Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates im Hinblick auf die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung von Festbrennstoffkesseln	– für neue Motoren und Gasturbinen zwischen 150 und 200 µg/Nm³ (Teil 2, Tabelle 2), weiterhin mit Ausnahmen z.B. für Dieselmotoren u.U. bis 1850 µg/Nm³ – Art. 3 Abs. 2 i.V.m. Anhang II. 1.f) der VO legt Grenzwerte für Festbrennstoffkessel bis 500 kW ab 2020 fest: – 200 mg/m³ für Biomassekessel – 350 mg/m³ für fossile Brennstoffe	– Die Durchführungs-VO ist, so wie die Ökodesign-RL selbst, auf die Binnenmarktkompetenz gem. Art. 114 AEUV (ex-Art. 95 EUV) gestützt – Abweichende Bestimmungen nur unter den strengen Bedingungen des Art. 114 Abs. 4 und 5 ff. AEUV	Als Verordnung unmittelbar anwendbar, d.h. keine Umsetzung erforderlich
Verordnung (EG) Nr. 715/2007 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2007 über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen hinsichtlich der Emissionen von leichten Personenkraftwagen und Nutzfahrzeugen (Euro 5 und Euro 6) und über den Zugang zu Fahrzeugreparatur- und -wartungsinformationen (Emissions-Grundverordnung)	Gem. Art. 4 und 10 setzt die Typgenehmigung die Einhaltung der entsprechenden Grenzwerte des Anhangs I voraus, für Euro-5-Emissionsgrenzwerte: – für Selbstzündungsmotoren (insb. Diesel) je nach Fahrzeugklasse 180-290 mg/km – für Fremdzündungsmotoren (Ottomotor) je nach Fahrzeugklasse 60-82 mg/km für Euro-6-Emissionsgrenzwerte: – für Selbstzündungsmotoren (insb. Diesel) je nach Fahrzeugklasse 80-125 mg/km – für Fremdzündungsmotoren (Ottomotor) je nach Fahrzeugklasse 60-82 mg/km Inzwischen wurde durch Ergänzung der Verordnung 715/2007/EG durch Verordnung (EU) 2017/1151 der Kommission vom 17.07.2017 das Worldwide Harmonized Light-Duty Vehicles Test Procedure (WLTP-Prüfzyklus) eingeführt und der umstrittene New European Driving Cycle (NEDC) als Teststandard für Automobilemissionen bei der Typzulassungsprüfung abgelöst.	– Binnenmarktkompetenz gem. Art. 114 AEUV (ex-Art. 95 EGV), abweichende Bestimmungen nur unter den strengen Bedingungen des Art. 114 Abs. 4 und 5 ff. AEUV – Nationale Behörden dürfen gem. Art. 10 Abs. 1 aus Gründen, die die Emissionen oder den Kraftstoffverbrauch von Fahrzeugen betreffen, Typgenehmigung nicht versagen oder Zulassung verweigern bzw. Kauf oder Inbetriebnahme untersagen, wenn das betreffende Fahrzeug dieser Verordnung und ihren Durchführungsmaßnahmen entspricht. Das heißt, dass auch bei einem höheren Schadstoffausstoß bei Verwendung von nach Art. 5 Abs. 2 S. 2 lit. a, b und c europarechtlich zulässigen Abschaltvorrichtungen kein Verbot nach nationalem Recht ausgesprochen werden darf.	VO zur Neuordnung des Rechts der Erteilung von EG-Genehmigungen für KFZ und ihre Anhänger sowie für Systeme, Bauteile und selbständige technische Einheiten für diese Fahrzeuge v. 21. 4. 2009 (BGBl. I S. 872)

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Verordnung (EU) 2016/1628 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. September 2016 über die Anforderungen in Bezug auf die Emissionsgrenzwerte für gasförmige Schadstoffe und luftverunreinigende Partikel und die Typgenehmigung für Verbrennungsmotoren für nicht für den Straßenverkehr bestimmte mobile Maschinen und Geräte (NRMM-Verordnung)	Die Verordnung betrifft Emissionen von im Non-Road-Bereich eingesetzten mobilen Maschinen (NRMM), z.B. Binnenschiffe, Diesellokomotiven, Bulldozer, Rasenmäher. Von ihnen stammen laut Angaben der EU ca. 15 % aller NO_x-Emissionen in den Mitgliedstaaten.²¹ Durch die Verordnung wird die vorher geltende Richtlinie 97/68/EG abgelöst und die Anforderungen an Abgasemissionen von neuen mobilen Maschinen, die nicht für den Straßenverkehr bestimmt sind, europaweit vereinheitlicht. In Art. 4 der Verordnung sind Motorenklassen definiert, die weiter untergliedert nach Leistungsbereichen gemäß Anhang VI der Verordnung verschiedene Emissionswerte hinsichtlich NO_x einhalten müssen. Betroffen sind neue Motoren, alte oder während der Übergangsfrist neu angeschaffte Maschinen können weiterhin betrieben werden. Gemäß Anhang III zum Teil längere Übergangsfristen ab 2018, 2019 oder 2020 für Typgenehmigungen und für 2019, 2020 oder 2021 für das Inverkehrbringen neuer Motoren. Längere Übergangsfristen bis 2020, bzw. 2021 gelten für Motoren für Diesellokomotiven und Triebwagen, für größere Binnenschiffe ab 300 kW gilt die Verordnung erst ab 2019 (Typgenehmigung), bzw. ab 2020 (Inverkehrbringen).	Es handelt sich wie im Bereich des Kfz-Verkehrs um eine Verordnung, die zur Binnenmarktharmonisierung erlassen wurde, so dass strengere Regelungen nur unter strengen Bedingungen zulässig wären.	Als Verordnung entfaltet die NRMM-VO unmittelbare Wirkung in den Mitgliedstaaten, trat am 01.01.2017 in Kraft und muss z.T. ab 2018 für Typgenehmigungen angewendet werden.

²¹ Vgl. z.B. die Pressemitteilung des EU-Parlaments zur Verordnung, z.B. <http://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20160701IPR34492/parliament-backs-emission-curbs-for-off-road-machinery>.

8.1.1.2.2.2 Europäisches Recht des Gewässerschutzes

Die EU hat seit den siebziger Jahren des letzten Jahrhunderts eine Vielzahl von Rechtsakten zum Schutz von Gewässern erlassen. Sie enthalten u.a. Umweltziele und konkretisierende Unterziele in Form von Umweltqualitätsnormen sowie Handlungspflichten der Mitgliedstaaten zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen, Maßnahmen- und Aktionsprogrammen. Die WRRL normiert abstrakte Umweltziele für stoffliche Immissionen (Art. 4 Abs. 1 WRRL). Danach darf sich der Zustand der Oberflächen- und Grundwasserkörper nicht verschlechtern und es ist bis Ende 2027 bei Oberflächengewässern ein guter chemischer und ökologischer Zustand und bei Grundwasserkörpern ein guter chemischer und mengenmäßiger Zustand zu erreichen, sofern die Mitgliedstaaten nicht nach Art. 4 Abs. 3-7 WRRL von diesem Ziel abweichen dürfen. Bei Oberflächengewässern kennzeichnet den guten chemischen Zustand nach Anhang V 1.2.1-1.2.6 WRRL u.a., dass die Nährstoffkonzentrationen nicht die ökologische Funktionsfähigkeit sowie den guten ökologischen Zustand beeinträchtigen und die nur für prioritäre Stoffe gemäß der Richtlinie 2008/105/EG festgelegten Umweltqualitätsnormen eingehalten werden. Bei Grundwasserkörpern erfordert der gute chemische Zustand, dass u.a. die Umweltqualitätsnorm für Nitrate i.H.v. 50 mg/l nicht überschritten wird sowie alle signifikanten und anhaltenden Trends zur Steigerung von anthropogenen Schadstoffkonzentrationen umgekehrt und die Verschmutzungen schrittweise reduziert werden. Weiterhin sehr relevant für Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft ist die Nitrat-Richtlinie 91/676/EWG, deren Vorgaben 2017 und 2020 in Deutschland zu Novellierungen des Düngerechts geführt haben, um der im Vertragsverletzungsverfahren von der Europäischen Kommission beanstandeten Nichtumsetzung der Richtlinie zu begegnen.

Tabelle: 38 Europarechtliche Rechtsakte zum Gewässerschutz mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WRRL)	– Ziel und Verpflichtung zum Guten ökologischen und chemischen Zustand von Oberflächengewässern und guten chemischen und mengenmäßigen Zustand von Grundwasserkörpern, vorbehaltlich Ausnahmen (Art. 4 Abs. 1) – Pflicht Verschlechterungen der Gewässer zu verhindern, vorbehaltlich Ausnahmen (Art. 4 Abs. 1) – Pflicht zur regelmäßigen Überwachung des Zustands der Gewässer und Schutzgebiet (Art. 8) – Gebot der angemessene Kostentragung der Wassernutzer, einschließlich Landwirtschaft (Art. 9) – Kombiniertes Ansatz für Punktquellen und diffuse Quellen mit Pflicht zu Begrenzung von Einleitungen in Oberflächengewässer bis 2012 entsprechend der besten verfügbaren Technologien, einschlägigen Emissionsgrenzwerte oder bei diffusen Auswirkungen entsprechend der besten verfügbaren	– Ziele in Art. 4 Abs. 1 sind gem. Art. 288 AEUV verbindlich, aber Inanspruchnahme von Ausnahmen nach Art. 4 Abs. 3-7 möglich – nationale Spielräume bezüglich Art und Weise der Umsetzung, insbesondere bei der Auswahl der Maßnahmen zur Umsetzung der Ziele und Pflichten aus der WRRL (vgl. Art. 8-11)	Wasserhaushaltsgesetz (WHG) Grundwasserverordnung (GrwV) Oberflächengewässerverordnung (OGewV)

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12.12.1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitrat-RL)	Umweltpraxis und unter Beachtung der in Art. 10 Abs. 2 aufgelisteten Richtlinien (Art. 10) – Aufstellung von Maßnahmenprogrammen zur koordinierten Umsetzung der genannten Pflichten, bezüglich Emissionen mit Genehmigungsvorbehalten, Registrierung oder Verboten (Art. 11) – Ziel, die durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigung zu verringern (Art. 1) – Pflicht zur Ausweisung von gefährdeten Gebieten mit aktuell oder potenziell mehr als 50 mg/l Stickstoff im Grund-/Oberflächenwasser bzw. mit Eutrophierungsgefahr, sofern kein Aktionsprogramm für den ganzen Mitgliedstaat (Art. 3) – Pflicht zum Aufstellen von Regeln zur guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft (gFP) mit u.a. zeitlichen, standort- und zustandsbezogenen Düngeregulierungen, Anforderungen an Lagerung und Art der Ausbringung, Gewässerrandstreifen und sofern erforderlich entsprechende Schulungsprogramme (Art. 4 i.V.m. Anhang II) – Pflicht zur Aufstellung und Überwachung von Aktionsprogrammen für gefährdete Gebiete oder für gesamten Mitgliedstaat, welche Ziel aus Art. 1 umsetzen und die u.a. den Stickstoffeintrag durch Dung auf 170 kg je Hektar und Jahr begrenzen (Art. 5 i.V.m. Anhang III)	– Ziel in Art. 1 gem. Art. 288 AEUV verbindlich – nationale Spielräume bezüglich Art und Weise der Umsetzung, insbesondere bei Aktionsprogrammen und Regeln der guten fachlichen Praxis (vgl. Art. 4 und 5 sowie Anhänge II und III)	Düngegesetz (DüngG) u.a. mit Pflicht zur Einhaltung der guten fachlichen Praxis in § 3 Abs. 2 Düngeverordnung (DüV) als Hauptmaßnahme des Aktionsprogramm für ganz Deutschland i.S.v. Art. 3 Abs. 5 Nitrat-RL mit Regeln zur guten fachlichen Praxis und u.a. Begrenzung der Stickstoffzufuhr aus Wirtschaftsdüngern auf 170 kg/a*ha für den Betriebsdurchschnitt²²¹ sowie seit 2017 (neugefasst und verschärft 2020 mit § 13a) strengere Anforderungen für sogenannte „rote Gebiete“ mit erhöhten Nitratgehalten/-trends bei Grundwasserkörpern oder Eutrophierungsgefahr bei langsam fließenden oder stehenden oberirdischen Gewässern Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV) seit 2017
Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom	– maximaler Nitratgehalt von 50 mg/l als Grundwasserqualitätsnorm (Art. 3 i.V.m. Anhang I)	– Verbindlichkeit der Grundwasserqualitätsnormen des Anhang I als Ziele	Wasserhaushaltsgesetz (WHG) Grundwasserverordnung (GrwV)

²² Es ist zweifelhaft, ob diese Bezugnahme auf den Betriebsdurchschnitt mit Art. 5 i.V.m. Anhang III Nitrat-RL und Art. 6 i.V.m. Annex 3 Part II HELCOM zu vereinbaren ist, da die Nitrat-RL und HELCOM eindeutig die Obergrenze je Hektar und Jahr setzen und gerade für jede landwirtschaftliche Fläche eine Überdüngung und dadurch bedingte Auswaschung in Gewässer verhindern wollen.

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
12.12.2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (GrundW-RL)	– ergänzende Vorgaben für Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL zur Erreichung der in Art. 4 Abs. 1 WRRL genannten Ziele (Art. 6) – Pflicht bzgl. Nitrat alle erforderlichen Maßnahmen zur Begrenzung von Einträgen in das Grundwasser und Erreichen der Umweltqualitätsnorm unter Berücksichtigung der besten Umweltpraxis und der besten verfügbaren Techniken zu ergreifen (Art. 6 Abs. 1 Nr. 2)	– nationale Spielräume bezüglich Art und Weise der Umsetzung, insbesondere bei den nach Art. 6 zu treffenden Maßnahmen	
Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)	– Mit der Richtlinie wird gem. Art. 1 ein Ordnungsrahmen geschaffen, innerhalb dessen die Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen, um spätestens bis zum Jahr 2020 einen guten Zustand der Meeresumwelt zu schaffen oder zu erhalten – Art. 9 Abs. 1 und 3 verweisen auf den in Art. 3 Nr. 5 definierten, guten Umweltzustand, der in Anhang mit qualitativen Deskriptoren festgelegt wird, u.a. durch Nr. 5 Minimierung der anthropogenen Eutrophierung, insb. in ihren negativen Auswirkungen auf die Biodiversität, auf Ökosysteme, schädliche Algenblüten und bodennahen Sauerstoffmangel.	Richtlinie wurde auf Grundlage Umweltkompetenz erlassen, so dass die Mitgliedstaaten verstärkte Maßnahmen beibehalten oder ergreifen können. Bei Richtlinien sind gem. Art. 288 AEUV die Ziele, hier insb. die Erreichung des guten Zustands der Meeresumwelt bis 2020 verbindlich, wohingegen bzgl. der Maßnahmen und Mittel der Mitgliedstaaten Spielräume bestehen.	Durch das Gesetz zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie vom 6.10.2011 wurde unter anderem das WHG, das BNatSchG und das KrWG angepasst. Die Probleme und Optionen zur Problemlösung sind ähnlich wie bzgl. der WRRL

8.1.1.2.2.3 *Europäisches Recht des Boden- und Naturschutzes*

Eine eigenständige Rechtsetzung im Bereich Bodenschutz existiert bisher bei der EU nicht, da der Kommissionsentwurf für eine Bodenrahmenrichtlinie (BRRL) (EU-Kommission 2006) nicht vom Rat angenommen wurde. Regelungen mit direkten und indirekten Bodenbezug finden sich aber in der Gemeinsamen Agrarpolitik (siehe Landwirtschaft) und indirekt auch im Naturschutz- und Gewässerschutzrecht der EU.

Das Europäische Naturschutzrecht orientiert sich stark an den genannten völkerrechtlichen Übereinkommen zum Schutz von wildlebenden Arten und der Biodiversität. Schon 1979 und damit vor einer entsprechenden ausdrücklichen Umweltkompetenz der EU hatte die Europäische Wirtschaftsgemeinschaft die Vogelschutz-Richtlinie 79/407/EWG erlassen, welche die Mitgliedstaaten zur Ausweisung von Schutzgebieten und zum Erlass sowie zur Durchsetzung von Artenschutzverboten für alle europäischen Vogelarten verpflichtet. 1992 kam dann die sogenannte FFH-Richtlinie 92/43/EWG hinzu, welche nunmehr alle sonstigen gefährdeten oder schutzwürdigen Habitate und Arten unter besonderen Schutz stellt und die Mitgliedstaaten ebenfalls zur Ausweisung von Schutzgebieten und dem Erlass von Artenschutzverboten verpflichtet. Aufgrund beider Richtlinien ist in Europa das weltweit größte Schutzgebietsnetz „Natura 2000“ mit über 27.500 Gebieten auf 18 % der europäischen Landflächen und 395.000 km² der Wasserflächen entstanden. In Deutschland umfassen die 4.557 FFH-Gebiete und 742 Vogelschutzgebiete rund 15,4 % der terrestrischen Fläche (55.170 km²) und 41 % der maritimen Fläche (25.603 km²) (EU-KOM 2016a; BfN 2018). Ergänzend hat die EU 2004 die Umwelthaftungs-Richtlinie 2004/35/EG erlassen, welche Bodenverunreinigung mit erheblichen Risiken für die menschliche Gesundheit, Zustandsverschlechterungen im Sinne der WRRL bei Gewässern sowie Schädigungen europäisch geschützter Arten und natürlicher Lebensräume umfasst. Im Zuge der neuen Biodiversitätsstrategie der Europäischen Kommission ist bis 2030 mit verstärkten Anstrengungen und zusätzlichen Maßnahmen im Bereich des Naturschutzes und auch im Hinblick auf den Stickstoffeintrag in Ökosystemen und Biotopen zu rechnen (EU-KOM 2020a).

Das Naturschutzrecht ist für Stickstoffemissionen oder -immissionen relevant, da Stickstoff als Nährstoff die europarechtlich zu schützenden Lebensraumtypen, Lebensräume und (Pflanzen-)Arten erheblich beeinträchtigen kann. Die Deposition von Stickstoff kann daher Gegenstand einer Natura 2000-Verträglichkeitsprüfung sein und auch gegen die europäischen Artenschutzverbote verstoßen sowie Haftungs- und Sanierungspflichten auslösen

Tabelle 39: Europarechtliche Rechtsakte im Bereich des Naturschutzes mit Bezug zu Stickstoffemissionen oder -immissionen

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. 11.2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (VogelSch-RL) (ehemals RL 79/409/EWG)	– Pflicht alle erforderlichen Maßnahmen zu treffen, um die Bestände aller europäischen Vogelarten auf einem Stand zu halten oder auf einen Stand zu bringen, der insbesondere den ökologischen, wissenschaftlichen und kulturellen Erfordernissen entspricht (Art. 2 und 3 Abs. 1) – Pflicht zur Ausweisung von Vogelschutzgebieten (Art. 3 Abs. 2) und besonderen Vogelschutzgebieten (Art. 4 Abs. 1 und 2) – Pflicht erhebliche Verschmutzung oder Beeinträchtigung der Lebensräume sowie Belästigungen der Vögel in besonderen zu verhindern (Art. 4 Abs. 4)	– Spielräume bei der Auswahl der Schutzgebiete sowie bei den zu treffenden Maßnahmen	Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) Landesnaturschutzgesetz Schutzgebietsverordnungen
Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.5.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-RL)	– Richtlinie und die zu treffenden Maßnahmen zielen darauf ab, einen günstigen Erhaltungszustand der natürlichen Lebensräume und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse zu bewahren oder wiederherzustellen (Art. 2) – Ausweisung von Schutzgebieten für FFH-Lebensraumtypen und Arten als Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung (Art. 4) sowie Schutz und Management derselben (Art. 6) – Pflicht zum Erlass und zur Durchsetzung von besonderen Artenschutzverböten für Arten des Anhangs IV, u.a. Verbot jeder Beschädigung oder Vernichtung von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten und geschützten Pflanzen, sofern kein Ausnahmegrund nach Art. 16 vorliegt (Art. 12 Abs. 1 und 13 Abs. 1)	– geringe Spielräume bei der Auswahl der Schutzgebiete und den rechtlichen Schutzregimen – größere Spielräume bei der Art der Ausweisung und den zu treffenden Managementmaßnahmen – Ermessen der Mitgliedstaaten bei der Erteilung von Ausnahmen zu den Artenschutzverböten nach Art. 16, sofern die dort genannten Voraussetzungen vorliegen	

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.4.2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (UmweltHaft-RL)	– Ziel der Richtlinie ist es, auf der Grundlage des Verursacherprinzips einen Rahmen für die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden zu schaffen (Art. 1) – Pflicht der Mitgliedstaaten, dafür zu sorgen, dass bei einer unmittelbaren Gefahr eines Umweltschadens der berufliche Verursacher unverzüglich die erforderlichen Vermeidungsmaßnahmen ergreift (Art. 5) und im Fall eines eingetretenen Schadens die erforderlichen Sanierungsmaßnahmen trifft (Art. 6) sowie die Kosten für die Vermeidungs- und Sanierungsmaßnahmen trägt (Art. 8)	– Ziel (Art. 1) verbindlich – gewisse nationale Spielräume bzgl. Ausgestaltung und Durchsetzung der Vermeidungs- und Sanierungspflichten der Verursacher – explizite Gestattung strengerer Vorschriften für die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden einschließlich der Festlegung zusätzlicher Tätigkeiten, die den Bestimmungen dieser Richtlinie über die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden unterliegen, und der Bestimmung zusätzlicher verantwortlicher Parteien (Art. 16 Abs. 1)	Umweltschadensgesetz (USchadG) § 19 BNatSchG § 90 WHG nur eingeschränkter Gebrauch der Verschärfungs- bzw. Erweiterungsermächtigung (lediglich § 89 WHG)

8.1.1.2.2.4 Europäisches Recht zur Landwirtschaft

Seit Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft gibt es eine Gemeinsame Agrarpolitik (GAP), die alle Jahre mehr oder weniger neu justiert wird. Die letzte Reform der GAP erfolgte 2013. Hierbei wurde das System aus allgemeinen Betriebsprämien (seit 2009 in Form von flächengebundenen Direktzahlungen) in der ersten Säule und besonderen Beihilfen zur Förderung der ländlichen Entwicklung und Agrarumweltmaßnahmen im Einzelfall in der zweiten Säule beibehalten. Die jährlichen Direktzahlungen i.H.v. knapp 5 Mrd. Euro für landwirtschaftliche Betriebe in Deutschland (Bundesregierung 2019a) sind verbunden mit sogenannten Cross Compliance Anforderungen, wonach bestimmte europarechtliche Umwelt-, Tier- und Verbraucherschutzvorschriften (GAB) einzuhalten sowie die Flächen in einen „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ (GLÖZ) zu halten sind (Art. 90 ff. i.V.m. Anhang II EU-Verordnung 1306/2013) (ausführlicher Möckel 2016c). 2013 wurde im Rahmen der ersten Säule eine „Zahlung für dem Klima- und Umweltschutz förderliche Landbewirtschaftungsmethoden“ (kurz Umweltprämie) gemäß Art. 43 ff. EU-Verordnung 1307/2013 eingeführt, welches als sogenannte Greening-Auflagen die landwirtschaftlichen Betriebe zum Anbau mehrerer Kulturen auf Ackerflächen, zum Erhalt von Dauergrünlandflächen und zur Bereitstellung „ökologischer Vorrangflächen“ auf 5 % des Ackerlands verpflichtet (Möckel 2016c (567)). Die Cross-Compliance- und Greening-Anforderungen können auch die Stickstoffdüngung und die Stickstoffausträge in die Umwelt reduzieren. Daneben kann eine weitergehende Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen oder Teilflächen (z.B. in Schutzgebieten, bei Gewässerrandstreifen) über Agrarumweltmaßnahmen aus der zweiten Säule gefördert werden, sofern die Bundesländer entsprechende Förderprogramme aufstellen und kofinanzieren (Siehe Überblick bei DVS 2016).

Wie die Gemeinsame Agrarpolitik und hier v.a. das Beihilferecht für die nächste Förderperiode 2021- 2027 aussehen wird, ist derzeit noch nicht endgültig absehbar. Nach den bisher veröffentlichten Vorstellungen der Europäischen Kommission sollen den Mitgliedstaaten mehr Zuständigkeiten sowie Ausgestaltungsmöglichkeiten, aber auch mehr Verantwortung zugewiesen werden (EU-KOM 2018a; EU-KOM 2018b). Wegen der Gefahr eines Wettbewerbs um die niedrigsten Standards zwischen den Mitgliedstaaten, sollten auf europäischer Ebene anspruchsvolle und hinreichend konkrete ökologische Mindestanforderungen für Betriebsprämien vorgegeben werden (Pe’er et al. 2019). Im Mai 2020 hat die Europäische Kommission im Rahmen des Europäischen Green Deal ihre Strategie für ein faires, gesundes und umweltfreundliches Lebensmittelsystem (Farm to Fork) vorgelegt (EU-KOM 2020b). Danach will sie in der EU bis 2030 die landwirtschaftlichen Nährstoffverluste in die Umwelt um 50 Prozent reduzieren sowie den Flächenanteil des ökologischen Landbaus auf 25 Prozent erhöhen. Die neuen Strategieziele könnten sowohl zu einer Überarbeitung der vorgeschlagenen Umweltauflagen für die Förderperiode 2021-2027 führen als auch ergänzende europäische Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffüberschüsse erfordern.

Um europaweit einheitliche Standards zu etablieren hat die EU, neben dem Beihilferecht mit der Klärschlamm-Richtlinie 86/278/EWG und der Abfall-Richtlinie 2008/98/EG Vorschriften für die Aufbringung von Klärschlämmen und Bioabfällen auf landwirtschaftlichen Flächen erlassen. Die Richtlinien bezwecken darüber hinaus aber auch die Harmonisierung des Handels von Düngemitteln und Erzeugnissen aus ökologischem Landbau. Während die Düngemittel-Verordnung 2003/2003 ohne Rücksicht auf besondere ökologische Anforderungen²³ bestimmte Arten von EU-Düngemittel definiert, begrenzen die Ökolandbau-Verordnung 834/2007 und die

²³ Es wird eine Novellierung angestrebt. Nach dem aktuellen Entwurf der Europäischen Kommission sollen zukünftig auch Grenzwerte für bestimmte Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) vorgegeben werden (vgl. Europäische Kommission 2016b/Europäische Kommission 2016b).

Durchführungsverordnung 889/2008 den Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger, von Wirtschaftsdünger sowie der Tierbesatzdichte (ausführlich Möckel 2016c (656)).

Tabelle 40: Europarechtliche Rechtsakte im Bereich der Gemeinsamen Agrarpolitik mit Bezug zu Stickstoffemissionen

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Verordnung (EU) Nr. 1306/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17.12.2013 über die Finanzierung, die Verwaltung und das Kontrollsystem der Gemeinsamen Agrarpolitik (konkretisiert mit der Delegierten Verordnung (EU) Nr. 640/2014 der Kommission)	– Grundregelungen für alle Betriebsprämien – Cross Compliance Anforderungen für Empfänger von Direktzahlungen mit Grundanforderungen an Betriebsführung (GAB) und Standards zur Einhaltung von Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ) (Art. 91-101 i.V.m. Anhang II) – GAB 1: Einhaltung von Art. 4 und 5 Nitrat-RL 91/676/EWG, wodurch die Kontrolle der Umsetzung der Nitrat-RL Teil der Direktzahlungskontrollen sind und Verstöße Kürzungen der Direktzahlung zur Folge haben – GAB 2+3: Einhaltung von Art. 3 Abs. 1, 2 b), Art. 4 Abs. 1, 2 und 4 Vogelschutz-RL 2009/147/EG und Art. 6 Abs. 1 und 2 FFH-RL 92/43/EWG, wodurch Verletzungen der Verschlechterungsverbote oder der Managementvorgaben in europäischen Vogelschutzgebieten und Natura 2000 Gebieten Kürzungen der Direktzahlungen nach sich ziehen – GLÖZ 1: Pufferzonen an Wasserläufen unter Beachtung der Aktionsprogramme (in Deutschland die DüV) zur Umsetzung von Anhang II A) Nr. 4 Nitrat-RL – GLÖZ 3: Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung – GLÖZ 4-5: Bodenbedeckung und Erosionsschutz – GLÖZ 6: Erhalt des Humusgehalts – GLÖZ 7: keine Beseitigung von Landschaftselemente wie Hecken, Terrassen, Teiche, Gräben	– Grundregeln sind verbindlich – Ausgestaltungsmöglichkeiten bei Art der Betriebsprämien und deren Höhe – GAB Vorgaben direkt verbindlich – GLÖZ Vorgaben bedürfen der nationalen Konkretisierung, wobei hierbei großer Spielraum besteht – Auszahlung, Kontrolle und Durchsetzung der Cross Compliance Anforderungen obliegt Mitgliedstaaten (in Deutschland gemäß Art. 83 GG den Ländern)	– Gesetz zur Regelung der Einhaltung von Anforderungen und Standards im Rahmen unionsrechtlicher Vorschriften über Agrarzahlen (Agrarzahlen-Verpflichtungengesetz – AgrarZahl-VerpflG) – Agrarzahlen-Verpflichtungsverordnung - AgrarZahlVerpflV – Verordnung über die Durchführung von Stützungsregelungen und des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS-Verordnung – InVeKoSV)
Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17.12.2013 mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von	– regelt die Gewährung flächengebundener Direktzahlungen in der 1. Säule der GAP (eine Übersicht der verschiedenen Prämien findet sich in Anhang I) – Zahlung für dem Klima- und Umweltschutz förderliche Landbewirtschaftungsmethoden (Umweltprämie) mit Anforderungen an Anbaudiversifizierung bei Ackerland, Erhalt von Dauergrünland und Schaffung ökologischer Vorrangflächen bei Ackerland (Art. 43-47 i.V.m. Anhang II)	– Grundregeln sind verbindlich – Wahlmöglichkeiten bezüglich der gewährten Betriebsprämien – Ausgestaltungsspielräume bei den Anforderungen an die Umweltprämie	– Gesetz zur Durchführung der Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (Direktzahlungen-

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (konkretisiert mit der Delegierten Verordnung (EU) Nr. 639/2014 der Kommission)	– die Verpflichtung zu ökologischen Vorrangflächen kann ohne besondere Beschränkung der Düngung auch in Form von Zwischenfrüchten, stickstoffbindenden Pflanzen (Leguminosen) und Niederwald erfüllt werden (Anhang II)		Durchführungsgesetz – DirektZahlDurchfG) – Direktzahlungen-Durchführungsverordnung – DirektZahlDurchfV
Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17.12.2013 über die Förderung der ländlichen Entwicklung durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)	– regelt die Gewährung von Beihilfen im Rahmen der 2. Säule der GAP – Mitgliedstaaten können als Maßnahmen zur Förderung des ländlichen Raums Aufforstung, Waldentwicklung und Waldumweltmaßnahmen (Art. 21 f., 34) sowie Agrarumweltmaßnahmen fördern, sofern diese über die ordnungs- und beihilferechtlichen Grundpflichten hinausgehen (Art. 28-32) – die Maßnahmen der 2. Säule bedürfen der Kofinanzierung durch die Mitgliedstaaten	– Grundregeln sind verbindlich – Wahlmöglichkeiten bezüglich der angebotenen Prämien und Prämienhöhen – Ausgestaltungsspielräume bei den Anforderungen an Forst- und Agrarumweltmaßnahmen	– Umsetzung durch die Länder (siehe Überblick bei DVS 2016)
Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13.10.2003 über Düngemittel	– regelt europaweit die Zusammensetzung, Definition, Bezeichnung, Kennzeichnung und Verpackung der einzelnen EG-Düngemitteltypen, mit dem Ziel deren Verkehr innerhalb der EU zu erleichtern und einen Binnenmarkt für Düngemittel herzustellen – keine ökologischen Beschränkungen der Anwendung von Düngemitteln – derzeit auch keine Anforderungen hinsichtlich unerwünschter Beistoffe (Europäische Kommission hat diesbezüglich einen Vorschlag unterbreitet (EU-KOM 2016b))	– unmittelbar für Hersteller und Anbieter von EG-Düngemitteln verbindliche Anforderungen	– die Zulassung des Inverkehrbringens von Nicht-EG-Düngemittel ist in der Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV) geregelt

Rechtsakt	Allgemeiner und stickstoffbezogener Regelungsinhalt	Nationale Spielräume	Umsetzung in Deutschland
Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates vom 28.6.2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen (konkretisiert mit der Durchführungsverordnung (EG) 889/2006 der Kommission)	– regelt verbindlich die Anforderungen für den ökologischen Landbau in der EU und die Kennzeichnung sowie Kontrolle der Produkte – Verbot von mineralischem Stickstoffdünger (Art. 12 Abs. 1 e) – Gebot der mehrjährigen Fruchtfolge, des Leguminosenanbaus sowie der Verwendung von Wirtschaftsdünger aus ökologischer Landwirtschaft (Art. 12 Abs. 1 b) – Gesamtmenge des im Betrieb ausgebrachten Wirtschaftsdüngers tierischer Herkunft im Sinne der Nitrats-RL darf 170 kg/ha*a Stickstoff auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nicht überschreiten (Art. 3 Abs. 2 der VO 889/2008) – Tierbesatz darf 170 kg/ha*a Stickstoff nicht überschreiten und Behörden haben Tierbesatzgrenzen je Hektar festzulegen (Art. 15 i.V.m. Anhang IV der VO 889/2008)	– unmittelbar verbindlich für landwirtschaftliche Betriebe und Verarbeiter ökologisch erzeugter Agrarprodukte und Lebensmittel – Mitgliedstaaten haben Spielräume bei der Konkretisierung (z.B. Art. 15 Abs. 2 VO 889/2008), bei Ausgestaltung der Zertifizierung und Kontrolle	– Gesetz zur Durchführung der Rechtsakte der Europäischen Gemeinschaft oder der Europäischen Union auf dem Gebiet des ökologischen Landbaus (Öko-Landbaugesetz – ÖLG)

8.1.1.3 Nationale Strategien zur Konkretisierung des Vorsorgeprinzips und zur Umsetzung völker- und europarechtlicher Pflichten

Eine Reduzierung der Stickstoffeinträge in die Umwelt ist Thema in verschiedenen nationalen umweltpolitischen Strategiepapieren. Eine Auswertung dieser Strategien und Programme ist u.a. sinnvoll, um normative Maßstäbe für eine Bewertung der aktuellen Rechtslage, insbesondere beim Auftreten von Normwidersprüchen zu entwickeln. Widersprüche sollten dann möglichst im Sinne der umweltpolitischen Programmatik aufgelöst werden.

Die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung wurde - erstmals 2002 - als nationale Umsetzung der der Rio-Erklärung über Umwelt und Entwicklung zu Grunde liegenden Agenda 21 etabliert. Danach wurde sie alle vier Jahre überarbeitet und schließlich als Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 2016 an die Entwicklung der Agenda 2030 angepasst (Bundesregierung 2016). Sie sah zunächst als einen Schlüsselindikator (12a) und inzwischen als Sustainable Development Goal (SDG 2.1a) die Verringerung des Stickstoffüberschusses in der Landbewirtschaftung an (Bundesregierung 2017, 35). Seit 2004 enthält die Nachhaltigkeitsstrategie das konkrete Ziel, den Stickstoffüberschuss in der Landwirtschaft bis 2010 auf 80 kg/ha*a zu reduzieren. Nach anfänglichen Erfolgen bei der Reduzierung, vor allem in den 1990er Jahren wurde dieses Ziel 2010 sowie in den Folgejahren bis 2014 klar verfehlt und lag zuletzt durchschnittlich zwischen 100 und 90 kg, siehe Grafik (BMUB, 2016, 65). Aktuell ist das Ziel, von 2028-2032 im Jahresmittel einen Überschuss von 70 kg/ha*a zu erreichen (Bundesregierung 2017).

Bezüglich der Emission von Luftschadstoffen sieht die Nachhaltigkeitsstrategie vor, dass der Mittelwert der Indizes der nationalen Emissionen von fünf Luftschadstoffen, darunter Stickstoffoxide (NO_x) und Ammoniak (NH₃) bis zum Jahr 2030 um 45% sinken soll (Bundesregierung 2017, 79). Die Reduktionen bei Stickstoffoxiden von 2005-2014 würden bei entsprechender Entwicklung in den nächsten Jahren nicht reichen, um die gesetzten Ziele zu erreichen; bei Ammoniak gab es in diesem Zeitraum sogar einen Zuwachs um 9,1% (Ausbringung von Gärresten aus der Vergärung von Energiepflanzen). Insgesamt entstammen 95,1% der Ammoniakemissionen der Landwirtschaft und insbesondere der Tierhaltung (Bundesregierung 2017, 80). Nationale Luftreinhaltepläne sind das Instrument, mit dem die Defizite behoben werden sollen.

Hinsichtlich der Nitratbelastung des Grundwassers soll nach dem Indikator 6.1.b an sämtlichen Messstellen der Schwellenwert von 50mg/l Nitrat im Jahresmittel eingehalten werden (Bundesregierung 2017, 109). Die Stellen, an denen der Wert eingehalten wird, sind von 2008-2014 relativ konstant bei 81,8 % geblieben. Es ist das Ziel der Bundesregierung, unter anderem durch eine Novellierung des Düngerechts eine bedarfsgerechte und standortgerechte Düngung durchzusetzen, die Verwertung des Wirtschaftsdüngers zu verbessern und eine Verringerung der regionalen Stickstoffüberschüsse zu erzielen. Ein konsequenter Vollzug und Überwachung sowie Beratung und Schulung von landwirtschaftlichen Betrieben sollen Abhilfe schaffen.

Im Rahmen des SDG 14, der Erhaltung und der nachhaltigen Nutzung von Küsten- und Meeresgewässer gilt es (unter 14.1.aa/ab), die Nährstoffeinträge zu reduzieren (Bundesregierung 2017, 191). Als Indikator wurde die Nährstofffracht angesetzt, die im fünfjährigen Mittel über deutsche Flüsse in die Nord- und Ostsee eingetragen wird. Der Stickstoffeintrag soll für die Nordsee unter 2,8 mg/l Flusswasser und für die Ostsee unter 2,6 mg/l liegen. Dies entspricht jedoch bereits jetzt geltendem Recht, nämlich der im Jahr 2016 novellierten Oberflächengewässerverordnung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Dieses Ziel wurde bisher nur bei der Eider erreicht, wobei die Werte in den Flüssen im Einzugsgebiet der Ostsee schwankende Werte aufwiesen und im Bereich der Nordsee zwar ein

kontinuierlicher Rückgang zu verzeichnen ist, der aber, insbesondere im Fall der Ems mit 6,0 mg/l im Jahr 2014 noch weit über den Zielwerten liegt.

Was die Eutrophierung von Ökosystemen angeht, soll bis 2030 der Flächenanteil empfindlicher Ökosysteme mit erhöhtem Stickstoffeintrag um 35% gegenüber 2005 reduziert werden (Bundesregierung 2017, 203). Im Jahr 2009 waren die Belastungsgrenzen für Stickstoff auf ungefähr der Hälfte der empfindlichen Ökosysteme überschritten. Die Verfolgung dieses Ziels ist ein Beitrag zum Artenschutz, da fast die Hälfte, der in Deutschland auf der Roten Liste stehenden Pflanzenarten durch Nährstoffeinträge gefährdet ist. Zur Erfüllung des Ziels wird auf die Nationale Biodiversitätsstrategie und die Europäische Luftreinhaltepolitik verwiesen. Allerdings wird die – bisher noch ausstehende - Umsetzung der Reduktionsverpflichtungen nach der NERC-Richtlinie voraussichtlich nur zu einer Einhaltung der Belastungsgrenzen auf weiteren 25% der Flächen führen, so dass weitere Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Nährstoffen nötig sind.

Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (laut Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007) beinhaltet eine Auseinandersetzung mit der Stickstoffproblematik. Dabei hat die Regierung folgende stickstoffbezogene Ziele angestrebt (BMU 2007):

- In Mooren sollten Stickstoffeinträge unter die Belastungsgrenze reduziert werden.
- In der Landwirtschaft sollte der Stickstoffüberschuss in der Gesamtbilanz bis 2010 auf 80 kg/ha verringert werden, angestrebt wurde eine weitere Verringerung bis 2015.

Inzwischen ist zu der Nationalen Biodiversitätsstrategie ein Rechenschaftsbericht der Bundesregierung erschienen, in dem eingeräumt wird, dass hinsichtlich des Stickstoffüberschusses in der Landwirtschaft der aktuelle Wert noch weit vom Zielbereich entfernt liegt. Bezüglich eutrophierender Stickstoffeinträge liegt der aktuelle Wert sogar noch sehr weit (unter 50% der Zielerreichung) vom Zielbereich entfernt (Bundesregierung 2017).

Im Integrierten Umweltprogramm 2030 (IUP 2030) des Bundesministeriums für Umwelt, Natur, Bau und Reaktorsicherheit vom August 2016 wird ebenfalls auf den Handlungsbedarf zur Reduktion von Stickstoffverbindungen hingewiesen (BMUB 2016). An prominenter Stelle wird im Nitratbericht 2016 die Überschreitung der Belastungsgrenzen bei der Störung der Nährstoffkreisläufe von Stickstoff und Phosphor thematisiert (BMUB/BMEL 2016, 6). Die Bundesregierung soll mit einer umfassenden Stickstoffstrategie zu dieser Problematik beitragen, die insbesondere das Düngerecht reformieren (BMUB 2016, 10). Als konkrete Maßnahme unter dem Leitziel „Landwirtschaft zukunftsfähig gestalten“ war die Novellierung der Düngeverordnung vorgesehen (BMUB 2016, 60), sowie die Umsetzung der NERC-Richtlinie (BMUB 2016, 93).

8.1.2 Deutsche fachgesetzliche Regelungen zur Stickstoffreduktion

Die völker- und europarechtlichen Rechtsakte binden Bund, Länder und Kommunen. Im Regelfall hat der Bund die Verpflichtungen umgesetzt. Allerdings werden konkrete Grenzwerte für reaktive Stickstoffverbindungen oftmals nicht auf gesetzlicher Ebene, sondern durch Rechtsverordnungen, insbesondere die Bundesimmissionsschutzverordnungen, und Verwaltungsvorschriften wie die TA Luft festgelegt.

Im Folgenden werden die Regelungen im Immissionsschutzrecht, im Gewässerschutzrecht (Anhang A 8.1.2.2), im Boden- und Naturschutzrecht (Anhang A 8.1.2.3), im Landwirtschaftsrecht (Anhang A 8.1.2.4) und in sonstigen Materien (Anhang A 8.1.2.5),

insbesondere Bau- und Raumplanungsrecht (Anhang A 8.1.2.5.1) sowie Steuer- und Abgabenrecht (Anhang A 8.1.2.5.3), behandelt.

8.1.2.1 Immissionsschutzrecht

Die Regelungen zur Luftreinhaltung finden sich im deutschen Recht grundsätzlich im Immissionsschutzrecht wieder. Anders als im Unionsrecht ist im deutschen Recht das Recht der Luftreinhaltung neben dem Lärmschutzrecht und anderen Umweltbeeinträchtigungen wie Erschütterungen unter den Begriff der Immission gefasst (Meßerschmidt 2011, 737). Von der Immission als dem Einwirken von Schadstoffen oder anderen beeinträchtigenden Auswirkungen auf Schutzgüter ist die Emission als Ausstoß von Schadstoffen beim Verursacher zu unterscheiden.

Emissionen über die Luft sind für einen großen Teil der Gesamtemissionen an reaktiven Stickstoffverbindungen verantwortlich. Über den Luftpfad werden reaktive Stickstoffverbindungen als Stickstoffoxide, Ammoniak und Lachgas emittiert. Davon wird jedoch gut die Hälfte durch Aktivitäten der Landwirtschaft verursacht. Im Bereich des Luftreinhalteungsrechts sind die Belastungen durch klassische Luftschadstoffe, u.a. auch Stickstoffoxide, aus Kraftwerken, Industrien und durch Hausbrände zurückgegangen (Erbguth/Schlacke 2014, 178). Sorgen bereiten weiterhin vor allem diffuse Quellen im Straßenverkehr und in der Landwirtschaft.

Unterschieden werden muss im Immissionsschutzrecht zwischen übergreifenden Emissionsreduktionsverpflichtungen, Luftqualitätszielen auf lokaler Ebene und konkreten, bereichsspezifischen Emissionsstandards. Diese unterschiedlichen Regelungen stehen dabei in einem engen Zusammenhang. Die Einhaltung von Emissionsreduktionsverpflichtungen wie sie in der NEC-Richtlinie festgelegt sind, muss bezogen auf konkrete Anlagen, Produkte oder Produktionsweisen eingelöst werden, um wirksam umgesetzt zu werden.

8.1.2.1.1 Nationale Emissionsreduktionsverpflichtungen

Die nationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen ergeben sich, wie oben dargestellt, aus dem Göteborg-Protokoll und der NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284. Zur Umsetzung der neuen NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 wurde die 43. BImSchV am 18.7.2018 von der Bundesregierung mit Zustimmung des Bundesrates erlassen und ist am 31.7.2018 in Kraft getreten.

Schon vor Neufassung des Göteborg-Protokolls war dieses und die alte NEC-Richtlinie 2001/81/EG insbesondere durch die §§ 33 ff. der 39. BImSchV in deutsches Recht umgesetzt worden. Diese Verordnung wurde anlässlich der Umsetzung des Göteborg-Protokolls von 2012 und der neuen NEC-Richtlinie dahingehend geändert, dass die bisherigen Emissionshöchstmengen nunmehr nur bis zum 31.12.2019 galten (gemäß Art. 2 der Verordnung zum Erlass der Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion der Emissionen bestimmter Luftschadstoffe vom 18.07.2018 BGBl. I S. 1222).

8.1.2.1.1.1 Bis zum 31. Dezember 2019 einzuhaltende Emissionshöchstmengen

Aus § 33 der 39. BImSchV ergaben sich die einzuhaltenden Emissionshöchstmengen, bzw. Reduktionsverpflichtungen; in § 34 derselben Verordnung verpflichtete sich die Bundesregierung nach Anhörung der Länder unter Beteiligung der nach § 51 BImSchG zu beteiligenden Kreise ein entsprechendes Programm aufzustellen, das u.a. zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen dient. Das zu diesem Zweck erlassene „Nationale Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen“ wurde zum Teil als lediglich politisches Programm ohne verbindliche Rechtswirkungen angesehen (SRU 2015, 165).

Bezüglich der Verpflichtungen aus dem Göteborg-Protokoll von 1999 und der alten NEC-Richtlinie 2001/81/EG hatten sich zum Teil Vollzugsdefizite ergeben; zum Teil konnten die Verpflichtungen bis 2010 nur eingehalten werden, weil eine Anpassung des Emissionsinventars vorgenommen wurde.

Deutschland hatte sich im Göteborg-Protokoll zu einer Reduktion der Stickstoffoxidemissionen auf 1081 kt/a bis 2010 verpflichtet, in der NEC-RL sogar auf 1051 kt/a. Tatsächlich wurden jedoch im Jahr 2010 in Deutschland insgesamt 1328,1 kt/a Stickstoffoxid emittiert. In den Folgejahren bis 2014 lagen die Emissionen ebenfalls über den vereinbarten Zielwerten. Für das Jahr 2015 hat Deutschland 1.188 kt Stickstoffoxide und 759 kt Ammoniak berichtet.

Hinsichtlich der völkerrechtlichen und europarechtlichen Verpflichtungen zur Reduktion von Stickstoffoxiden hat Deutschland erfolgreich Anpassungen seines Emissionsinventars (Inventory Adjustments) gegenüber den um die Jahrtausendwende bis 2010 eingegangenen Zielen geltend gemacht. Damit konnte Deutschland von einer Ausnahmeregelung Gebrauch machen, die höhere Emissionen erlaubt, wenn dies auf Umständen beruht, welche die Vertragspartei weder vorhersehen noch beeinflussen konnte. Demnach werden die Emissionsinventare nachträglich angepasst, die bei der Verhandlung des Göteborg-Protokolls 1998/99 für die Festlegung von Emissionshöchstmengen als Grundlage genommen wurden. Die Rechtsfolge ist, dass diese Erhöhungen für die Überschreitung der Höchstmengen nicht berücksichtigt werden.

Betroffen ist neben der Landwirtschaft, wo es um Emissionen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen oder der Lagerung von Gärresten der Bioenergieproduktion ging, der Straßenverkehr, weil hier die Stickstoffoxid-Emissionen aufgrund von Defiziten bei Anwendung der Euro-Abgasnormen gegenüber den prognostizierten Werten stark erhöht sind. Deutschland hat die Anpassungen damit begründet, dass sich die wissenschaftlichen Methoden der Berechnung von Emissionen im Straßenverkehr seit dem Eingehen der Verpflichtungen signifikant geändert hätten. Zur Erfüllung der Reduktionsverpflichtungen wurden für 2015 beispielsweise nur 959 kt Stickstoffoxide und 696 kt Ammoniak angerechnet. Nach dieser Anpassung soll Deutschland hinsichtlich der Stickstoffoxide seinen Reduktionsverpflichtungen genügt haben, wenn auch nicht hinsichtlich der Ammoniakemissionen. Deutlich wird jedenfalls, dass schon die Einhaltung der Verpflichtungen des Göteborg-Protokolls von 1999 erhebliche Schwierigkeiten bereitet hat und dass weniger Schadstoffe reduziert werden konnten als ursprünglich angenommen. Ursächlich hierfür sind letztlich Vollzugsdefizite im Bereich des Immissions- und Produktzulassungsrechts. Ob die höheren Emissionen sich tatsächlich weder vorhersehen noch beeinflussen ließen, ist fraglich. Die Inventaranpassung konnte jedoch auf internationaler und europäischer Ebene erfolgreich geltend gemacht werden, so dass dies hier dahinstehen kann.

8.1.2.1.2 Ab 2020 und 2030 einzuhaltende Höchstmengen

Im Jahr 2012 wurde das Göteborg-Protokoll geändert und prozentuale Reduktionsverpflichtungen bezogen auf 2005 vereinbart, die ab 2020 und in den Folgejahren wirksam werden. Zusätzlich wurden in der neuen NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 weitere Reduktionsverpflichtungen für 2030 und die Folgejahre festgelegt. Die aktuellen Verpflichtungen gehen auch nach der Verschärfung des Göteborg-Protokolls und der entsprechenden Neufassung der NEC-Richtlinie noch nicht so weit, dass kritische Belastungsgrenzen zumindest im Einzelfall nicht überschritten würden. Vielmehr wurde nach Einschätzung der Belastungsgrenzen unter Berücksichtigung von Kosten und Nutzen der Reduzierung der Emissionshöchstmengen ein Kompromiss gebildet, der nach politischen Verhandlungen noch weiter entschärft wurde (SRU 2015, 163 f.). Insofern reicht die Einhaltung der Reduktionsverpflichtungen der NEC-Richtlinie nicht aus, um die Belastung von

terrestrischen Ökosystemen durch Ammoniak und Stickstoffdioxid und der menschlichen Gesundheit durch Feinstaub, Ozon und Stickstoffdioxid ausreichend zu mindern sowie globale Einträge in den Stickstoffkreislauf insgesamt auf ein nachhaltiges Maß zu bringen. Die nationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen können insofern nur ein weiterer Zwischenschritt auf dem Weg zur Einhaltung der an sich langfristig zu beachtenden Belastungsgrenzen sein.

Angesichts der bisherigen Erfahrungen mit der Umsetzung der Emissionshöchstmengen ist besonders darauf zu achten, dass ein realistischer Plan zur Umsetzung entwickelt wird. Wichtige Voraussetzungen dafür sind, dass frühzeitig Anstrengungen zum Erreichen der Ziele unternommen werden, dass rechtzeitig auf Fehlentwicklungen oder Hindernisse reagiert wird und dass es zu einer besseren Abstimmung zwischen den Ressorts (Umwelt, Verkehr, Wirtschaft und Energie sowie Landwirtschaft) kommt.

Eine frühe Planung der Umsetzung wird durch einen linearen Reduktionspfad befördert, der im Regelfall gemäß § 3 Abs. 1 S. 1 der 43. BImSchV eingehalten werden soll. In § 3 der 43. BImSchV sind in Umsetzung des Art. 4 Abs. 2 der NEC-Richtlinie diesem linearen Pfad entsprechende indikative Emissionsmengen bestimmt, die rechtzeitige Bemühungen sicherstellen sollen, um die völker- und europarechtlichen Pflichten zum dafür relevanten Zeitpunkt einzuhalten. Durch Zwischenziele bei der Reduktion der Emissionsmengen kann vermieden werden, dass der entsprechende Vorlauf für das Wirksamwerden der Reduktionen nicht beachtet wird.

Neben zahlreichen Berichtspflichten, insbesondere zur Emissionsprognose, ist das Nationale Luftreinhalteprogramm gemäß § 4 der 43. BImSchV (Art. 6 der NEC-Richtlinie) das zentrale Instrument zur Umsetzung der Emissionsreduktionen durch konkrete Strategien und Maßnahmen. Zudem gibt es im Text der Rechtsvorschrift im Vergleich zu § 34 der 39. BImSchV einige Formulierungen, die auf eine stärkere, auch rechtliche Verbindlichkeit hindeuten, insbesondere, dass es die „erforderlichen“ Maßnahmen enthält und dass die Bundesregierung das Programm „beschließt“ und nicht lediglich erstellt.

Eine Korrektur von Fehlentwicklungen wird u.a. durch eine Aktualisierung des Nationalen Luftreinhalteprogramms gemäß § 5 Abs. 1 der 43. BImSchV (Art. 6 Abs. 3 NEC-RL) mindestens alle 4 Jahre ermöglicht. Die darin enthaltenen Maßnahmen sind nach § 4 Abs. 1 Nr. 3 der 43. BImSchV bezüglich ihrer Minderungspotenziale zu bewerten. Diese zentralen Bestimmungen werden durch Verfahrensregelungen, Ausnahmen und Flexibilisierungsmaßnahmen sowie Regelungen zur Inventarisierung ergänzt. Eine Aktualisierung des Luftreinhalteprogramms ist gemäß § 5 Abs. 2 der 43. BImSchV auch dann vorgesehen, wenn Ziele gemäß § 2 nicht eingehalten werden oder die Gefahr dessen besteht. Bei erheblichen Abweichungen vom linearen Reduktionspfad gemäß § 3 der 43. BImSchV, bzw. bei Nichteinhaltung der entsprechenden Zwischenziele, die nicht gemäß § 3 Abs. 2 begründet und gerechtfertigt sind, dürfte eine solche Gefahr jedenfalls anzunehmen sein.

8.1.2.1.2 Qualitätsstandards für Luft

Die Qualitätsstandards für Luft, wie sie sich aus der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ergeben, wurden in Deutschland in der 39. Bundesimmissionsschutzverordnung (39. BImSchV) umgesetzt. Die Grenzwerte für Stickstoffoxide, bzw. Stickstoffdioxid ergeben sich aus § 3 der 39. BImSchV. Demnach wird zwischen Stickstoffdioxid-Grenzwerten und Stickstoffdioxid-Alarmschwellen zum Schutz der menschlichen Gesundheit und kritischen Stickstoffdioxid-Werten zum Schutz der Vegetation unterschieden. Demgegenüber sind Qualitätsstandards für Ammoniak in der 39. BImSchV, wie auch schon in der Luftqualitätsrichtlinie, nicht vorgesehen. Hinsichtlich der menschlichen Gesundheit gibt es drei Werte für Stickstoffdioxid,

- ▶ gemäß § 3 Abs. 1 einen Immissionsgrenzwert in Höhe von 200 µg/m³ bei jährlich 18 zugelassenen Überschreitungen gemittelt über eine volle Stunde,
- ▶ gemäß § 3 Abs. 2 einen Immissionsgrenzwert in Höhe von 40 µg/m³, über ein Kalenderjahr gemittelt,
- ▶ gemäß § 3 Abs. 3 die Alarmschwelle in Höhe von 400 µg/m³ gemittelt ebenfalls gemittelt über die volle Stundegemessen an drei aufeinander folgenden Stunden an speziell eingerichteten Probeentnahmestellen, die für die Luftqualität in einem Bereich von mindestens 100 km² oder im gesamten Gebiet oder Ballungsraum repräsentativ sind; maßgebend ist die kleinste dieser Flächen.

Zum Schutz der Vegetation gibt es nur den über ein Kalenderjahr gemessenen kritischen Wert für Stickstoffoxide in Höhe von 30 µg/m³

Bei Überschreitung der Immissionsgrenzwerte hat die zuständige Behörde gemäß § 47 Abs. 1 S. 1 BImSchG einen Luftreinhalteplan aufzustellen. Dieser legt die erforderlichen Maßnahmen zur dauerhaften Verminderung von Luftverunreinigungen fest. Die Maßnahmen müssen nach § 47 Abs. 1 S. 3 BImSchG geeignet sein, möglichst kurzfristig Abhilfe zu schaffen. Im Fall der Genehmigung einer Toleranzmarge in Höhe von 50 % nach Art. 22 Abs. 1 der Luftqualitätsrichtlinie war eine Fristverlängerung unter bestimmten Bedingungen maximal um weitere 5 Jahre, also bis 2015, möglich. Auch in diesem Fall war ein Luftreinhalteplan aufzustellen.

Von allen Luftschadstoffen ist Stickstoffdioxid derjenige, dessen Grenzwerte in Deutschland aktuell am häufigsten überschritten werden (Brandt 2018, 945; vgl. auch Faßbender 2017, 1996; Umweltbundesamt 2018). Gerade an innerstädtischen Messstationen, z.B. in Berlin, München, Hamburg, Köln, Düsseldorf oder Stuttgart, überschreitet der gemittelte Immissionswert für das Kalenderjahr den Grenzwert von 40 µg/m³ Luft erheblich. So wurde in Stuttgart 2016 nach Angaben der EU Kommission ein Jahresmittelwert von 82 µg/m³ gemessen, mithin eine Überschreitung von mehr als 100% und in München 2017 ein Wert von 78 µg/m³.²⁴ In Nordrhein-Westfalen wurden 2016 an 60 von insgesamt 127 Messstellen die Grenzwerte überschritten (Brandt 2018, 946). Insgesamt wurden in Deutschland bisher verwaltungsgerichtliche Klagen gegen 39 Städte wegen Grenzwertüberschreitungen eingereicht (Stand 2019)²⁵. Es bestehen bei der Umsetzung der Luftqualitätsrichtlinie somit gravierende Vollzugsdefizite, die in den letzten Jahren – insbesondere mit Hinblick auf räumlich beschränkte Fahrverbote für Dieselfahrzeuge – öffentlich kontrovers diskutiert wurden.

Am 17.05.2018 wurde von der Europäischen Kommission gegen Deutschland, Frankreich und Großbritannien ein Vertragsverletzungsverfahren (Nr. 2015/2073) eingeleitet und am 11. Oktober 2018 beim Europäischen Gerichtshof Klage gegen Deutschland (Rs. C-635/18) eingereicht, weil in diesen Mitgliedstaaten, die seit 2010 geltenden Grenzwerte für Stickstoffdioxid nicht eingehalten werden, sowie gegen drei weitere Mitgliedstaaten wegen anhaltender Feinstaubbelastungen.²⁶ Der parallel gegen Frankreich eingereichten Klage hat der EuGH am 24.10.2019 (Rs. C-636/18) bereits stattgegeben.

²⁴ Siehe die Pressemitteilung der Kommission, http://europa.eu/rapid/press-release_IP-18-3450_EN.htm,

²⁵ Eine Liste der verwaltungsgerichtlichen Verfahren wurde von der Deutschen Umwelthilfe veröffentlicht, DUH, Klagen für saubere Luft, Stand 28.05.2018, <http://www.duh.de/themen/luftqualitaet/recht-auf-saubere-luft/>

²⁶ Siehe die Pressemitteilung auf http://europa.eu/rapid/press-release_IP-18-3450_EN.htm.

Die Überschreitungen treten lokal auf, was Probleme des Gesundheitsschutzes mit sich bringt. So befinden sich beispielsweise in Düsseldorf die Überschreitungsfälle typischerweise im Innenstadtbereich an Straßen mit einer starken verkehrlichen Belastung und hoher geschlossener Bebauung mit Schluchtkarakter, so dass die Emissionen schlecht entweichen können (Brandt 2018, 946).

Hinsichtlich der Messungen der Stickstoffdioxidbelastungen wurde von Seiten des Verkehrsressorts die Auffassung geäußert, dass die Messstellen in Deutschland zu nahe an Kreuzungsbereichen oder Busbahnhöfen gelegen seien, was sich jedoch nach einer vom Umweltressort in Auftrag gegebenen Begutachtung der Positionierung verkehrsnaher Probenahmestellen zur Messung der NO₂-Konzentrationen an ausgewählten Standorten durch die TÜV Rheinland Energy GmbH²⁷ als ganz überwiegend nicht zutreffend erwies. Weiterhin wurde die Bildung von Mittelwerten angeregt. Der Europäische Gerichtshof hat inzwischen in einem Urteil zum Brüsseler Messverfahren zu diesen Fragen Stellung genommen.²⁸ Darin stellt das Gericht klar, dass eine Messung da stattfinden solle, wo die höchsten Schadstoffkonzentrationen auftreten, wo die Bevölkerung den Belastungen direkt oder indirekt in einem signifikanten Zeitraum ausgesetzt ist und die repräsentativ für die Exposition der Bevölkerung sind (Rn. 38). Eine Bildung von Mittelwerten würde keine zweckdienlichen Hinweise auf die Schadstoffexposition der Bevölkerung liefern (Rn. 63).

Während in Bereichen, in denen die Werte für Stickstoffdioxid unter den jeweiligen Immissionsgrenzwerten liegen, die zuständigen Behörden gemäß § 26 Abs. 1 S. 1 der 39. BImSchV dafür sorgen, dass dies weiterhin so bleibt, sind Defizite bei der Einhaltung der Grenzwerte gemäß § 27 Abs. 1 der 39. BImSchV grundsätzlich durch Luftreinhalteplanung zu beseitigen (Faßbender 2017, 1996).

Im Rahmen des Emissionsschutzes erfolgt zur Umsetzung der Emissionsreduktionsverpflichtungen ein nationales Luftreinhalteprogramm (s.o. zu Nationale Emissionsreduktionsverpflichtungen). Dieses enthält gemäß § 4 Abs. 1 S. 2 Nr. 1 der 43. BImSchV erforderliche Maßnahmen, die Ziele der Emissionsreduktion auf aggregierter nationaler Ebene zu erreichen. Zwar sind in § 4 Abs. 1 S. 2 Nr. 9 Strategien und Maßnahmen zur weiteren Verbesserung der Luftqualität genannt. An einer übergreifenden nationalen Luftreinhalteplanung, die ausdrücklich zur Umsetzung der lokalen Luftqualitätsziele und zur Vermeidung von sogenannten Hotspots auf Bundesebene, etwa mit Wirkung für die Bundesverkehrswegeplanung und die nationale Produktzulassung, Maßnahmen zusammenstellen und durchsetzen kann, fehlt es bislang aber.

Effektive Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität sollten am Kraftfahrzeugverkehr ansetzen, der in den Städten mit Grenzwertüberschreitungen rund 60% zur Stickstoffdioxidbelastung beiträgt. Diesel-Pkw sind daran wiederum mit 72,5% beteiligt.²⁹ Am städtischen Verkehr sind mit weiteren 19% der Lkw- und Lieferverkehr und mit 4% der Busverkehr beteiligt; insgesamt handelt es sich dabei um Verkehre, bei denen der Anteil der Fahrzeuge, die nicht mit Diesel betrieben werden, sehr gering ist. Dieselfahrzeuge verursachen damit über die Hälfte der Gesamtemissionen an Stickstoffdioxid in Ballungsgebieten.

Bis 2017 wurden Fahrverbote in den Umweltzonen ausgesprochen und galten unabhängig von der Antriebsart (Diesel- oder Ottomotor) für Fahrzeuge bestimmter Euro-Normen (Faßbender 2017, 1996). Eine entsprechende Kennzeichnung der Fahrzeuge erfolgt dabei nach der

²⁷ <https://www.bmu.de/download/tuev-begutachtung-der-positionierung-verkehrsnaher-probenahmestellen-zur-messung-der-no2-konzentration/> (Stand: 26.07.2019; aufgerufen am 26.07.2020).

²⁸ EuGH, Urteil vom 26.06.2019, C-723/17.

²⁹ Siehe <https://www.umweltbundesamt.de/themen/neun-fragen-antworten-diesel> (Stand: 31.05.2018; aufgerufen am 03.09.2018).

Verordnung zur Kennzeichnung der Kraftfahrzeuge mit geringem Beitrag zur Schadstoffbelastung (35. BImSchV). Allerdings ist die Effektivität der Ausweisung dieser Umweltzonen zur Reduzierung der NO₂-Belastung umstritten. Denn Fahrverbote, die unabhängig von der Einstufung als Fahrzeuge mit Selbst- oder Fremdzündungsmotor (bzw. Diesel- oder Ottomotor) pauschal für bestimmte Schadstoffklassen gelten, haben angesichts der massiven und herstellerübergreifenden Grenzwertüberschreitungen von Diesel-Fahrzeugen oft nicht die intendierte Wirkung. Im Zuge des sogenannten Abgasskandals hatte sich herausgestellt, dass viele Hersteller Software verwendet haben, die zu geringeren Emissionen im Testbetrieb führt (Faßbender 2017, 1996). So wurden bei Diesel-Pkw massive Überschreitungen der Grenzwerte im Realbetrieb um das fünf- bis 15-fache festgestellt. Fahrverbote, die diese Diesel-Pkw von Verboten ausnehmen, sind daher nicht geeignet, eine Senkung der Emissionen unter die EU-weit verpflichtenden Immissionsgrenzwerte für NO_x herbeizuführen.

Die Einhaltung der Immissionsgrenzwerte kann in vielen Fällen daher nur durch spezielle Verbote für Diesel-Fahrzeuge gewährleistet werden. Die Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG) zu den Luftreinhalteplänen von Stuttgart und Düsseldorf³⁰ sehen Diesel-Pkw-Fahrverbote als zulässig und geboten an, wenn sie das einzige Mittel zur Einhaltung der Grenzwerte sind, wenn sich also das obige Postulat als zutreffend erweist. Unter dieser Voraussetzung, dass es sich bei den Fahrverboten für Dieselfahrzeuge um „die einzig geeignete Maßnahme zur schnellstmöglichen Einhaltung der Stickstoffdioxid-Grenzwerte“ handelt, muss gemäß Art. 23 Abs. 1 Unterabs. 2 der Richtlinie 2008/50/EG davon Gebrauch gemacht werden. Örtliche, auf Straßen oder Straßenabschnitte beschränkte Verkehrsverbote für alle oder bestimmte Dieselfahrzeuge können unter Umständen geboten sein, um Grenzwertüberschreitungen zu minimieren. Nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts können streckenbezogene Verbote verhältnismäßig sein und gehen in ihrer Eingriffsintensität nicht über andere, straßenverkehrsrechtlich begründete Durchfahrt- und Halteverbote hinaus.

Obwohl diese Frage durch höchstrichterliche Rechtsprechung inzwischen rechtskräftig entschieden wurde, ist sie dennoch bislang auf Landesebene nicht uneingeschränkt von der Exekutive anerkannt worden. So hat der Bayerische VGH bereits am 27.02.2017, also ein Jahr vor der Entscheidung des BVerwG in einem Beschluss den Freistaat Bayern dazu verpflichtet, bis Juni 2017 Verkehrsverbote für Diesel-Fahrzeuge für die Fortschreibung des Münchener Luftreinhalteplans vorzubereiten und zu veröffentlichen. Wegen fortgesetzter Missachtung dieses Urteils wurde der Freistaat Bayern sodann zu einem Zwangsgeld in Höhe von 4.000 Euro verurteilt.³¹ Dies ist ein eher symbolischer Betrag, der ohnehin keinen finanziellen Anreiz zur Rechtsbefolgung setzt, da das Zwangsgeld in die Staatskasse zurückfließt.

Auch die Beschwerde gegen diese Entscheidung wurde vom Bayerischen VGH am 14.08.2018 per Beschluss zurückgewiesen.³² Ein Beschwerdeverfahren der Deutschen Umwelthilfe gegen die ebenfalls mit dem Beschluss des VGH Bayern vom 29.01.2018 erfolgte Ablehnung ihres Antrages auf Anordnung von Zwangshaft für den Ministerpräsidenten Söder oder andere Verantwortliche (zur Erreichung einer richtlinienkonformen Münchner Luftreinhalteplanung) führte zur Vorlage der Frage der Zulässigkeit einer solchen Zwangshaft gegen Amtsträger durch

³⁰ Urteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 27.02.2018, Az. 7 C 26.16, BVerwG NVwZ 2018, 2074, <https://www.bverwg.de/270218U7C26.16.0>; BVerwG Urteile vom 28.02.2018, 7 C 30.17.

³¹ VG München Beschl. v. 29.01.2018, Az. M 19 X 18.130.

³² BayVGH Beschl. v. 14.08.2018 – 22 C 18.583, 22 C 18.667.

den VGH Bayern an den EuGH.³³ Dieser hat bei einer klaren, genauen und unbedingten Verpflichtung einer Behörde durch eine gerichtliche Entscheidung, die sich aus dem Unionsrecht, etwa aus der Richtlinie 2008/50, ergibt und der beharrlichen behördlichen Weigerung zur Erfüllung der Verpflichtung gar eine Pflicht des zuständigen nationalen Gerichts zur Verhängung von Zwangshaft gegen Amtsträger der Behörde angenommen, „... wenn es in den Bestimmungen des innerstaatlichen Rechts eine hinreichend zugängliche, präzise und in ihrer Anwendung vorhersehbare Rechtsgrundlage für den Erlass einer solchen Zwangsmaßnahme gibt und wenn die damit verbundene Einschränkung des durch Art. 6 der Charta garantierten Rechts auf Freiheit den übrigen insoweit in Art. 52 Abs. 1 der Charta aufgestellten Voraussetzungen genügt...“ und hat dies gestützt auf die mit Freiheitsrechten abwägende Auslegung des einen effektiven Rechtsschutz gewährleistenden Unionsrechts, insbesondere Art. 47 Abs. 1 der Charta der Grundrechte der Europäischen Union.³⁴ Die Verwertung dieses Ergebnisses durch den VGH Bayern bleibt abzuwarten.

In Hamburg sind am 31. Mai 2018 entsprechende Verbote in Kraft getreten. Diese Fahrverbote waren schon im Hamburger Luftreinhalteplan vom Juni 2017 vorgesehen.³⁵ Weitere Städte wie Stuttgart, Frankfurt, Bonn, Berlin, Mainz, Köln, Gelsenkirchen und Essen haben für 2019 ebenfalls, zumeist nach einschlägigen Verwaltungsgerichtsentscheidungen, Dieselfahrverbote beschlossen.

Auf Bundesebene sollte den Fahrverboten mit dem „Nationalen Forum Diesel“, dem sogenannten Dieseltreffen entgegengewirkt werden. Zwischen Bundesministern, Ministerpräsidenten und Vertretern der Automobilindustrie wurden im August 2017 Software-Nachrüstungen, Rabatte beim Umtausch älterer Diesel-Pkw-Modelle gegen Fahrzeuge der Schadstoffklasse 6 (Umtauschprämien), sowie die Einrichtung eines Fonds für neue Mobilitätskonzepte vereinbart. Diese Maßnahmen reichten jedoch nicht aus, um die Grenzwertüberschreitungen in den Städten abzustellen. Ein weiterer Dieseltreffen im Oktober 2018 sollte durch Hardware-Nachrüstungen exklusiv für Fahrzeughalter aus von erheblich von Grenzwertüberschreitungen betroffenen Städten weitere Verbote verhindern. Allerdings weigerten sich einige Hersteller, diese Hardware-Nachrüstungen durchzuführen.

Inzwischen wurde § 47 Abs. 4a in das Bundesimmissionsschutzgesetz eingefügt. Demnach ist die Verhängung von Fahrverboten für Fahrzeuge mit Selbstzündungsmotor „in der Regel“ nur in Gebieten zulässig, „in denen der Wert von 50 Mikrogramm Stickstoffdioxid pro m³ Luft im Jahresmittel“ überschritten wird. Diesel-Fahrzeuge der Schadstoffklasse 6 sind von Dieselfahrverboten ausgenommen, ebenfalls Diesel-Fahrzeuge der Schadstoffklassen 4 und 5, die weniger als 270 mg/km Stickstoffoxide emittieren. Diese Gesetzesänderung erschwert es in vielen Fällen, die Grenzwerte der EU-Luftqualitätsrichtlinie effektiv einzuhalten.

Vor dem Hintergrund der Luftqualitätsrichtlinie als höherrangiges europäisches Recht ist diese Gesetzesänderung entweder als europarechtswidrig zu bewerten (Weiß/Feder 2019)³⁶ oder § 47 Abs. 4a BImSchG europarechtskonform so auszulegen, dass er nur ermessensleitend ist und daher eben doch eine Abwägung im Einzelfall erforderlich ist. Formal ist die Gesetzesänderung nach der Richtlinie (EU) 2015/1535 bei der EU-Kommission zu notifizieren. Angesichts der

³³ BayVGH, Vorabentscheidungsersuchen durch Beschluss vom 9. November 2018, Az 22 C 18.1718, <http://gesetze-bayern.de/Content/Document/Y-300-Z-BECKRS-B-2018-N-29302?hl=true>.

³⁴ EuGH, Urteil v. 19.12.2019, Az. C-752/18, Rn. 52, 57.

³⁵ Senatsbeschluss vom 30.06.2017, <https://www.hamburg.de/luftreinhaltung>.

³⁶ Vgl. auch den Beschluss des Bundesrates vom 14.12.2018 (575/18(B)) und dazugehörige Ausschussempfehlung mit Begründung zum Entwurf eines Dreizehnten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, <https://www.bundesrat.de/SharedDocs/beratungsvorgaenge/2018/0501-0600/0575-18.html>; vgl. auch VGH Baden-Württemberg, Urt. v. 18.03.2019, Az.: 10 S 1977/18.

aktuellen Rechtsprechung der Europäischen Gerichte, die in Zusammenhang mit den Emissionsgrenzwerten von Kfz auf der Effektivität der Umsetzung von EU-Luftreinhaltsrecht beharren, ist es möglich, dass die Änderung des BImSchG ein neuerliches Vertragsverletzungsverfahren nach sich ziehen wird und die Gesetzesänderung in Folge dessen wieder zurückgenommen werden muss.

Selbstverständlich sollten im Sinne der Verhältnismäßigkeit neben Fahrverboten auch weitere, gleich geeignete und weniger in Grundrechte eingreifende Maßnahmen zur potenziellen Senkung der Immissionswerte in Betracht genommen werden, siehe näheres dazu unten im Abschnitt Optimierungsvorschläge. Als weitere Maßnahmen im Straßenverkehr kommen neben Umweltzonen und Fahrverboten auch Flottenmodernisierungen von Linienbusflotten auf Euro VI-Standard oder Umrüstung auf elektrische Antriebe, Maßnahmen zur Verflüssigung des Verkehrs, Nachrüstung von Kfz sowie Maßnahmen zur Verkehrsreduktion in Betracht (Brandt 2018, 948). Auch ein generelles Tempolimit auf Bundesautobahnen und eine Absenkung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesstraßen könnte die Hintergrundbelastung senken und an manchen Orten auch zur Entlastung von Belastungsschwerpunkten führen. Innerörtliche Geschwindigkeitsbegrenzungen auf 30 km/h scheinen sich dagegen auf Stickstoffdioxidkonzentrationswerte nicht erheblich auszuwirken.

Durch die in den kommenden Jahren zu erwartenden niedrigeren Emissionswerten neuer Motoren im Non-Road-Bereich durch die NRMM-Verordnung der EU könnte es insofern eine gewisse Entlastung geben. Allerdings wird dies erst nach und nach erfolgen, da der Bestand von den neuen Emissionsgrenzwerten nicht betroffen ist. Ohnehin sind Binnenschiffe, Baumaschinen und andere nicht für den Straßenverkehr bestimmte mobile Maschinen nur lokal für einen erheblichen Teil der Stickstoffdioxidemissionen verantwortlich. Schon in 200 Meter Entfernung von Binnenschiffahrtstraßen sinkt der Anteil der Binnenschiffe an der Stickstoffdioxidkonzentration im Innenstadtbereich laut einer Studie der Bundesanstalt für Gewässerkunde unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft.³⁷

8.1.2.1.3 Emissionsstandards für Feuerungsanlagen

Seit Einführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG) 1974 wurden insbesondere bei den Punktquellen im Bereich der Luftreinhaltung große Erfolge erzielt. Dennoch machen stationäre Feuerungsanlagen weiterhin einen beachtlichen Anteil an überregionalen Stickstoffdioxidemissionen aus. Die Zulassung von stationären Feuerungsanlagen ist in §§ 4 – 21 BImSchG geregelt, die durch Verordnungen (u.a. 13. Bundesimmissionsschutzverordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen- und Verbrennungsmotoranlagen) sowie Verwaltungsvorschriften (insbesondere die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA-Luft) ergänzt werden. Das Industrieanlagenrecht der EU (zuletzt Industrie-Emissionsrichtlinie 2010/75/EU (IE-Richtlinie) hat seit Mitte der 1990er Jahre Änderungen am deutschen Immissionsschutzrecht erfordert. Für bestimmte Anlagen verlangt die IE-Richtlinie die Einhaltung der besten verfügbaren Technik (BVT) als Standard, der teilweise über den Stand der Technik nach § 3 Abs. 6 BImSchG hinausgeht. Im Rahmen des sog. Sevilla-Prozesses werden unter dieser Richtlinie EU-weit gültige BVT-Merkblätter erstellt, die als Referenzrahmen für die beste verfügbare Technik gelten.³⁸

³⁷ BfG, Luftqualität an Bundeswasserstraßen, siehe https://www.bafg.de/DE/08_Ref/M1/04_Gewaesserphysik/Luftqualitaet/luft_node.html.

³⁸ Zur Anfechtbarkeit der mit den BVT-Merkblättern korrespondierenden Durchführungsbeschlüsse der Kommission vgl. jüngst EuGH, Beschl. v. 31.01.2020, C-172/19.

8.1.2.1.3.1 Umsetzungen von Richtlinien

Unlängst wurde die Richtlinie (EU) 2015/2193 über mittelgroße Feuerungsanlagen (MCP-Richtlinie) durch die 44. BImSchV über mittelgroße Feuerungsanlagen (BGBl. I 2019, Nr. 22, 804 ff.) sowie die Änderung der Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen umgesetzt. In § 9 der 44. BImSchV findet sich ein allgemeiner Grenzwert für Ammoniak, in den §§ 10-16 finden sich für verschiedene Typen von Feuerungsanlagen Grenzwerte für Stickstoffoxide. In der Verordnung sind in verschiedenen Fällen Verschärfungen der Grenzwerte gegenüber der MCP-Richtlinie vorgesehen. Trotz gegenteiliger Bekundungen der Industrie im Anhörungsverfahren, so etwa in der Stellungnahme des BDI, konnte an diesen strengeren Grenzwerten festgehalten werden. Zwar sind diese Schutzverstärkungen, die nach Art. 193 AEUV rechtlich möglich sind, zur Umsetzung der MCP-Richtlinie nicht geboten, sie dienen aber der Umsetzung der NEC-Richtlinie, sowie einer Vermeidung der Hintergrundbelastung, sodass die Luftqualitätsziele insbesondere im innerstädtischen Bereich eher zu erreichen sind.

Auch die Verwaltungsvorschrift „Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ (TA Luft), die von der 44. BImSchV zum Teil abgelöst wird, bedarf der Anpassung an EU-Recht. Die TA Luft enthält die Berechnungsvorschriften für die Messung von relevanten Luftschadstoffen. Außerdem sind darin die Anforderungen für Anlagen formuliert, die nach der 4. BImSchV genehmigungsbedürftig sind. Die aktuelle Fassung der TA Luft stammt aus dem Jahr 2002, sodass eine Anpassung, insbesondere in Hinblick auf die Richtlinie 2010/75/EU (Industrieemissions-Richtlinie) erforderlich ist.

Ein entsprechender Referentenentwurf der ersten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum BImSchG wurde am 16.07.2018 vom Bundesumweltministerium veröffentlicht. Die Immissionswerte für Stickstoffdioxid wurden in dem Entwurf an die Grenzwerte der Luftqualitätsrichtlinie ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemittelt über das Jahr ohne zulässige Überschreitungen) angepasst. Ebenfalls angepasst werden die Stickstoffdioxidgrenzwerte für die Emissionen der in der Verwaltungsvorschrift geregelten Anlagen.

8.1.2.1.3.2 Anpassung der BImSchVen an die BVT-Merkblätter

Was die Anpassung an den Stand der Technik angeht, unterscheiden sich die Grenzwerte in den Verordnungen zum BImSchG (13. und 17. BImSchV) zum Teil deutlich von den entsprechenden Empfehlungen in den oben erwähnten BVT-Merkblättern.

Die BVT-Merkblätter werden nach dem in Art. 13 der IE-Richtlinie geregelten Verfahren erarbeitet. Dies erfolgt in Foren aus Vertretern der Mitgliedstaaten, der betreffenden Industriezweige und der sich für den Umweltschutz einsetzenden Nichtregierungsorganisationen. Insofern handelt es sich dem Schwerpunkt nach um Expertengremien, die keine rechtsverbindlichen Standards erarbeiten, sondern antizipierte Sachverständigengutachten.

Soweit zu den darin enthaltenen BVT-Standards bereits Durchführungsbeschlüsse der Kommission zur Festlegung der Schlussfolgerungen erlassen wurden³⁹, kommt ihnen in den dort genannten Emissionsbandbreiten Rechtsverbindlichkeit zu, sodass gemäß § 7 Abs. 1a BImSchG Rechtsverordnungen über Genehmigungsvoraussetzungen an die Schlussfolgerungen anzupassen sind. Die Verordnung muss zudem gemäß § 7 Abs. 1a Ziffer 2 BImSchG eine Regelung enthalten, die sicherstellt, dass die in den Schlussfolgerungen Bandbreiten resp. deren

³⁹ S. die 13. BImSchV betreffend DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS (EU) 2017/1442 DER KOMMISSION vom 31. Juli 2017, Az: C (2017) 5225 und die 17. BImSchV betreffend DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS (EU) 2019/2010 DER KOMMISSION vom 12. November 2019, Az: C (2019) 7987.

Umsetzung in den Bundesimmissionsschutzverordnungen innerhalb von vier Jahren im Realbetrieb der Anlage eingehalten werden.

8.1.2.1.3.3 Ökodesign-Richtlinie und Festbrennstoff-Einzelraumheizgeräte

Zur Konkretisierung der Ökodesign-Richtlinie 2009/125/EG wurden in einer Kommissionsverordnung (EU 2015/1185 der Kommission vom 24. April 2015 zur Durchführung der Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates im Hinblick auf die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung von Festbrennstoff-Einzelraumheizgeräten) Grenzwerte und Messpflichten für Festbrennstoff-Einzelraumheizgeräte (insbesondere Holz- und Kohleöfen) mit Nennwärmeleistung von höchstens 50 kW erlassen, die ab 2022 gelten sollen. Geregelt ist dies in Anhang II dieser Verordnung EU 2015/1185. Mit Bezug auf die mit Biomasse, v.a. Holz, betriebenen Öfen wurde ein Grenzwert von 200 mg/m³ Stickstoffoxid (ausgedrückt als NO₂) und bezogen auf 13 % Sauerstoff festgelegt, mit Bezug auf fossile Brennstoffe, also Kohle oder Torf, 300 mg/m³. Gemäß Art. 7 der Verordnung überprüft die Kommission bis 2024, ob unter anderem mit Bezug auf Stickstoffoxidemissionen strengere Ökodesign-Anforderungen festgelegt werden sollen.

Für Einzelraumheizgeräte mit flüssigen und gasförmigen Brennstoffen ergeben sich aus Anhang II, Buchstabe 2 der Verordnung (EU) 2015/1188 der Kommission Grenzwerte in Höhe von 130 mg/kWh (bezogen auf den Input an Energie), bzw. 200 mg/kWh bei Hell- und Dunkelstrahlern, beide Werte treten ab 2018 in Kraft. Die Emissionswerte der Geräte müssen zusammen mit anderen Produktinformationen den Installateuren und Endnutzern in Bedienungsanleitungen und auf den Websites der Hersteller und Importeure zur Verfügung gestellt werden.

Da die Verordnungen gemäß Art. 288 Abs. 2 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union in allen Teilen verbindliches, in den Mitgliedstaaten unmittelbar anwendbares Recht sind, bedürfen die Grenzwerte an sich keiner Umsetzung in deutsches Recht; allerdings sollte im Sinne einer effektiven Marktaufsicht die Kontrolle nicht allein im Rahmen der Produktzulassung erfolgen, sodass flankierend Maßnahmen der Marktüberwachung greifen müssen.

8.1.2.1.4 Landwirtschaftliche Flächen als immissionsschutzrechtliche Anlage

Nach § 3 Abs. 5 Nr. 3 BImSchG sind immissionsschutzrechtliche Anlage auch Grundstücke, auf denen Stoffe gelagert bzw. abgelagert oder Arbeiten durchgeführt werden, die Emissionen verursachen können, ausgenommen öffentliche Verkehrswege. Damit stellt sich die Frage, ob auch landwirtschaftlichen Acker- und Grünlandflächen einschließlich Sonderkulturen (z.B. Weinanbauflächen, Weihnachtsbaumplantagen) Anlagen im Sinne von Nr. 3 sind, da im Rahmen der landwirtschaftlichen Bodennutzung Arbeiten erfolgen, die Emissionen verursachen können. Zu nennen sind u.a. die Emissionen aufgrund der Düngung und des Einsatzes von Pestiziden, die mit der Bodenbearbeitung einhergehenden Emissionen in die Luft und Gewässer (u.a. Lachgas, CO₂-Emissionen, Nitrat) durch Düngung, Abbau organischer Substanzen und Erosionsprozessen oder die Feinstaubemissionen z.B. bei der Ernte (vgl. nur UBA 2017). Bisher subsumierte die herrschende Meinung Flächen, die gemäß den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis bewirtschaftet werden, nicht unter den Anlagenbegriff, da das Ausbringen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zu selten erfolge (Kutscheidt in: Landmann/Rohmer 2011a, § 3 BImSchG Rn. 28; Thiel in: Landmann/Rohmer 2017a, § 3 BImSchG Rn. 92; Hentschke in: Dombert/Witt 2016, § 17 Rn. 70; Jarass 2017, § 3 Rn. 83; Innenausschusses des Bundestages, BT-Drs. 7/1513, S. 2). Grundstücke seien erst Anlagen im Sinne des BImSchG, wenn auf ihnen nicht nur gelegentlich, sondern bestimmungsgemäß Stoffe gelagert oder emissionsträchtige Arbeiten vorgenommen werden (z.B. Lagerplätze für Dung und Mist) (Jarass 2017, § 3 Rn. 79, 83; Kutscheidt in: Landmann/Rohmer 2011a, § 3 BImSchG Rn. 28; Thiel in: Landmann/Rohmer

2017a, § 3 BImSchG Rn. 92. a.A. Kotulla 2017, § 3 Rn. 84 f.).⁴⁰ Allerdings fand der Gesetzgebungsantrag, die ordnungsgemäß land- und forstwirtschaftlich genutzten Grundstücke vom Anwendungsbereich des BImSchG ausdrücklich auszunehmen (BT-Drs. 7/1546), keine parlamentarische Mehrheit (Dietlein in: Landmann/Rohmer 2011a, § 2 Rn. 6).

In Anbetracht der vielfältigen und quantitativ umfangreichen Emissionen von landwirtschaftlichen Flächen, die wie Nitrat, Lachgas und Kohlenstoffdioxid permanent von gedüngten organischen Böden ausgehen und auch bei Pestiziden bestimmungsgemäß i.d.R. mehrmals im Jahr erfolgen (im Obst- und Gemüsebau erfolgen nicht selten über 10 verschiedenen Pflanzenschutzanwendungen im Jahr (Siehe die Angaben zu Behandlungsindizes in BMELV 2012) ruft die bisherige Auslegungspraxis starke Zweifel hervor und immer mehr Juristen befürworten eine Subsumtion landwirtschaftlicher Flächen unter dem immissionsschutzrechtlichen Anlagenbegriff (Kotulla 2017, § 3 Rn. 82; Hofmann/Koch in: Führ 2016, § 3 Rn. 201 ff.; Ewer in: Düsing/Martínez 2016, 27. BImSchG, Vorbemerkung Rn. 2; Möckel in: Möckel et al. 2014 S. 262 f. Auch Jarass 2017, § 3 Rn. 83 stimmt nunmehr einer Subsumtion zu, da es „aufgrund der angebauten Pflanzen oder der eingesetzten Bewirtschaftungsmethoden es zu einem massiven Einsatz von Dünger (auch aus der Massentierhaltung) und Pflanzenschutzmitteln kommt.“ Landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie Düngen, Ackerbau, Pflügen, Ernten und Pflanzenschutz, dienen bestimmungsgemäß der Grundstücksnutzung, weshalb auch die damit verbundenen Emissionen nicht nur gelegentliche unerwünschte Folge besonderer, nicht vorhersehbarer Umstände sind. Auch aus dem Anwendungsvorrang des Dünge- und Pflanzenschutzmittelrechts in § 2 Abs. 2 BImSchG lässt sich keine gesetzgeberische Freistellung herleiten, da danach das BImSchG gerade subsidiär anwendbar ist („soweit“) (vgl. Dietlein in: Landmann/Rohmer 2017a, § 2 BImSchG Rn. 28 f.). Des Weiteren gehen die Emissionen landwirtschaftlicher Acker- und Grünlandflächen über die Emissionen aufgrund Düngung oder Pflanzenschutz hinaus. So werden insbesondere durch die ackerbauliche Nutzung von Hoch- und Niedermoorböden, die Absenkung des Grundwasserspiegels oder den Umbruch von Dauergrünland größere, wiederkehrende klimaschädliche Kohlendioxid- und Lachgasemissionen sowie gewässerbelastende Nitratemissionen hervorgerufen. Letztlich kann vor der Zielsetzung des § 1 BImSchG nicht der Anlass und die jährliche Häufigkeit emissionsträchtiger Arbeiten, sondern nur die Wahrscheinlichkeit relevanter betriebsbedingt wiederkehrender Emissionsmengen das maßgebende Abgrenzungskriterium zu nicht immissionsschutzrechtlichen Grundstücken sein (Vgl. Kotulla 2017, § 3 Rn. 85; Thiel in: Landmann/Rohmer 2017a, § 3 BImSchG Rn. 92).

Im Ergebnis können landwirtschaftliche Acker- und Grünlandflächen unter den Anlagenbegriff von § 3 Abs. 5 Nr. 3 BImSchG zu subsumieren sein, wenn von ihnen regelmäßig und mit hinreichender Intensität Emissionen, beispielsweise aufgrund Düngung, Pestizideinsatz oder Entwässerung von Moorböden ausgehen. Aufgrund des anhaltenden Streits um die Anwendbarkeit des BImSchG für landwirtschaftliche Flächen empfiehlt sich gleichwohl eine gesetzgeberische Klarstellung in § 3 Abs. 5 Nr. 3 BImSchG, um den landwirtschaftlichen Betrieben und Behörden in diesem Punkt Rechtssicherheit zu geben. Die Subsumtion unter den Anlagenbegriff hätte rechtlich zur Folge, dass die landwirtschaftlichen Betriebe für diese Flächen die Betreiberpflichten für nicht genehmigungspflichtige Anlagen nach § 22 BImSchG einhalten müssen. Danach wären die Flächen so zu bewirtschaften, dass „1. schädliche Umwelteinwirkungen verhindert werden, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind, 2. nach dem Stand der Technik unvermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen auf ein Mindestmaß beschränkt werden und 3. die beim Betrieb der Anlagen entstehenden Abfälle

⁴⁰ OVG Münster, Urteil vom 23.1.1986 – 21 a A 1517/84, NVwZ 1987, 146 f.; OVG Münster, Urteil vom 26.11.1999 – 21 A 891/98, NJW 2000, 2124 ff.

ordnungsgemäß beseitigt werden können“. Soweit im Hinblick auf die Pflichten nach § 22 Abs. 1 Nrn. 1 und 2 BImSchG zu beurteilen ist, ob schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen vorliegen, sollen die in Nummer 4 der Technischen Anleitung Luft (TA Luft) festgelegten Grundsätze zur Ermittlung und Maßstäbe zur Beurteilung von schädlichen Umwelteinwirkungen herangezogen werden (Nr. 1 TA Luft). Kommen die Betriebe diesen Pflichten nicht nach, kann die zuständige Behörde diese gemäß § 24 BImSchG mittels Anordnung im Einzelfall durchsetzen und im Fall einer Nichtbefolgung der Anordnung die Bewirtschaftung der Flächen nach § 25 BImSchG untersagen. Dabei sind Luftreinhaltepläne bei Anordnungen nach §§ 24 und 25 BImSchG zu beachten. Des Weiteren können, soweit zur Erfüllung der Pflichten nach § 22 Abs. 1 Nrn. 1 und 2 BImSchG Anforderungen für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen festgelegt werden können, auch die in Nummer 5 der TA Luft für genehmigungsbedürftige Anlagen festgelegten Vorsorgeanforderungen als Erkenntnisquelle herangezogen werden (Nr. 1 TA Luft).

Auch im Fall einer Subsumtion unter den Anlagenbegriff des BImSchG wäre keine immissionsschutzrechtliche Genehmigung erforderlich, da derzeit keine Genehmigungspflicht für landwirtschaftliche Flächen nach der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (4. BImSchV) besteht. Es wäre allerdings zu überlegen, ob in Gebieten mit schon hohen Stickstoffeinträgen in die Umwelt (Gebiete mit einer Überschreitung der naturschutzfachlichen Critical Loads (vgl. hierzu LUBW 2017) sowie der wasserrechtlichen Nitratgrenzwerte) die Bewirtschaftung der dort befindlichen landwirtschaftlichen Flächen einer Zulassung unterworfen werden sollte, um den zuständigen Behörden eine effektivere Begrenzung und Kontrolle der Stickstoffemissionen zu ermöglichen.

8.1.2.1.5 Tierhaltungs- und Biogasanlagen

Von Tierhaltungsanlagen gehen Stickstoffeinträge in die Umwelt zum einen von tierischen Ausscheidungen in Form von Ammoniak- (NH_3), Stickstoffdioxid- (NO_2) und Lachgasemissionen (N_2O) in die Luft und zum anderen über die Ausbringung als Dünger oder zur Entsorgung in Böden und Gewässer aus. Tierhaltungsanlagen sind Anlagen im Sinne von § 3 Abs. 5 Nr. 1 BImSchG. Hohe Anteile an Stickstoff haben auch die Gärreste, welche in Biogasanlagen entstehen und dann als Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht bzw. anderweitig entsorgt werden. Emissionen in die Luft oder den Boden gehen auch von nicht ausreichend abgedichteten Lagerstätten für tierische Ausscheidungen und Gärresten aus.

8.1.2.1.5.1 Immissionsschutzrechtlich genehmigungspflichtige Anlagen

Ob Tierhaltungsanlagen und Lagerstätten genehmigungsfreie Anlagen im Sinne von § 22 BImSchG oder genehmigungsbedürftige Anlagen nach §§ 4 ff. BImSchG sind, richtet sich nach Nr. 7.1.1-7.1.11 und 9.36 des Anhangs der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV) (kurz: 4. BImSchV). Bei genehmigungsbedürftigen Anlagen unterscheidet das BImSchG weiterhin zwischen einem normalen (§ 10 BImSchG) und einem vereinfachten Genehmigungsverfahren (§§ 10, 19 BImSchG), bei dem keine Öffentlichkeitsbeteiligung erfolgt. Ob und wenn ja welches Genehmigungsverfahren gilt, hängt bei Tierhaltungsanlagen von der Art der Nutztiere und der Anzahl der Tierplätze ab. Die Größenklassen für das normale Genehmigungsverfahren entsprechen den Vorgaben der Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (IE-RL), wobei in Deutschland auch Sauen mit Ferkeln und Ferkel ohne Sauen sowie Pelztiere mit einbezogen werden. Die Klassen für das vereinfachte Verfahren beziehen auch Rinder und Kälber mit ein. Damit besteht in Deutschland für einen größeren Kreis von Tierhaltungsanlagen eine Genehmigungspflicht als nach der IE-RL europarechtlich erforderlich wäre.

Bei Biogasanlagen bestimmt sich die Genehmigungspflicht nach Nr. 8.6.3 bzw. Nr. 1.15 des Anhangs der 4. BImSchV. Des Weiteren sind in Deutschland nach Nr. 9.36 der 4. BImSchV Anlagen zur Lagerung von Gülle und Gärresten mit einem Fassungsvermögen von 6500 m³ oder mehr genehmigungsbedürftig im vereinfachten Verfahren, sofern sie nicht schon Teil einer genehmigungsbedürftigen Tierhaltungsanlage sind.

Tabelle 41: Immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsvorbehalt für Tierhaltungsanlagen in Deutschland ab Erreichen der Zahl an Tierplätzen (Stand 2017)

Tierart ¹	4. BImSchV, Nr. 7.1.1-7.1.11	
	Normales Verfahren	Vereinfachtes Verfahren (soweit nicht UVP-pflichtig)
Hennen	40.000	15.000
Junghennen	40.000	30.000
Mastgeflügel	40.000	30.000
Truthühner	40.000	15.000
Rinder	-	600 ²
Kälber	-	500
Mastschweine (≥ 30 kg)	2.000	1.500
Sauen (inkl. Ferkelaufzuchtplätze < 30 kg)	750	560
Ferkel (getrennte Aufzucht 10 bis < 30 kg)	6.000	4.500
Pelztiere	1.000	750

Bei gemischten Beständen werden die Vom-Hundert-Anteile bis zu denen die Platzzahlen der jeweiligen Spalte ausgeschöpft werden addiert. Erreicht die Summe der Anteile den Wert 100, ist ein Genehmigungsverfahren durchzuführen.

Ausgenommen sind Plätze für Mutterkuhhaltung mit mehr als sechs Monaten Weidehaltung je Kalenderjahr.

Die immissionsschutzrechtliche Genehmigung hat nach § 13 BImSchG Konzentrationswirkung, weshalb in dieser Genehmigung auch z.B. die bau- und naturschutzrechtlichen Voraussetzungen geprüft und beschieden werden. Ausgenommen sind allerdings wasserrechtliche Erlaubnisse und Bewilligungen, da § 12 Abs. 2 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) den zuständigen Wasserbehörden ein Bewirtschaftungsermessen einräumt, während dies bei der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung nicht der Fall ist. Liegen die im Rahmen einer immissionsschutzrechtlichen Genehmigung zu prüfenden Anforderungen, insbesondere von § 5 BImSchG vor, muss die zuständige Immissionsschutzbehörde die Anlage genehmigen.

Grundanforderungen für alle genehmigungspflichtigen Anlagen sind neben der Abwehr schädlicher Umwelteinwirkungen und sonstiger Gefahren, auch die Abwehr erheblicher Nachteile und erheblicher Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft nach § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG sowie die Einhaltung des Stands der Technik als Vorsorgemaßnahme nach § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG, welcher in § 3 Abs. 6 BImSchG definiert ist. Für Anlagen, die der IE-RL unterfallen, wird der Stand der Technik durch die Merkblätter zur besten verfügbaren Technik (BVT) konkretisiert, entsprechend den BVT-Schlussfolgerungen (<http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>) der Europäischen Kommission (vgl. §§ 3 Abs. 6a, 7 Abs. 1a BImSchG). Für die betreffenden Anlagen der Geflügel- und Schweinhaltung gelten somit gemäß dem Durchführungsbeschluss 2017/302 der Europäischen Kommission vom Februar 2017 (Durchführungsbeschluss (EU) 2017/302 der Kommission vom 15. Februar 2017 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Intensivhaltung oder -aufzucht von Geflügel oder Schweinen, Abl. EU Nr. L 43 vom 21.2.2017, S. 231) die BVT-

Schlussfolgerungen zur Festlegung der besten verfügbaren Technik für die Geflügel- und Schweinehaltung (EU-Commission 2003). Bei bestehenden Anlagen sollen die Behörden entsprechende nachträgliche Anordnungen erlassen, um die Einhaltung der in den BVT-Schlussfolgerungen genannten Emissionsbandbreiten sicherzustellen (§ 17 BImSchG).

Des Weiteren müssen Betreiber von Anlagen nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG Abfälle vermeiden, soweit die Vermeidung technisch möglich, zumutbar und mit geringeren Umweltauswirkungen als die Verwertung verbunden ist. Nicht zu vermeidende Abfälle sind zu verwerten und nicht zu verwertende Abfälle sind ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit zu beseitigen, wobei hier auf das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) verwiesen wird. Gülle und Dung aus Tierhaltungsanlagen sowie Gärreste aus Biogasanlagen mit landwirtschaftlichen Ausgangsstoffen sind sowohl nach dem geltendem Abfallrecht (§ 2 Abs. 2 Nr. 4 KrWG) als auch nach dem geltenden Düngerecht kein Abfall, sondern Wirtschaftsdünger (§ 2 Nr. 2 Düngegesetz – DüngG), so dass eine Verwertung im Sinne von § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG vorliegt. Gemäß § 2 Abs. 2 BImSchG sind die immissionsschutzrechtlichen Regelungen subsidiär gegenüber dem Düngemittelrecht. Die Praxis leitet hieraus ab, dass in der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung nur sichergestellt sein muss, dass eine ordnungsgemäße Verwertung nach Düngerecht gewährleistet ist, weil entsprechende eigene landwirtschaftliche Flächen zur Verfügung stehen oder durch Abnahmeverträge die ordnungsgemäße Verwendung als Wirtschaftsdünger sichergestellt ist (OVG Lüneburg, Beschl. v. 32.1.2003 – 7 ME 203/02, juris, Rn. 6; OVG Magdeburg, Beschl. 18.4.2016 – 2 M 89/15, juris, Rn. 48; Ewer in: Düsing/Martínez 2016, § 5 BImSchG Rn. 34; Hentschke in: Dombert/Witt 2016, § 17 Rn. 73). Welche Umweltauswirkungen der anfallende Wirtschaftsdünger auf den betreffenden Flächen hat, ist danach allerdings nicht mehr Gegenstand der immissionsschutzrechtlichen Zulassung und der hierbei gegebenenfalls durchzuführenden Umweltverträglichkeitsprüfung (Hentschke in: Dombert/Witt 2016, § 17 Rn. 69). Damit wird im Ergebnis bei der immissionsschutzrechtlichen Zulassung von Tierhaltungs- und Biogasanlagen nicht geprüft, ob in Folge der anfallenden Gülle, Dung oder Gärreste negative Umweltauswirkungen entstehen, weil z.B. bei den Ausbringungsflächen die naturschutzfachlichen Critical Load und die wasserrechtlichen Grenzwerte schon überschritten sind oder ein Natura 2000 Gebiet negativ betroffen ist (vgl. OVG Magdeburg, Beschl. 18.4.2016 – 2 M 89/15, juris, Rn. 49). Die Nichtberücksichtigung der Umweltauswirkungen von, in Tierhaltungs- und Biogasanlagen zwangsläufig anfallenden Exkrementen bzw. Gärresten widerspricht sowohl dem ganzheitlichen Schutzzweck des § 1 BImSchG als auch dem Grundsatz der integrativen Betrachtung und Vermeidung von Umweltschäden nach der Europäischen Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (IE-Richtlinie).

Die Betreiberpflichten und insbesondere der Stand der Technik bzw. der BVT-Standard werden in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) konkretisiert. Zur Beurteilung der Bauvorhaben werden außerdem die technischen Regelwerke (VDI-Richtlinien, DIN-Normen) herangezogen. Die TA Luft differenziert entsprechend § 5 Abs. 1 Nr. 1 und 2 BImSchG zwischen den Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen in Nr. 4 TA Luft, die der Gefahrenabwehr dienen und sich auf Immissionen beziehen und den emissionsbezogenen Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen in Nr. 5 TA Luft. Sie enthält in beiden Kategorien für die Tierhaltung und Biogasanlagen spezifische Anforderungen. Die wichtigsten Anforderungen sind:

- Zum Schutz empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme vor erheblichen Nachteilen durch die Einwirkung von Ammoniak sollen ebenfalls bestimmte Mindestabstände eingehalten

werden bzw. dürfen unter Berücksichtigung vorhandener Immissionen und kumulativer Anlagen bestimmte Immissionswerte nicht überschritten werden.

- ▶ Zur Verminderung von Geruchsbelästigungen sollen zwischen Stallanlagen und Wohnnutzungen Mindestabstände eingehalten werden.
- ▶ Zum Schutz vor Feinstäuben sollen bestimmte Bagatellmasseströme nicht überschritten werden.
- ▶ Es ist eine Sonderfallprüfung hinsichtlich der Ammoniakemissionen und Stickstoffdepositionen durchzuführen, wenn die obigen Mindestabstände unterschritten werden.
- ▶ Zur Vermeidung und Minderung von Emissionen sind bestimmte bauliche und betriebliche Anforderungen zu erfüllen (z. B. nährstoffangepasste Fütterung, Stallklimaauslegung nach DIN 18910).
- ▶ Es ist sicherzustellen, dass die Lagerkapazität für flüssigen Wirtschaftsdünger zur Verwendung als Düngemittel im eigenen Betrieb, zuzüglich eines Zuschlags für Niederschlagswasser so bemessen ist, dass sie für mindestens 6 Monate ausreicht (Nr. 5.4.7.1 lit. i TA Luft). Soweit der flüssige Wirtschaftsdünger an Dritte zur weiteren Verwertung abgegeben wird, muss vertraglich die ordnungsgemäße Lagerung und Verwertung vereinbart werden.
- ▶ Die Lagerung von Flüssigmist hat außerhalb des Stalles in geschlossenen oder abgedeckten Behältern zu erfolgen (Vgl. KTBL 2009).

8.1.2.1.5.2 Geplante Novelle der TA Luft

Die TA Luft implementiert derzeit noch nicht die aktuellen europäischen BREF-Anforderungen. Zwar wurde mit der entsprechenden Novellierung der TA Luft schon 2014 begonnen. Sie konnte aber bisher noch nicht abgeschlossen werden. Nach dem dritten Entwurf vom 16.7.2018 (BMU 2018) sind verschiedene Änderungen und Ergänzungen geplant.

So sollen die Anforderungen zu Nr. 4.8 TA Luft hinsichtlich des Schutzes von Natura 2000 Gebieten in einer Anlage 8 zur TA Luft näher konkretisiert werden, wobei der Vorschlag die derzeit in der Rechtsprechung und in Fachkonventionen ausgearbeiteten Abschneide- und Bagatellschwellen übernimmt, unterhalb derer erhebliche Beeinträchtigung ausgeschlossen sein sollen und eine Natura 2000-Verträglichkeitsprüfung nach § 34 Abs. 1 BNatSchG (Art. 6 Abs. 3 FFH-RL) nicht erforderlich ist (siehe Anhang A 8.1.2.3.4). Einzubeziehen sind neben der zu genehmigenden Anlage alle kumulativen Vorhaben, die seit dem letzten gültigen Hintergrundbelastungsdatensatz Stickstoffdeposition des Umweltbundesamtes realisiert oder genehmigt wurden bzw. deren Planung als verfestigt anzusehen ist. Ausgenommen sind Vorhaben, deren Beeinträchtigung aufgrund eines Ausnahmeverfahrens nach § 34 Abs. 3 bis 5 BNatSchG (Art. 6 Abs. 4 FFH-RL) kompensiert wurden. Des Weiteren soll der Genehmigungsbehörde nach dem Entwurf kein Ermessen bei einer Ausnahmegenehmigung nach § 34 Abs. 3 bis 5 BNatSchG zustehen, wenn die Abweichungsvoraussetzungen vorliegen.

Der Entwurf sieht weiterhin vor, für Stickstoffeinträge in Ökosysteme und Flächen mit empfindlichen Pflanzen deutlich höhere Abschneide- und Bagatellschwellen für die Gesamtzusatzbelastung zu normieren (3,5 kg/ha*a und 10 % der relevanten Critical Loads), bei

deren Unterschreitung keine Sonderfallprüfung nach Nr. 4.8 TA Luft durchzuführen ist (Anhang 9 des Entwurfs). Hinsichtlich der nach Anlage 1 TA Luft relevanten Mindestabstände für Ammoniakemissionen, bei deren Einhaltung keine Sonderfallprüfung erforderlich ist, sind keine Veränderungen der Abstandskurve geplant. Es sollen aber die Ammoniakfaktoren je nach Tierart, Alter und Art des Tierplatzes weiter ausdifferenziert werden.

Außerdem sollen nach dem Entwurf die emissionsbezogenen Vorsorgepflichten verschärft werden. Hinsichtlich der speziellen Anforderungen für Geruchs- und Stickstoffemissionen aus Tierhaltungsanlage in Nr. 5.4.7.1 TA Luft plant das BMU strengere bauliche und betriebliche Anforderungen. Allerdings soll es für Tierhaltungsanlagen bei einem Emissionswert für Staub von 20 mg/m³ statt der 10 mg/m³ in Nr. 5.2.1 TA Luft bleiben. Bei der Lagerung von Gülle wird der geforderte Minderungsgrad für Abdeckungen von 80 % auf 90 % erhöht (85 % bei Altanlagen). Auch sollen eine bedarfsangepasste, stickstoffreduzierte Mehrphasenfütterung als Stand der Technik und differenzierte Obergrenzen für die Nährstoffausscheidungen von Schweinen und Geflügel hinsichtlich der Stickstoff- und Phosphorgehalte gelten, um so u.a. die Ammoniakemissionen um mindestens 20 % gegenüber einer nicht nährstoffangepassten Fütterung zu verringern.

Für Tierhaltungsanlagen, die unter die IE-RL fallen, ist die Abluft bei Anlagen mit Zwangslüftung zu erfassen und einer qualitätsgesicherten oder zertifizierten Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen, die die im neuen Anhang 13 aufgeführten Kriterien erfüllt. Dies würde für alle Neuanlagen sowie Erweiterungen von Schweine-, Hennen- und Mast-Geflügelhaltungen gelten. Durch die Abgasreinigung sind Emissionsminderungsgrade für Staub, Ammoniak und Gesamtstickstoff (Summe aller gasförmigen Stickstoffverbindungen außer Stickstoff) von jeweils mindestens 70 %, eine Geruchsstoffkonzentration im Reingas von weniger als 300 GE_E/m³ des gesamten Volumenstromes zu gewährleisten. Für Abgasreinigungseinrichtungen ist weiterhin ein elektronisches Betriebstagebuch zu führen. Sofern aufgrund Tierwohlmaßnahmen eine Abgaseinrichtung technisch nicht möglich ist, sollen andere emissionsmindernde Verfahren und Techniken des Anhangs 12 oder gleichwertige qualitätsgesicherte oder zertifizierte Maßnahmen angewendet werden. Bei bestehenden IE-RL-Anlagen ist eine Abgasreinigungsanlage innerhalb von 5 Jahren einzubauen, wenn eine zentrale Entlüftung vorliegt oder verhältnismäßig nachgerüstet werden kann. Sofern dies unverhältnismäßig ist, ist durch einzelne oder kombinierte Maßnahmen nach Anhang 12 eine Ammoniakminderung um 40 % gegenüber dem Referenzwert zu erzielen.

Für alle sonstigen genehmigungspflichtigen Tierhaltungsanlagen sind zur Minderung der Ammoniakemissionen Techniken nach Anhang 12 oder gleichwertige qualitätsgesicherte oder zertifizierte Verfahren zur Emissionsminderung von Ammoniak einzusetzen, die einen Emissionsminderungsgrad von mindestens 40 % gegenüber den in Anlage 12 festgelegten Referenzwerten gewährleisten. Des Weiteren sollen in Anhang 12 absolute Emissionsobergrenzen vorgeschrieben werden. Bei Anwendung von Abgasreinigungseinrichtungen soll für mindestens 60 % des Gesamtvolumenstromes eine Minderung der Ammoniakemissionen von 70 % gewährleistet werden.

Außerdem werden die Mindestabstände zur Wohnbebauung nun in Anlage 7 näher bestimmt, wobei nach Nr. 5.4.7.1 TA Luft bei Neuanlagen mindesten 100 m einzuhalten sind. Hinsichtlich empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme bleibt es bei 150 m.

Insgesamt wird von Seiten des BMU geschätzt, dass bei weitestgehender Umsetzung aller Maßnahmen der Novelle der TA Luft insgesamt eine Gesamtstickstoff-Reduktion von ca. 30 %

möglich sei.⁴¹ Die Gesamtreduktion könnte allerdings noch wesentlich höher ausfallen, wenn die Schwellen für eine immissionsschutzrechtliche Zulassungspflicht in der 4. BImSchV deutlich abgesenkt werden, um auch die mittleren und gegebenenfalls auch kleinen Tierhaltungsanlagen zu erfassen. Damit würde auch die Umgehung der Genehmigungsprüfung durch eine Aufteilung in kleinere Anlagengrößen weitgehend unterbunden. Gleiches gilt für Biogasanlagen.

8.1.2.1.5.3 Nicht immissionsschutzrechtlich genehmigungspflichtige Anlagen

Für Anlagen, welche den Anlagenbegriff des § 3 Abs. 5 BImSchG zwar erfüllen, aber nicht immissionsschutzrechtlich genehmigungspflichtig sind, gelten gemäß § 22 BImSchG ebenfalls sogenannte Betreiberpflichten. Danach sind Anlagen so zu errichten und zu betreiben, dass schädliche Umwelteinwirkungen verhindert werden, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind; nach dem Stand der Technik unvermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen auf ein Mindestmaß beschränkt werden und die beim Betrieb der Anlagen entstehenden Abfälle ordnungsgemäß beseitigt werden können. Auf nicht-genehmigungspflichtige Anlagen sind zwar die Anforderungen der TA Luft zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen (Nr. 4) anzuwenden, sofern dadurch schädliche Umwelteinwirkungen vermieden werden. Allerdings erfolgt eine Konkretisierung der in § 22 BImSchG abstrakt normierten Betreiberpflichten mangels einer obligatorischen Genehmigungspflicht nur bei einer Anordnung im Einzelfall gemäß § 24 BImSchG, die in der Praxis nur in Ausnahmefällen bei gravierenden Verstößen von den zuständigen Behörden erlassen wird. Des Weiteren können bei nicht-genehmigungspflichtigen Anlagen umfangreiche und kostspielige Untersuchungen oder bauliche Auflagen nur dann verlangt werden, wenn sie in einem angemessenen Verhältnis zur getätigten Investitionssumme stehen (KTBL 2009, S. 1).

Hinsichtlich der Umweltauswirkungen von anfallender Gülle und Dung bzw. Gärresten bei nicht genehmigungspflichtigen Tierhaltungs- oder Biogasanlagen gilt nach § 22 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG ein noch schwächerer Standard als bei genehmigungspflichtigen Anlagen (vgl. Heilshorn/Sparwasser in: Landmann/Rohmer 2017a, § 22 BImSchG, Rn. 56). Damit müssen auch hier die Umweltwirkungen bei der Verwendung als Wirtschaftsdünger nicht berücksichtigt werden. Insgesamt erklärt das immissionsschutzrechtliche Ausblenden der Umweltwirkungen von Gülle, Dung und Gärresten bei genehmigungs- und nicht-genehmigungspflichtigen Tierhaltungs- und Biogasanlagen, warum es in Norddeutschland und im Voralpenland zu einer Nutztierdichte kommen konnte, die in den Regionen einen großen, nicht mehr landwirtschaftlich verwertbaren Stickstoffüberschuss erzeugt (vgl. UBA 2017, S. 25).

8.1.2.1.5.4 Produktrechtliche Vorschriften im Verkehrssektor

Für die lokalen Belastungsschwerpunkte, insb. an viel befahrenen Hauptverkehrsstraßen in Innenstädten und Ballungsräumen, die zu den oben genannten Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte für NO₂ gemäß der Luftqualitätsrichtlinie geführt haben, sind die Emissionen im Straßenverkehr ein ganz erheblicher, möglicherweise sogar der entscheidende Faktor (Führ/Below 2018, 259). Dies wurde in den letzten Jahren durch die generelle Zunahme von steuerlich begünstigten Diesel-Pkw verstärkt, die im erheblichen Maße zu den hohen Stickstoffwerten im innerstädtischen Bereich beitragen.

Der Bereich Verkehr betrifft neben den immissionsschutzrechtlichen Vorschriften zur Luftreinhaltung, die bereits oben im Abschnitt über Qualitätsstandards für Luft) behandelt wurden, daher auch die produktrechtlichen Vorschriften zu Kraftfahrzeugen. Die nationalen Kompetenzen beschränken sich hier weitgehend auf die Anwendung und verfahrensbezogene

⁴¹ Remus (UBA), Vortrag am 26.10.2016, Neufassung der TA Luft 2017, https://www.thueringen.de/mam/th8/tlug/content/abt_1/v_material/2016/22/remus_26102016_ta_luft_2017.pdf (abgerufen am 2.6.2017).

Einpassung der europarechtlichen Verordnungen. Entsprechend gibt es auf nationaler Ebene in vielen Fällen kaum Spielräume, so dass bestehende Defizite auf europäischer Ebene behoben werden müssten. Allerdings kommt es auch in diesem Bereich zu erheblichen Vollzugsdefiziten insbesondere bei den Stickstoffoxid-Emissionen von Dieselfahrzeugen. Diese Vollzugsdefizite beruhen zum Teil auf Regelungsdefiziten im EU-Recht, oft haben sie ihre Ursache aber auch darin, dass die europarechtlichen Verordnungen nicht präzise ausgelegt wurden oder Unregelmäßigkeiten bei ihrer Anwendung nicht oder nur zögerlich nachgegangen wurde.

Die Emissions-Grundverordnung sieht im Rahmen der Typgenehmigung die Einstufung verschiedener Kfz-Typen in Schadstoffklassen (Euro 5 und Euro 6) vor. Der Hersteller hat Anspruch auf die Typgenehmigung, wenn die Anforderungen dafür eingehalten wurden. Dazu zählen v.a. die Einhaltung der Euro-5- und Euro-6-Grenzwerte gemäß Anhang I dieser Verordnung. Für die Fahrzeugklasse M, in die Pkw regelmäßig fallen, ist für die Schadstoffklasse Euro-5 ein Wert von 180 mg/km Stickstoffoxid für Selbstzündungsmotoren (Diesel) vorgesehen, für die nach der Verordnung strengste Schadstoffklasse Euro-6 ein Grenzwert von 80 mg/km.

Die Einhaltung dieser Grenzwerte wurde jedoch durch ein defizitäres Prüfverfahren überwacht, dessen formale Durchführung für die Feststellung der materiellen Rechtskonformität maßgeblich war. Da für die konkreten Emissionswerte eines Fahrzeugs viele Faktoren eine Rolle spielen, unter anderem das Fahrverhalten des Kfz-Führers, sind Standardisierungen der Testbedingungen für die Rechtssicherheit von Zulassungen unausweichlich. Dass dies zu kleineren Abweichungen führt ist insofern normal. Bei den Prüfstandards gab es aber ganz erhebliche und einseitige Differenzen zwischen Testergebnissen und Emissionen im Realbetrieb, auf die schon seit vielen Jahren hingewiesen wurde. Dabei handelte es sich um das NEDC-Prüfverfahren, das einen Test unter Laborbedingungen ausreichen ließ, obwohl inzwischen bekannt geworden war, dass diese den realen Fahrbedingungen keineswegs entsprachen (Falke 2018, 249 f.). Dieses Verfahren wurde ab September 2017 für die Typzulassung und inzwischen auch für alle Neuwagen durch die Verordnung (EU) 2017/1151 durch das WLTP-Verfahren ersetzt, das realitätsnähere Messergebnisse produzieren soll.

Ein Grund für die Differenzen zwischen Testergebnissen und realen Emissionen war beim NEDC-Prüfverfahren bereits eine unrealistische Auswahl des Fahrzyklus, der festlegt, unter welchen genormten Bedingungen und mit welchen Geschwindigkeiten das Fahrzeug während der Prüfung betrieben wird. Innerhalb dieses Fahrzyklus waren wenige Fahranteile mit hohen Geschwindigkeiten und insgesamt geringere Geschwindigkeiten als im durchschnittlichen Realbetrieb vorgesehen. Diesen Defiziten wurde im neuen WLTP-Verfahren zum Teil abgeholfen, allerdings hat auch dieses Verfahren gerade im Hinblick auf die Messung von Stickstoffoxiden noch Defizite, die nur durch eine ergänzende Emissionsprüfung unter realen Fahrbedingungen (RDE) ausgeglichen werden können (Hofacker/Köllner 2017). Eine solche RDE-Prüfung ist für die Neuzulassung von Fahrzeugtypen durch die VO 2016/427/EU seit dem 1. September 2019 vorgesehen.

Kurz nach Einführung der neuen Prüfverfahren kam es jedoch auf Drängen der Automobilhersteller zu einer indirekten Erhöhung des Grenzwertes durch die Verordnung der Kommission (EU) 2016/646, mit der ein Konformitätsfaktor (CF) eingeführt wurde, der als Ausgleich für eventuelle Messungenauigkeiten des ursprünglich vorgesehenen Emissionsgrenzwertes für Diesel-Pkw nach der Euro-6-Norm (80 mg/km) dienen soll (Faßbender 2017, 2000). Auf Klagen mehrerer europäischer Städte hin hat der Europäische Gerichtshof den Konformitätsfaktor inzwischen als Verstoß gegen die Verordnung Nr. 715/2007 angesehen und die Verordnung 2016/6461 daraufhin insofern für nichtig erklärt. Durch den

Konformitätsfaktor sei der Grenzwert der Verordnung abgeändert worden, wofür der Kommission die Zuständigkeit fehle.⁴²

Ein weiterer Grund für die Unterschiede zwischen Testergebnissen und realen Emissionen sind die weit ausgelegten Ausnahmen für Abschaltvorrichtungen, die nach Art. 5 Abs. 2 S. 2 lit. a, b und c Verordnung 715/2007/EG europarechtlich zulässig sein können, u.a. wenn „die Einrichtung notwendig ist, um den Motor vor Beschädigung oder Unfall zu schützen und um den sicheren Betrieb des Fahrzeugs zu gewährleisten“. Diese Ausnahme wurde von den Herstellern der Automobilindustrie extensiv genutzt, so dass es zu einer Verkehrung des Regel-Ausnahme-Schemas kam.

In materieller Hinsicht kann nicht davon ausgegangen werden, dass der Großteil der Abschalteinrichtung genehmigungsfähig gewesen wäre. Grundsätzlich sind Abschalteinrichtungen gemäß Art. 5 Abs. 2 S. 1 der Verordnung 715/2007 (Typgenehmigungsverordnung) verboten und können nur als Ausnahme unter den insofern eng auszulegenden Voraussetzungen von Art. 5 Abs. 2 S. 2 zulässig sein.

Wie von Führ/Below (2018, 259 ff.) dargelegt wurde, sind die Abschalteinrichtungen, die von vielen Autoherstellern in Diesel-Kfz verbaut wurden, nicht von der jeweiligen Typgenehmigung erfasst. Sie waren nämlich in aller Regel nicht Gegenstand der Antragsunterlagen im Typgenehmigungsverfahren. Anders als beispielsweise im Strafverfahren muss der Antragsteller im immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren auch potenziell belastende Tatsachen vortragen, selbst wenn diese einen Anspruch auf Genehmigung ausschließen könnten. Zusätzlich hätte das Kraftfahrt-Bundesamt (KBA) als zuständige Behörde für die Typgenehmigung aufgrund des Amtsermittlungsgrundsatzes gemäß § 24 VwVfG alle weiteren Erkenntnisquellen nutzen und bei Anhaltspunkten alle im Einzelfall bedeutsamen Umstände ermitteln müssen (Führ 2016, 20). Dies führt dazu, dass auch die Zulassung eines individuellen Fahrzeugs rechtswidrig ist, wenn es eine Abschalteinrichtung aufweist, die bei der Typzulassung nicht Gegenstand des Verfahrens war und damit ungenehmigt ist.

Neben diesen Regulierungsdefiziten und Vollzugsdefiziten durch die mangelhafte Wahrnehmung des Amtsermittlungsgrundsatzes u. ä. gab es jedoch auch Vollzugsdefizite sozusagen „schwereren Grades“, die ihre Ursache in der bewussten Manipulation der Abgaswerte durch verbotene Abschalteinrichtungen seitens der Hersteller haben. So wurden durch Hersteller illegale Abschaltvorrichtungen genutzt, die durch eine Software oder spezielle Sensoren erkannten, dass das Kfz in einer Testanordnung gefahren wurde; mit der Folge, dass die Kfz nur dann, in einem speziellen Testmodus, konforme Abgaswerte hervorbrachten. Dies wurde spätestens seit September 2015 durch eine „Notice of Violation“ der US-amerikanischen Environmental Protection Agency bekannt. Das Kraftfahrt-Bundesamt hätte nach den rechtlichen Voraussetzungen für die Zulassung und Überwachung von Kraftfahrzeugen diese massenhaften Überschreitungen von Grenzwerten nicht dulden dürfen (Faßbender 2017). Dennoch hat es als für die Typgenehmigung zuständige Behörde nur sehr zögerlich reagiert und sich sehr kompromissbereit gegenüber den Herstellern gezeigt. Die schließlich im Einvernehmen mit der Automobilindustrie erfolgten Rückrufaktionen und Umrüstungsmaßnahmen in Form von Software-Updates waren ungeeignet, bzw. nicht ausreichend, um Rechtskonformität sicherzustellen. Das zuständige Bundesministerium für Verkehr und Infrastruktur hat in diesem Fall seine Rechtsaufsicht nicht ausreichend wahrgenommen, bzw. einen illegalen Zustand bewusst in Kauf genommen (Faßbender 2017, 1999).

⁴² EuGH, Urteil in den verbundenen Rechtssachen T-339/16 Stadt Paris / Kommission, T-352/16 Stadt Brüssel / Kommission, T-391/16 Stadt Madrid / Kommission, bisher unveröffentlicht, dazu die Pressemitteilung 198/18 vom 13. Dezember 2018.

Der rechtliche Rahmen für alternative Maßnahmen zur Herstellung der Rechtskonformität im Zusammenhang mit der Luftqualitätsrichtlinie wirft insofern Schwierigkeiten auf, als zur Wahrung der Immissionsgrenzwerte die Nachrüstungen nicht ohne Weiteres durch die für die Luftreinhalteplanung zuständigen Behörden angeordnet werden können. Gemäß § 47 Abs. 4 S. 1 BImSchG würden entsprechende Maßnahmen einen spezifischen Bezug zu den Grenzwertüberschreitungen im konkreten Plangebiet erfordern (Faßbender 2017, 1999).

8.1.2.2 Gewässerschutzrecht

Im Wasserrecht kann mit Bezug auf Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen zwischen punktquellenbezogenen Regelungen vor allem im Zusammenhang mit kommunalen und häuslichen Abwässern und diffuse Einträge der Landwirtschaft unterschieden werden.

Europarechtliche Anforderungen mit Bezug zu Punktquellen ergeben sich im Wasserrecht aus der EU-Richtlinie 91/271 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, zuletzt geändert durch die Richtlinie 2013/64/EU. Grenzwerte für Stickstoff und Phosphat ergeben sich demnach für empfindliche Gebiete gemäß Anhang II der Richtlinie (15 mg/l bei Anlagen für 10 000–100 000 EW; 10 mg/l bei mehr als 100 000 EW, wobei der Einwohnerwert (EW) 60 g Sauerstoff entspricht, der Menge, die durchschnittlich pro Tag und Einwohner zum Abbau der anfallenden organischen Schadstoffe im Wasser gebraucht wird).

Im deutschen Wasserrecht besteht seit der Föderalismusreform nicht mehr wie früher eine Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes, sondern gemäß Art. 74 Abs. 1 Nr. 32 in Verbindung mit Art. 72 GG eine konkurrierende Gesetzgebungskompetenz, die auch Vollregelungen ermöglicht. Die Länder können abweichende Regelungen treffen, allerdings sind hiervor gemäß Art. 72 Abs. 3 Nr. 5 GG stoff- und anlagenbezogene Regelungen ausgenommen, so dass die Länder für Stickstoffverbindungen und Anforderungen an Abwasserbehandlungsanlagen keine weniger anspruchsvollen Grenzwerte formulieren dürfen. Verschärfungen zur Einhaltung gewässerspezifischer Ziele sind hingegen zulässig.

Die Anforderungen der EU-Kommunalabwasserrichtlinie werden zum Teil bereits auf Bundesebene durch die Abwasserverordnung umgesetzt, zum Teil bislang durch wasserrechtliche Vorschriften auf Landesebene, die insbesondere die strengeren Grenzwerte für Abwasserbehandlungsanlagen in empfindlichen Gebieten regeln (so z.B. die Niedersächsische Verordnung über die Behandlung von kommunalem Abwasser (KommAbwV) vom 28. September 2000).

In der Abwasserverordnung richten sich die Grenzwerte für Ammoniumstickstoff und Stickstoff insgesamt, als Summe von Ammonium, Nitrit- und Nitratstickstoff, laut Anhang 1 für häusliches und kommunales Abwasser nach der Größenklasse der Abwasserbehandlungsanlage. Bei kleinen Anlagen der Größenklassen 1 und 2 gibt es keine spezifischen Grenzwerte für Stickstoffverbindungen, sondern nur Anforderungen bezüglich des biologischen und chemischen Sauerstoffbedarfs. Bei größeren Anlagen der Größenklassen 3, 4 und 5 liegt der Grenzwert für Ammoniumstickstoff bei 10 mg/l, ab Größenklasse 4 für die Gesamtmenge an Stickstoffverbindungen (N_{ges}) bei 18 mg/l (10.000-100.000 EW) und für die Größenklasse 5 bei 13 mg/l (über 100.000 EW). In den weiteren Anhängen sind die Grenzwerte für industrielle Anlagen geregelt, insbesondere für die Lebensmittelindustrie, die chemische Industrie, die Zellstoffindustrie und die Abfallwirtschaft.

Gemäß § 54 Abs. 1 Nr. 2 WHG ist Niederschlagswasser, d.h. das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen gesammelt abfließende Wasser, auch als Abwasser zu behandeln. Dies wird im Zusammenhang mit auf reaktiven Stickstoffverbindungen wie Ammoniak, Nitrat und Nitrit insbesondere bei Starkregenereignissen zum Problem. Die

Abflüsse der Niederschläge können dann die Mischkanalisation, Rückhaltebecken oder Kläranlagen zum Überlaufen bringen, so dass das vermischte Abwasser direkt in Gewässer fließt (sog. Überlaufproblematik). Eine flächendeckende Einführung der Trennkanalisation durch Erneuerung von Bestandsanlagen ist derzeit aus ökonomischen Gründen nicht realistisch. Die ungeklärte Einleitung von Niederschlagswasser in Gewässer beim Trennsystem bringt zudem dann Nachteile mit sich, wenn dieses Niederschlagswasser bspw. mit Reifenabrieb und anderen Schadstoffen, die sich auf Straßen ansammeln, verunreinigt ist. Gemäß § 55 Abs. 2 WHG soll das Niederschlagswasser jedoch vorbehaltlich anderer öffentlich-rechtlicher Vorschriften ortsnahe versickert, verrieselt oder direkt bzw. über eine Kanalisation ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer eingeleitet werden. Dies ist vor allem dann sinnvoll, wenn das Niederschlagswasser selbst bisher noch nicht erheblich verschmutzt wurde.

Auch hier werden die Regelungen des Wasserhaushaltsgesetzes durch landesrechtliche Regelungen ergänzt. So wird etwa in § 86 Abs. 1 des Niedersächsischen Wassergesetzes (NWG) das Einleiten von Niederschlagswasser durch Versickerung, Verregnung oder Verrieselung erlaubnisfrei gestellt, wobei Einschränkungen für Hofflächen gelten. Allerdings steht die dadurch eingeräumte Möglichkeit unter dem Vorbehalt eines kommunalen Anschluss- und Benutzungszwangs nach § 92 Abs. 3 NWG.

Um den guten ökologischen und chemischen Zustand der Gewässer den Zielen der Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) zu erreichen, ist eine Reduzierung der Nähr- und Schadstoffeinträge durch die Mitgliedstaaten erforderlich. In den Richtlinien für Oberflächengewässer (Richtlinie 2006/11 und UQN-Richtlinie 2008/105, novelliert durch 2013/39) sowie Grundwasser (Richtlinie 2006/118, novelliert durch 2014/80) werden die Verpflichtungen präzisiert. Diese Richtlinien formulieren Umweltqualitätsnormen vor allem durch immissionsbezogene Ziele für die Gewässer. Art. 10 der WRRL verpflichtet allerdings zu einem kombinierten Ansatz aus emissions- und immissionsbezogenen Maßnahmen, den die Mitgliedstaaten zur Erreichung der Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie und zur Einhaltung der Umweltqualitätsnormen der Tochterrichtlinien wählen sollen. Dies gilt gleichermaßen für punktuelle als auch für diffuse Einträge. Der umfassende Regelungsauftrag der Wasserrahmenrichtlinie wird in Deutschland dadurch eingeschränkt, dass sich die Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne der Länder auf Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von mindestens 10 km² und auf Seen größer als 0,5 km² beschränken.

Im deutschen Wasserrecht stellt sich die Frage, ob landwirtschaftlich verursachte Stoffeinträge Benutzungen im Sinne von § 9 Abs. 1 und 2 WHG sind (Härtel 2002, S. 169 ff.). Bejaht man dies bräuchten die entsprechenden Bewirtschaftungsmaßnahmen eine wasserrechtliche Erlaubnis oder Bewilligung nach §§ 8, 12 WHG. Dabei ist zwischen den ökologischen Schutzzielen des WHG, den Interessen der Allgemeinheit und den Interessen der landwirtschaftlichen Betriebe abzuwägen. Als Benutzungstatbestände kommen „Einbringen und Einleiten von Stoffen in Gewässer“ gemäß § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG und „Maßnahmen, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeizuführen“ gemäß § 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG in Betracht. Für Straßen- und Entwässerungsgräben haben einige Länder die Anwendbarkeit des WHG ausgeschlossen, so dass eine Benutzung schon deshalb nicht einschlägig wäre.

Stellt man allein auf den Wortlaut der Benutzungstatbestände ab, wären landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Düngung, Drainierung oder Entwässerung als Gewässerbenutzung einzustufen. Insbesondere wäre es dann als eine Benutzung zu werten, wenn innerhalb der vorgeschriebenen Ausbringungsabstände zu Gewässern gedüngt wird. Dies gilt auch für die nach § 2 Abs. 2 WHG unter dem Vorbehalt einer Ausnahme durch die Länder gestellten Straßengräben sowie Be- und Entwässerungsgräben. Allerdings legt die

Rechtsprechung die Benutzungstatbestände regelmäßig enger aus. Dies dient wohl vor allem der Handhabbarkeit der Regelungen, da ansonsten die Benutzungstatbestände ausufern würden. Des Weiteren soll die Erlaubnis- und Bewilligungspflicht von anderen Genehmigungspflichten abgegrenzt werden (vgl. Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 5; Knopp in: Sieder et al. 2011, § 9 WHG Rn. 15). Insbesondere diffuse landwirtschaftliche Einträge sollen so ausgegrenzt werden (vgl. Härtel 2002, S. 176 f. m.w.N.; Breuer 2004, S. 198 m.w.N.), obwohl hier u.a. mit dem Düng- und Pflanzenschutzmittelrecht keine Genehmigungspflichten bestehen. Die herrschende Meinung vertritt zum Zweck der Beschränkung das ungeschriebene Tatbestandsmerkmal der Zweckgerichtetheit von Benutzungen im Sinne von § 9 WHG (Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 5, 72; Knopp in: Sieder et al. 2011, § 9 WHG Rn. 17 ff.; Breuer 2004, S. 172 f.).⁴³ Zweckgerichtetheit wird dann überwiegend als ein auf Gewässerbenutzung gerichtetes, objektiv geeignetes Handeln verstanden (Breuer 2004, S. 172 f.; Knopp in: Sieder et al. 2011, § 9 WHG Rn. 19). Subjektive Vorstellungen des Handelnden sollen dafür grundsätzlich keine Rolle spielen.

Hinsichtlich der Zweckgerichtetheit von diffusen Einträgen der Landwirtschaft gibt es ein breites Spektrum an Auffassungen in der Lehre. Zum Teil wird die Benutzung allgemein bejaht, zum Teil nur bei Verletzung der düngerechtlichen Vorschriften, zum Teil wird Benutzung bei landwirtschaftlichen Maßnahmen generell abgelehnt (zum Meinungsstand: Härtel 2002, S. 169 ff. m.w.N.; Breuer 2004, S. 197 ff. m.w.N. sowie Kremer 2009 ff. mit Rechtsprechungsnachweisen). Ein weiterer Streit entzündet sich an der Frage, ob eine „echte“ Benutzung im Sinne von § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG vorliegt oder nur eine „unechte“ Benutzung im Sinne von § 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG. Da landwirtschaftliche Einträge nicht ausgebracht werden, damit sie in Gewässer gelangen, sondern dies eine im Regelfall unerwünschte Folge des Wirtschaftens im offenen System ist, fehlt hier grundsätzlich die Zweckgerichtetheit (Härtel 2002, S. 174 f.; Breuer 2004, S. 173 m.w.N.; Knopp in: Sieder et al. 2011, § 9 WHG Rn. 15, 62; Linden 1992, S. 103 ff. Ähnlich Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 5; Kotulla 2011, § 3 Rn. 15. A.A. Kremer 2009 ff., mit einem sehr offenen Begriff der Zweckgerichtetheit; Möker 1993, S. 122 f.).⁴⁴ Anders wäre es bei einem direkten Eintrag z.B. durch Überfahren eines Gewässers, Ausbringung bei Starkregen oder Dauerfrost und bei einer übermäßigen, quasi entsorgenden Düngung. Entsprechend wird hier zum Teil eine zweckgerichtete Einleitung im Sinne von § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG angenommen (Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 29; Härtel 2002, S. 174 f.; Knopp in: Sieder et al. 2011, § 9 WHG Rn. 62. a.A. Laskowski 2012 Rn. 79).

§ 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG gilt als Auffangtatbestand, so dass die Zweckgerichtetheit hier etwas weniger streng ausgelegt und keine besondere Zielgerichtetheit auf das Gewässer verlangt wird (Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 72; Knopp in: Sieder et al. 2011, § 9 WHG Rn. 81). Jedenfalls können Maßnahmen im Sinne von § 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG auch landwirtschaftliche Maßnahmen sein, selbst wenn sie keine Gewässerveränderungen bezwecken (vgl. z.B. § 25 Abs. 1 Nr. 3 LWG RP; § 13 Abs. 1 Nr. 5 WG BW; § 5 Abs. 1 Nr. 2 LWaG MV; § 11 Abs. 1 Nr. 3 SächsWG). Strittig ist, ab wann landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß die Wasserbeschaffenheit nachteilig verändern können (vgl. Härtel 2002, S. 175 ff. m.w.N.; Breuer 2004, Rn. 252 ff. m.w.N.; Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 89 m.w.N.). Je nach lokalen Verhältnissen können ausgebrachte Stoffe nämlich in unterschiedlichem Maß in das Grundwasser oder Oberflächengewässer gelangen. Der Austrag ist weiterhin stark vom Zeitpunkt, der Art und dem Maß der Bewirtschaftungsmaßnahme und den angebauten Pflanzen abhängig. Eine exakte Schwelle lässt sich nicht einheitlich für alle landwirtschaftlichen Flächen bestimmen (Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 89). Eine generelle Erlaubnispflicht für

⁴³ BVerwG, Urteil vom 16.11.1973 – IV C 44.69, ZfW 1974, 296 ff.

⁴⁴ BGH, Urteil vom 7.6.1966, NJW 1966, 1570.

Bewirtschaftungsmaßnahmen würde jedoch den Tatbestand des § 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG überstrapazieren. Ebenso wäre auch eine generelle Freistellung rechtlich inakzeptabel.

Einen Ansatzpunkt bietet daher die verstärkte Kodifizierung der guten landwirtschaftlichen Praxis im Dünge- und Pflanzenschutzrecht, aber auch im Bodenschutz- und Naturschutzrecht. Hier hat der Gesetzgeber für den Gewässerschutz eine Schwelle konkretisiert, die deutlich macht, wann landwirtschaftliche Maßnahmen nicht mehr mit den Schutzinteressen öffentlicher Güter zu vereinbaren sind. Mittlerweile besteht überwiegend Einigkeit, dass eine erlaubnispflichtige Benutzung vorliegt, wenn die Anforderungen an die gute fachliche Praxis im Dünge- und Pflanzenschutzmittelrecht nicht eingehalten werden (Härtel 2002, S. 178 ff.; Breuer 2004, S. 201; Czychowski/Reinhardt 2010, § 9 Rn. 89; Knopp in: Sieder et al. 2011, § 9 WHG Rn. 62. Weitergehend Laskowski 2012 Rn. 80 f.). Sachsen hat dies in § 11 Abs. 1 Nr. 3 SächsWG ausdrücklich kodifiziert. Auch wenn das Fachrecht den landwirtschaftlichen Betrieben grundsätzlich erhebliche Spielräume lässt, begrenzt immerhin das Düngerecht den Stickstoffaustrag durch Wirtschaftsdünger. Ein Verstoß kann nicht nur als Ordnungswidrigkeit nach § 14 DüngG oder § 68 PflSchG geahndet werden, sondern auch als Ordnungswidrigkeit nach § 103 Abs. 1 Nr. 1 WHG, weil keine vorherige wasserrechtliche Gestattung eingeholt wurde.

Neben den erlaubnispflichtigen Benutzungen gibt es allgemeine Sorgfaltspflichten in § 5 Abs. 1 Nr. 1 WHG sowie das Verschlechterungsverbot in § 27 Abs. 1 Nr. 1 WHG. Diese beziehen sich auch auf stoffliche Veränderungen der Gewässer durch menschliche Handlungen und nehmen landwirtschaftliche Maßnahmen nicht aus. Auch innerhalb der Gewässerrandstreifen, die im Außenbereich fünf Meter breit sind, dürfen Düngemittel nach § 38 Abs. 4 Nr. 3 WHG eingesetzt werden, soweit es das Düngemittelrecht gemäß § 5 Abs. 2 und 3 DüV (grundsätzlich im Abstand zwischen 1 m bis 30 m) erlaubt. § 5 Abs. 5 DüV erlaubt jedoch abweichende Regelungen, von denen einige Bundesländer Gebrauch gemacht haben, indem sie Düngemittelgebrauch hier generell untersagen bzw. ihre Behörden dazu ermächtigen, wobei der Gewässerrandstreifen in einigen Fällen 10 m beträgt (§ 40a Abs. 2 BWG; § 21 Abs. 3 BremWG; § 90a Abs. 2 LWG NRW; § 56 Abs. 3 SWG; § 50 Abs. 3 SächsWG; § 38a S. 3 LWG SH; § 29 Abs. 3 Nr. 1 WG BW; behördliche Anordnungsbefugnisse gemäß § 58 Abs. 2 NWG; § 90a Abs. 4 Nr. 1 WG NRW; § 50 Abs. 4 Nr. 3 WG LSA; vgl. auch UBA 2006).

Die Vorschriften zur Reinhaltung von Oberflächen- und Küstengewässern sowie Grundwasser (§§ 32, 45, 48 WHG) verbieten das Einbringen fester Stoffe zu ihrer Entledigung bzw. regeln, dass stoffliche Einleitungen in das Grundwasser zu keiner nachteiligen Veränderung der Wasserbeschaffenheit führen dürfen. Gleiches gilt für die Lagerung von Stoffen. Bezüglich des Einleitens bzw. Einbringens stellen sich ähnliche Auslegungsfragen, wie sie in § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG relevant sind. Auch hier bedarf es einer Verhaltensweise, die auf das Gewässer gerichtet ist. Bei Oberflächen- und Küstengewässern ist zudem ein Entledigungswille erforderlich. Das Bewirtschaftungsermessen der Behörden wird durch diese Vorschriften bei Benutzungen im Sinne von § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG beschränkt.

Die §§ 62 f. WHG erhalten Vorschriften für Anlagen, mit denen wassergefährdende Stoffe gelagert, abgefüllt, hergestellt, behandelt oder verwendet werden. Sie müssen gemäß § 62 Abs. 2 und 3 WHG nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik so beschaffen sein und betrieben werden, dass nachteilige Veränderungen von Gewässereigenschaften nicht zu besorgen sind. Allerdings ist die Landwirtschaft hierbei mehrfach privilegiert. Zum einen müssen Anlagen zum Umschlagen, Lagern oder Abfüllen von Jauche, Gülle und Silagesickersäften gemäß § 62 Abs. 1 S. 3 WHG nur den bestmöglichen Schutz der Gewässer vor nachteiligen Veränderungen sicherstellen. In diesem Zusammenhang stellt „bestmöglicher Schutz“ als Prozessstandard eine Abschwächung gegenüber anderen Anlagen dar, die dem wasserrechtlichen Besorgnisgrundsatz des Satz 1 entsprechen müssen (Czychowski/Reinhardt

2010, § 62 WHG Rn. 37, 45; Gößl in: Sieder et al. 2011, § 62 WHG Rn. 7 und § 19a WHG a.F. Rn. 84a ff.). Nach dem Besorgnisgrundsatz darf nach Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts keine noch so wenig naheliegende Wahrscheinlichkeit einer nachteiligen Veränderung der Gewässerbeschaffenheit bestehen (BVerwG, ZfW 1981, 87). Landwirtschaftliche Anlagen bedürfen überdies keiner behördlichen Eignungsfeststellung nach § 63 Abs. 1 WHG (§ 63 Abs. 2 Nr. 1 WHG). Biogasanlagen sind allerdings nicht von den Privilegierungen umfasst (Gößl in: Sieder et al. 2011, § 62 WHG Rn. 18 i.V.m. § 19a WHG a.F. Rn. 84a).

8.1.2.3 Boden- und Naturschutzrecht

Der umfassende Schutzauftrag des Naturschutzrechts (vgl. § 1 BNatSchG) beinhaltet auch den Schutz von Natur und Landschaft vor stofflichen Einträgen, wie insbesondere die konkretisierten Zielsetzungen zum Naturhaushalt in § 1 Abs. 3 Nr. 1 und 3 BNatSchG verdeutlichen. Grundsätzlich behandelt das Naturschutzrecht stofflich bedingte Beeinträchtigungen wie physikalisch bedingte Beeinträchtigungen. Allerdings weisen die naturschutzrechtlichen Instrumente eine Schwäche gegenüber immissionsbedingten Beeinträchtigungen auf. So kennen weder das europäische noch das nationale Naturschutzrecht immissionsbezogene Umweltqualitätsnormen wie im Wasserrecht, obwohl Stoffeinträge nicht unerhebliche Auswirkungen auf den Naturhaushalt und die Arten haben und Veränderungen der Artenzusammensetzung bewirken (z.B. Stickstoffeinträge). Stattdessen wird in § 5 Abs. 2 Nr. 6 BNatSchG auf das Dünge- und Pflanzenschutzrecht verwiesen und weiterhin ist umstritten, ob die Eingriffsregelung auf stoffliche Eingriffe anwendbar ist (Möckel et al. 2014; Möckel 2018b). Gleiches gilt für das Bodenschutzrecht.

Besonders eingeschränkt ist die vorsorgende Steuerungswirkung des Bodenschutzrechts hinsichtlich des Eintrags von Nährstoffen, während bei Schadstoffen durchaus Prüf- und Maßnahmewerte in der BundesBodenschutzverordnung (BBodSchV) existieren. So soll das Bodenschutzrecht Böden eigentlich nicht nur vor physikalischen, sondern auch vor chemischen Veränderungen schützen, wie die Vorschriften zur Beseitigung von stofflichen Kontaminationen in § 2 Abs. 7 Nr. 1 und 2 BBodSchG und die Vorsorgeanforderungen in §§ 9 ff. BBodSchV zeigen. Gemäß § 3 BBodSchG tritt das Bodenschutzrecht aber hinter den Vorschriften des Dünge- und Pflanzenschutzrechts (Nr. 1 und 4), den Vorschriften über den Bau und Betrieb von Verkehrswegen (Nr. 8), des Bauplanungs- und Bauordnungsrecht (Nr. 9) sowie des Immissionsschutzrechts zurück. Allerdings müssen bei der Festlegung der bodenbezogenen fachlichen Anforderungen in diesen Gesetzen die Vorgaben des Bodenschutzrechts beachtet werden (BVerwG Urt. v. 26.05.1994 – 7 C 14.93, BVerwG Urt. v. 14.04.2005 – 7 C 26.03). Insofern kommt zwar Bodenschutzrecht nur subsidiär zur Anwendung, die materiellen Vorgaben des Bodenschutzrechts werden aber in die anderen Gesetze übernommen und so auch implementiert.

8.1.2.3.1 Anwendbarkeit und Reichweite des Bodenschutzrechts

Bodenbeeinflussende Belastungspfade mit Stickstoff-Bezug sind die zunächst erfolgende Deposition von Stickstoff-Verbindungen auf den Boden und deren Weitergabe an Wasser, Grundwasser, Luft sowie an die mit dem Boden produzierten Futter- und Lebensmittel (ausführlich zum Ganzen SRU 2015). Dabei wird die Schädlichkeit dieser Vorgänge auch durch die konkreten chemischen und physikalischen Zustände des Bodens vor Ort positiv wie negativ beeinflusst (Verdichtung und Wassersättigung zur Entstehung von Lachgas, s. SRU 2015, S. 69 ff.).

Das BBodSchG bezweckt gemäß § 1 BBodSchG die Sicherung und Wiederherstellung der Bodenfunktionen im Sinne von § 2 Abs. 2 BBodSchG und ordnet hierzu u.a. die Abwehr

schädlicher Bodenveränderungen an. Über § 2 Abs. 3 BBodSchG werden auch sich außerhalb des Bodens negativ auswirkende Prozesse wie Stickstoff-Emissionen in Grundwasser und Atmosphäre erfasst („Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit“).

Allerdings ist der Anwendungsbereich des BBodSchG stark verengt, da es gemäß § 3 Abs. 1 Nr. 1 und Nr. 4 BBodSchG im Bereich des Abfallrechts einschließlich der Klärschlammverordnung und der Bioabfallverordnung sowie des Dünge- und Pflanzenschutzmittelrechts nicht anwendbar ist, weil und „soweit“ die besagten Vorschriften die Einwirkungen auf den Boden regeln. Damit ist einer der Hauptbelastungspfade des Bodens mit Stickstoff zur schädigenden Weitergabe an Grundwasser und Luft, nämlich der der landwirtschaftlichen Düngung, dem Einfluss des BBodSchG nahezu vollständig entzogen. Darüber hinaus ist es auch gegenüber allen Rechtsbereichen zur Regelung signifikant stickstoffemittierender Anlagen und Infrastrukturen subsidiär (Nrn. 8 – Verkehrswegerecht, 9 – Baurecht, 11 – Immissionsschutzrecht), wobei § 3 Abs. 3 sicherheitshalber alle durch Immissionsvorgänge in den Boden verursachten schädlichen Bodenveränderungen fiktiv dem Anwendungsbereich des BImSchG unterwirft, aber immerhin das Ausmaß der Vorsorgepflichten zumindest bedingt auch der Festsetzung von Vorsorgewerten durch die BBodSchV überlässt. Auch der Belastungspfad der großräumigeren atmosphärischen Stickstoff-Depositionen ist bzgl. der Quellen von Stickstoffoxiden bereits durch das Immissionsschutzrecht erfasst, indem § 27 i.V.m. § 3 der 39. BImSchV für Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide gegebenenfalls Luftreinhalteplanungen vorschreibt (s. zur Deposition u.).

Dem BBodSchG können folglich Gefahren durch Stickstoff in der Umwelt (z.B. naturschutzrelevante Eutrophierung, Gesundheitsgefahren durch Nitrat oder Stickstoffoxid usw.) fast nur über bereits vorhandene stickstoffrelevante schädliche Bodenveränderungen/Altlasten unterfallen. Das können Depositionen, chemische oder physikalische Veränderungen (Verdichtung) des Bodens sein (vgl. SRU 2015, S. 93, Tab. 3-5 u. S. 92 Abs. 2). Dass für Stickstoff und seine Verbindungen in der BBodSchV keine Prüf-, Maßnahme- oder Vorsorgewerte im Sinne der Ermächtigung nach § 8 BBodSchG existieren und die Zusammenschau der Absätze 2 und 7, des § 12 BBodSchV systematisch nahelegt, dass das Bodenschutzrecht auch hohe Nährstoffkonzentrationen gar nicht als Schadstoffe ansieht, hindert nicht das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung bspw. durch erhöhte Stickstoffgehalte („Kann“-Regelung des § 8 BBodSchG, vgl. OVG Magdeburg B. v. 27.02.2017 – 2 M 2/17 juris-Rn. 20, 21; VG Würzburg Urt. v. 29.07.2013 – W 4 K 13.76 juris-Rn. 56 i.V.m. 45; ferner VG Gera B. v. 08.09.2001 – 2 E 200/01.GE).

§ 4 Abs. 1, 2 BBodSchG regelt die Verpflichtungen zur Vermeidung schädlicher Bodenveränderungen, Abs. 3 die Abwehr von Gefahren, welche aus diesen erwachsen durch Sanierung, Sicherung, Schutz und Beschränkung. Jedoch sind die §§ 5, 22, 23 (m. 1. BImSchV), 32, 47 i.V.m. § 2 Abs. 1 Nr. 1, § 3 Abs. 5 BImSchG sehr weitgehend (vgl. zum umfassenden Regelungsumfang des § 22 nur Roßnagel/Hentschel in: Führ 2016, § 22 Rn. 13 u. passim), so dass kaum Raum für quellenbezogene Maßnahmen gegen Beeinträchtigungen der Böden nach BBodSchG bleibt; anders nur aufgrund des § 22 Abs. 1 S. 3 BImSchG bspw. für Leckagen. Denkbar sind weitere Verpflichtungen nur als nicht quellen-, sondern rein schutzgutbezogene frühe Reaktionen auf, dem BImSchG u.a. o.g. Vorschriften unterfallende externe Quellen. Diese Reaktionen können also nicht mit dem Bodenschutzrecht die Quelle maßregeln, sondern nur durch Behandlung oder Abschirmung des Schutzguts Boden etwa Aufsummierungseffekte verhindern, wie sich auch an den möglichen Verordnungsinhalten nach § 8 Abs. 1 BBodSchG ablesen lässt. Darauf zielt offenbar das BBodSchG, was freilich dem Begriff der „Abwehr“ schädlicher Bodenveränderungen nur bedingt gerecht wird.

Für eine Abwehr im Wortsinn kommt durch das geschilderte Verhältnis der Gesetze nur die Bewahrung des Bodens vor physikalischen Schäden (bspw. Erosion, fraglich schon für Bodenverdichtung bei Einstufung von Traktoren und Bodenbearbeitungsgeräten als Anlangen im Sinne des § 3 Abs. 5 Nr. 2 BImSchG bzw. § 38 BImSchG) sowie die Resilienzstärkung durch Förderung der Bodengesundheit in Betracht (s. soeben o.). Die sich dann später aus physikalischen Schäden wiederum indirekt ergebenden Gefahren für den Stickstoffhaushalt eines Bodens (vermehrte Lachgasentstehung durch Bodenverdichtung) sind unter Umständen durchaus erheblich. § 17 Abs. 3 BBodSchG erweitert die Pflichten bei landwirtschaftlicher Bodennutzung gegenüber der Vorsorge (dazu u.); gleichsam salvatorisch erklärt er das Gefahrenabwehrregime des Bodenschutzrechts für anwendbar, wo die durch § 3 Abs. 1 BBodSchG für vorrangig anwendbar erklärten Gesetze keine Regelungen zur Gefahrenabwehr enthalten. Die gesetzesinterpretierende Rechtsanwendung sollte im Zweifelsfall auftretender Regelungslücken keine bewussten Regelungsverzichte annehmen, um effektive Gefahrenabwehr zu leisten. Hier liegt bei richtiger Anwendung, gerade im Bereich der sonst weniger streng geregelten landwirtschaftlichen Bodennutzung ein effektives Instrument zur Gefahrenabwehr vor.

Im Falle der Erosion landwirtschaftlicher Flächen durch Wasser, deren thematische Relevanz sich aus der häufig zu beobachtenden Verfrachtung meist nährstoffhaltiger Materialien in Gewässer ergibt, sieht der nicht vom BImSchG verdrängte § 8 Abs. 6 BBodSchV Empfehlungen, aber auch Anordnungen vor, die die Vermeidung weiterer und die Sanierung abgelaufener Bodenabträge und ihrer Folgen betreffen können. § 12 Abs. 7 BBodSchV gilt der Vermeidung von Nährstoff- und somit auch Stickstoffeinträgen in Gewässer bei der Auf- bzw. Einbringung von Materialien (die nicht Dünger sind) auf bzw. in Böden durch Anpassung der enthaltenen Nährstoffe am Pflanzenbedarf. Die Sollvorschrift des Nichtaufbringens in § 12 Abs. 8 schützt gerade häufig stickstoffsensible Böden u.a. in Naturschutz-, Natura 2000- und Wasserschutzgebieten. Diese Inhalte des teils Vorsorgecharakter tragenden § 12 BBodSchV werden hier als gefahrabwehrend eingestuft, da sie ganz unmittelbar mögliche Folgen thematisieren.

Nach § 7 S. 1 BBodSchG haben die Vorsorgepflichtigen Vorsorge vor potenziellen schädlichen Bodenveränderungen durch Nutzungen auf ihrem Grundstück zu treffen. Landwirtschaftliche Bodennutzung als das Stickstoff-emissionsträchtigste Humangeschehen überhaupt (vgl. SRU 2015, S. 79 Tab. 3-4) erfordert die Vorsorge lediglich gemäß der „guten fachlichen Praxis“ nach § 17 Abs. 1, 2 BBodSchG (so § 7 S. 5 BBodSchG u. § 9 Abs. 1 S. 2 BBodSchV [letzteres systematisch eher in § 10 BBodSchV gehörig], eingehend Möckel et al. 2014, S. 118f., 152f., der die gfP als unzureichend, da abstrakt und sanktionslos charakterisiert) und die Vorsorge für das Grundwasser richtet sich nach wasserrechtlichen Vorschriften (§ 7 S. 6 BBodSchG). Der oben zitierte § 22 BImSchG gilt im Bereich der Vorsorge nicht (s. BVerwG Urt. v. 28.01.1999 – 7 CN 1.97, BVerwGE 108, 265; OVG Lbg Urt. v. 22.06.2010 – 12 LB 213/07 juris-Rn. 46), so dass zunächst mit Blick auf die Gesetzeskonkurrenz bei nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen (außerhalb des Regelungsbereichs der wiederum Vorsorgecharakter tragenden auf § 23 BImSchG gestützten 1. BImSchV) auch quellenbezogene Anforderungen, etwa als Regelungen im Sinne von § 8 Abs. 2 Nr. 2 BImSchG möglich scheinen (sonst wie soeben o.). Anordnungen zur Erfüllung der Vorsorgeanforderungen (wie der der Gefahrenabwehranforderungen) ermöglicht § 10 BBodSchG. § 10 Abs. 2 BBodSchG zeigt explizit die Möglichkeit nutzungsbeschränkender Anforderungen bzgl. landwirtschaftlicher Böden auf. Gemäß Abs. 1 S. 3 dieses § 10 BBodSchG sind aber nur die durch die BBodSchV geregelten Anforderungen durch Anordnung umsetzbar (gleiche Einschränkung redundant in § 7 S. 4 BBodSchG); für die Möglichkeit stickstoffbezogener Anordnungen müssten also entsprechende Anforderungen in der BBodSchV enthalten sein. §

10 BBodSchV, einschlägig für die über § 10 BBodSchG anordnungsbewährten Vorsorgehandlungsanforderungen nach der BBodSchV, verlangt schadstoffeintragsvermeidende oder -mindernde Vorsorgehandlungen; allerdings nur, soweit „die Voraussetzungen des § 9 Abs. 1 Satz 1 Nr. 1, Abs. 2 oder 3 [BBodSchV] gegeben“ sind. § 9 BBodSchV definiert die Besorgnis schädlicher Bodenveränderungen, gekoppelt an Grenzwerte (die bodenschutzrechtlich für Stickstoff nicht existieren, Abs. 1 Nr. 1) oder an die Anreicherung frappant gesundheitsschädlich wirkender Stoffe (Abs. 1 Nr. 2, zu denen Stickstoff eher nicht gezählt werden kann; hierzu ist, soweit ersichtlich, keine Rspr. vorhanden). Das Bodenschutzrecht stellt folglich bezüglich stickstoffbezogener Vorsorge keine Anforderungen; für die Vorsorge hinsichtlich des Grundwassers ist es schon gar nicht anwendbar (soeben o.). Es bestehen dementsprechend auch keine Anordnungsmöglichkeiten zur Vorsorge gegen unerwünschte Stickstoffbelastungen im Boden.

§ 21 Abs. 3 BBodSchG erlaubt den Ländern die Schaffung von Regelungen zur Bestimmung von Gebieten, in denen flächenhaft schädliche Bodenveränderung auftreten oder zu erwarten sind (u.a. machten §§ 9 SächsABG, 4 Abs. 1 NBodSchG, 12 BodSchG NRW davon Gebrauch). Dort können zu ergreifende Maßnahmen bestimmt sowie weitergehende Regelungen über gebietsbezogene Maßnahmen des Bodenschutzes getroffen werden. Hier sind landesrechtliche Bodenschutzgebiete möglich, welche das BBodSchG bei seinem Schwerpunkt auf Gefahrenabwehr und Sanierung (Möckel et al. 2014, S. 115 m.w.N.) so nicht vorsieht. Bodenschutzgebiete könnten dabei auch für großräumigere Strategien gegen Stickstoffbelastungen landesrechtlich möglich sein (für diese weite Auslegung sorgfältig begründet Versteyl in: Versteyl/Sondermann 2005, § 21 Rn. 17).

De lege ferenda könnte eine Mantelverordnung (Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung [hauptsächlich für außerlandwirtschaftliche Stickstoffprobleme], zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung, spezielle Weiterentwicklungen, nicht jedoch einen Paradigmenwechsel mit sich bringen. Stickstoff wird in der Begründung zu § 6 Abs. 11 BBodSchV (BR Drs. 566/17, S. 293), als in signifikanten Mengen freigesetzter Stoff beim Abbau eingebrachter Materialien mit hohem organischem Anteil neu erwähnt.

8.1.2.3.2 Grundsätze der guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft

Wie erwähnt verweisen das Boden- und Naturschutzrecht hinsichtlich der landwirtschaftlichen Düngung auf das Düngerecht (§ 3 Abs.1 Nr. 4 BBodSchG, § 5 Abs. 2 Nr. 6 BNatSchG). Allerdings betreffen auch die anderen Grundsätze zur guten fachlichen Praxis die Düngung zumindest zum Teil indirekt. Dies gilt insbesondere für den Grundsatz in § 5 Abs. 2 Nr. 4 BNatSchG, dass die Tierhaltung in einem ausgewogenen Verhältnis zum Pflanzenbau stehen muss, was auch eine übermäßige Nährstoffbelastung durch umfangreiche Verwendung betriebsexterner Futtermittel vermeiden soll. Aber auch die Grundsätze in § 5 Abs. 2 Nr. 1 und 2 BNatSchG zur standortangepassten Bewirtschaftung, welche die langfristige Nutzbarkeit gewährleistet und die natürliche Ausstattung der Nutzfläche nicht über das zur Erzielung eines nachhaltigen Ertrages erforderliche Maß hinaus beeinträchtigt, betreffen das Düngemanagement. Im Bodenschutzrecht hat v.a. der Erhalt eines standorttypischen Humusgehalts indirekte Auswirkungen auf die Art und Menge der Düngung.

Insgesamt enthalten die in § 17 Abs. 2 Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) und § 5 Abs. 2 und 3 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) normierten Grundsätze der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodenbewirtschaftung einen umfassenden Nachhaltigkeitsauftrag an die Land- und Forstwirtschaft. Allerdings sind die Grundsätze sehr abstrakt und wenig handlungsanweisend. Sie haben v.a. appellierenden Charakter und Verstöße werden folgerichtig

auch nicht als Ordnungswidrigkeiten verfolgt. Nach § 17 Abs. 1 BBodSchG sind die Grundsätze explizit nicht zwangsweise, sondern durch Beratung durchzusetzen. Ob die naturschutzrechtlichen Anforderungen in § 5 Abs. 2 BNatSchG verbindliche Pflichten enthalten, welche dann gemäß § 3 Abs. 2 BNatSchG durch Anordnungen konkretisieren und durchgesetzt werden könnten, war lange umstritten (Ablehnend OVG Lüneburg, Urt. v. 30.6.2015 – 4 LC 285/13, Rn. 34 ff. Befürwortend AGENA 2012 ff. Skeptisch z.B. Rehlinger 2011 (242); Köck 2010 (534); Louis 2010 (79)). 2016 hat das BVerwG entschieden, dass die in § 5 Abs. 2 BNatSchG normierten Grundsätze der guten fachlichen Praxis keine verbindlichen Ge- und Verbote enthalten, sondern nur unverbindliche (Handlungs-)Direktiven für landwirtschaftliche Betriebe seien (BVerwG, Urt. v. 1.9.2016 – 4 C 4.15; OVG Niedersachsen, Urt. v. 30.6.2015 – 4 LC 285/13). Damit bedarf es aktuell für effektivere Ausgestaltung der Grundsätze einer gesetzgeberischen Klarstellung der Verbindlichkeit sowie einer handlungsorientierten und vollzugstauglichen Konkretisierung der Grundsätze (Möckel 2014, Möckel 2018b ff.).

Trotz der Unverbindlichkeit und Abstraktheit der Grundsätze zur guten fachlichen Praxis wird die landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung in § 7 BBodSchG und §§ 14 II, 44 IV BNatSchG von den normalen Regelungstatbeständen ausgenommen. Des Weiteren fehlen teilweise behördliche Anordnungsbefugnisse zur Durchsetzung der Grundsätze und es mangelt an Anzeige- und Genehmigungspflichten zur besseren Kontrolle der Mindestanforderungen an die landwirtschaftliche Bodennutzung (Möckel in: Möckel et al. 2014), S. 427 ff.).

8.1.2.3.3 Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung

Die Eingriffsregelung in § 14 ff. BNatSchG könnte mit seinen Vermeidungs- und Kompensationspflichten auch bei stofflichen Einträgen eine wichtige Steuerungswirkung entfalten. Allerdings lehnt die überwiegende Meinung die Anwendung der Eingriffsregelung auf stoffliche Beeinträchtigungen mit dem Argument ab, es käme zu keinen Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundstücken (Lütke in: Lütke/Ewer 2011, § 14 Rn. 8; Fischer-Hüftle in: Schumacher/Fischer-Hüftle 2011, vor §§ 13-19 Rn. 2; Prall/Koch in: Schlacke 2012, § 14 Rn. 7, 28; Klinck 2012, S. 102). Zum Teil wollen die Autoren damit Eingriffe ausschließen, die sich nicht auf ein bestimmtes Grundstück beziehen, um die Praktikabilität der Eingriffsregelung zu wahren und den potenziellen Verursacherkreis einzugrenzen. Dies wäre bei den Stickstoffemissionen von großen Industrieanlagen und Straßen der Fall, die sich über eine größere, nicht exakt eingrenzende Fläche verteilen. In Anbetracht der in § 15 BNatSchG vorgesehenen Rechtsfolgen eines Eingriffs, spricht allerdings wenig für eine Nichtanwendbarkeit für stoffliche Einträge, da die Rechtsfolgen keine gezielt grundstücksbezogenen Eingriffe voraussetzen. Vielmehr geht es im Fall der Vermeidbarkeit nach § 15 Abs. 1 BNatSchG nicht um Standortalternativen, sondern allein um Ausführungsalternativen, welche die Beeinträchtigung am betroffenen Ort verringern (z.B. durch Filter- und andere Emissionsschutzmaßnahmen bei Anlagen und Fahrzeugen). Auch im Fall des subsidiären Ausgleichs und Ersatzes nach § 15 Abs. 2 BNatSchG wird keine grundstücksbezogene Kompensation verlangt, sondern es genügt, wenn in räumlicher Nähe Ausgleichsmaßnahmen oder im Naturraum Ersatzmaßnahmen erfolgen. Zu bedenken ist weiterhin, dass nur das Naturschutzrecht das wichtige Gebot der Realkompensation kennt, welches entsprechend Art. 20a GG den Bestand unserer natürlichen Lebensgrundlagen nicht nur qualitativ, sondern v.a. auch quantitativ sichert (Degenhart 2011, S. 32 ff., 57 ff.; Gassner/Heugl 2010, Rn. 279 f.; Kerkmann/Koch in: Schlacke 2017, § 13 Rn. 7 f.). Insgesamt lässt sich daher ein Ausschluss stofflicher Eingriffe in § 14 Abs. 1 BNatSchG, in Anbetracht deren Erheblichkeit für die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes nicht mit Praktikabilitätsabwägungen rechtfertigen und somit sind vor dem Hintergrund von Art. 3 und

20a GG grundsätzlich soweit wie möglich alle Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen der Eingriffsregelung zu unterwerfen.

Dies gilt auch für die landwirtschaftliche Düngung, bei der Nährstoffe sogar gezielt grundstücksbezogen ausgebracht werden. Zwar fehlt es hier i.d.R. an einer kurzfristig sichtbaren Veränderung der Gestalt der Grundfläche im Sinne der ersten Tatbestandsalternative des § 14 Abs. 1 BNatSchG (anders z.B. beim Einsatz von Totalherbiziden, wo mit dem Absterben aller Pflanzen unmittelbar sichtbare Veränderungen eintreten) (vgl. Gellermann in: Landmann/Rohmer 2011b, § 14 Rn. 7). Düngemaßnahmen können aber eine Nutzungsänderung darstellen, insbesondere, wenn diese zum ersten Mal erfolgen oder der Intensivierung dienen. Die Subsumtion von Maßnahmen der so genannten täglichen Bewirtschaftung (z.B. Dünge- und Pflanzenschutzmaßnahmen), welche der Gesetzgeber mit der Regelvermutung in § 14 Abs. 2 BNatSchG weitestgehend von der Eingriffsregelung freistellen wollte, ist allerdings hoch umstritten. Insbesondere wird trotz der begrifflichen Offenheit von § 14 Abs. 1 BNatSchG angezweifelt, ob eine Nutzungsänderung auch bei einer Intensivierung einer bestehenden Nutzung (z.B. durch höheren Düngemittel- oder Pestizideinsatz) vorliegt oder erst bei einer neuen Nutzungsart (auch bei Intensivierung: Gellermann in: Landmann/Rohmer 2017b, § 14 Rn. 9; Möckel 2012 ff.; Gassner/Heugel 2010, Rn. 261; Gassner in: Gassner et al. 2003, § 18 BNatSchG a.F. Rn. 6; Louis/Engelke 2000, § 8 Rn. 4. Nur Nutzungswechsel: Bundesregierung 1998, BT-Drs. 13/6441, S. 51; Lütkes in: Lütkes/Ewer 2011, § 14 Rn. 9, 31; Fischer-Hüftle/Czybulka in: Schumacher/Fischer-Hüftle 2011, § 14 Rn. 11, 64). Die Abgrenzung zwischen Nutzungsänderung und Nutzungsintensivierung ist jedoch eine Frage der Betrachtung. So mag für den Nichtlandwirt Grünland gleich Grünland sein, für Landwirte, Biologen und Ökologen bestehen aber große Unterschiede zwischen einem extensiv bewirtschafteten, mageren und dadurch artenreichen, aber ertragsschwachen Grünland und einem intensiv gedüngten, ertragsstarken Grünland mit einer reduzierten Artenausstattung von nährstoffliebenden Pflanzen. In Anbetracht des Umfangs der grundstücksbezogenen Stoffeinträge in der Landwirtschaft und ihrer weitreichenden Auswirkungen auf die Ökosysteme – die durch höhere Düngung ermöglichte landwirtschaftliche Intensivierung zählt zu den wichtigsten Ursachen für Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes und den Rückgang der biologischen Vielfalt (BfN 2016, S. 35 f.) – kann bei der Frage der Eingriffsqualität nach § 14 Abs. 1 BNatSchG nur die Erheblichkeit der Auswirkungen von Nutzungsänderungen und nicht dem Gesetz völlig unbekannte Nutzungskategorien maßgebend sein. Dies entspricht dem europäischen Eingriffsverständnis in der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Natura-2000-Verträglichkeitsprüfung (siehe unten). Es ist daher auch hinsichtlich landwirtschaftlicher Düngemaßnahmen von einem Eingriff auszugehen, wenn dadurch die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes erheblich beeinträchtigt wird.

Aufgrund der umstrittenen Anwendbarkeit der Eingriffsregelung auf stoffliche Einträge im Allgemeinen und bei landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Düngung und Pestizideinsatz im Besonderen, empfiehlt sich bei § 14 BNatSchG eine gesetzgeberische Klarstellung, dass auch Maßnahmen der landwirtschaftlichen Bodennutzung Eingriffe darstellen, wenn sie die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können.

Fraglich ist, ob der Gesetzgeber in § 14 Abs. 2 BNatSchG eine entsprechende Klarstellung bezüglich der Landwirtschaft vorgenommen hat. § 14 Abs. 2 BNatSchG enthält eine Regelvermutung zugunsten der land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Bodennutzung, wonach diese in der Regel nicht den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege widerspricht und damit kein Eingriff ist, wenn sie den in § 5 Abs. 2 bis 4 dieses Gesetzes genannten Anforderungen sowie den sich aus § 17 Abs. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes

(BBodSchG) und dem Recht der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft ergebenden Anforderungen an die gute fachliche Praxis entspricht. Allerdings hat die Unverbindlichkeit der naturschutz- und bodenschutzrechtlichen Grundsätze zur guten fachlichen Praxis auch für die Eingriffsregelung Konsequenzen. Denn wenn die Anforderungen in § 5 Abs. 2 BNatSchG wie auch die Anforderungen in § 17 Abs. 2 BBodSchG⁴⁵ weder verbindlich noch aufgrund ihrer Abstraktheit praktisch handlungsanleitend sind, dann läuft die Regelvermutung mangels ausreichender normativer Substantiierung ins Leere (ausführlich Möckel 2012). Die negativen Entwicklungen für die biologische Vielfalt in deutschen Agrarlandschaften widerlegen die behauptete Vereinbarkeit einer guten fachlichen Landwirtschaft mit den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege auch tatsächlich (BfN 2016; Hallmann et al. 2017 ff.). Des Weiteren zeigt der Umstand, dass die Behörden viele Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für bauliche Eingriffe auf landwirtschaftlichen Flächen gestatten, dass letztere aufgrund der Bewirtschaftung oftmals aufwertungsbedürftig und -fähig sind. Schließlich bestehen erhebliche Bedenken hinsichtlich der Vereinbarkeit der freistellenden Regelvermutung mit Art. 3 und 20a GG (Möckel 2012 ff.).

Ist die vom Gesetzgeber behauptete regelmäßige Vereinbarkeit einer guten fachlichen Landwirtschaft mit den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege sowohl rechtlich als auch tatsächlich unbegründet, dürfen die zuständigen Behörden sich hierauf nicht mehr berufen und sind sie nach § 14 Abs. 1 und 2 BNatSchG verpflichtet, in jedem Einzelfall landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen auf ihre Eingriffsqualität (Charakter der Maßnahme und Erheblichkeit der Folgen) zu überprüfen und im Fall eines Eingriffs, die Maßnahme entsprechend den Vorgaben in § 15 BNatSchG zu genehmigen oder zu untersagen. Im Regelfall trifft diese Pflicht nach § 17 Abs. 3 BNatSchG die zuständige Naturschutzbehörde, da die meisten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen genehmigungsfrei sind. Die landwirtschaftlichen Betriebe sind umgekehrt verpflichtet, für ihre eingreifenden Bewirtschaftungsmaßnahmen gemäß § 17 Abs. 3 und 4 BNatSchG eine Genehmigung zu beantragen und alle zur Prüfung erforderlichen Angaben zu machen. Da regelmäßig erst die Naturschutzbehörde beurteilen kann, ob die Bewirtschaftungsmaßnahme schon Eingriffsqualität im Sinne von § 14 Abs. 1 BNatSchG hat oder nicht, sind Bewirtschafter nach § 17 Abs. 3 BNatSchG angehalten, alle Maßnahmen der Behörde anzuzeigen, für die eine Eingriffsqualität nicht offensichtlich oder durch konkretisierende Rechtsakte ausgeschlossen werden kann.

Liegt aufgrund landwirtschaftlicher Stickstoffeinträge ein Eingriff nach § 14 Abs. 1 BNatSchG vor, muss die Naturschutzbehörde ihn untersagen, wenn er nach § 15 Abs. 1 BNatSchG vermeidbar ist. Das ist anzunehmen, wenn die Stickstoffeinträge durch technische Maßnahmen (z.B. Abluftfilter bei Tierhaltungsanlagen) vermieden werden können oder wenn eine Düngung den Pflanzenbedarf übersteigt. Bei unvermeidbaren Eingriffen müssen die Behörden gemäß § 15 Abs. 2 BNatSchG Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen anordnen (z.B. Anlage von Hecken, Blühstreifen oder produktionsintegrierte Maßnahmen) (Möckel 2012 (230 f.)). Da landwirtschaftliche Betriebe regelmäßig aufwertbare Flächen in ihrem Eigentum haben, dürfte eine Kompensation nur in wenigen Fällen nicht möglich sein. Nur in diesen Fällen haben die Behörden gemäß § 15 Abs. 5 BNatSchG eine Abwägung zwischen den Interessen des landwirtschaftlichen Betriebes und den Belangen des Naturschutzes und der Landschaftspflege vorzunehmen sowie bei Überwiegen der Naturschutzbelange die betreffenden Bewirtschaftungsmaßnahmen zu untersagen. Bei überwiegenden landwirtschaftlichen Interessen ist der Eingriff zulässig, allerdings muss der Bewirtschafter dann nach § 15 Abs. 6 BNatSchG einen Ausgleich in Geld leisten.

⁴⁵ Die Unverbindlichkeit folgt aus §§ 7, 17 Abs. 1 BBodSchG (vgl. nur Müller Agrarrecht 2002, 237; Müller Agrarrecht 2002, 237 ff.).

Will man den erheblichen Verwaltungsaufwand von Eingriffsprüfungen in allen Einzelfällen landwirtschaftlicher Bodennutzungen vermeiden, ohne zugleich die Naturschutzbelange aufzugeben, bietet es sich an, anstatt der Ausgleichs- und Ersatzpflichten im Einzelfall nach § 15 Abs. 2 BNatSchG eine pauschale Kompensationspflicht für landwirtschaftliche Bodennutzungen, z.B. in Form eines bestimmten Anteils ökologischer Vorrangflächen oder produktionsintegrierter Maßnahmen gesetzlich vorzuschreiben, auch wenn damit die negativen Auswirkungen landwirtschaftlicher Bodenbewirtschaftung nicht vollständig ausgleichbar sind (Möckel 2012 (231 f.)).

8.1.2.3.4 Natura 2000-Verträglichkeitsprüfung

Zum Schutz von FFH-Gebieten im Sinne von Art. 4 FFH-Richtlinie 92/43 und von ausgewiesenen Vogelschutzgebieten im Sinne von Art. 4 Vogelschutzrichtlinie 2009/147, welche zusammen das Netz Natura 2000 bilden, normiert Art. 6 Abs. 2 bis 4 FFH-Richtlinie sowohl ein Verschlechterungsverbot als auch eine Verträglichkeitsprüfung für Projekte und Pläne. Die Begriffe „Verschlechterung“ und „Projekt“ sind deutlich weiter gefasst als der Eingriffsbegriff in § 14 Abs. 1 BNatSchG und umfassen auch wiederkehrende Bewirtschaftungsmaßnahmen (EuGH Urt. v. 7.9.2004 – Rs. C-127/02, Herzmuschelfischerei, Slg. 2004, I-7405 Rn. 23 ff., 34; Urt. v. 10.1.2006 – Rs. C-98/03 – Deutschland, 5Slg. 2006, I-53 Rn. 41-45. Ausführlich Möckel in: Schlacke 2017, § 34 Rn. 14 ff., 25 f.). Hierunter fallen sowohl emittierende bauliche Anlagen als auch Verkehrswege. Für diese ist in einer Vorprüfung (Screening) zu prüfen, ob sich erhebliche Beeinträchtigungen von Natura 2000 Gebieten sicher ausschließen lassen. Verbleiben Zweifel muss die im Hauptverfahren zuständige Behörde (Immissionsschutzbehörde, Planfeststellungsbehörde) nach § 34 Abs. 1 BNatSchG eine Verträglichkeitsprüfung durchführen (ausführlich zu den Prüfungsschritten und Anforderungen Möckel in: Schlacke 2017, § 34 Rn. 51-131). Lassen sich auch nach dieser Prüfung mögliche erhebliche Beeinträchtigungen von Natura 2000 Gebieten nicht mit Gewissheit nach aktuellem wissenschaftlichem Erkenntnisstand ausschließen, ist das Vorhaben grundsätzlich unzulässig. Die zuständige Behörde kann aber eine Ausnahme zulassen, wenn die Ausnahmenvoraussetzungen des § 34 Abs. 3-6 BNatSchG vorliegen.

Umstritten ist, ob die landwirtschaftliche Bodennutzung und diesbezügliche Bewirtschaftungsmaßnahmen Projekte im Sinne von § 34 BNatSchG darstellen. Nach herrschender Literaturansicht ist die Landwirtschaft weder vom Verschlechterungsverbot noch von der Natura 2000-Verträglichkeitsprüfung ausgenommen (Gellermann, in: Landmann/Rohmer 2017b, § 34 BNatSchG Rn. 7; Ewer, in: Lütkes/Ewer 2011, § 34 Rn. 4; Mühlbauer, in: Lorz et al. 2013, § 34 BNatSchG Rn. 3; Wolff, in: Schlacke 2012, 1. Aufl., § 34 Rdn. 3; Klinck 2012, S. 107; Meßerschmidt 2011, S. 679; Czybulka 2008 (21 f.) und mit ausführlicher Begründung Möckel in: Schlacke 2017, § 34 Rn. 41 ff. A.A. Frenz, in: Frenz/Müggenborg 2011, § 34 Rn. 24). Demgegenüber will das BVerwG (BVerwG, Urt. v. 6.11.2012 – 9 A 17.11, Rn. 89) bei § 34 BNatSchG die Regelvermutung des § 14 Abs. 2 BNatSchG anwenden, was allerdings die Wirkungsbezogenheit des europäischen Projektbegriffs in Art. 6 Abs. 3 FFH-Richtlinie missachtet. Vielmehr sind neue Maßnahmen der landwirtschaftlichen Bodennutzung, bei denen sich einzeln oder kumulativ erhebliche Beeinträchtigungen von Natura 2000 Gebieten nicht mit Gewissheit ausschließen lassen, als Projekte im Sinne des § 34 BNatSchG einzustufen, für die zumindest eine Vorprüfung erfolgen muss (vgl. die Rechtsprechung des EuGH zu gebietsprägenden Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Jagd: EuGH, C-241/08, Slg. 2010, I-1697 Rn. 39, 56; zur mechanischen Muschelfischerei: EuGH, C-127/02, Slg. 2004, I-7405 Rn. 27, NuR 2004, 788 ff.; zur Nutzungsintensivierung, Entwässerung und Flurbereinigung EuGH, C-96/98, Slg. 1999, I-8531 Rn. 29, 45 f.; zur Bewässerung EuGH, C-186/06, Slg. 2007, I-12093 Rn. 26 ff. und zur Überweidung EuGH, C-117/00, Slg. 2002, I-5335 Rn. 22–33). Aufgrund der wirkungsbezogenen Betrachtungsweise sind anders als beim Eingriffstatbestand auch stoffliche

Einträge nicht ausgenommen. Zu dieser Einschätzung kommt auch die Generalanwältin Kokott in ihrem Schlussantrag zu den verbundenen Rechtssachen C-293/17 und C-294/17. Der EuGH hat nun klargestellt, dass auch für Tätigkeiten, die nicht zwangsläufig mit physischen Veränderungen verbunden sind eine Verträglichkeitsprüfung gemäß Art. 6 Abs. 3 FFH-Richtlinie 92/43/EWG erforderlich ist (EuGH, Urt. vom 7.11.2018 – C-293/17 und C-294/17, Rn. 61-73). Daher sind – entgegen dem Bundesverwaltungsgericht (BVerwG, Urt. v. 6.11.2012 - 9 A 17.11, Rn. 89) – auch landwirtschaftliche Tätigkeiten wie die Ausbringung von Düngemitteln oder die Beweidung als "Projekte" einzustufen, wenn bei ihnen erhebliche Auswirkungen auf ein Natura-2000-Gebiet nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann (Möckel 2019).

Der EuGH bestätigt seine frühere Rechtsprechung zu wiederkehrenden Tätigkeiten und überträgt diese auf die landwirtschaftliche Bodennutzung (Möckel 2019). War diese nach nationalem Recht schon vor dem Inkrafttreten der FFH-Richtlinie gestattet, kann sie als ein Projekt angesehen werden, für das kein neues Genehmigungsverfahren mit Verträglichkeitsprüfung notwendig ist. Voraussetzung ist aber, dass die fortgesetzten Tätigkeiten einen gemeinsamen Zweck haben und Ort sowie Umstände ihrer Ausführung dieselben sind. Nach Ansicht des EuGHs fallen derartige Tätigkeiten aber weiterhin unter Art. 6 Abs. 2 der FFH-Richtlinie, da die Mitgliedstaaten nach Art. 6 Abs. 2 FFH-Richtlinie Verschlechterungen, welche z.B. stoffliche Einträge von Seiten der Landwirtschaft verursachen, verhindern müssen. Nach § 33 Abs. 1 BNatSchG sind derartige Verschlechterungen unzulässig, sofern keine Ausnahme nach § 33 Abs. 1 Satz 2 BNatSchG oder § 34 Abs. 3 BNatSchG erteilt wird. Wenn sich die landwirtschaftliche Bewirtschaftung allerdings ändert, weil z.B. die Mengen wechseln oder unterschiedliche Techniken verwendet werden (z.B. aufgrund technischer und rechtlicher Veränderungen), kann sie nach dem EuGH nicht mehr als ein und dasselbe Projekt angesehen werden (Rn. 81-86). Im Fall nicht auszuschließender erheblicher negativer Auswirkungen bedarf dann die landwirtschaftliche Bewirtschaftung als neues Projekt einer Verträglichkeitsprüfung.

Auch hinsichtlich der Bestimmung der Erheblichkeit von Stickstoffeinträgen in oder in der Nähe von Natura 2000 Gebieten hat der EuGH nun Klarstellungen getroffen, welche die bisherige deutsche Praxis und Rechtsprechung in Frage stellen (Möckel 2019). Das BVerwG hat in einer Vielzahl von Entscheidungen anerkannt, dass die Deposition von Stickstoff in Natura 2000 Gebiete diese erheblich beeinträchtigen, wenn die spezifischen Critical Loads der betroffenen im Gebiet geschützten Lebensraumtypen oder Arten überschritten werden (BVerwG, Urt. v. 17.1.2007 – 9 A 20.05, BVerwGE 128, 1 Rn. 48; Beschl. v. 5.9.2012 – 7 B 24.12, Rn. 7 ff.; Urt. v. 29.9.2011 – 7 C 21.09, Rn. 41 und Ls. 4; Urt. v. 6.11.2012 – 9 A 17.11, Rn. 93 m.w.N.). Grundsätzlich stellt jede Überschreitung dieser Schwellen eine erhebliche Beeinträchtigung dar (BVerwG, Urt. v. 14.4.2010 – 9 A 5.08, BVerwGE 136, 291 Rn. 91; Beschl. v. 10.11.2009 – 9 B 28.09, NVwZ 2010, 319 Rn. 6; Urt. v. 17.1.2007 – 9 A 20.05, BVerwGE 128, 1 Rn. 44). Die Entscheidungen betrafen v.a. Stickstoffeinträge aus dem Straßenverkehr (ausführlich zu verkehrsbedingten Stickstoffeinträgen in Natura 2000 Gebiete Balla et al. 2013, S. 123 ff.). Aufgrund des wirkungsbezogenen Ansatzes gilt aber für andere Verursacherquellen (z.B. Industrieanlagen, Tierhaltungsanlage, landwirtschaftliche Flächen) oder andere Stoffe nichts Anderes (Anwendung bei örtlichen Verbrennungsanlagen BVerwG Urt. v. 29.9.2011 – 7 C 21.09, NuR 2012, 119 Rn. 40 ff.). Mit Verweis auf Fachkonventionen (u.a. Lambrecht/Trautner 2007; LAI 2012; Balla et al. 2013; Wulfert et al. 2015) und unter Berufung auf das Verhältnismäßigkeitsgebot hat das BVerwG aber zugleich sogenannten Irrelevanzschwellen anerkannt, bei deren Unterschreitung keine erhebliche Beeinträchtigung vorliegen soll, selbst wenn die Lebensraumtypen oder die Arten sich bereits in einem ungünstigen Erhaltungszustand befinden oder die Critical Loads schon deutlich überschritten sind (ständige Rechtsprechung

zuletzt BVerwG, Urt. v. 23.4.2014 – 9 A 25.12, Rn. 45 m.w.N.; Beschl. v. 6.3.2014 – 9 C 6.12, Rn. 23; Urt. v. 28.3.2013 – 9 A 22.11, Rn. 65; Urt. v. 29.9.2011 – 7 C 21.09, Rn. 42-44; BVerwG, Urt. v. 17.1.2007 – 9 A 20.05, BVerwGE 128, 1 Rn. 49 f. Zweifelnd aber BVerwG, Urt. v. 14.7.2011 – 9 A 12.10, BVerwGE 140, 149 Rn. 65). Das BVerwG unterscheidet dabei zwischen Abschneidekriterien und Bagatellschwellen. Abschneidekriterien beziehen sich auf die vom Vorhaben ausgehenden Immissionen in ein Natura 2000-Gebiet und setzen eine absolute Menge fest, unterhalb dessen schon im Rahmen des Screenings keine erheblichen Beeinträchtigungen zu besorgen sind und keine Verträglichkeitsprüfung erfolgen muss. Bagatellschwellen definieren dagegen eine relative Schwelle in Bezug zur Reaktions- und Belastungsschwelle. Für Stickstoffeinträge hat das BVerwG ein Abschneidekriterium von 0,3 kg/ha*a Stickstoff und eine Bagatellschwelle von 3% eines Critical Loads anerkannt (BVerwG, Urt. v. 8.1.2014 – 9 A 4.13, Rn. 69; Urt. v. 23.4.2014 – 9 A 25.12, Rn. 45 f. m.w.N. und Ls. 1; Urt. v. 6.11.2012 – 9 A 17.11, Rn. 62 und Ls. 3; Urt. v. 29.9.2011 – 7 C 21.09, Rn. 42; Balla et al. 2013, S. 94 f., 211 ff.; 216 ff.). Ob eine derartige pauschale Freistellung bestimmter Stoffeinträge ohne eine konkrete Bezugnahme auf jeweiligen Erhaltungsziele sowie die Zustands- und Belastungssituation im betroffenen Natura 2000 Gebiet von Art. 6 Abs. 3 FFH-Richtlinie zu vereinbaren ist, erschien schon vor dem Hintergrund der bisherigen Rechtsprechung des EuGHs fraglich (ausführlich Möckel in: Schlacke 2017, § 34 Rn. 114 ff.; einschränkend der Schlussantrag der Generalanwältin Kokott zu den verbundenen Rechtssachen C-293/17 und C-294/17) ist nunmehr aber vom EuGH nochmal in aller Deutlichkeit aufgeworfen wurden (Möckel 2019).

Nunmehr hat der EuGH über die niederländischen Bagatellschwellen im "Programma Aanpak Stikstof 2015-2021" entschieden (EuGH, Urt. v. 7.11.2018 – C-293/17 und C-294/17, Rn. 105-112). Derartige Schwellenwerte dürfen nach dem EuGH nicht dazu führen, dass Projekte ohne Verträglichkeitsprüfung zugelassen werden, obwohl erhebliche negative Auswirkungen auf ein Natura 2000 Gebiet nicht ohne wissenschaftliche Zweifel ausgeschlossen werden können. Die nationalen Gerichte müssen daher die wissenschaftliche Solidität dieser Schwellenwerte eingehend und umfassend im Hinblick auf die Anforderungen von Art. 6 Abs. 3 FFH-Richtlinie untersuchen. Insbesondere ist zu überprüfen, ob nicht schon unterhalb der im Ausgangsverfahren fraglichen Schwellen- oder Grenzwerte die Gefahr besteht, dass erhebliche Auswirkungen entstehen können, welche die betreffenden Gebiete als solche beeinträchtigen können. Nur wenn kein vernünftiger wissenschaftlicher Zweifel besteht, dass Pläne oder Projekte unterhalb der Schwellenwerte einzeln oder in Zusammenwirken mit anderen Plänen und Projekten keine schädlichen Auswirkungen auf die betreffenden Gebiete als solche haben, sind derartige freistellende Schwellenwerte mit Art. 6 Abs. 3 FFH-Richtlinie zu vereinbaren. Weiterhin stellte der EuGH klar, dass Durchschnittswerte nicht in der Lage sind, sicherzustellen, dass es in jedem Einzelfall zu keinen signifikanten Auswirkungen auf Natura 2000 Gebiete kommt, da eine solche Beeinträchtigung insbesondere von dem Umfang und dem gegebenenfalls intensiven Charakter dieser Tätigkeiten, von der etwaigen Nähe zwischen ihrem Durchführungsort und dem betreffenden Schutzgebiet sowie von besonderen Bedingungen abhängen (Rn. 116-119). Mit dieser Entscheidung ist daher ein großes Fragezeichen hinter die europarechtliche Zulässigkeit des Abschneidekriteriums für Stickstoff von 0,3 kg/ha*a Stickstoff und der Bagatellschwelle von 3% eines Critical Loads zu machen, welche das BVerwG und die Praxis bisher anwendeten (vgl. Balla et al. 2013; LAI 2012; BVerwG, Urt. v. 8.1.2014 – 9 A 4.13; Urt. v. 23.4.2014 – 9 A 25.12 m.w.N.), da bisher das BVerwG nicht eingehend und umfassend geprüft hat, ob diese freistellenden Schwellenwerte für alle Natura 2000 Gebiete in Deutschland sicherstellen, dass erhebliche Auswirkungen in jedem denkbaren Fall auszuschließen sind. Die Vereinbarkeit von pauschalen, gebietsunabhängigen Schwellenwerten mit Art. 6 Abs. 3 FFH-Richtlinie ist insbesondere fraglich im Hinblick auf schon vorhandene ungünstige Erhaltungszustände geschützter Lebensraumtypen und Arten, einer zu hoher

Stickstoffbelastung aufgrund bestehender Einträge sowie einer langfristigen Kumulation von Tätigkeiten unterhalb der Schwellen (ausführlich hierzu Möckel in: Schlacke 2017, § 34 Rn. 114-121; Möckel 2019).

Schließlich hat der EuGH in einer weiteren Entscheidung hinsichtlich des sachlichen und räumlichen Prüfungsumfangs bei der Natura 2000 Verträglichkeitsprüfung den Naturschutz gestärkt (EuGH, Urt. v. 7.11.2018 – C-461/17, Rn. 34-40); ausgehend von seiner bisherigen Rechtsprechung, wonach die Prüfung nicht lückenhaft sein darf und vollständige, präzise und endgültige Feststellungen enthalten muss, die geeignet sind, jeden vernünftigen wissenschaftlichen Zweifel hinsichtlich der Auswirkungen der in dem betreffenden Schutzgebiet geplanten Arbeiten auszuräumen. Daher sind nach dem EuGH sämtliche Gesichtspunkte zu ermitteln, die diese Ziele beeinträchtigen können, und die Gesamtheit der Lebensräume und Arten zu erfassen, für die das Gebiet geschützt wurde. Dies muss nach dem EuGH und entgegen dem BVerwG (vgl. BVerwG, Urt. v. 17.1.2007 – 9 A 20.05, BVerwGE 128, 1 Rn. 77 und Ls. 14; Beschl. v. 14.4.2011 – 4 B 77.09, Rn. 36-39) auch die in dem Gebiet vorkommenden Lebensraumtypen bzw. Arten umfassen, für die das Gebiet nicht ausgewiesen wurde, sowie die außerhalb des Natura 2000 Gebiets befindliche Lebensraumtypen und Arten, wenn sie zur Erhaltung der für das geschützte Gebiet ausgewiesenen Lebensraumtypen und Arten erforderlich sind. In der Prüfung müssen die Auswirkungen auf die nicht geschützten, aber vorkommenden Arten sowie die außerhalb der Grenzen dieses Gebiets vorhandenen Lebensraumtypen und Arten benannt und erörtert werden.

Im Ergebnis sind nach den neusten Klarstellungen des EuGHs nicht nur emittierende Anlagen und Verkehrswege, sondern auch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen (Düngung, Tierbesatz, Stallabluft) einer Verträglichkeitsprüfung nach § 34 BNatSchG zu unterziehen, wenn nicht auszuschließen ist, dass die landwirtschaftlichen Stickstoffeinträge – in Kombination mit anderen Stickstoffeinträgen – ein Natura 2000 Gebiet erheblich beeinträchtigen können (Möckel 2019). Eine Prüfung kann dabei – entgegen der bisherigen Praxis und deutschen Rechtsprechung – nicht mehr unterbleiben, wenn die Schwelle von 0,3 kg/ha*a Stickstoff bzw. 3% des Critical Load unterschritten ist, da derartige gebietsunabhängige, deutschlandweite und hohe Bagatellschwellen nicht sicherstellen können, dass es in keinem Fall in einem Natura 2000 Gebiet zu einer erheblichen Beeinträchtigung kommt. Die Prüfungspflicht betrifft nicht nur landwirtschaftliche Flächen, Anlagen und Bewirtschaftungsmaßnahmen innerhalb der Natura 2000 Gebiete, sondern auch solche außerhalb derer, wenn negative Auswirkungen auf ein solches Gebiet nicht mit Gewissheit und ohne wissenschaftliche Zweifel auszuschließen sind. Die Anzeigepflicht nach § 34 Abs. 6 BNatSchG ist hierfür nur unzureichend geeignet, da der landwirtschaftliche Betrieb hier erst einmal selbst entscheiden muss, ob ein anzeigepflichtiges Projekt vorliegt oder nicht. Diese allein naturschutzfachlich zu beantwortende Frage ist eine Überforderung der Betriebe und birgt hohe rechtliche Risiken (ausführlich Möckel in: Schlacke 2017, § 34 Rn. 189 ff.). Es empfiehlt sich ein behördliches Screening für alle landwirtschaftlichen Flächen vorzunehmen, die sich innerhalb oder in der Nähe eines Natura 2000-Gebietes mit geschützten stickstoffsensiblen Lebensraumtypen und Arten befinden oder in ein solches Gebiet entwässern. Die in der deutschen Regierungs- und Verwaltungspraxis teilweise aufgestellte pauschale Vermutung, dass die ordnungsgemäße Landwirtschaft i.d.R. keine erheblichen Beeinträchtigungen mit sich bringt (so die Regierungsfractionen CDU/CSU und SPD in BT-Drs. 16/6780, S. 13 und BT-Drs. 16/12274, S. 65. Vgl. auch § 24 Abs. 1 NatSchG SH, § 48c Abs. 5 S. 5 LG NRW), widerspricht der strengen Rechtsprechung des EuGH⁴⁶ zum europäischen

⁴⁶ EuGH Urt. v. 4.03.2010 – C-241/08, Slg. 2010, I-1697 Rn. 39, 56. Zur Nutzungsintensivierung, Entwässerung und Flurbereinigung EuGH Urt. v. 25.11.1999 – C-96/98, Slg. 1999, I-8531 Rn. 29, 45 f., Bewässerung EuGH Urt. v. 18.12.2007 – C-186/06, Slg. 2007, I-12093 Rn. 26 ff., zur Überweidung EuGH Urt. v. 13.6.2002 – C-117/00, Slg. 2002, I-5335 Rn. 22-33 und zur Instandsetzung verlandeter Entwässerungsgräben EuGH Urt. v. 13.12.2007 – C-418/04, Slg. 2007, I-10947 256 f.

Naturschutzrecht und ist auch nicht durch die allgemeinen, nicht schutzgebietsbezogenen Grundsätze der guten fachlichen Praxis gerechtfertigt (Möckel 2019; Möckel 2018b). Eine ausdrückliche Klarstellung der Anwendbarkeit der Natura 2000-Verträglichkeitsprüfung auf die landwirtschaftliche Bodennutzung wäre insofern zu begrüßen, um die Europarechtskonformität der deutschen Praxis sicherzustellen und die bestehenden Rechtsunsicherheiten für landwirtschaftliche Betriebe und Behörden zu beseitigen. Des Weiteren ist sowohl eine gesetzliche Konkretisierung der Methodik zur Bestimmung der Critical Loads für Lebensraumtypen und Arten in Natura 2000 Gebieten als auch eine Pflicht zur gebietsbezogenen Bestimmung und Festlegung der jeweiligen Critical Loads für Stickstoff (und anderen relevanten Stoffen) in den rechtlichen Schutzgebietsausweisungen bzw. untergesetzlichen Managementplänen zu empfehlen.

8.1.2.4 Landwirtschaftsrecht

Das nationale Agrarrecht lässt sich in zwei Kategorien aufteilen. Zum einen das Agrarbeihilferecht, welches der Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik dient (siehe Anhang A 8.1.2.4.1) und zum anderen das Agrarordnungsrecht mit u.a. dem Landwirtschaftsgesetz, sowie dem Dünge- und Pflanzenschutzrecht. Im Vergleich zum Umweltrecht verfolgt das Agrarrecht zwar einerseits keinen so umfassenden Nachhaltigkeitsauftrag, enthält aber andererseits wesentlich konkretere und damit vollziehbarere Anforderungen. Relevante Vorschriften zum Schutz der Umwelt vor übermäßigen Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft finden sich sowohl im Agrarbeihilferecht als auch im Düngerecht. Hinsichtlich der von landwirtschaftlichen Anlagen (Ställe, Biogasanlagen und Landmaschinen) ausgehenden Stickstoffemissionen sind die betreffenden rechtlichen Anforderungen und Genehmigungsvorbehalte im Immissionsschutzrecht angesiedelt. Auch bei landwirtschaftlichen Flächen stellt sich die Frage, ob Äcker und Grünland nicht aufgrund der hier erfolgenden Emissionen Anlagen im Sinne von § 3 Abs. 5 Nr. 3 BImSchG sind.

8.1.2.4.1 Agrarbeihilferecht

Die in Kapitel 8.1.1.2.2.4 und in Tabelle 41 vorgestellten Umweltaanforderungen im europäischen Agrarbeihilferecht hat der Bund mit verschiedenen nationalen Regelungen umgesetzt bzw. näher konkretisiert. Mit dem Agrarzahllagen-Verpflichtungsgesetz (AgrarZahlVerpflG) und der Agrarzahllagen-Verpflichtungsverordnung (AgrarZahlVerpflV, ehemals Direktzahlungen-Verpflichtungsverordnung) setzt der Bund die Cross Compliance-Verpflichtungen aus Art. 93 EU-Verordnung 1306/2013 um. Danach sind Verstöße gegen §§ 32 Abs. 3 und 33 BNatSchG, gegen Vorschriften der Düngeverordnung sowie gegen Vorschriften des Pflanzenschutzgesetzes nicht nur ordnungsrechtliche Pflichtverletzungen, sondern auch Verletzungen der Cross Compliance-Anforderungen, was Kürzungen der Direktzahlungen zur Folge hat (§ 2 Abs. 1 AgrarZahlVerpflG sowie §§ 2-4, 8 AgrarZahlVerpflV). Für die GLÖZ-Anforderungen hat der Bund in der AgrarZahlVerpflV überwiegend eigenständige beihilferechtliche Regelungen erlassen und nur teilweise auf die bestehenden ordnungsrechtlichen Anforderungen verwiesen. Der GLÖZ-Standard ist dabei weniger breit angelegt wie die gesetzlichen Regeln zur guten fachlichen Praxis und erfasst nur einige Aspekte einer nachhaltigen Landwirtschaft. Im Einzelnen sind die Länder gemäß § 6 AgrarZahlVerpflV verpflichtet, landwirtschaftliche Flächen nach ihrer potenziellen Wasser- bzw. Winderosionsgefährdung einzustufen. Hieran knüpfen sich dann u.a. jahreszeitlich befristete Pflugverbote. Diese Regelung hilft, durch Bodenverfrachtung bedingte Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer oder angrenzende Biotope zu reduzieren. Die Anforderungen zum Erhalt der organischen Substanz wurden in der neuen AgrarZahlVerpflV (§ 7) deutlich gegenüber § 3 DirektZahlVerpflV abgeschwächt und sehen nur noch ein Abbrennverbot von Stoppelfeldern vor. Schließlich enthält § 8 AgrarZahlVerpflV detaillierte

Anforderungen an den Erhalt von Landschaftselementen. Anforderungen zum Schutz von Gewässern und Grundwasserkörpern ergänzen die Regelungen. Hierbei nehmen die §§ 2 bis 4 AgrarZahlVerpflV teilweise auf die ordnungsrechtlichen Anforderungen der Düngeverordnung oder des Wasserhaushaltsgesetzes Bezug.

Die Greening-Anforderungen sind vom Bund mit dem Direktzahlungen-Durchführungsgesetz (DirektZahlDurchfG) sowie der dazu gehörigen Direktzahlungen-Durchführungsverordnung (DirektZahlDurchfV) gesondert geregelt. Normativer Schwerpunkt ist hierbei der Erhalt von Dauergrünland (§§ 15-17 DirektZahlDurchfG i.V.m. §§ 18-24e DirektZahlDurchfV). Nunmehr ist für die Umwandlung von Dauergrünland eine Genehmigung gemäß § 16 Abs. 3

DirektZahlDurchfG nötig, die zu versagen ist, wenn der Anteil in einem Bundesland gegenüber dem Referenzjahr um mehr als 5 % gesunken ist bzw. keine Neuanlage an anderer Stelle erfolgt. In Natura 2000-Gebieten ist die Umwandlung und der Umbruch von Dauergrünland entsprechend Art. 45 Abs. 1 EU-Verordnung 1307/2009 generell verboten, wobei die Einschränkung auf FFH-Gebiete in § 15 Abs. 1 DirektZahlDurchfG wohl ein Redaktionsversehen ist,⁴⁷ welches wegen Art. 288 Abs. 2 AEUV keine Rechtswirkungen entfaltet. Des Weiteren enthalten die nationalen Regelungen spezifische Anforderungen an die Fruchtfolge (§ 17 DirektZahlDurchfV) sowie hinsichtlich Art und Weise der ökologischen Vorrangflächen (§ 18 DirektZahlDurchfG, §§ 25-33 DirektZahlDurchfV) wobei auf die Umrechnungs- und Gewichtungsfaktoren des Anhangs II Verordnung 1307/2013/EU verwiesen wird (vgl. Osterburg et al. 2014). Sowohl die Herausnahme kleinerer Betriebe (siehe Kritik von Pe'er et al. 2014) als auch diese Anrechnungsmöglichkeiten reduzieren den tatsächlich als ökologische Vorrangflächen einzurichtenden Anteil in Deutschland erheblich (siehe Berechnungen von Schmidt et al. 2014).

Hinsichtlich der Nachhaltigkeitsanforderungen des europäischen Bioenergierechts hat der Bund den Weg einer 1:1 Umsetzung gewählt und gleichlautende Anforderungen für flüssige Biobrennstoffe für die Stromerzeugung in §§ 3-10 Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV), für die Wärmeerzeugung im Nr. II.2.b der Anlage zum Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWärmeG) sowie für Kraftstoffe für den Verkehr mit §§ 3-8 Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV) normiert. Verstöße gegen diese Anforderungen führen dazu, dass für die energetische Verwendung der auf diesen Flächen erzeugten Agrarprodukte gemäß § 3 Abs. 1 BioStrom-NachV die Stromvergütung nach dem Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) bzw. bei Kraftstoffen gemäß § 1 Nr. 2 Biokraft-NachV die steuerliche Vergünstigung nach § 50 Energiesteuergesetz (EnergieStG) entfällt. Bei der Wärmeerzeugung gilt die Nutzungspflicht nach § 3 EEWärmeG als nicht erfolgt, wenn die Kriterien nach §§ 3-8 BioStrom-NachV nicht eingehalten sind. Hinsichtlich der Stickstoffeinträge in die Umwelt schreiben die Anforderungen aber lediglich die Cross-Compliance-Anforderungen bei Direktzahlungen vor.

8.1.2.4.2 Düngerecht

Nach den letzten gesicherten Zahlen wurden 2017 in Deutschland auf den landwirtschaftlichen Flächen mehr als 1,7 Mio. Tonnen Stickstoff aus Handelsdüngern und rund 1 Mio. Tonnen mit Wirtschaftsdünger ausgebracht (zuzüglich 0,6 Mio. Tonnen sonstige Stickstoffeinträge), obwohl den Böden nach der Hoftorbilanzierung durch pflanzliche und tierische Produkte nur knapp 1,6 Mio. Tonnen Stickstoff wieder entzogen wurde (BMUB/BMEL 2016 sowie BMEL 2019b). Mit im Schnitt 100 kg Stickstoffüberschuss pro Hektar und Jahr (BMEL 2019b) verbleibt rund die Hälfte des zugeführten Stickstoffs in Deutschland in der Umwelt, wobei innerhalb Deutschlands große regionale Unterschiede bestehen (Häußermann et al. 2019). Im Ländervergleich sind die

⁴⁷ Die Bundesregierung spricht im Gesetzesentwurf zum DirektZahlDurchfG von Natura 2000-Gebieten (BTag-Drs. 18/908, S. 28).

Überschüsse in Bayern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein besonders hoch. Ca. 50% der Grundwassermessstellen weisen erhöhte Nitratkonzentrationen auf und bei 28% der Messstellen ist der zulässige Grenzwert von 50 mg/l überschritten (BMUB/BMEL 2016). Der Düngemiteleinsatz variiert auch zwischen den Betrieben und Betriebsweisen stark. Gegenüber dem konventionellen Landbau weist eine Bewirtschaftung nach den Kriterien des ökologischen Landbaus im Regelfall sowohl geringere Stickstoffüberschüsse je Hektar als auch eine höhere Stoffeffizienz je Ertrag auf (Thünen-Institut 2019), wobei letztere in Schutzgebieten einen Flächenanteil von über 15% haben (Röder et al. 2018). Nach den europäischen Vorgaben der EU (Ökolandbau-Verordnung 834/2007/EG und Durchführungsverordnung 889/2008/EG) ist beim ökologischen Landbau u.a. der Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern untersagt sowie der Viehbesatz je Hektar begrenzt.

Das deutsche Düngerecht umfasst auf Bundesebene das Düngegesetz (DüngG)⁴⁸ und hierauf gestützt die vom Bundeslandwirtschaftsministerium erlassenen Verordnungen: Düngeverordnung (DüV)⁴⁹ mit Regelungen zur guten fachlichen Praxis beim Düngen; die Düngemittelverordnung für das Inverkehrbringen von Nicht-EG-Düngemitteln⁵⁰; die Verordnung über Probenahmeverfahren und Analysemethoden⁵¹; die Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger⁵² sowie seit Ende 2017 die Stoffstrombilanzverordnung⁵³. Das Düngemittelrecht wurde 2014 umfassend hinsichtlich seiner Regelungen und Effektivität zur Reduzierung Nährstoffeinträge in die Umwelt dargestellt und untersucht (Möckel et al. 2014, S. 240 ff., 280 ff., 283 f., 287). Im Folgenden sollen daher v.a. die seitdem erfolgten Veränderungen vorgestellt werden. Neuere Untersuchungen zeigen auch hier rechtliche wie ökologische Defizite auf (Douhaire 2019; Taube 2018; Möckel 2018a).

Die 2017 vorgenommene Novellierung erfolgte mitten im Vertragsverletzungsverfahren der Europäischen Kommission wegen ungenügender Umsetzung der Nitrat-RL 91/676/EWG. Am 21.6.2018 hat der EuGH das deutsche Düngerecht als unzureichend eingestuft (EuGH, Urt. v. 21.6.2018 – C543/16). Nach dem EuGH durfte Deutschland nicht mit zusätzlichen Maßnahmen oder verstärkten Aktionen so lange warten bis kein vernünftiger Zweifel mehr bestand, dass die bisher mit der DüV getroffenen Regelungen und andere Maßnahmen nicht ausreichen. Vielmehr war und ist Deutschland verpflichtet, alle notwendigen Maßnahmen zu treffen, wenn nach den alle vier Jahre zu erstellenden Berichten zur Umsetzung der Richtlinie eine Eutrophierung bei Binnengewässern, Mündungsgewässern, Küstengewässern und Meeren festzustellen oder die Grenze von 50 mg/l Stickstoff überschritten ist. Auch wenn sich das Urteil auf die Rechtslage von 2016 bezieht, gibt es für die zukünftige europarechtskonforme Umsetzung der Nitrat-RL wichtige Hinweise. Danach sind erstens die Bestimmungen der Nitrat-RL im Lichte des Richtlinienziels auszulegen und dafür die notwendigen Mittel bereitzustellen. Zweitens müssen die Mitgliedstaaten im Bereich einer Umweltschutz-Richtlinie mit technischen Regelungen in

⁴⁸ Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 5. Mai 2017 (BGBl. I S. 1068) geändert worden ist.

⁴⁹ Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngerverordnung – DüV) vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 28. April 2020 (BGBl. I S. 846) geändert worden ist.

⁵⁰ Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV) vom 16. Dezember 2008 (BGBl. I S. 2524), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 14. Dezember 2009 (BGBl. I S. 3905) geändert worden ist.

⁵¹ Verordnung über Probenahmeverfahren und Analysemethoden für die amtliche Düngemittelüberwachung (Düngemittel-Probenahme und Analyseverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Juli 2006 (BGBl. I S. 1822), die durch Artikel 3 der Verordnung vom 6. Februar 2009 (BGBl. I S. 153) geändert worden ist.

⁵² Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger vom 21. Juli 2010 (BGBl. I S. 1062).

⁵³ Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen (Stoffstrombilanzverordnung – StoffBilV) vom 14. Dezember 2017 (BGBl. I S. 3942).

besonderer Weise dafür Sorge tragen, dass die Umsetzung der Richtlinie einschließlich ihrer Anhänge vollständig und genau erfolgt, was hinreichend klare und bestimmte sowie verbindliche Rechts- und Verwaltungsvorschriften erfordert, um wie im Fall der Nitrat-RL die Erfüllung der Vorgaben durch die landwirtschaftliche Betriebe sowie die Kontrolle durch die Überwachungsbehörden zu gewährleisten. Drittens haben die Mitgliedstaaten bei den Aktionsprogrammen die besten verfügbaren wissenschaftlichen und technischen Erkenntnisse zu berücksichtigen sowie die physischen, geologischen und klimatischen Merkmale der einzelnen Regionen einzubeziehen, was gegebenenfalls auch differenzierte Vorschriften erfordert.

Da die 2017er Novellierung nicht alle problematischen Regelungen im Sinne des EuGHs (Urt. v. 21.6.2018 – C543/16) verbesserte (vgl. Douhaire 2018; Möckel 2018a; Härtel 2019; weniger kritisch Reinhardt 2019), erfolgten im April 2020 auf Mahnungen der Europäischen Kommission einige Nachbesserungen. Im Einzelnen werden ausgewählte 2017er und 2020er Nachbesserungen vorgestellt:

8.1.2.4.2.1 Rote Gebiete

Der Bund hatte in § 13 DüV 2017 erstmals besondere Anforderungen für Gebiete vorgesehen, wo die europäischen Vorgaben zum Schutz von Grundwasser bzw. Oberflächengewässern vor Nährstoffeinträgen offensichtlich nicht eingehalten oder gefährdet sind. 2020 wurden die Anforderungen an die Düngung in diesen sogenannten „roten Gebieten“ gemäß dem neu gefassten § 13a Abs. 1 DüV nochmal verschärft. Die DüV schränkt nun unmittelbar in § 13a Abs. 2 DüV die Düngung in diesen Gebieten über den normalen Anforderungen der DüV hinaus ein. Unter anderem ist die jährliche betriebliche Gesamtsumme des Stickstoffdüngedarfs pauschal um 20 Prozent zu kürzen und gilt statt der betriebsbezogenen eine schlagbezogene Obergrenze für Wirtschaftsdünger in Höhe von 170 kg Gesamtstickstoff pro Hektar. Auch wenn dadurch möglicherweise gewisse Ertragsrückgänge entstehen, ist diese Verschärfung in Anbetracht von Stickstoffüberschüssen von durchschnittlich 50 % der zugeführten Düngemengen zumutbar und sogar ein Zugeständnis zugunsten der Landwirtschaft, welche das Risiko einer anhaltenden Zielverfehlung birgt. Um letzteres zu verhindern, hat der Bund in § 13a Abs. 3 DüV die Länder zum Erlass weitergehender Schutzmaßnahmen verpflichtet und ermächtigt. Die Sonderregelungen für „rote Gebiete“ sind ein erster wichtiger Schritt, um bei den Vorgaben zur Düngung auch die verschiedenen Erhaltungszustände und spezifischen Vulnerabilitäten von Ökosystemen, Biotopen und lebenden Tier- und Pflanzenarten zu berücksichtigen.

8.1.2.4.2.2 Bedarfsgerechte Düngung und pauschale Nährstoffüberschussregelungen

Mit den §§ 3 und 4 i.V.m. den Anlagen 1-4 DüV ist 2017 die Düngedarfsermittlung näher konkretisiert und für Kulturen ausdifferenziert worden. Nach Einschätzung des Agrarwissenschaftlers Friedhelm Taube begrenzen auch die neuen Regelungen nicht eindeutig die Stickstoff-Düngedarfe und die in den Anlagen vorgegebenen Kenngrößen sowie die Zuschlags- und Abzugsmethodik lassen Düngehöhen zu, die nicht dem Ziel einer hohen Stickstoffnutzungseffizienz entsprechen und in vielen Fällen bei gleichen Ertragserwartungen sogar eine höhere Düngung als bisher erlauben (Taube 2018, S. 4, 10 ff.). Die Vorgaben zur Ermittlung der im Boden verfügbaren Nährstoffmengen in § 4 Abs. 4 DüV 2020 gewährleisten bei einer Übernahme von Untersuchungsergebnissen vergleichbarer Standorte oder einer Abschätzung mittels Berechnungs- und Schätzverfahren (lit. b) keine genaue Abschätzung der im betreffenden Schlag vorhandenen Nährstoffe (Taube 2018, S. 4, 13 f.). In Anbetracht der betrieblichen und standortbedingten Bewirtschaftungs- sowie Boden-, Witterungs- und Klimaunterschiede ist diese Vereinfachung nicht sachgerecht. Letztlich geben nur repräsentative Bodenproben Auskunft über die tatsächlichen Nährstoffgehalte in den Böden, wie die

entsprechenden Vorgaben für die sogenannten „roten Gebiete“ in § 13a Abs. 2 Nr. 5 und Abs. 3 Satz 2 Nr. 3 DüV 2020 verdeutlichen. Aber auch bei dieser Variante nennt §§ 4 Abs. 4 lit. a, 13a DüV 2020 keine Kriterien hinsichtlich der Repräsentativität und Qualität der Bodenproben, was nicht nur Rechtsunsicherheiten und die behördliche Überprüf- und Durchsetzbarkeit schmälert, sondern auch zu Manipulationen einlädt (Taubе 2018, S. 4, 13 f.). Aus ökologischer und vollzugspraktischer Sicht problematisch sind weiterhin die vielen Ausnahmen (u.a. in §§ 3 Abs. 2 S. 1 und Abs. 3 S. 2, 4 Abs. 1 und Abs. 2, 6 und 8 Abs. 5 und Abs. 6), die u.a. betriebliche oder standortbezogene Besonderheiten berücksichtigen sollen, praktisch aber auch den behördlichen Vollzug erschweren und die ökologische Wirksamkeit verringern. Die Ausnahmemöglichkeiten beeinflussen auch die exakte Berechnung des für die Lagerung von Wirtschaftsdünger erforderlichen Zeitraums nach § 12 Abs. 1 DüV 2020.

Weiterhin wird in der DüV 2020 die „standortbezogene Bodenfruchtbarkeit“ nicht näher definiert, bleiben Mindestanrechenbarkeiten für organische Dünger deutlich hinter dem technischen Fortschritt der letzten 20 Jahre zur Erreichung höhere Ausnutzungsgrade zurück und werden z.B. Ertragssteigerungsmöglichkeiten bei Getreide und Raps angenommen, die den Erfahrungen der letzten Jahrzehnte widersprechen (Taubе 2018, S. 4, 10 f.). Schließlich werden keine bodenklimatischen Regionen unterschieden. Bodenklimatische Besonderheiten können allenfalls die Länder bei ergänzenden Maßnahmen in ausgewiesenen Gefährdungsgebieten nach § 13a Abs. 3 Satz 2 Nr. 6 und 7 DüV 2020 berücksichtigen.

8.1.2.4.2.3 Zeitliche und flächenbezogene Begrenzungen des Ausbringens von Gülle und Dung

Der EuGH sah einen Verstoß Deutschlands gegen die Bestimmungen der Nitrat-RL sowohl bei den Regelungen zu den jahreszeitlichen Sperrzeiten als auch bei den flächenbezogenen Begrenzungen (geneigte, gefrorene, wassergesättigte, überschwemmte und schneebedeckte Flächen) als gegeben an (EuGH, Urt. v. 21.6.2018 – C-543/16, Rn. 103 ff., 153 ff., 172 ff.). In § 6 Abs. 8 DüV 2020 wurde nun der Beginn der Speerzeiten nach vorne verlegt sowie 2020 auch bezüglich Festmist von Huf- und Klauentieren und Komposte und andere Düngemittel mit festen Bestandteilen die Vorgaben nochmal nachgebessert. Auch wurde 2020 in den „roten Gebieten“ nach § 13a Abs. 2 Nr. 2 DüV die Obergrenze von 170 kg Gesamtstickstoff aus organischen und organisch-mineralischen Düngemitteln dahingehend verschärft, dass diese Grenze sich auf einen Schlag und nicht nur auf den Betriebsdurchschnitt wie nach § 6 Abs. 1 DüV 2020 bezieht. Weitere Verbesserungen resultieren aus der Verkürzung der Einarbeitungszeit in § 6 Abs. 1 DüV von vier auf eine Stunde, wobei eine sofortige Einarbeitung noch mehr Ammoniakemissionen verhindern würde.

Hinsichtlich des Abschwemmens von Düngemitteln auf stark geneigten Flächen führt der EuGH aus, dass eine Regel wie in § 3 Abs. 6 DüV 2006, wonach landwirtschaftliche Betriebe bei der Düngung grundsätzlich darauf zu achten hätten, dass ein Abschwemmen oder der direkte Eintrag in oberirdische Gewässer nicht zu besorgen sei, nicht die notwendige Klarheit und Bestimmtheit aufweist (EuGH, Urt. v. 21.6.2018 – C-543/16, Rn. 156 ff.). Die Gewässerabstandsregel in § 5 Abs. 2 und 3 DüV 2020 wurde sowohl verschärft als auch weiter hinsichtlich der Hangneigungen ausdifferenziert. Festgehalten wurde in § 5 Abs. 4 DüV 2020 aber an der Freistellung von Kleinstgewässern (z.B. Entwässerungsgräben, Teiche), welche die Länder nach § 2 Abs. 2 Wasserhaushaltsgesetz freigestellt haben, obwohl die Nitrat-RL derartige Kleingewässer nicht ausnimmt und diese Gewässer in die größeren, auch in Deutschland wasserrechtlich beachtlichen Gewässer mit samt ihrer Nährstofffracht entwässern (ausführlich zur problematischen Freistellung von Kleingewässern Möckel/Bathe 2013 ff.). Dass die Kommission die Vorgängerregelung in § 3 Abs. 6 DüV 2006 nicht gerügt und der EuGH sich daher nicht damit befasst hat, bedeutet daher nicht, dass sie mit der Nitrat-RL und ihren Zielen sowie der Wasserrahmen-Richtlinie 2000/60/EG zu vereinbaren ist.

Was schließlich die Ausbringung auf wassergesättigten, überschwemmten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden betrifft, so stellte der EuGH auch bei § 3 Abs. 5 DüV 2006 eine ungenügende Umsetzung des Anhangs II Teil A Nr. 3 und Anhangs III Nr. 1 Nitrat-RL fest. § 5 Abs. 1 DüV 2020 verwendet nun die Begriffe der Nitrat-RL und hat die Freistellungen zugunsten von Festmist 2020 gestrichen.

8.1.2.4.2.4 Vorgaben zur Lagerung von Gülle und Dung

Gänzlich ungeregt war in der DüV 2006 die Lagerung von organischem Wirtschaftsdünger, da der Bund dies den Ländern überlassen hat. Da die DüV der deutsche Aktionsplan ist, musste der EuGH eine Nichtumsetzung von Anhang III Nr. 1 Ziff. 2 und Anhang II Teil A Nr. 5 Nitrat-RL bejahen, da der Erlass von Speerzeiten für die Gülle- und Dungausringung keine Regelung zu Fassungsvermögen und Bauweise von Lagerstätten darstellt und auch die Landesregelungen nur unvollständig und zu unbestimmt die Lagerung regelten (EuGH, Urt. v. 21.6.2018 – C-543/16, Rn. 128 ff.).⁵⁴ Nunmehr hat der Bund mit § 12 DüV 2020 eine eigene Bundesregelung getroffen, wonach das Fassungsvermögen größer sein muss als für die in den Sperrzeiten anfallende Menge. Für flüssigen Wirtschaftsdünger und Gärrückstände wird eine Mindestkapazität von sechs Monaten und ab 2020 von neun Monaten vorgeschrieben; für Festmist und Kompost eine Kapazität von 2 Monaten ab dem Jahr 2020. Die geringeren Anforderungen an Festmist und Komposte könnten weiterhin einen Verstoß darstellen, da die Freistellungen für diese Düngemittel in den Sperrzeiten nach dem EuGH Urteil nicht mit der Nitrat-RL zu vereinbaren sind. Des Weiteren sagt § 12 DüV 2020 entgegen Anhang II Teil A Ziff. 5 Nitrat-RL nichts zur Bauweise. Derartige Anforderungen sind aktuell nur in der zukünftigen Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) (vgl. BMU 2018) zu erwarten, die aber als nicht außenverbindliche Verwaltungsvorschrift nicht dem vom EuGH aufgestellten Erfordernis einer verbindlichen Regelung zur Umsetzung der Nitrat-RL genügt.

8.1.2.4.2.5 Stoffstrombilanzierung statt Flächenbilanzierung

Die zum 1.1.2018 in Kraft getretene Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV) setzt § 11a Abs. 2 Düngegesetz um. Mit der Stoffstrombilanzierungsverordnung des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), die im Einvernehmen mit dem Bundesumweltministerium ergangen ist, wird nun der Weg einer Hoftorbilanzierung beschritten, welche alle Zu- und Abfahren von Stickstoff und Phosphor in einem landwirtschaftlichen Betrieb erfasst und damit insbesondere auch Emissionen in die Luft (z.B. bei Tierhaltung) mit bilanziert. Anders als bei der Düngeverordnung, gilt die StoffBilV auch für gewerbliche Tierhaltungsbetriebe ohne eigene Landwirtschaftsflächen sowie für Biogasanlagen, die mit einem viehhaltenden Betrieb in einem räumlichen und funktionalen Zusammenhang stehen. Entsprechend dem Düngegesetz sind seit 2018 erst einmal nur die größeren Betriebe ab 50 Großvieheinheiten bzw. ab 30 ha mit einer Tierbesatzdichte von mehr als 2,5 Großvieheinheiten hierzu verpflichtet (§ 1 StoffBilV). Ökologisch entscheidend ist aber weniger die Bilanzierung als die Pflicht zur Einhaltung von Bilanzobergrenzen für Stickstoff und Phosphor in § 6 Abs. 3 StoffBilV. Hierbei haben die Betriebe nach § 6 Abs. 2 und 3 StoffBilV die Wahl zwischen einem Bilanzwert von 175 kg/ha*a Stickstoff und betriebsbezogenen Bilanzwerten. Werden die Obergrenzen überschritten, kann die zuständige Landesbehörde den Betriebsinhaber zu einer Beratung verpflichten (§ 6 Abs. 5 StoffBilV).

Mit der 2020er Novelle wurde entsprechend der Kritik des Gerichtshofes und der Kommission die deutschlandweite pauschale Freistellung von Nährstoffüberschüssen in § 9 DüV aufgehoben. Da nunmehr ausschließlich die Bilanzierungsregeln der StoffBilV gelten, muss eine Vielzahl

⁵⁴ Dies war schon seit dem EuGH Urteil vom 2.10.2003, Kommission/Niederlande, C-322/00, Rn. 47 und 48 klar.

landwirtschaftlicher Betriebe gar keine Nährstoffbilanzierung mehr durchführen. Des Weiteren sind nach agrarwissenschaftlicher Einschätzung je nach Betrieb sowie gewähltem Bilanzwertverfahren nach § 6 StoffBilV sogar deutlich höhere Stickstoffüberschüsse als die bisher nach § 9 DüV erlaubten 50 kg ha/a im Dreijahresdurchschnitt zulässig (Taubе 2018). Hinzu kommt, dass anders als bei der Flächenbilanzierung (§§ 9, 14 Abs. 1 Nr. 9 DüV 2017) die Überschreitung der Bilanzobergrenzen nach der StoffBilV keine Ordnungswidrigkeit begründet (letzteres hatte der 2017er Referentenentwurf zur StoffBilV noch vorgesehen), sondern nur der Verstoß gegen eine nach § 6 Abs. 5 StoffBilV angeordnete Beratungspflicht gemäß § 8 Abs. 1 StoffBilV eine Ordnungswidrigkeit darstellt. Trotz all dieser Defizite wurde 2020 die StoffBilV nicht parallel zur Abschaffung der Flächenbilanzobergrenzen novelliert.

Im Ergebnis dient die Stoffstrombilanzverordnung v.a. der besseren Information für landwirtschaftliche Betriebe und Behörden, hat aber nur eingeschränkt durchsetzbare ökologische Reduzierungspflichten. Von der StoffBilV sind daher kaum Verbesserungen bei den Nitrateinträgen in Gewässer zu erwarten, weshalb sie als zusätzliche Maßnahme zur Umsetzung der Nitrat-RL nicht geeignet ist.

8.1.2.4.2.6 Fazit zum Düngerecht

Die verbesserten Vorgaben des Düngerechts das Potenzial die Stickstoffeinträge in die Umwelt zu reduzieren, sofern die an vielen Stellen vorgesehenen Ausnahmemöglichkeiten (u.a. in § 3 Abs. 2 S. 1 und Abs. 3 S. 2, § 4 Abs. 1 und Abs. 2, § 6 und § 8 Abs. 5 und Abs. 6 DüV) nicht zur Regel werden und die Einhaltung der Vorgaben der DüV auch ausreichend kontrolliert wird. Da die Stoffstrombilanzverordnung 2020 nicht nachgebessert wurde, könnte die ersatzlose Streichung der Flächenbilanzobergrenzen bei vielen landwirtschaftlichen Flächen sogar zu höheren Nährstoffeinträgen in die Umwelt führen. In der 2019 vorgelegten Ackerbaustrategie benennt das BMEL etliche Maßnahmen zur Steigerung der Nährstoffeffizienz und zur Reduzierung der Stickstoffüberschüsse (BMEL 2019a), die im Düngerecht derzeit noch nicht als verpflichtende Vorgaben verankert sind.

Gänzlich ungelöst und ungeregt bleibt aber letztlich das Grundproblem des im Verhältnis zur vorhandenen Landwirtschaftsfläche zu hohen Tierbesatzes in etlichen Regionen, der durch Futtermittelimporte ermöglicht sowie durch flächenlose Tierhaltungs- und Biogasanlagenbetriebe verschärft wird und regional einen zu hohen Anfall an Wirtschaftsdünger verursacht, dessen Entsorgung kaum unter das Deckmäntelchen eines vorhandenen Düngebedarfs passt. Offen bleibt weiterhin auch, warum es nur für organische bzw. organisch - mineralische Düngemittel nicht aber auch für mineralische Düngemittel eine Obergrenze von 170 kg/ha*a Gesamtstickstoff gibt. Insgesamt ist das Düngerecht dahingehend weiterzuentwickeln, dass die örtlichen Standortverhältnisse sowie die Erhaltungszustände und spezifischen Vulnerabilitäten der jeweils betroffenen Ökosysteme, Biotope und Arten stärker berücksichtigt werden.

8.1.2.4.3 Schutz von Dauergrünland

Beim Umbruch von Dauergrünland werden nicht nur erhebliche Mengen an im Boden eingelagerten Kohlenstoff in Form von Kohlenstoffdioxid, sondern auch kurzfristig gespeicherte Nährstoffe durch Mineralisierung und Auswaschung freigesetzt. Der Erhalt von Dauergrünland ist daher förderlich, um den Eintrag von Stickstoff in Oberflächengewässer und Grundwasserkörper zu begrenzen. Dauergrünland wird in Deutschland zum einen durch das Agrarbeihilferecht und zum anderen durch das Ordnungsrecht und hier insbesondere durch das Naturschutz- und Wasserrecht des Bundes und der Länder geschützt und seine Umwandlung in Acker reglementiert. Die Regelungen sind umfassend in zwei Aufsätzen von Möckel im Jahr 2016 dargestellt wurden, worauf an dieser Stelle verwiesen wird (Möckel 2016a ff.; Möckel 2016b ff.).

8.1.2.5 Sonstige Materien

8.1.2.5.1 Bau- und Planungsrecht

8.1.2.5.1.1 Bauleitplanung

Nachfolgend werden einzelne Festsetzungsmöglichkeiten der Flächennutzungs- sowie Bauleitpläne auf Stickstoffrelevanz hin überprüft. Dabei besteht auf der Ebene des Bebauungsplans (nicht des Flächennutzungsplans) ein abschließender Katalog von Festsetzungsmöglichkeiten in §§ 9 BauGB (Typenzwang – BVerwG, Urt. v. 11.02.1993 – 4 C 18.91).

8.1.2.5.1.1.1 Regelung nach Art und Maß baulicher Nutzung mit Stickstoff-Bezug

§ 1 Abs. 1, 2, § 9 Abs. 1 BauGB und die §§ 4–9, 10, 11 BauNVO stellen Gebietstypen zur bauplanerischen Festsetzung bereit: begrifflich pauschalisiert und der Definition zugänglich. In ihnen ist grundsätzlich jede Nutzung zulässig, die unter die allgemeinen Definitionen, wie Handwerk, Gewerbe, Industrie, Wohnen etc. subsumierbar ist. Jedoch erlaubt § 1 Abs. 4 Satz 1 Nr. 2 BauNVO „Gliederungen“ des Baugebiets „nach der Art der Betriebe und Anlagen und deren besonderen Bedürfnissen und Eigenschaften“. Dies erlaubt Festsetzungen über Höchstwerte für bestimmte Emissionen als Emissionskontingente (BVerwG, Beschl. v. 18.12.1990 – 4 N 6.88), sofern die allgemeine Zweckbestimmung des Baugebiets gewahrt bleibt (BVerwG, Beschl. v. 6. Mai 1996 – 4 NB 16.96); denn zu den „besonderen Eigenschaften“ eines Betriebs gehöre sein Emissionsverhalten, also die ihm zurechenbaren Auswirkungen auf die Umwelt (a.a.O.; auch möglich für Sondergebiete gemäß § 11 BauNVO, BVerwG, Urt. v. 28.2.2002 – 4 CN 5.01). Emissionsgrenzwerte soll auch Nr. 6 des § 5 Abs. 2 BauGB schon für den FNP erlauben (BVerwG, Urt. v. 18.8.2005 – 4 C 13.04; Bedeutung für Steuerung von Tierhaltungsanlagen, vgl. Schrödter in: Schrödter 2015, § 5 Rn. 52). Weiterhin können gemäß § 1 Abs. 5 BauNVO bei der Festsetzung von Gebietstypen, an sich typgemäße Nutzungen, als nicht zulässig oder nur ausnahmsweise zuzulassen festgesetzt werden, was den Ausschluss problematischer Nutzungen in sensiblen Gebieten erlaubt (tiefergehend wäre darzustellen, inwieweit so auch flächendeckende Beschränkungen über größere Räume hinweg möglich und neben dem Luftqualitätsrecht überhaupt notwendig wären). Zur Regulierung besonderer, den Gebietstypen der §§ 2 – 9 BauNVO nicht entsprechender Nutzungsansprüche bzw. deren Gemengelagen bestimmt sind die Sondergebiete (vorliegend insbes. § 11 BauNVO), die etwa auf dem Gebiet landwirtschaftlicher Nutzungen bereits auf stickstoffrelevante Sachverhalte angewendet wurden. Nicht ausgeschlossen werden konnten bisher einzelne stickstoffemittierende Bewirtschaftungsmaßnahmen auf isoliert betrachteten Landwirtschaftsflächen (Düngeverbot mit Schweinegülle: § 11 BauNVO ablehnend, da Regelung nicht der baulichen Nutzung dienend und so nicht bodenrechtlich relevant, denn mit der Art der Düngung landwirtschaftlicher Nutzflächen ist keine Spezifik baulicher Anlagen verbunden BayVGh, Urt. v. 10.08.2010 – 15 N 09.859), während ein mit einem Sondergebiet Landwirtschaft festgesetzter Ausschluss bestimmter [eher stickstoffträchtiger] Tierartenhaltungen bestätigt wurde (VGh Mannheim, Urt. v. 08.05.2012 – 8 S 1739.10: hier sei nämlich mit der Haltung bestimmter Tierarten eine Festlegung auf eine Spezifik baulicher Anlagen verbunden und damit bodenrechtliche Relevanz gegeben). Sondergebiete i.S.d. § 11 BauNVO stellen zumindest lokal ein flexibles Element zur Bewältigung stickstoffbezogener Konfliktlagen dar, weil sie von vornherein auf gleichsam maßgeschneiderte – freilich sorgsam abgewogene – Lösungen gerichtet sind und keine Bindung an die überkommenen Nutzungsarten besteht (s. etwa Söfker in: Ernst/Zinkahn/Bielenberg/Krautzberger, Baugesetzbuch, Werkstand: 137. EL Februar 2020: § 1 BauNVO Rdnr. 42).

8.1.2.5.1.1.2 Einzelfestsetzungsmöglichkeiten mit Stickstoff-Bezug

Folgende einzelne Festsetzungsmöglichkeiten nach §§ 5 Abs. 2, 9 Abs. 1 BauGB schützen oder entwickeln – immer unter der Voraussetzung bodenrechtlicher Relevanz/städtebaulicher Rechtfertigung – stickstoffsensible Bereiche durch Ausschluss von Bebauung/Nutzungen oder positive Maßnahmen: § 9 Nr. 10 lässt die Freihaltung (also Nichtbebauung) von vor der Bebauungsplanung dem Außenbereich zuzuordnender Flächen zu und schützt auf diese Weise vor i.S.d. § 35 privilegierter Bebauung (Schrödter in: Schrödter 2015, § 9 Rn. 112 für Gebiete gemäß § 9 Abs. 1 Nr. 18 lit. a BauGB) oder Nr. 10 ermöglicht die Untersagung einer Bebauung zum örtlichen Immissionsschutz, BayVGh, Urt. v. 27.12.2001 – 26 N 01.1327), § 5 Abs. 2 Nr. 9 ermöglicht Einschränkungen auf einzelne der in § 201 genannten Zweige, bspw. nur Wiesenwirtschaft (Söfker in: Ernst et al. 2019, § 5 Rn. 54), § 9 Abs. 1 Nr. 18 ermöglicht den Ausschluss landwirtschafts- u. waldfremder Nutzungen (BVerwG, Urt. v. 27.10.2011 – 4 CN 7.10) und so die Steuerung privilegierter Vorhaben im Außenbereich (OVG Münster, 14.1.2008 – 7 D 12/07 NE; nach BVerwG, Beschl. v. 27.1.1999 – 4 B 129.98 bspw. eine Fläche für die Landwirtschaft (Streuobstwiese)“ auch aus anderen den städtebaulichen Entwicklungsvorstellungen entspringenden bspw. „landschaftspflegerischen und klimatologischen Gründen“ möglich, (näher Söfker in: Ernst et al. 2019, § 9 Rn. 146); ebenso gewährleisteten Festsetzungen nach § 9 Abs. 1 Nr. 20 Schutz vor widersprechender, selbst privilegierter (s. dazu u.) Bebauung (OVG Lüneburg, Beschl. v. 9.9.2011 – 1 MN 112.11; Schrödter in: Schrödter 2015, § 9 Rn. 122).

Rein bewirtschaftungsbezogene Differenzierungen innerhalb landwirtschaftlicher Nutzungen nach § 9 Nr. 18 wie stickstoffsensible eingeschränkte Bewirtschaftung konventioneller Landwirtschaftsflächen sollen auch bei städtebaulich relevanten Gründen nicht getroffen werden können (Söfker in: Ernst et al. 2019, § 9 Rn. 148; herleitend aus den Rechtsvorschriften, m.w.N., aber kritisch Möckel et al. 2014, 139). Ein lokal wirkendes Düngeverbot mit Schweinegülle sowie eine Höchst-Ammoniak-Emissionsrate nach Nr. 23 a wurden als vorübergehende Bodennutzung mangels bodenrechtlicher Relevanz abgelehnt (BayVGh, Urt. v. 10.08.2010 – 15 N 09.859, juris-Rn. 24, offengelassen VGh Mannheim, Urt. v. 08.05.2012 – 8 S 1739/10).

Stickstoffemissions- und -immissionsmindernde Maßnahmen auf Landwirtschaftsflächen durch Überlagerungen beibehaltener Festsetzungen gemäß § 9 Abs. 1 Nr. 18 lit. a BauGB mit Pflanzgeboten bzgl. der Ränder etc. nach § 9 Abs. 1 Nr. 20, 25 BauGB lassen der Wortlaut der Nr. 25 und die höchststrichterliche Rechtsprechung zu Nr. 20 nicht zu (BVerwG, Urt. v. 25.6.2014 – 4 CN 4.13: „inkompatibel“ mit der uneingeschränkten Förderung der Landwirtschaft, offengelassen BVerwG, Beschl. v. 17.12.98 – 4 BN 4.97). Immerhin hält das BVerwG (a.a.O.) die ändernde Festsetzung aktueller Landwirtschaftsflächen gemäß § 9 Abs. 1 Nrn. 20, 25 für möglich – mit denkbaren Entschädigungen gemäß §§ 39ff. BauGB. Im Rahmen des § 9 Abs. 1 Nr. 20 sind für Ziele der Landschaftspflege und so auch bei Stickstoff-Problematiken Einschränkungen der bisher zulässigen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung bei städtebaulicher Rechtfertigung möglich (BVerwG, Beschl. v. 3.12.1998 – 4 BN 24/98: bestätigt Ausweisung von Sukzessionsflächen „Magerrasen“ als klassisches Beispiel zur (lokalen) Thematisierung von Stickstoffgehalten; ähnlich BVerwG, Beschl. v. 27.07.1990 – BVerwG 4 B 156.89; sehr klar BVerwG, Beschl. v. 18.12.1990 – 4 NB 8/90). Festsetzungen können jedoch mangels Durchsetzungsverpflichtung nicht erforderlich im Sinne des § 1 Abs. 3 BauGB und damit unwirksam sein (BVerwG Beschl. v. 25.08.1997 – 4 NB 12.97). § 5 Abs. 2 Nr. 10 lässt die Vorbereitung oben beschriebener städtebaulich begründeter Bauleitplanung zur Entwicklung von Natur und Landschaft – bspw. Stickstoffreduktion – über bloßen, etwa naturschutzrechtlich

gebotenen Schutz hinaus zu, aber noch keine Maßnahmen selbst (Söfker in: Ernst et al. 2019, § 9 Rn. 58.).

§ 9 Abs. 1 Nr. 23 lit. a erlaubt lokal positive Wirkungen bei schlechter Luftqualität (auch) durch Stickstoff-Verbindungen im Wege von Brennstoff-Verboten, letztere auch unterhalb der Erheblichkeitsschwelle im fachtechnischen Sinne (bestätigt u.a. durch BVerwG, Beschl. v. 16.12.1988 – 4 NB 1/88); ermöglicht nicht die Durchsetzung allgemein ökologischer Ziele (OVG Münster, Beschl. v. 27.3.1998 – 10a D 188/97.NE) und damit nicht die Reduktion zumindest großräumiger Stickstoff-Belastungen.

§ 5 Abs. 2 Nr. 2 lit. b unterstützt Anlagen und Einrichtungen für Energieeffizienz, § 9 Abs. 1 Nr. 23 lit b macht bei Gebäudeerrichtungen die Festsetzung allgemein verbrennungsreduzierender und damit stickstofffreisetzungsmindernder Vorgaben möglich (vgl. für den Bestand die §§ 136 ff., 171a ff. BauGB). Hingewiesen sei auch auf § 5 Abs. 2 Nr. 6: Stickstoffrelevante Festsetzungen im Sinne der Vorschrift wären Bepflanzungen zum Immissionsschutz (Schrödter in: Schrödter 2015, § 5 Rn. 52; diese Festsetzung kann auch emissionsermöglichend eingesetzt werden, Jaeger in: Spannowsky/Uechtritz 2018, § 5 Rn. 56.), § 9 Abs. 1 Nr. 24, 25 BauGB.

Die Bestimmungen § 1 Abs. 6 Nr. 7 lit. a, b, c, e, f und h, Nr. 8 lit. e; § 1a Abs. 3, Abs. 5 BauGB halten zum Gebrauch dieser Möglichkeiten an.

8.1.2.5.1.1.3 Außenbereich

Im Außenbereich sind Nutzungen, die keine baulichen Anlagen darstellen wie die besonders stickstoff-relevante Landwirtschaft nur fachrechtlichen Beschränkungen unterworfen.

Bauliche Anlagen (§ 29 BauGB) sind nur nach Maßgabe des § 35 BauGB (u.U. konzentriert angewendet i.R. einer immissionsschutzrechtlichen Genehmigung gemäß § 13 BImSchG, vgl. Anhang 1 Nr. 7 der 4. BImSchV) zulässig. Nach Abs. 1 Nr. 1 sind stickstoffemittierende landwirtschaftliche Anlagen (z.B. Tierhaltungsanlagen) im Außenbereich zulässig, wenn sie „einem land- oder forstwirtschaftlichen Betrieb dien[en]“. Letzteres bestimmt sich nach § 201 BauGB. Danach ist neben dem Ackerbau und der Wiesen- und Weidewirtschaft auch die Tierhaltung Landwirtschaft, soweit das Futter überwiegend auf den zum landwirtschaftlichen Betrieb gehörenden, landwirtschaftlich genutzten Flächen erzeugt werden kann (Eigenfutteranteil). Die Privilegierung wird im Fall eines Eigenfutteranteils von über 50 Prozent bauplanungsrechtlich nur gebremst durch entgegenstehende öffentliche Belange, die Erschließungssicherung (Abs. 1) und widersprechende Ziele der Raumordnung (Abs. 3 S. 4 Hs. 1) (eingehend Möckel et al. 2014, 276 ff.). Immerhin ist aber über die „entgegenstehenden öffentlichen Belange“ eine gewisse Steuerung privilegierter Vorhaben über Festsetzungen gemäß §§ 5, 9 BauGB, auch für den Außenbereich möglich (dazu Schrödter in: Schrödter 2015, § 5 Rn. 166, Söfker in: Ernst et al. 2019, § 9 Rn. 148b, Ernst et al. 2019, § 35 Rn. 13f.). Hingegen sind seit 2013 gewerbliche Tierartenhaltungen nach § 35 Abs. 1 Nr. 4 BauGB bei größenabhängiger UVP-Pflichtigkeit nach Maßgabe der Nr. 7.1. Anlage 1 UVPG nicht mehr privilegiert. Für nach § 35 Abs. 1 Nr. 4 BauGB privilegierte Industrieanlagen gelten im Außenbereich neben dem Fachrecht die gleichen Einschränkungen wie für Nr. 1. Die Privilegierung nach § 35 Abs. 1 Nr. 4 BauGB entfällt, wenn das Vorhaben zur Durchführung auf den beplanten Innenbereich, bspw. auf eigens für derartige Vorhaben ausgewiesene Sondergebiete verwiesen werden kann (BVerwG, Urt. v. 1.11.2018 – 4 C 5.17: „Vorbehalt bauplanungsrechtlicher Absicherung“). Anlagen zur energetischen Biomassenutzung sind gemäß Abs. 1 Nr. 6 bei einem organisatorischen und räumlich-funktionalen Zusammenhang mit Betrieben nach den Nrn. 1, 2, 4 und bei überwiegender lokaler Herkunft der Biomasse privilegiert.

8.1.2.5.2 Raumordnungsrecht

Nach § 1 Abs. 1 Nr. 1 RoV soll ein Raumordnungsverfahren nach § 15 ROG für alle immissionsschutzrechtlich genehmigungspflichtigen und UVP-pflichtigen Anlagen durchgeführt werden, wenn sie im Außenbereich nach § 35 BauGB errichtet werden sollen sowie im Einzelfall raumbedeutsam sind und überörtliche Bedeutung haben. „Raumbedeutsam“ sind nach § 3 Abs. 1 Nr. 6 ROG Planungen und Maßnahmen, durch welche Raum in Anspruch genommen oder die räumliche Entwicklung oder Funktion eines Gebietes beeinflusst wird. Industrieanlagen mit einem größeren Emissionsradius sowie überörtliche Verkehrswege werden als raumbedeutsam angesehen.

Unterschiedliche Ansichten bestehen darüber, ob und wann bei großen Tierhaltungsanlagen und Biogasanlagen ein Raumordnungsverfahren nach § 15 ROG durchzuführen ist, bei dem auch die Standortfrage zu prüfen wäre (Hentschke in: Dombert/Witt 2016, § 17 Rn. 15 ff.). Eine Raumbedeutsamkeit wird bei Tierhaltungsanlagen angenommen, wenn die Anlage über die Standortgemeinde *hinaus* relevante Auswirkungen hat (z.B. Emissionen, Zulieferverkehr) (Hentschke in: Dombert/Witt 2016, § 17 Rn. 16). Bei Biogasanlagen wäre eine Raumbedeutsamkeit zu bejahen, wenn durch ihren Biomassebedarf in der Region eine erhebliche Veränderung der Anbaukulturen und gegebenenfalls auch die Aufgabe der Fruchtfolge und eine Veränderung des Landschaftsbildes erfolgt (z.B. sog. Vermaischung) (zur räumlichen Steuerung von Biogasanlagen Ludwig 2010 ff.). Allerdings kann nach § 16 Abs. 2 S. 1 ROG von einem Raumordnungsverfahren abgesehen werden, etwa, sofern die Raumverträglichkeit im Rahmen von § 6 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG i.V.m. § 35 Abs. 3 S. 2 BauGB mit zu prüfen ist (mutatis mutandis Hentschke in: Dombert/Witt 2016, § 17 Rn. 20 f.).

8.1.2.5.3 Steuer- und Abgabenrecht

Mittels Steuern und Abgaben lassen sich nicht nur Staatseinnahmen erzielen, mit denen z.B. Maßnahmen zum Schutz vor Stickstoffemissionen oder zur Behebung von eingetretenen Umweltschäden aufgrund von Stickstoffemissionen finanziert werden können, vielmehr gehen von jeder Steuer und Abgabe – ob vom Gesetzgeber beabsichtigt oder nicht – auch Lenkungswirkungen aus, da ein ökonomisches Interesse bei Bürger*innen und Unternehmen besteht, die Zahllasten und damit Kosten bzw. Einkommensverluste möglichst gering zu halten (vgl. BVerfG Urt. v. 1.4.1971 – 1 BvL 22/67, BVerfGE 31, S. 8 (23); Gawel 2001 ff.). Abgaben und Steuern werden daher von Umweltökonomern als sinnvolle instrumentelle Ergänzungen zu ordnungsrechtlichen Vorgaben und beihilferechtlichen Auflagen angesehen, um insgesamt ein höheres Umweltschutzniveau zu erreichen (vgl. Endres 2013, S. 107 ff.; Ring/Schröter-Schlaack 2011).

Hierzu können die Steuer-/Abgabenadressaten zum einen soweit wie möglich die Erfüllung des Steuer-/Abgabentatbestand vermeiden (Vermeidungswirkung) oder zum anderen die Last auf Dritte (z.B. Käufer von ihren Produkten) überwälzen, wodurch bei diesen ein Vermeidungsinteresse hervorgerufen wird. Die Überwälzung ist zulässig (vgl. BVerfG, Beschl. v. 4.02.2009 – BvL 8/05, BVerfGE 123, 1 (36 f.)) und bei Verbrauchsteuern nach dem BVerfG auch ein Wesensmerkmal (vgl. BVerfG, Beschl. v. 13.4.2017 – 2 BvL 6/13). Das BVerfG und andere Gerichte sehen es dabei als zulässig an, dass der Gesetzgeber gezielt mit Steuern (z.B. BVerfG Urt. v. 07.05.1998 – 2 BvR 1991/95 u.a., BVerfGE 98, 106 (118)) oder nichtsteuerlichen Abgaben (z.B. BVerfG, Beschl. v. 20.1.2010 – 1 BvR 1801/07, NVwZ 2010, 831) lenkende Wirkung erreichen will. Entscheidend ist, dass die Abgabe legitime Lenkungsziele verfolgt (BVerfG, Beschl. v. 20.1.2010 – 1 BvR 1801/07, NVwZ 2010, 831 Rn. 21, 23). Hierzu gehören auch ökologische Lenkungsziele, wie z.B. der sparsamere Umgang mit natürlichen Ressourcen, den das BVerfG schon in mehreren Entscheidungen als zulässig anerkannt hat, da sie den

gesetzgeberischen Umweltzielen dienen (BVerfG, Beschl. v. 20.1.2010 – 1 BvR 1801/07, NVwZ 2010, 831 Rn. 21, 31).

Damit besteht die Möglichkeit das Bund, Länder oder Kommunen im Rahmen ihrer Kompetenzen Stickstoff, Stickstoffemissionen oder Tätigkeiten, welche Stickstoffemissionen hervorrufen, mit einer Steuer oder Abgabe zu belasten, um Einnahmen für Umweltschutz- oder für Schadensbehebungsmaßnahmen zu generieren sowie die entsprechenden Tätigkeiten und insbesondere Emissionen zu verringern (Möckel 2017). Bisher werden diese Möglichkeiten nur teilweise genutzt.

So werden Düngemittel auf der Ebene der Hersteller und Händler mit der Umsatzsteuer gemäß dem Umsatzsteuergesetz (UStG) belastet, wobei sie die Steuer ausdrücklich auf die Käufer abwälzen müssen. Abnehmende landwirtschaftliche Betriebe und andere professionelle Anwender bekommen diese übergewälzte Steuer allerdings im Rahmen des Vorsteuerabzugs wieder vom Finanzamt erstattet, dass nur private Anwender mit ihrer Düngung im Haus- und Gartenbereich die Umsatzsteuerlast auf Düngemittel tragen müssen. Eine besondere Besteuerung von Düngemitteln oder eine Abgabe auf Stickstoffüberschüsse besteht gegenwärtig in Deutschland nicht, auch wenn entsprechende Vorschläge schon vorliegen (vgl. Möckel 2017).

Bei Biokraftstoffen, welche die besonderen Nachhaltigkeitskriterien von Art. 7b Abs. 1 Biokraftstoff-RL 2009/30 bzw. §§ 3-8 Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV) erhalten eine steuerliche Vergünstigung nach § 50 EnergieStG.

Im Ergebnis werden Abgaben und Steuern zur Reduzierung der Stickstoffimmissionen und zur Kostenanlastung verbleibender Stickstoffemissionen in Deutschland bisher mit Ausnahme der Energiesteuer nicht genutzt.

9 Anhang B

Überblick über die betrachteten Maßnahmen, fett hervorgehoben solche Maßnahmen, die in das Maßnahmenpaket aufgenommen wurden. Die Maßnahmenliste wurde dem UBA in Form eines Excel-Tools übergeben.

Instrument	Maßnahme	Bereich	Sektor
Abgabe	Einführung einer City Maut in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern	Verkehr	Pkw-Verkehr
Förderung	Erlass der Mehrwertsteuer beim Kauf von Elektrofahrzeugen	Verkehr	Pkw-Verkehr
Abgabe	Finanzierung von NOx-Reduktionsmaßnahmen durch Einzahlung in einen Fonds	Verkehr	Schiffsverkehr
Abgabe	Einführung von Schadstoffabhängigen Start- und Landeentgelten im Flugverkehr	Verkehr	Flugverkehr
Ordnungsrecht	Fahrverbote für Diesel-Pkw in Innenstädten mit mehr als 500.000 Einwohnern	Verkehr	Pkw-Verkehr
Abgabe	Einführung eines flächendeckenden Parkraummanagements in Innenstädten in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern	Verkehr	Pkw-Verkehr
Subventionsabbau	Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel	Verkehr	Pkw-Verkehr
Subventionsabbau	Abschaffung der Entfernungspauschale	Verkehr	Pkw-Verkehr
Steuer	Erhebung der MwSt. auf internationalen Flügen	Verkehr	Flugverkehr
Steuer	Erhebung einer Kerosinsteuer	Verkehr	Flugverkehr
Abgabe	Einführung von emissionsabhängigen Trassenpreisen im Schienenverkehr	Verkehr	Schienenverkehr
Subventionsabbau	Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Schiffsdiesel	Verkehr	Schiffsverkehr

Instrument	Maßnahme	Bereich	Sektor
Ordnungsrecht	Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km/h	Verkehr	Pkw-Verkehr
Ordnungsrecht	Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesstraßen auf 80 km/h	Verkehr	Pkw-Verkehr
Ordnungsrecht	Einführung von Tempo 30 als Regelgeschwindigkeit in Städten	Verkehr	Pkw-Verkehr
Förderung	Fortschreibung der finanziellen Förderung von Hybrid bzw. Elektrobussen im ÖPNV	Verkehr	ÖPNV
Förderung	Angleichung der Ermäßigung für Elektrobusse bei der EEG-Umlage an die Sätze für Schienenbahnen	Verkehr	ÖPNV
Förderung	Fortschreibung der Förderung zur Hardware-Nachrüstung von Diesel-Bussen	Verkehr	Busverkehr
Steuer	Fortschreibung der CO ₂ -Grenzwerte für Pkw	Verkehr	Pkw-Verkehr
Ordnungsrecht	Fortschreibung der in Umweltzonen nicht zum Betrieb zugelassenen Fahrzeuge	Verkehr	Pkw-Verkehr
Ordnungsrecht	Hardwarenachrüstung für Diesel-Pkw	Verkehr	Pkw-Verkehr
Abgabe	Einführung einer Bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut	Verkehr	Pkw-Verkehr
Förderung	Förderung und Ausweitung von Car-Sharing-Angeboten	Verkehr	Pkw-Verkehr
Förderung	Förderung und Ausweitung von Car-Sharing-Angeboten	Verkehr	Pkw-Verkehr
Förderung	Reduktion der Mehrwertsteuer des Schienenpersonenverkehrs	Verkehr	Schienenverkehr
Subventionsabbau	Reform des Dienstwagenprivilegs	Verkehr	Pkw-Verkehr
Subventionsabbau	Abbau der Energiesteuerbegünstigung von Maschinen und Fahrzeugen an Seehäfen	Verkehr	Schiffsverkehr

Instrument	Maßnahme	Bereich	Sektor
Steuer	Differenzierung der Luftverkehrssteuer	Verkehr	Flugverkehr
Abgabe	Ausweitung der Lkw-Maut	Verkehr	Lkw-Verkehr, Busverkehr
Förderung	Förderprogramm für emissionsarme Lokomotiven und Triebwagen	Verkehr	Schienenverkehr
Förderung	Einführung einer Pkw-Ausstiegsprämie	Verkehr	Pkw-Verkehr
Steuer	Einführung einer Steuer auf NOx-Emissionen aus energieerzeugenden Industrieanlagen	Industrie/Energiewirtschaft	Energieerzeugende Anlagen
Subventionsabbau	Abschaffung der Energie- und Stromsteuerentlastung für produzierendes Gewerbe	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Subventionsabbau	Abschaffung Spitzenausgleich der Ökosteuer für produzierendes Gewerbe	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Subventionsabbau	Abschaffung der Steuerausnahmen für bestimmte energieintensive Prozesse und Verfahren	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Subventionsabbau	Abschaffung der Strompreiskompensation für stromintensive Unternehmen	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Subventionsabbau	Abschaffung der EEG-Ausnahmen für verarbeitendes Gewerbe und Bergbau	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Subventionsabbau	Abschaffung des EEG-Eigenstromprivilegs der Industrie	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Subventionsabbau	Abschaffung der Begünstigungen der energieintensiven Industrie bei Stromnetzentgelten	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Subventionsabbau	Abschaffung der Privilegierung von Sondervertragskunden bei der Konzessionsabgabe für Strom und Gas	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe

Instrument	Maßnahme	Bereich	Sektor
Subventionsabbau	Angleichung der Sätze für Gewerbe und energieintensive Industrie bei der KWK-Umlage	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Ordnungsrecht	44. BImSchV	Industrie/Energiewirtschaft	Energieerzeugende Anlagen
Ordnungsrecht	Einsatz sekundärer Minderungstechniken im Bereich der Wärmeöfen der Walzwerke und der Sinteranlagen	Industrie/Energiewirtschaft	Produzierendes Gewerbe
Ordnungsrecht	Nationale Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen EU 2017/1442 für den Einsatz von Heizöl und Erdgas in Gasturbinen entsprechend des unteren Wertes der zugelassenen Bandbreite für GuD-Anlagen	Industrie/Energiewirtschaft	Energieerzeugende Anlagen
Ordnungsrecht	Einsatz von saurem Wäscher in Anlagen zur Bioabfallbehandlung	Haushalte/Kläranlagen/Oberflächenablauf	Bioabfallbehandlung
Ordnungsrecht	Verpflichtung zur Stickstoffrückgewinnung in Kläranlagen	Haushalte/Kläranlagen/Oberflächenablauf	Kläranlagen
Abgabe	Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe	Landwirtschaft	Landwirtschaftliche Betriebe
Steuer	Einführung einer Steuer auf synthetische Düngemittel	Landwirtschaft	Landwirtschaftliche Betriebe
Ordnungsrecht	Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung	Landwirtschaft	Nutztierhaltung
Subventionsabbau	Anpassung des Mehrwertsteuersatzes für Fleisch- und Milchprodukte auf 19%	Landwirtschaft	Verbraucher
Förderung	Erhöhung der Ökolandbauförderung	Landwirtschaft	Verbraucher
Ordnungsrecht	Genehmigungspflicht für kleine und mittlere Tierhaltungs- und Biogasanlagen und Lagerstätten für Gülle und Dung	Landwirtschaft	Ställe, Biogasanlagen

Instrument	Maßnahme	Bereich	Sektor
Ordnungsrecht	Verpflichtende Einführung systemintegrierter Maßnahmen im Rahmen von Genehmigungsverfahren einzelner Anlagen im IED-Bereich	Landwirtschaft	Ställe, Gülle-/Dunglager
Ordnungsrecht	Verpflichtende Einführung von Abluftreinigungstechnik nur für Tierhaltungsanlagen, die nach BImSchG genehmigungspflichtig sind gemäß dem aktuellen TA Luftentwurf	Landwirtschaft	Ställe
Ordnungsrecht	Strengere Stoffstrombilanzobergrenzen in Stoffstrombilanzierungsverordnung	Landwirtschaft	Landwirtschaftliche Betriebe
Förderung	Förderung von Präzisionslandbau	Landwirtschaft	Düngeraufbringung
Förderung/Beratung	Förderung von CULTAN-Düngung	Landwirtschaft	Landwirtschaftliche Betriebe
Förderung/Beratung	Förderung von Nitrifikationsinhibitoren	Landwirtschaft	Düngeraufbringung
Ordnungsrecht	Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Schweine und Geflügel	Landwirtschaft	Nutztierhaltung
Ordnungsrecht	Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Rinder	Landwirtschaft	Nutztierhaltung
Ordnungsrecht	Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung	Landwirtschaft	Gülle-/Dunglager
Ordnungsrecht	Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger	Landwirtschaft	Düngeraufbringung
Ordnungsrecht	Flächenscharfes Umbruchsverbot von Dauergrünland	Landwirtschaft	Bodenbearbeitung
Förderung	Förderprogramm zur Umwandlung von Ackerland in Grünland auf Mineralböden mit hohen Kohlenstoffvorräten im Rahmen von Agrar-Umwelt-Maßnahmen	Landwirtschaft	Bodenbearbeitung
Ordnungsrecht	Erlaubnispflicht für gewöhnliche Entwässerung im WHG	Landwirtschaft	Bodenbearbeitung

Instrument	Maßnahme	Bereich	Sektor
Förderung	Förderung der Wiedervernässung von Mooren und PaludikulturenPaludiulturen	Landwirtschaft	Bodenbearbeitung
Förderung	Förderung von (Wieder)Aufforstungsmaßnahmen	Landwirtschaft	Bodenbearbeitung
Förderung	Förderung von Biogasanlagen mit einem Mindestanteil an Gülle im Rahmen des EEG	Landwirtschaft	Biogasanlagen
Ordnungsrecht	Verpflichtung zur energetischen Verwertung von Gülle für landwirtschaftliche Betriebe ab 200 GV	Landwirtschaft	Biogasanlagen
Subventionsabbau	Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Agrardiesel	Landwirtschaft	Landmaschinen
Ordnungsrecht	Umsetzen der BVT-Schlussfolgerung des BVT-Merkblattes Intensivhaltung von Geflügel und Schweinen	Landwirtschaft	Tierhaltung / Biogasanlagen
Ordnungsrecht	Flächendeckende Gewässerrandstreifen	Landwirtschaft	Düngeraufbringung, Bodenbearbeitung
Ordnungsrecht	Geschwindigkeitsreduktion (Slow Streaming) bei Seeschiffen	Verkehr	Schiffsverkehr
Förderung	Förderprogramm für Investitionen in den Neubau oder die Nachrüstung von Schiffen mit LNG-Antrieb	Verkehr	Schiffsverkehr
Ordnungsrecht	Verpflichtung zur Nutzung von Landstrom	Verkehr	Schiffsverkehr
Förderung	Förderung von Infrastruktur für Landstromanbindung	Verkehr	Schiffsverkehr
Förderung	Investitionsförderung für Nach- und Umrüstung von Schiffsmotoren	Verkehr	Schiffsverkehr
Förderung	Abwrackprämie für alte Trockenfrachtschiffe	Verkehr	Schiffsverkehr
Förderung	Reduzierung des Mehrwertsteuersatzes für Gütertransport auf der Schiene	Verkehr	Schienenverkehr
Förderung	365 Euro für 365 Tage ÖPNV	Verkehr	ÖPNV

10 Anhang C

Steckbriefe der ausgewählten Maßnahmen

10.1 Wichtigste Eckdaten zur Maßnahmenbewertung

Die wichtigsten Annahmen zur Maßnahmenbewertung sind in den folgenden Abschnitten zusammengefasst (für weiterführende Informationen zur Methodik der Maßnahmenbewertung siehe Kapitel 2.1.2).

10.1.1 Umgang mit Abgaben und Steuern

Viele der untersuchten Maßnahmen bewirken eine Verhaltensänderung über eine Veränderung der (relativen) Preise, indem Abgaben eingeführt, Steuerern erhöht oder Steuervergünstigungen aufgehoben werden. Um die Vergleichbarkeit zwischen den verschiedenen Maßnahmen sicherzustellen, werden die Vermeidungskosten der einzelnen Maßnahmen unter folgenden Annahmen quantifiziert:

- **Abgaben und Steuererhöhung:** Ziel einer ökologisch motivierten Abgabe oder Steuererhöhung ist die Internalisierung externer Kosten und Lenkungswirkung und nicht eine Zunahme der Steuereinnahmen des Staates. Wenn der Staat eine Abgabe bzw. Steuer erhöht oder einführt, ergeben sich Mehreinnahmen für den Staat. Wenn durch eine untersuchte Maßnahme die staatlichen Aufgaben jedoch nicht verändert werden, dann unterstellen wir bei der Analyse der Kosten der Maßnahme, dass die Mehreinnahmen über eine allgemeine Steuersenkung an die Haushalte und Betriebe rückverteilt werden. Neue Abgaben/Steuern verursachen bei den betroffenen Betrieben und/oder den Haushalten Mehrkosten: die betriebswirtschaftlichen Vermeidungskosten. In der gesamtwirtschaftlichen Sicht entstehen aber – abgesehen von den operativen Umsetzungskosten der Maßnahme - keine volkswirtschaftlichen Kosten, wenn die zusätzlichen Erträge aus einer Maßnahme wieder an alle Haushalte und Betriebe rückverteilt werden.
- **Steuersenkungen:** Umgekehrt verringert eine Steuersenkung die staatlichen Einnahmen, die staatlichen Aufgaben bleiben jedoch unverändert. Bei der Bewertung der Maßnahmen gehen wir deshalb in diesen Fällen davon aus, dass die geringeren Einnahmen über eine allgemeine Steuererhöhung ausgeglichen werden. Damit reichen die finanziellen Mittel des Staates wieder aus zur Finanzierung der Summe aller bisherigen staatlichen Aufgaben. Die Vermeidungskosten von Maßnahmen mit implizierter Steuersenkung (Aufhebung Steuererlass für xy) werden somit auf alle Haushalte bzw. Betriebe überwälzt. Daher führt eine Maßnahme mit Steuersenkung für einzelne Zielgruppen über die allgemeine Steuererhöhung zu Mehrkosten bei allen anderen Betrieben bzw. Haushalten.

10.1.2 Anrechnung von Vermeidungs- und Umsetzungskosten

Der Nutzen der Maßnahmen zur Stickstoffminderung beschränkt sich in vielen Fällen nicht nur auf die Reduktion von Stickstoff, sondern umfasst auch weitere Aspekte (z.B. Reduktion weiterer Luftschadstoffe und Treibhausgase, Reduktion des Unfallrisikos im Straßenverkehr, etc.). Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten der Maßnahmen wären somit nicht vollumfänglich der Stickstoffreduktion zuzuschreiben.

In der vorliegenden Studie wird dieser Aspekt bei der quantitativen Bewertung der Effizienz vernachlässigt. Die Umsetzungs- und Vermeidungskosten einer Maßnahme werden bei der Berechnung der Effizienz vollumfänglich der Stickstoffreduktion angerechnet. Damit werden die Kosten tendenziell überschätzt. Bei Maßnahmen mit starken Synergien in anderen Umweltbereichen oder weiteren Politikbereichen wird damit die Effizienz stark unterschätzt.

Der nicht-stickstoffbezogene Nutzen der Maßnahmen wird unter dem Kriterium „Synergien und Zielkonflikte“ qualitativ beurteilt.

10.1.3 Überwälzung von Kosten auf Konsumenten

Maßnahmen zur Stickstoffreduktion haben teilweise steigende Produktionskosten für Betriebe zur Folge. Diese Kosten werden entweder von den Betrieben selbst getragen, oder können (vollständig oder teilweise) auf die Konsumenten übertragen werden. Sofern in den zugrundeliegenden Datenquellen dazu keine konkreten Angaben vorliegen, wird angenommen, dass die Kosten teilweise auf die Konsumenten überwälzt werden. Da für die vorliegende Studie die Gesamtkosten für Betriebe, Haushalte und den Staat in der Summe ausgewiesen werden, wirkt sich diese Annahme nicht auf die Bewertung der Kosten aus, sondern nur auf die Akzeptanz der betroffenen Akteure.

10.1.4 Umgang mit fehlenden Daten

Die Maßnahmenbewertung stützt sich hauptsächlich auf bestehende Bewertungsergebnisse aus wissenschaftlichen Publikationen, graue Literatur sowie Erkenntnissen aus anderen europäischen Ländern. Maßnahmen, die anhand der verfügbaren Literatur nicht quantitativ bewertet werden konnten, wurden anhand von eigenen, groben Abschätzungen in eine Kategorie eingeordnet. Diese Einschätzungen wurden von den zuständigen Fachstellen des UBA und des BMU im Rahmen verschiedener Stellungnahmen überprüft und entsprechend überarbeitet.

10.1.5 Stand des Maßnahmeninventars

Die hier vorgeschlagenen Maßnahmen basieren auf dem Stand per 30. Juni 2019, dem Redaktionsschluss dieses Vorhabens. Seither wurden einzelne Maßnahmen bereits beschlossen und gehören damit streng genommen bereits zum Referenzszenario. Da sich dadurch gleichzeitig auch die Ziellücke verringert, hätte dies keine weiteren Änderungen an den hier vorgeschlagenen Maßnahmen zur Folge.

10.2 Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe

Maßnahme	
L1	Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe
Ziel	Instrument
Reduktion von Stickstoff-Überschüssen in der Landwirtschaft	Abgabe
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Ammoniak (NH ₃), Lachgas (N ₂ O), Ammonium/Nitrat (NH ₄ ⁺ / NO ₃ ⁻)	Inland national
Beschreibung	

Gegenstand einer Stickstoffüberschussabgabe kann die überschüssige Menge Stickstoff in Kilogramm entsprechend der betrieblichen Stoffstrombilanzierung nach StoffBilV oder je betrieblicher landwirtschaftlicher Nutzfläche in Hektar (kg/ha) sein. Der Überschuss ergibt sich aus der Differenz der Stickstoffzufuhr und –abfuhr auf Betriebsebene. Dafür muss bilanziert werden, wieviel Stickstoff innerhalb eines Betriebes zugeführt wurde (durch Düngemittel, Futtermittel, Saatgut, Nutztiere und Leguminosen sowie außerlandwirtschaftliche Deposition) und wieviel Stickstoff abgegeben wurde (durch die Weitergabe oder den Verkauf von Marktfrüchten, Wirtschaftsdünger, Futtermittel, Saatgut und Nutztieren). Abgabepflichtig wäre der jeweilige landwirtschaftliche oder tierhaltende Betrieb.

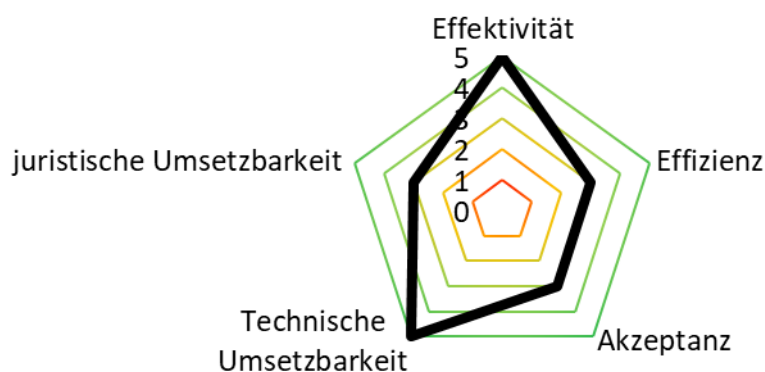
Grundlage für die Erhebung der Abgabe auf Stickstoffüberschüsse sind die im Rahmen der düngerechtlichen Vorgaben erhobenen Daten, insbesondere zur Stickstoffzufuhr und –abfuhr im Betrieb. Die Abgabe sollte in Form einer Finanzierungsabgabe gestaltet werden, mit dem Zweck der Finanzierung von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen und -auswirkungen in die Umwelt zu finanzieren (Internalisierungs- und Finanzierungszweck) sowie der Setzung von Anreizen zur möglichst weitgehenden Reduktion der Stickstoffüberschüsse (Lenkungszweck) (Möckel 2017).

Beträgt der Abgabesatz $t = 1$ Euro pro Kilogramm Stickstoffüberschuss je Hektar und Jahr, würde hieraus bei einem Überschuss von 50 kg Stickstoff je ha/a eine Zahllast von 50 Euro resultieren und sich der durchschnittliche Gewinn um 7,3 Prozent verringern (Möckel 2017).

Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen:

- Abgabe auf Stickstoffüberschüsse, die bundesweit für alle nach StoffBilV bilanzierungspflichtigen landwirtschaftlichen Betriebe eingeführt wird und deren Abgabesatz 1 EUR/ha/Jahr beträgt

Sektor	Branche
Landwirtschaft	Landwirtschaftliche Betriebe
Eintragsmedium	
Gewässer, Luft, Böden	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert



Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Stickstoffüberschussabgabe ist ein übergeordnetes Instrument, welches Anreize zur Umsetzung verschiedener Emissionsminderungsmaßnahmen setzt (z.B. effizientere Düngung, N-Reduzierte Fütterung, Gülleseparierung), welche den Stickstoff-Einsatz pro Fläche reduzieren.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Es gibt Synergien innerhalb verschiedener Bereiche des Umweltschutzes (Gewässer-, Boden-, Klimaschutz, Luft und Biodiversität).
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Vermeintlich könnte es Zielkonflikte mit einer pauschalen Abgabe auf Mineraldünger geben, aber letztere würde am effizientesten auf Herstellungsunternehmensebene erhoben werden, so dass der höhere Preis für Mineraldünger schon ins Kalkül der landwirtschaftlichen Betriebsebene eingeht und der potenzielle Konflikt auf diese Weise gelöst werden kann. Eine Stickstoff-Überschussabgabe hat eine höhere Zielgenauigkeit, ist jedoch auch mit einem höheren administrativen Aufwand verbunden.

Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme hat höhere Kosten für die landwirtschaftliche Produktion und schwächt daher die internationale Wettbewerbsfähigkeit der Landwirtschaftsbetriebe, die überdurchschnittliche N-Überschüsse haben. Aber genau das ist ja auch das Ziel der Abgabe, insofern profitieren gerade diejenigen Betriebe von höherer Wettbewerbsfähigkeit, die besonders effizient und kostengünstig wirtschaften.	
Verlagerung ins Ausland	Bei hoher Preissteigerung landwirtschaftlicher Produkte ist mit einem Rückgang des inländischen Konsums zugunsten von Importprodukten zu rechnen, allerdings dürften hohe Preissteigerungen allenfalls in einem geringen Umfang stattfinden und viele andere Faktoren die Preisbildung beeinflussen, so dass dieses Szenario eher unwahrscheinlich ist.	
Rechtliche Beurteilung		
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen	
Vorschlag ist rechtskonform ausgestaltbar.	siehe Instrumente	
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung	
siehe Maßnahme	Bund	
SMART-Kriterien		
Potenziell erfüllbar		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen	
Voraussichtlich überwindbare Hindernisse	Finanzierungssonderabgabe	
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
sehr hoch (<-25 kt N)	Um die Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft zu verringern, soll eine Stickstoffüberschussabgabe auf die überschüssige Menge Stickstoff bezogen auf die betriebliche landwirtschaftliche Nutzfläche eingeführt werden. Ein Überschuss bis zu einem gewissen Grenzwert (kg N-Überschuss pro ha) soll erlaubt sein, darüber hinaus eine Abgabe (Steuer) erhoben werden. Die Abgabe soll für alle Bereiche der Landwirtschaft gelten, unabhängig von der Viehdichte. Eine mögliche Preiserhöhung bei landwirtschaftlichen Produkten hängt von der erzielten Lenkungswirkung, der Höhe der Stickstoff-Überschüsse, der Höhe der Abgabe sowie der Überwälzbarkeit der Kosten (und damit also von der Marktsituation) ab. Es ist davon auszugehen, dass sowohl eine Lenkungswirkung als auch eine Preissteigerung bei landwirtschaftlichen Produkten eintritt. Die Preissteigerung hat eine Reduktion der Nachfrage dieser Produkte zur Folge. Zur Quantifizierung der Effektivität wird eine Reduktion der Stickstoffüberschüsse um 10% angenommen (S. Buschmann & Meyer 2013).	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
sehr hoch (> 100 Mio. EUR)	mittel (5 bis 10 Mio. EUR)	mittel (50 bis -50 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		

Mit der Erhebung der Abgabe auf Stickstoffüberschüsse werden Anreize gesetzt, die Stickstoffemissionen aus landwirtschaftlichen Prozessen zu reduzieren. Die Vermeidungskosten dieser Maßnahme fallen größtenteils bei den Landwirtschaftsbetrieben an. Zudem fällt bei den Betrieben der Aufwand für die Bilanzierung an, wobei dieser Aufwand ordnungsrechtlich ohnehin für viele Betriebe verpflichtend ist, sodass er nicht gänzlich der Überschussabgabe zugerechnet werden kann. Die Haushalte sind mit einer Preiserhöhung bei Fleischprodukten konfrontiert und tragen damit ebenfalls einen Teil der Vermeidungskosten. Gemäß Buschmann & Meyer 2013 liegt die durchschnittliche Preiserhöhung bei 0,5 Euro pro kg Rindfleisch und bei 0,2 Euro pro kg Schweinefleisch, wenn die Stickstoffüberschussabgabe bei 2 Euro pro kg N und Hektar liegt. Bei einem Abgabesatz von 1 EUR/kg N und ha ist die Preiserhöhung somit vernachlässigbar. Für die Berechnung wird angenommen, dass die Abgabe an die Betriebe und Haushalte rückverteilt wird (siehe Anhang C 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Der Umsetzungsaufwand der Stickstoffüberschussabgabe ist mittelhoch.

Akzeptanz

Mittel	Die wissenschaftlichen Beiräte des BMEL halten ein solches System für Deutschland im Vergleich zum Nutzen für zu teuer. Allerdings ergibt sich eine stark veränderte Einschätzung, weil dieser administrative Aufwand aufgrund geänderter düngerechtlicher Vorgaben bereits umgesetzt ist bzw. umgesetzt wird, so dass er nicht vollumfänglich der möglichen Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe zugerechnet werden kann. Bei den landwirtschaftlichen Betrieben mit hohen Stickstoffüberschüssen ist, trotz vorgesehener Mehreinnahmen bei den Marktprodukten von einer geringen Akzeptanz auszugehen. Gesamthaft ist von einer mittleren Akzeptanz auszugehen. Es findet insbesondere bei Betrieben mit unterdurchschnittlichen Überschüssen hohe Akzeptanz, da ihre Wettbewerbsfähigkeit gestärkt wird.
--------	--

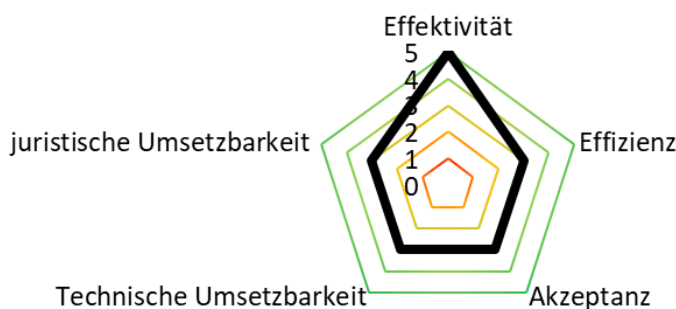
Technische Umsetzbarkeit

Hoch	Die Maßnahme ist technisch einfach umsetzbar (Abgabenberechnungen aufgrund von Betriebsbuchhaltungen) und die notwendigen technischen Maßnahmen zur Emissionsminderung sind verfügbar und in der Praxis erprobt.
------	--

10.3 Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Maßnahme		
L2	Verpflichtende Vorgaben zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	
Ziel		Instrument
Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern		Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung		Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Ammoniak (NH ₃), Lachgas (N ₂ O), sonstige Stickstoffoxide, Ammonium/Nitrat (NH ₄ ⁺ / NO ₃ ⁻)		Inland national
Beschreibung		
Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen⁵⁵: • Verkürzung der Einarbeitungszeit auf <1 h für flüssige Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche, Gärreste) sowie Festmist (Rinder, Schweine, Geflügel) auf unbestelltem Ackerland • Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenes Ackerland und Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Neutralisation		

⁵⁵ Einzelne der hier vorgeschlagenen Maßnahmen bzw. Teile derer sind mittlerweile bereits Bestandteil der nach dem 30. Juni 2019 im Rahmen der Düngeverordnung beschlossenen Maßnahmen und gehören damit streng genommen bereits zum Referenzszenario. Da im Projektverlauf jedoch ein Redaktionsschluss für die Maßnahmenbewertung bereits vor dem 30. Juni 2019 gelegt wurde, werden sie weiterhin im Maßnahmenkatalog und nicht im Referenzszenario geführt.

- Zusätzliche Verlängerung der Sperrfristen zur Ausbringung von organischen Wirtschaftsdüngern (generelles Ausbringungsverbot vom 15. September bis 1. März⁵⁶) - Unterlassung der N-Düngung in Fahrspuren⁵⁷	
Sektor	Branche
Landwirtschaft	Düngeraufbringung
Eintragsmedium	
Gewässer, Luft, Böden	
Land	Status
Deutschland	enthalten in NLRP, DüV-Novelle etc. (?)
	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Maßnahme hat Synergien zur Maßnahme der verpflichtenden Vorgaben zur Lagerung von Wirtschaftsdüngern, da diese Maßnahme ebenfalls eine Erweiterung der Lagerkapazitäten für Düngerlager umfasst. Bei gleichzeitiger Umsetzung beider Maßnahmen halbieren sich daher die Kosten der Erweiterung der Lagerkapazitäten.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Luftreinhaltung, Geruchsbelästigung
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Keine
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Keine
Verlagerung ins Ausland	Die Maßnahme hat Mehrkosten für die Betriebe zur Folge. Daher kann die Maßnahme dazu führen, dass die Preise der inländischen Fleischproduktion ansteigen werden. Auf Grund des verpflichtenden Charakters wird angenommen, dass das Risiko für die Konsumenten wegen höherer Kosten als bei L1 größer ist. Dies hätte eine steigende Nachfrage nach Fleischimporten zur Folge und wäre entsprechend mit einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland verbunden.
Rechtliche Beurteilung	

⁵⁶ Eckpunkte für die Weiterentwicklung des Landwirtschaftsrechts zum Schutz des Grundwassers (https://www.lawa.de/documents/eckpunktepapierlandwirtschaftsrecht_1552302382.pdf)

⁵⁷ Thünen Sonderheft 361: Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor (https://www.thuenen.de/media/publikationen/landbauforschung-sonderhefte/lbf_sh361.pdf)

Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)		Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
u.a. Art. 1-20a, 71-74 GG		Novellierung DüV
Rechtsfolge		Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
siehe Maßnahme		Bund (ergänzend für z.B. Schutzgebietsflächen die Länder)
SMART-Kriterien		
Potenziell erfüllbar		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)		Erläuterungen und Quellen
Voraussichtlich überwindbare Hindernisse		Konkrete Anforderungen müssen Verhältnismäßigkeitsgrundsatz beachten
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
sehr hoch (<-25 kt N)	Emissionsarme Ausbringungstechniken reduzieren die Ammoniakemissionen gegenüber dem Referenzverfahren um 30% bei Schweinegülle und 20% bei Rindergülle (Schleppschlauch), um 50% bei Schweinegülle und 40% bei Rindergülle (Schleppschuh), bis 60% bei Rinder- und Schweinegülle (Schlitzdrillverfahren) (UNECE 2014; Döhler et al. 2011). Die Minderungszahlen sind bei anderen Verfahren (z.B. Güllegrubber, Ansäuerung der Gülle bei der Ausbringung) deutlich höher. Die Ammoniakemissionsreduktion der Maßnahmen zur Optimierung der Ausbringung von Wirtschaftsdünger werden im nationalen Luftreinhalteprogramm mit 76 kt NH₃ beziffert. Die Reduktionswirkung der Teilmaßnahmen gemäß dem NLRP beträgt: • Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf bestelltem Acker und Grünland nur mit Injektions-/Schlitztechniken bzw. Neutralisation durch Säurezugabe: -48 kt NH₃ • Kein Einsatz von Breitverteilern auf unbestelltem Ackerland: -6 kt NH₃ • Sofortige Einarbeitung (< 1 h) flüssiger Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland: -6 kt NH₃ • Sofortige Einarbeitung (< 1 h) fester Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland: -16 kt NH₃ Ohne gleichzeitige Umsetzung von Maßnahmen zur Reduktion des reaktiven Stickstoffs im Wirtschaftsdünger (z.B. durch N-reduzierte Fütterung) oder eine angepasste Düngeplanung hat die Maßnahme hauptsächlich eine Verlagerung des reaktiven Stickstoffs von der Atmosphäre in Böden und Gewässer zur Folge. Es wird daher ein Verlagerungseffekt von 50 % angenommen. Die Effektivität der Unterlassung der N-Düngung in Fahrspuren wird als sehr gering eingestuft.	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat		Umsetzungskosten
Effizienz		
hoch (10 bis 100 Mio. EUR)		sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)
		mittel (50 bis - 50 EUR/kg N)

Erläuterungen und Quellen	
Die Vermeidungskosten der emissionsarmen Ausbringungstechniken (Schleppschlauch, Schlitzdrillverfahren, Schleppschuh) betragen zwischen -0,5 Euro pro kg NH₃ und 2 Euro pro kg NH₃-N (UNECE 2014). Zur Quantifizierung der Vermeidungskosten emissionsarmer Ausbringungstechniken wird ein durchschnittlicher Kostensatz von 0,5 EUR/kg NH₃-N angenommen. Die Verlängerung der Sperrfrist erfordert gleichzeitig eine Vergrößerung der Lagerkapazitäten. Die Vermeidungskosten einer Erhöhung der Lagerkapazität auf 9 Monate wird auf 1,4 bis 3,6 EUR/kg N beziffert (Holsten et al. 2012). Dabei wird einerseits der Bau der Güllelager und andererseits die Reduktion der Düngerkosten berücksichtigt. Zu den Mehrkosten der Verkürzung der Einarbeitungszeit aufgrund des zusätzlichen logistischen Aufwands (z.B. zusätzliche Arbeitskräfte, die die Einarbeitung durchführen) sind keine Daten verfügbar und daher werden sie bei der Bewertung der Vermeidungskosten nicht berücksichtigt. Die gesamthaften Vermeidungskosten der Maßnahme werden über einen durchschnittlichen Kostensatz von 2 EUR/kg N angenommen. Es wird angenommen, dass ein Teil der Kosten auf die Konsumenten überwältzt werden können. Die Umsetzung erfolgt über verpflichtende Regelungen. Daher erfordert die Umsetzung der Maßnahme nur eine Anpassung der entsprechenden rechtlichen Regelungen. Die Umsetzungskosten der Maßnahme sind daher gering.	
Akzeptanz	
mittel	Die Vermeidungskosten fallen mehrheitlich bei den Tierhaltungsbetrieben und bei Ackerbaubetrieben an, die Wirtschaftsdünger aufnehmen und ausbringen. Ein Teil der Kosten kann auf die Konsumenten überwältzt werden. Gesamthaft ist von einer mittleren Akzeptanz auszugehen.
Technische Umsetzbarkeit	
mittel	Die Maßnahme erfordert technische Umstellungen bei allen Landwirtschaftsbetrieben, die Wirtschaftsdünger ausbringen. Technologien für eine emissionsarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger sind verfügbar und in der Praxis erprobt. Daher ist von einer mittleren technischen Umsetzbarkeit auszugehen.

10.4 Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung

Maßnahme	
L3	Einführung einer Flächenbindung in der Nutztierhaltung
Ziel	Instrument
Reduktion des Tierbestandes	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Ammoniak (NH ₃), Lachgas (N ₂ O), Ammonium/Nitrat (NH ₄ ⁺ / NO ₃)	Inland national
Beschreibung	

Negative Umwelteffekte der Tierhaltung zeigen sich vor allem in Regionen mit hoher Viehdichte, sodass eine Maßnahme zur Emissions-Reduktion eine räumliche Entzerrung und Reduktion der Tierbestände in gegenwärtigen Ballungsregionen darstellt. Entsprechend dem niederländischen Modell kann so die Tierhaltung an die Fläche gebunden und regionale Bestandsobergrenzen eingeführt werden (WD 2017). Durch eine solche Flächenbindung kann die regionale Nutzung organischer Düngemittel vor Ort ohne großen Transportaufwand sowie der Abbau von lokalen Nährstoffüberschüssen durch Aufbereitung von Wirtschaftsdünger und Verbringung von Regionen mit hohen Überschüssen in Regionen mit Aufnahmekapazität für organische Stickstoffträger gefördert werden (Beschluss 151. LAWA-Vollversammlung 2017).

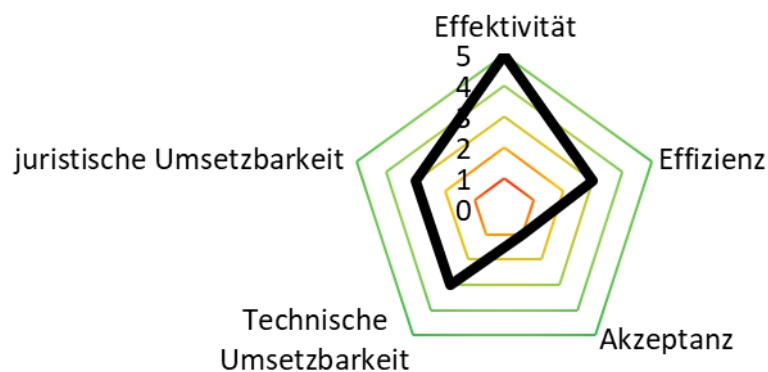
Die Maßnahme könnte durch eine sozialverträgliche Übergangsregelung sowie Umstiegsprogramme und finanzielle Hilfen für Betriebe ergänzt werden, um Insolvenzen zu vermeiden.

Eine Option für eine alternative Ausgestaltung ist die Verknüpfung einer Flächenbindung mit dem Tierwohllabel, wie es im Klimaschutzprogramm der Bundesregierung vorgeschlagen wird (BMU 2019).

Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen:

- Verbindliche Festlegung einer maximalen Viehbesatzdichte von 1,5 Großvieheinheiten je Hektar und Landkreis in Anlehnung an die Empfehlung des Öko-Institutes aus dem Jahr 2019

Sektor	Branche
Landwirtschaft	Nutztierhaltung
Eintragsmedium	
Gewässer, Luft, Böden	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert



Wechselwirkungen

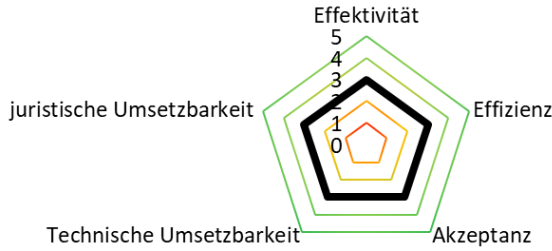
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Flächenbindung reduziert gleichzeitig auch die Emissionen aus Stall, Lager und Ausbringung.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Wenn durch die Flächenbindung die Tierzahlen reduziert werden, werden auch die Methanemissionen aus der Landwirtschaft reduziert. Dadurch kann die Maßnahme auch zum Klimaschutz beitragen. Durch die Flächenbindung reduziert sich das Risiko einer Seuchenausbreitung. Neben der Stickstoffreduktion wirkt sich die Maßnahme somit auch positiv auf die Tiergesundheit aus. Die Flächenbindung kann auch zu einer Verbesserung des Tierwohls beitragen, wenn mit der Reduktion der Tierzahlen gleichzeitig die Stallfläche pro Tier vergrößert wird (BMU 2019).
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Die Flächenbindung wird auch im Ökolandbau vorgeschrieben. Daher reduziert sich die Wirkung dieser beiden Maßnahmen, wenn sie in Kombination umgesetzt werden.
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme hat Produktionseinbußen für die landwirtschaftliche Produktion zur Folge und schwächt daher die internationale Wettbewerbsfähigkeit der Landwirtschaftsbetriebe.

Verlagerung ins Ausland	Bei hoher Preissteigerung für landwirtschaftliche Produkte ist mit einem Rückgang des inländischen Konsums zugunsten von Importprodukten zu rechnen. Wird die Tierbestandsdichte mittels einer Obergrenze regional beschränkt, könnten die Produktionskapazitäten ins Ausland verlagert werden.	
Rechtliche Beurteilung		
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)		Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
u.a. Art. 1-20a, 71-74 GG		Es bestehen verschiedene Möglichkeiten eine Flächenbindung gesetzlich einzuführen: durch den Bund über entsprechende Vorgaben im BImSchG oder Raumordnung. Durch Länder: über Landesraumordnungsgesetze, Landesnaturschutzgesetze oder Landeslandwirtschaftsgesetze. Zudem sind Änderungen im BauGB notwendig. Die genaue Verortung ist eine politische Entscheidung und nicht rechtlich determiniert.
Rechtsfolge		Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
siehe Maßnahme		Bund
SMART-Kriterien		
Potenziell erfüllbar		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen	
Voraussichtlich überwindbare Hindernisse	Eine Flächenbindung ist eine Beschränkung der Grundfreiheiten, die allerdings bei verhältnismäßiger Ausgestaltung zulässig wäre.	
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
sehr hoch (<-25 kt N)	Gemäß Öko-Institut 2019 ist bei einer Abstockung auf 1,5 GVE/ha pro Landkreis mit einer Reduktion von 6 % bei Rindern, 9 % bei Milchkühen und 13 % bei Schweinen zu rechnen. Dieses Reduktionspotenzial wird für die semi-quantitative Einordnung der Effektivität der vorliegenden Maßnahme (1,5 GV/ha pro Betrieb) übernommen. Diese Annahme stellt eine starke Vereinfachung dar und dient nur der groben Einordnung der Effektivität der Maßnahme. Alternative Ausgestaltungsoptionen: Eine Regelung des Viehbesatzes könnte auch auf regionaler Ebene (z.B. Landeskreise) umgesetzt werden. Bei dieser Ausgestaltungsoption gäbe es mehr Spielraum für flächenlose Betriebe. Für sensible Ökosysteme sind auch 1,5 GV pro Hektar zu hoch, daher wäre als Ausgestaltungsoption auch 1 GV pro Hektar zu prüfen.	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
sehr hoch (> 100 Mio. EUR)	sehr hoch (> 100 Mio. EUR)	mittel (50 bis -50 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		

Die Abstockung hat für die betroffenen Betriebe hohe Produktionseinbußen zur Folge. Dadurch steigen die Preise für tierische Produkte. Dies hat steigende Konsumausgaben für die Haushalte zur Folge. Sie tragen damit einen Teil der Vermeidungskosten. Die restlichen Vermeidungskosten der betrieblichen Umstellung fallen teilweise bei den landwirtschaftlichen Betrieben an und aufgrund der staatlichen Förderung auch bei der öffentlichen Hand. Die Umsetzungskosten des Instruments sind aufgrund der staatlichen Förderung hoch.	
Akzeptanz	
mittel	Dank der staatlichen Förderung ist bei den Landwirten von einer mittleren Akzeptanz auszugehen. Die Konsumenten sind von der Preissteigerung der im Inland produzierten Fleischprodukte betroffen. Gesamthaft wird die Akzeptanz mittelhoch eingeschätzt.
Technische Umsetzbarkeit	
mittel	Die Flächenbindung hätte aufgrund der Reduktion der Tierzahl technische Anpassungen zur Folge (z.B. Anpassung der bestehenden Stallkapazitäten durch eine Vergrößerung der Stallfläche pro Tier und/oder durch eine Reduktion der gesamten Stallfläche). Die Umsetzbarkeit wird daher mittel eingestuft.

10.5 Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung

Maßnahme	
L4	Einführung verpflichtender Vorgaben zur Güllelagerung
Ziel	Instrument
Optimierung der Lagerung von Wirtschaftsdüngern	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Ammoniak (NH ₃), Ammonium/Nitrat (NH ₄ ⁺ / NO ₃)	Inland national
Beschreibung	
Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Verpflichtende Abdeckung (mindestens Folienabdeckung) von offenen Wirtschaftsdüngerlagern • 50% der bisher Unterflur gelagerten Gülle werden im verpflichtend abgedeckten Außenlager gelagert • Erweiterung der Lagerkapazität für auf dem Betrieb anfallende organische Wirtschaftsdünger (Gülle, Festmist, Gärreste) auf mindestens 9 Monate für alle Betriebe (auch mit eigenen Ausbringungsflächen)	
Sektor	Branche
Landwirtschaft	Gülle-/Dunglager
Eintragsmedium	
Gewässer, Luft, Böden	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert

	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Abdeckung von Güllelagern hat nur dann eine Reduktion von Stickstoffemissionen zur Folge, wenn gleichzeitig auch bei der Düngerausbringung Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffüberschüssen umgesetzt werden. Die Maßnahme hat große Synergien zur Maßnahme der emissionsarmen Ausbringung von Wirtschaftsdünger, da diese Maßnahme ebenfalls eine Erweiterung der Lagerkapazitäten für Düngerlager umfasst.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme trägt auch zur Minderung von Geruchsemissionen bei. Zudem ist bei einer gasdichten Abdeckung von Güllelagern eine Abfackelung von Methan erforderlich und somit leistet die Maßnahme auch einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz.
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Keine
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Keine
Verlagerung ins Ausland	Die Maßnahme hat Mehrkosten für die Betriebe zur Folge. Daher kann die Maßnahme dazu führen, dass die Preise der inländischen Fleischproduktion ansteigen oder dass im Extremfall Betriebe aufgegeben werden. Dies hätte eine steigende Nachfrage nach Fleischimporten zur Folge und wäre entsprechend mit einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland verbunden.
Rechtliche Beurteilung	
Höerrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
u.a. Art. 1-20a, 71-74 GG	Ergänzung in § 12 DüV oder DüngG, alternativ Novellierung BImSchG oder Einführung neuer BImSchV Tierhaltungsanlagen oder Novellierung TA Luft
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
siehe Maßnahme	Bund oder Länder
SMART-Kriterien	
Potenziell erfüllbar	
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen
Voraussichtlich überwindbare Hindernisse	Konkrete Anforderungen müssen Verhältnismäßigkeitsgrundsatz beachten

Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
mittel (-1.5 bis -5 kt N)	Mit der Abdeckung von Güllelagern können Ammoniakemissionen vermieden werden. Die Aufhebung von Unterflurlagern und Neubau von Anlagen im Außenbereich führt durch den Kühleffekt ebenfalls zu geringeren Ammoniakemissionen. Das Reduktionspotenzial der Maßnahme wurde aus dem nationalen Luftreinhalteprogramm UBA 2019 übernommen. Das Reduktionspotenzial gemäß Luftreinhalteprogramm basiert auf der Annahme, dass gleichzeitig auch Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei der Düngerausbringung und im Stall umgesetzt werden. Isoliert betrachtete trägt die Maßnahme nur in geringem Ausmaß zur Reduktion von Stickstoffemissionen bei, da die Menge an reaktivem Stickstoff nicht direkt reduziert wird, sondern nur die Emissionen, die während der Lagerung entstehen. Ohne gleichzeitige Umsetzung von Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen bei der Düngerausbringung, ist zu erwarten, dass die Emissionen von Lachgas und Nitrat ansteigen werden. Es wird ein Verlagerungseffekt von 50 % angenommen. Die Reduktion der Emissionen beträgt gegenüber nicht-abgedeckter Lagerung bei einer festen Abdeckung 85 – 95 % bei Rinder- und Schweinegülle) (UNECE 2014; Döhler et al. 2011). Das Reduktionspotenzial einer Erhöhung der Lagerkapazität auf 9 Monate wird auf 6 bis 8 kg N pro ha beziffert (Holsten et al. 2012).	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
sehr hoch (> 100 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	mittel (50 bis -50 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Die Vermeidungskosten der Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung fallen bei den Landwirten an. Je nach eingesetzter Technologie ist die Abdeckung der Güllelager mit unterschiedlich hohen Kosten verbunden. Die Vermeidungskosten pro geminderter Stickstoffmenge liegen bei einer festen Abdeckung bei 1 bis 2,5 EUR/kg NH₃-N, bei einer Kunststoffabdeckung liegen sie im Bereich von 0,5 bis 1,3 EUR/ kg NH₃-N. Für die Berechnung der Vermeidungskosten wird mit einem Wert von 2.5 EUR/kg N gerechnet (Holsten et al. 2012). Die Verpflichtung zur Aufhebung der Unterflurlagerung und die Vergrößerung der Güllelager können für die Landwirte hohe Investitionen zur Folge haben. Bei der Quantifizierung der Maßnahme wird davon ausgegangen, dass 10% der Betriebe in die Erneuerung eines Güllelagers investieren müssten. Die Kosten werden auf 80'000 Euro pro Anlage geschätzt und für die Berechnung der annuierten Kosten wird von einer Nutzungsdauer von 30 Jahren ausgegangen. Die Umsetzungskosten sind gering, da nur eine Anpassung bestehender Verordnungen erforderlich ist.		
Akzeptanz		
mittel	Die Vermeidungskosten fallen mehrheitlich bei den Tierhaltungsbetrieben an und werden teilweise an die Konsumenten weitergegeben. Gesamthaft ist von einer mittleren Akzeptanz auszugehen.	
Technische Umsetzbarkeit		
mittel	Die Technologien zur Abdeckung von Güllelagern sind verfügbar und in der Praxis erprobt.	

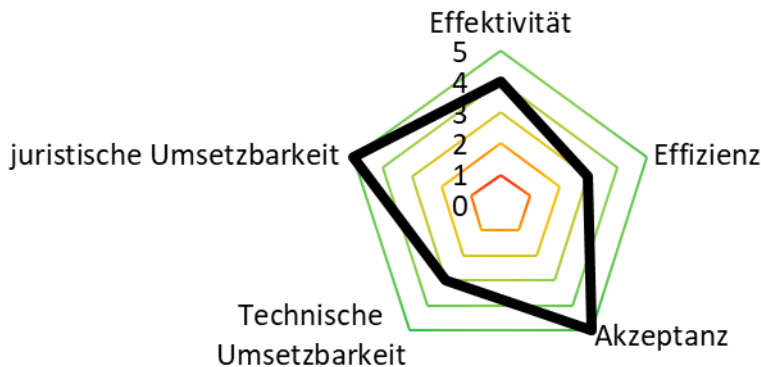
10.6 Verpflichtende Einführung systemintegrierter Maßnahmen in Tierhaltungsanlagen

Maßnahme	
L5	Verpflichtende Einführung systemintegrierter Maßnahmen in Tierhaltungsanlagen
Ziel	Instrument
Emissionsminderung im Stall	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Ammoniak (NH ₃), Lachgas (N ₂ O), Ammonium/Nitrat (NH ₄ ⁺ / NO ₃)	Inland national
Beschreibung	
Ausweitung der immissionsschutzrechtlichen Betreiberpflichten von Tierhaltungsanlagen und Biogasanlagen sowie der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungspflicht. Obgleich der im Nationalen Luftreinhalteprogramm skizzierte Neuentwurf der Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft umfassende Ammoniakminderungsmaßnahmen vorsieht, sind diese bisher noch nicht verabschiedet worden. Aus diesem Grund wird das Potenzial einer rechtlich bindenden Einführung bisher noch nicht verpflichtender Vorgaben für Tierhaltungsanlagen und Biogasanlagen hier nochmals dargestellt. Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: Verpflichtende Einführung von systemintegrierten Maßnahmen in genehmigungspflichtigen Ställen: z.B. Gülleensäuerung, Güllekühlung, Verkleinerung des Güllekanals, eine rasche Trennung von Harn und Kot, Gummieinsätze in Laufflächen, wenn Wechselwirkungen ausgeschlossen werden können.	
Sektor	Branche
Landwirtschaft	Ställe, Gülle-/Dunglager
Eintragsmedium	
Gewässer, Luft, Böden	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert
The radar chart displays five criteria around a central point, each with a scale from 0 to 5. Five concentric pentagons represent different levels of implementation. The outermost pentagon (green) reaches a score of 5 in all five categories: Effektivität, Effizienz, Akzeptanz, Technische Umsetzbarkeit, and juristische Umsetzbarkeit. The next level (black) reaches 4, followed by orange (3), yellow (2), and red (1). The innermost pentagon (red) is at 0.	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Maßnahmen zur Emissionsreduktion im Stall erhöhen in Kombination mit emissionsmindernden Maßnahmen bei der Düngerlagerung und bei der Düngerausbringung die Stickstoffeffizienz und reduzieren damit die Menge an reaktivem Stickstoff, die in die Umwelt gelangt.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Keine
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Keine
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Die Kühlung von Gülle im Stall benötigt Strom und kann somit höhere CO ₂ Emissionen aus der Stromproduktion zur Folge haben. Deshalb sollen Wärmepumpen für eine sekundäre Energienutzung zwingend vorgeschrieben werden. Bei Nichtbeachtung ergeben sich Zielkonflikte mit

	dem Klimaschutz. Der Einsatz von Säure zur Gülleansäuerung kann die Säureneutralisationskapazität der Böden verringern, die durch eine Kalkung auszugleichen ist.	
Verlagerung ins Ausland	Die Maßnahme hat Mehrkosten für die Betriebe zur Folge. Daher kann die Maßnahme dazu führen, dass die Preise der inländischen Fleischproduktion ansteigen oder dass im Extremfall Betriebe aufgegeben werden. Dies hätte eine steigende Nachfrage nach Fleischimporten zur Folge und wäre entsprechend mit einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland verbunden.	
Rechtliche Beurteilung		
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)		Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
u.a. Art. 1-20a, 71-74 GG; EU-Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen		Änderung BImSchG, Einführung einer BImSchV für Tierhaltungsanlagen oder Änderung TA Luft
Rechtsfolge		Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
siehe Maßnahme		Bund
SMART-Kriterien		
Potenziell erfüllbar		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen	
Voraussichtlich überwindbare Hindernisse	Konkrete Anforderungen müssen Verhältnismäßigkeitsgrundsatz beachten	
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
mittel (-1.5 bis -5 kt N)	Die Reduktion der Ammoniakemissionen wurde für das nationale Luftreinhalteprogramm abgeschätzt (UBA 2019b). Das ausgewiesene Reduktionspotenzial gilt nur unter der Voraussetzung, dass gleichzeitig auch emissionsmindernde Maßnahmen bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger umgesetzt werden. Wenn die Maßnahme alleine umgesetzt wird, ist eine Verlagerung des reaktiven Stickstoffs von Ammoniak zu Lachgas und Nitrat wahrscheinlich. Daher wird ein Verlagerungseffekt von 50% berücksichtigt.	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
hoch (10 bis 100 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	mittel (50 bis -50 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Die Vermeidungskosten der Güllekühlung rund 5- 12 EUR/kg NH ₃ -N und bei Maßnahmen zur Trennung von Kot und Harn liegen die Vermeidungskosten im Bereich von 0,5 bis 20 EUR/kg NH ₃ -N (UNECE 2012). Für die Quantifizierung werden durchschnittliche Kosten von 7 EUR/kg NH ₃ -N angenommen. Die Vermeidungskosten fallen teilweise bei den Landwirten an und können teilweise auf die Konsumenten überwält werden.		
Akzeptanz		
Mittel	Die Vermeidungskosten fallen mehrheitlich bei den Tierhaltungsbetrieben an und können teilweise auf die Konsumenten überwält werden. Bei den Betroffenen ist von einer mittleren Akzeptanz auszugehen.	

Technische Umsetzbarkeit	
Mittel	Die Maßnahme erfordert technische Umstellungen bei den Tierhaltungsbetrieben. Technologien für emissionsarme Stallsysteme sind verfügbar und in der Praxis erprobt. Daher ist von einer mittleren technischen Umsetzbarkeit auszugehen.

10.7 Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Schweine und Geflügel

Maßnahme	
L6	Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Schweine und Geflügel
Ziel	Instrument
Emissionsminderung durch N-angepasste Fütterung	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Ammoniak (NH ₃)	Inland national
Beschreibung	
Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Verpflichtende Einführung der Nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Geflügel und Schweine	
Sektor	Branche
Landwirtschaft	Nutztierhaltung
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert
	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die stickstoffreduzierte Fütterung trägt zu einer Reduktion der Stickstoffmenge in den tierischen Ausscheidungen bei. Damit reduzieren sich die Emissionen von Stickstoff im Stall sowie aus den Düngelagern und bei der Düngerausbringung. Die Maßnahme trägt zu einer effektiven Reduktion der reaktiven Stickstoffmenge bei. Sie trägt damit dazu bei, dass die nachgelagerten emissionsmindernden Maßnahmen im Lager und bei der Ausbringung nicht nur zu einer

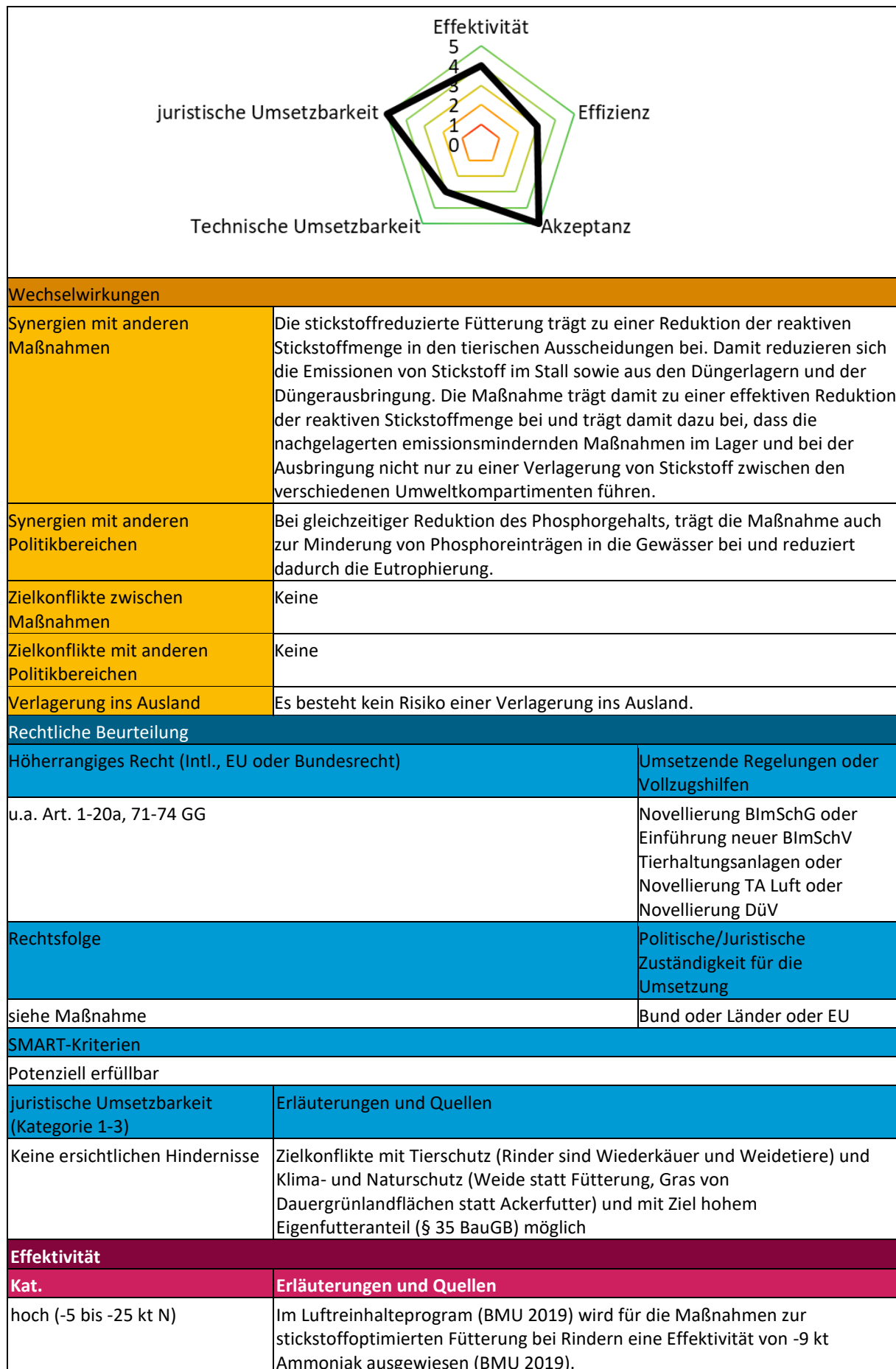
	Verlagerung von Stickstoff zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten führen.	
Synergien mit anderen Politikbereichen	Bei gleichzeitiger Reduktion des Phosphorgehalts, trägt die Maßnahme auch zur Minderung von Phosphoreinträgen in die Gewässer bei und reduziert dadurch die Eutrophierung.	
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	keine	
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	keine	
Verlagerung ins Ausland	Es besteht kein Risiko einer Verlagerung ins Ausland.	
Rechtliche Beurteilung		
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen	
u.a. Art. 1-20a, 71-74 GG	Einführung neuer BImSchV Tierhaltungsanlagen oder Novellierung TA Luft	
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung	
siehe Maßnahme	Bund oder Länder oder EU	
SMART-Kriterien		
Potenziell erfüllbar		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen	
Keine ersichtlichen Hindernisse	Zielkonflikte mit Ziel hohem Eigenfutteranteil (§ 35 BauGB) und Tierschutz möglich	
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
sehr hoch (<-25 kt N)	Im Luftreinhalteprogramm (UBA 2019b) wird für die Maßnahmen zur stickstoffoptimierten Fütterung bei Schweinen und Geflügel eine Effektivität von -16 kt Ammoniak ausgewiesen.	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
sehr gering (<-100 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	mittel (50 bis -50 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		

Die Emissionsminderungskosten der Multiphasenfütterung liegen gesamthaft bei -9 bis -12 EUR/kg NH₃. Die berechneten jährlichen Kosten der Fütterungsvarianten liegen zwischen 109,22 € (Multiphasenfütterung, 1920 Tierplätze) und 122,35 € (konventionelle Einphasenfütterung, 517 Tierplätze). Mit zunehmender Tierplatzzahl sinken die jährlichen Gesamtkosten. Dies ist auf die Kostendegression in den Fixkosten bei zunehmender Tierplatzzahl zurückzuführen, die bei der Multiphasenfütterung am deutlichsten ist. Bei der Multiphasenfütterung werden auch die höchsten Einsparungen an variablen Kosten realisiert: Die Futterkosten sinken stark, da teures Sojaextraktionsschrot insbesondere in der Mitte und am Ende der Mast eingespart wird, wenn am meisten Futter verbraucht wird. Durch die Reduktion des Rohproteingehalts sinkt außerdem der Wasserbedarf der Tiere. Bei den variablen Kosten wurden nur Futterkosten und Kosten für Tränkewasser berücksichtigt (Döhler et al. 2011). Die Vermeidungskosten fallen teilweise bei den Landwirten an und können teilweise auf die Konsumenten überwält werden. Die Umsetzungskosten sind gering, da für eine verpflichtende Einführung nur eine entsprechende rechtliche Grundlage geschaffen werden muss.

Akzeptanz	
hoch	Bei dieser Maßnahme ist von einer hohen Akzeptanz auszugehen, da sie in der Regel mit Einsparungen verbunden ist.
Technische Umsetzbarkeit	
mittel	Eine N-optimierte Fütterung erfordert betriebliche Umstellungen. Daher ist von einer mittleren technischen Umsetzbarkeit auszugehen.

10.8 Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Rinder

Maßnahme	
L7	Verpflichtende Einführung einer Nährstoffangepassten (N, P) Multiphasenfütterung für Rinder
Ziel	Instrument
Emissionsminderung durch N-angepasste Fütterung	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Ammoniak (NH ₃)	Inland national
Beschreibung	
Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Verpflichtende Einführung der Nährstoffangepassten Multiphasenfütterung für Rinder	
Sektor	Branche
Landwirtschaft	Nutztierhaltung
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert



Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
hoch (10 bis 100 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	mittel (50 bis -50 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Zur Quantifizierung der Vermeidungskosten wird eine Kosteneffizienz von 4 EUR/kg NH ₃ angenommen (UBA 2009). Sie fallen teilweise bei den Landwirten an und können teilweise auf die Konsumenten überwält werden. Die Umsetzungskosten sind gering, da für eine verpflichtende Einführung nur eine entsprechende rechtliche Grundlage geschaffen werden muss.		
Akzeptanz		
hoch	Bei dieser Maßnahme ist von einer hohen Akzeptanz auszugehen, da sie in der Regel mit Einsparungen verbunden ist.	
Technische Umsetzbarkeit		
mittel	Eine N-optimierte Fütterung erfordert betriebliche Umstellungen. Daher ist von einer mittleren technischen Umsetzbarkeit auszugehen.	

10.9 Einführung eines flächendeckenden Parkraummanagements in Innenstädten

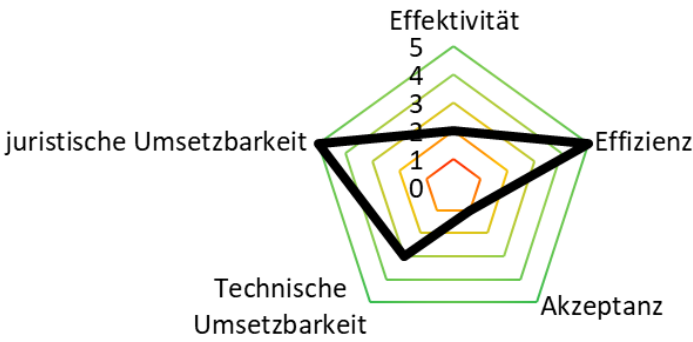
Maßnahme	
V1	Einführung eines flächendeckenden Parkraummanagements in Innenstädten
Ziel	Instrument
Reduktion des Kfz-Verkehrs in Innenstädten	Abgabe
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland lokal
Beschreibung	
Das Fehlen von angemessenen Preisen bzw. eine fehlende Bewirtschaftung mit Knappheitspreisen stellt eine Ursache für das Versagen des Marktes für Parkplätze dar. Die kostenfrei oder zu günstig angebotenen Parkplätze auf öffentlichen Flächen sind angesichts ihrer hohen Kosten für die Bereitstellung sowie ihrer externen Effekte und großer Flächenkonkurrenz nicht haltbar. Das Instrument des Parkraummanagements soll zur Internalisierung der externen Kosten des Parkens beitragen. Das Instrument bezieht sich auf Parkstände auf öffentlichen Verkehrsflächen. Zu einem umfassenden Managementkonzept gehören, neben der angepassten Bepreisung, eine Parkzweckbeschränkung, eine Parkdauerbeschränkung, die Reduktion auf Bewohnerparken sowie die Überwachung. Die Verteuerung des Parkens kann als Subventionsabbau verstanden werden, denn freies oder zu günstiges Parken stellt eine erhebliche Förderung des Autoverkehrs zu Lasten der Gesellschaft dar. Das Parkraummanagement sollte flächendeckend in der Innenstadt eingeführt werden, um so die Suche nach einem kostenlosen Parkplatz zu vermeiden. Die wichtigsten Stellschrauben für die Ausgestaltung von Parkgebühren selbst sind deren absolute Höhe sowie die (elektronisch gestützte) räumliche und zeitliche Differenzierung (in Abhängigkeit vom Parkdruck). Bei Gebührenhöhe und Gebührengestaltung bilden das Äquivalenzprinzip und das Kostendeckungsprinzip den Rahmen für die Gestaltungsmöglichkeiten. Parkgebühren könnten sich z. B. an der Höhe von ÖPNV-Ticketpreisen orientieren. Dies wäre gerade bei der Wahl des Verkehrsmittels ein klares, leicht zu berücksichtigendes Preissignal. Ein anderer Vorschlag sieht vor, dass Parkgebühren im öffentlichen Raum deutlich über den Preisen von Parkhäusern liegen sollten, da die Auslastung in Parkhäusern meist erheblich geringer ist als an den Straßen. Eine Ausgestaltungsmöglichkeit könnte die Bevorzugung von reinen Elektrofahrzeugen von den Parkgebühren sein, um den Anteil von emissionsfreien Fahrzeugen zu fördern. Da ein Ziel des Parkraummanagements jedoch	

die Verringerung des Individualverkehrs insgesamt und der Umstieg auf alternative Mobilitätsoptionen ist, sollte eine Befreiung oder Reduktion der Gebühren für Elektrofahrzeuge zeitlich befristet werden. Für die konkrete Ausgestaltung zur Schätzung der Effizienz werden folgende Annahmen getroffen: • Flächendeckende Einführung von Parkgebühren in Städten mit mehr als 500.000 Einwohner*innen • Höhe der Gebühr: 6,80 Euro pro Tag (Orientierung an den ÖPNV-Tickets; Referenzwert Hamburg: 6,80 Euro)	
Sektor	Branche
Verkehr	Pkw-Verkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	Im Ausland umgesetzt
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Maßnahme kann die Wirkung einer City-Maut verstärken und die Attraktivität von Carsharing-Angeboten verbessern, z.B. mit exklusiven Stellplätzen.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Das Parkraummanagement trägt bei geeigneter Umnutzung der freiwerdenden Parkflächen zu einer Aufwertung des öffentlichen Raumes in den Innenstädten bei (AGORA Verkehrswende 2019). Durch die Reduktion des motorisierten Individualverkehrs wird auch der Treibhausgasausstoß reduziert. Damit trägt die Maßnahme auch zum Klimaschutz bei. Durch die Reduktion der Lärmbelastung hat die Maßnahme auch positive Effekte auf die Gesundheit der städtischen Wohnbevölkerung.
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Mit einem steigenden Anteil an E-Mobilität sowie Maßnahmen zur Reduktion des Anteils an PKWs mit hohem Schadstoffausstoß (z.B. Abwrackprämien, Fahrverboten) reduziert sich die Wirkung der Maßnahme.
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	keine
Verlagerung ins Ausland	Bei dieser Maßnahme besteht kein Risiko einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland.
Rechtliche Beurteilung	
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
§ 6a Abs. VI StVG	Gebührenordnungen der Länder und kommunale Gebührenatzungen
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung

siehe Maßnahme		Länder / Kommunen	
SMART-Kriterien			
Potenziell erfüllt			
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen		
Keine ersichtlichen Hindernisse	-		
Effektivität			
Kat.	Erläuterungen und Quellen		
gering (-0.25 bis -1.5 kt N)	Mit der Einführung von Parkgebühren reduziert sich die Nachfrage nach Parkplätzen und die durchschnittliche Parkdauer. Damit führt die Maßnahme wiederum zu einer Steigerung der Parkraumverfügbarkeit. Die Reduktion von Parkraum führt zu einer Reduktion der PKW Fahrten in den Innenstädten. Die Quantifizierung der Effektivität erfolgt unter der Annahme, dass das Parkraummanagement zu einer Reduktion der innerstädtischen Verkehrsleistung der PKW um 10 Prozent führt. Gleichzeitig ist eine Verlagerung auf den ÖPNV zu erwarten. Es wird angenommen, dass die Verkehrsleistung der Busse um 5 Prozent ansteigt.		
Kosten und Effizienz			
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat		Umsetzungskosten	Effizienz
gering (-100 bis -10 Mio. EUR)		mittel (-10 bis 10 Mio. EUR)	hoch (-50 bis -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen			
Mit der Reduktion der PKW Verkehrsleistung reduzieren sich der Kraftstoffverbrauch und die damit verbundenen Ausgaben. Dadurch reduzieren sich auch die Energiesteuern, welche bei gleichbleibenden staatlichen Aufgaben über anderweitige Steuererhöhungen kompensiert werden müssen. Weiter wird für die Quantifizierung der Kosten angenommen, dass die Einnahmen aus den Parkraumgebühren wieder an die Haushalte rückvergütet werden (siehe Anhang C 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Die mit der höheren Auslastung und dem Ausbau des öffentlichen Verkehrs verbundenen Kosten fallen bei der öffentlichen Hand an. Die mit dem Ausbau verbundenen Kosten werden in der Quantifizierung nicht berücksichtigt. Die Umsetzungskosten des Instruments werden mittelhoch eingestuft, da das Parkraummanagement mit organisatorischem und planerischem Aufwand verbunden ist.			
Akzeptanz			
mittel	Die Bevölkerung, insbesondere einkommensschwache Haushalte, und die städtischen Gewerbebetriebe sind von der Maßnahme stark betroffen. Bei geeigneter Umnutzung der freiwerdenden Flächen kann die Lebensqualität im Siedlungsgebiet deutlich gesteigert werden, beispielsweise wenn sie für den Ausbau des Fahrrad- und Fußverkehrs oder den Ausbau von Grünflächen und Freiräumen genutzt werden. Davon profitiert vor allem die städtische Bevölkerung. Daher ist gesamthaft von einer mittleren Akzeptanz auszugehen.		
Technische Umsetzbarkeit			
mittel	Die Maßnahme kann technisch einfach umgesetzt werden ist jedoch mit erheblichem planerischem Aufwand verbunden. Daher wird die technische Umsetzbarkeit mittel eingestuft.		

10.10 Einführung einer City Maut in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern

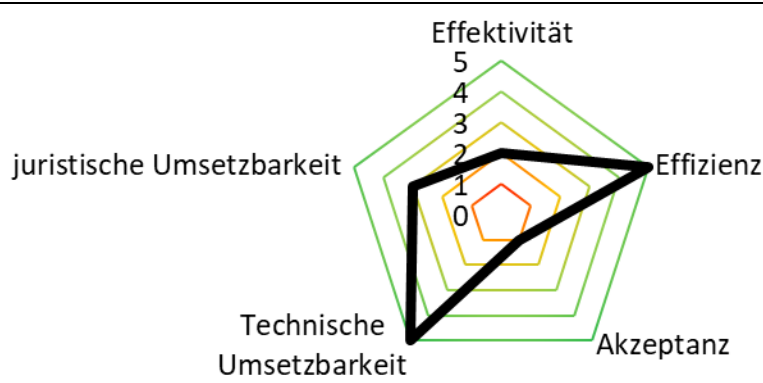
Maßnahme	
V2	Einführung einer City Maut in Städten mit mehr als 200.000 Einwohnern
Ziel	Instrument
Reduktion des Kfz-Verkehrs in Innenstädten	Abgabe
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland lokal
Beschreibung	
Das Instrument der City-Maut wird bereits seit langem in verschiedenen Städten umgesetzt, prominente Beispiele sind Singapur, London oder Stockholm. Eine Umsetzung in deutschen Städten wird ebenfalls seit längerem diskutiert, aber bisher nicht in der Praxis realisiert. Es gibt zahlreiche Ausgestaltungsmöglichkeiten, die an die jeweiligen lokalen Bedingungen der Städte angepasst werden und in ein verkehrspolitisches Gesamtkonzept integriert werden sollten. Für Hamburg wurde 2011 eine Grundsatzstudie erstellt, die ein mögliches Konzept der City-Maut analysiert (Hautzinger et al. 2011). Angenommen wurde hier eine konsequent umweltbezogene Ausgestaltung einer zeitabhängigen Maut (Modell Area pricing). Grundsätzlich sind entweder zeit- oder fahrleistungsabhängige Maut-Systeme sowie verschiedene Möglichkeiten der technischen Umsetzung denkbar. Aus ökologischer Perspektive wären fahrleistungsabhängige Mautsysteme vorzuziehen, da sie höhere Lenkungseffekte aufweisen. Gleichzeitig sind sie mit einem hohen administrativen Aufwand und hohen Umsetzungskosten verbunden, da der Einbau von Erfassungsgeräten in Fahrzeugen erforderlich ist (On board units). Solange keine bundesweite Pkw-Maut eingeführt wurde, ist ein solches System schwer umsetzbar. Zudem gibt es im Gegensatz zu zeitabhängigen Modellen keine praktische Erfahrung mit solchen Systemen (Hautzinger et al. 2011). Grundsätzlich muss bei der Gestaltung einer City-Maut zwischen der umwelt- und verkehrspolitischen Lenkungswirkung und dem administrativen Aufwand und damit einhergehend der Akzeptanz der Bevölkerung abgewogen werden. Eine Differenzierung des Gebührensystems bei einer zeitabhängigen Maut bspw. nach Fahrzeugtyp oder Schadstoffausstoß trägt eher zu einer Umweltentlastung bei, erhöht aber den administrativen Aufwand. Zudem können sich Konflikte mit dem Datenschutz ergeben (Erdmenger et al. 2010). Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Area Pricing mit Nummernschilderkennung bei Einfahrt in das Stadtgebiet • Bemauteeter Zeitraum: 365 Tage im Jahr, 24 Std. am Tag • Tagesstarif Pkw: 6,80 Euro (Orientiertierung am ÖPNV-Tagesticket Hamburg), Lkw: 13,60 • Mehrtagestarife in Anlehnung an Tarifstruktur des ÖPNV: restriktive Handhabung der Rabattierung, d.h. lediglich für Haushalte mit Wohnsitz in der Mautzone • Befreiungen: Fahrzeuge in hoheitlichem Auftrag, Rettungs- und Katastrophenschutz, Menschen mit Behinderungen, Zero-Emission-Vehicles, Busse im ÖPNV • Einheitliche Einführung in allen deutschen Städten mit einer Einwohnerzahl von mindestens 200.000 Einwohner*innen	
Sektor	Branche
Verkehr	Pkw-Verkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
z.B. UK, Singapur, Schweden	Im Ausland umgesetzt

	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Maßnahme hat Synergien zu Maßnahmen, die den Ausbau des öffentlichen Verkehrs fördern.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Mit der Reduktion des innerstädtischen Verkehrs können gleichzeitig auch Emissionen von weiteren Luftschadstoffen (z.B. PM10) und die damit verbundenen gesundheitlichen Risiken reduziert werden. Mit der Maßnahme werden auch CO ₂ -Emissionen reduziert und die Maßnahme trägt damit auch zum Klimaschutz bei.
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Wenn gleichzeitig andere Maßnahmen zur Reduktion des innerstädtischen Verkehrs umgesetzt werden (z.B. Parkraummanagement), reduziert sich die Wirkung der Maßnahme.
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Keine
Verlagerung ins Ausland	Bei dieser Maßnahme besteht kein Risiko einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland.
Rechtliche Beurteilung	
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
Art. 74 Abs. 1 Ziff. 22 GG	Landesstraßengesetze bzw. Kommunalabgabengesetze
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
siehe Maßnahme	Länder und/oder Kommunen
SMART-Kriterien	
Erfüllt	
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen
Keine ersichtlichen Hindernisse	Rechtsgutachten Klinger / Klein für DUH, 2016; Ausarbeitung Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags, Regelungskompetenz der Kommunen für die Einführung einer Citymaut, WD 3 -3000 -140/13, 2013.
Effektivität	
Kat.	Erläuterungen und Quellen
gering (-0.25 bis -1.5 kt N)	Die prognostizierten Emissionen des PKW Verkehrs innerorts betragen im Jahr 2030 34 kt NO _x . Eine City-Maut setzt einen Anreiz zur Vermeidung von Fahrten in die Innenstädte, zur Erhöhung des Auslastungsgrad der Fahrzeuge und zu einer Verlagerung von MIV auf den öffentlichen Verkehr. Es wird angenommen, dass mit der Einführung einer Maut die innerstädtische Verkehrsleistung der PKWs um 10% und die des Güterverkehrs um 5% reduziert werden kann. Für den Busverkehr wird eine Erhöhung um 10% angenommen.
Kosten und Effizienz	

Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
sehr gering (< -100 Mio. EUR)	sehr hoch (> 100 Mio. EUR)	sehr hoch (< -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Die Erhebung der Maut verändert die Verkehrsleistung und die damit verbundenen Kraftstoffverbräuche der verschiedenen Fahrzeugkategorien. Unter der angenommenen Veränderung der Verkehrsleistung des MIV, ÖV und des Güterverkehrs in den Innenstädten wird die Veränderung der Kraftstoffkosten über durchschnittliche Kraftstoffpreise berechnet. Die mit der höheren Auslastung und dem Ausbau des öffentlichen Verkehrs verbundenen Kosten fallen bei der öffentlichen Hand an. Die mit dem Ausbau verbundenen Kosten werden nicht berücksichtigt. Die Umsetzungskosten des Instruments sind hoch, da in jeder Stadt ein Maut-Erhebungssystem eingerichtet werden muss.		
Akzeptanz		
tief	Die städtische Bevölkerung profitiert vom reduzierten Verkehrsaufkommen, trägt aber gleichzeitig auch die Kosten. Die ländliche Bevölkerung profitiert nicht und hat wegen fehlender ÖPNV Angebote auch kaum eine Alternative, als die Kosten zu tragen. Daher ist gesamthaft von einer geringen Akzeptanz auszugehen. Ein gleichzeitiger Ausbau des ÖPNV-Angebots außerhalb der Städte könnte die Akzeptanz verbessern.	
Technische Umsetzbarkeit		
mittel	Die Umsetzung der Maßnahme ist mit der Einführung eines Maut-Erhebungssystems verbunden. Die benötigten Technologien sind verfügbar und bereits in der Praxis erprobt. Daher ist von einer mittleren technischen Umsetzbarkeit auszugehen.	

10.11 Abschaffung der Entfernungspauschale

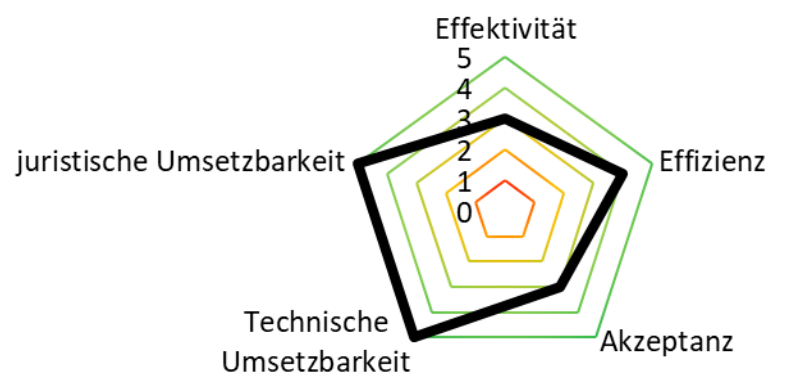
Maßnahme		
V3	Abschaffung der Entfernungspauschale	
Ziel		Instrument
Reduktion der Kfz-Nutzung		Subventionsabbau
Adressierte Stickstoffverbindung		Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)		Inland national
Beschreibung		
Die Kosten für den Transport zwischen Wohn- und Arbeitsort können als Werbungskosten anerkannt und von der Steuer abgezogen werden, dies gilt unabhängig vom genutzten Verkehrsmittel. Derzeit können für jeden Arbeitstag 30 Cent pro Kilometer Wegstrecke geltend gemacht werden. Da durch diese Entfernungspauschale die Kosten des Pendelverkehrs gesenkt werden, erhöht sich das Wachstum des Verkehrsaufkommens und den Trend zu langen Arbeitswegen und Zersiedelung der Landschaft. In anderen Ländern wie Finnland, Schweden, Norwegen, Schweiz, Niederlande sind beispielsweise nur die Kosten für den ÖPNV bei Arbeitswegen von mehr als 10km steuerlich absetzbar, dies könnte eine alternative Ausgestaltungsoption sein. Zudem könnte eine Härtefallregelung eingeführt werden, für den Fall, dass die Kosten des Pendelns einen großen Anteil am Einkommen ausmachen. Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Vollständige Abschaffung der Entfernungspauschale		
Sektor		Branche
Verkehr		Pkw-Verkehr
Eintragsmedium		
Luft		

Land		Status
z.B. Finnland, Schweden, Norwegen, Schweiz, Niederlande		Im Ausland umgesetzt
		
Wechselwirkungen		
Synergien mit anderen Maßnahmen	Keine	
Synergien mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme reduziert den Verbrauch von Kraftstoffen und trägt dadurch zur Reduktion der CO ₂ -Emissionen und somit zum Klimaschutz bei. Eine Abnahme des Verkehrs kann zudem zu einem erhöhten Verkehrsfluss und weniger Stau führen, sowie damit verbundene volkswirtschaftliche Kosten reduzieren (z.B. Zeitverluste, Unfallkosten, etc.).	
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Keine	
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	keine	
Verlagerung ins Ausland	Bei dieser Maßnahme besteht kein Risiko einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland.	
Rechtliche Beurteilung		
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen	
Art. 105 Abs. 2 GG	Änderung Einkommenssteuergesetz	
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung	
siehe Maßnahme	Bund	
SMART-Kriterien		
Erfüllt		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen	
Voraussichtlich überwindbare Hindernisse	Eine teilweise Abschaffung der Entfernungspauschale wurde vom Bundesverfassungsgericht unter Berufung auf das Nettoprinzip und die nicht ausreichende sachliche (z.B. verkehrspolitische) Begründung als verfassungswidrig angesehen, siehe BVerfG, Urteil vom 09. Dezember 2008 2 BvL 1/07, zu einer kompletten Abschaffung kritisch das Gutachten Wieland 2006.	
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	

gering (-0.25 bis -1.5 kt N)	Die Abschaffung der Entfernungspauschale setzt einen Anreiz, die Distanz zwischen Wohn- und Arbeitsstätte zu verringern und führt dadurch langfristig zu einer Abnahme des Pendelverkehrs. Dies resultiert in einer Abnahme der zurückgelegten Personenkilometer und den damit verbundenen Stickstoffoxidemissionen. Quantifiziert wird die Veränderung der Emissionen, die durch die Reduktion der Personenkilometer im Straßenverkehr entsteht. Die Veränderung der Personenkilometer im Schienenverkehr ist sehr gering und verursacht nur wenige Emissionen. Deshalb wird letztere Veränderung bei der Quantifizierung vernachlässigt.	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
Sehr gering (-100 bis -10 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	sehr hoch (< -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Zum einen reduziert sich durch die Abnahme der Personenkilometer der verbrauchte Kraftstoff und die Kraftstoffkosten. Zum anderen nehmen durch die Reduktion von Neuzulassungen auch die Anschaffungskosten für Fahrzeuge ab. Diese Verringerung der Kosten betrifft hauptsächlich Haushalte und teilweise auch Betriebe (v.a. Dienstfahrzeuge). Für den Staat fallen höhere Steuereinnahmen an (Distelkamp et al. 2004), welche an die Haushalte zurückverteilt werden. Die Maßnahme ist somit aufkommensneutral (siehe Anhang 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Bei der Umsetzung dieser Maßnahme fällt nur administrativer Aufwand an. Die Umsetzungskosten sind daher gering.		
Akzeptanz		
tief	Politischer Widerstand ist aus der Wirtschaft, von Arbeitnehmerverbänden und seitens der Automobilindustrie zu erwarten. Eine Reform hätte auch Auswirkungen auf die Bodenrenten in ländlichen Gebieten	
Technische Umsetzbarkeit		
hoch	Der Umsetzung stehen keine technischen Hindernisse im Weg.	

10.12 Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km/h

Maßnahme	
V4	Festlegung der Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen auf 120 km/h
Ziel	Instrument
Reduktion der Höchstgeschwindigkeit	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland national
Beschreibung	
Durch ein Tempolimit auf Autobahnen sinkt kurzfristig der Kraftstoffverbrauch pro Personenkilometer (Personenverkehr). Zudem kann es durch die verlängerte Reisezeit zu einem leichten Rückgang der Nachfrage nach Straßenpersonenverkehr kommen (Litman 2013). Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Höchstgeschwindigkeit auf Bundesautobahnen von 120 km/h • Berücksichtigt wird nur die Auswirkung der Maßnahme auf den Straßenverkehr von Personenzug • Es wird ein Befolgungsgrad von 80% angenommen (ECMT 2006).	

Sektor	Branche
Verkehr	Pkw-Verkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	Im Ausland umgesetzt
	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Keine
Synergien mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme reduziert den Verbrauch von Benzin und Diesel und trägt dadurch auch zur Reduktion der CO ₂ Emissionen und somit zum Klimaschutz bei (UBA 2003, UBA 2020e). Durch die Reduktion der Höchstgeschwindigkeiten reduziert sich auch das Unfallrisiko (ECMT 2006). Zudem verbessert sich der Verkehrsfluss aufgrund der gleichmäßigeren Fahrtgeschwindigkeiten (Deutscher Bundestag 2007). Dadurch reduziert die Maßnahme auch das Staurisiko sowie damit verbundenen Elemente von volkswirtschaftlichen Kosten, wie beispielsweise Zeitverluste, Klima-, Energie- und Unfallkosten.
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Die Effektivität der Geschwindigkeitsbegrenzung ist abhängig von Maßnahmen, welche eine Veränderung der Antriebstechnologien zur Folge haben (z.B. Förderung der Elektromobilität, Hardware Nachrüstung bei Dieselfahrzeugen). Werden gleichzeitig Maßnahmen umgesetzt, welche die NO _x Emissionen pro Fahrzeugkilometer reduzieren, reduziert sich die Effektivität der Geschwindigkeitsbegrenzung.
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Keine
Verlagerung ins Ausland	Bei dieser Maßnahme besteht kein Risiko einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland.
Rechtliche Beurteilung	
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
Art. 74 Abs. 1 Ziff. 22 GG	Änderung § 3 Abs. 3 S. 2 StVO
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
Ordnungswidrigkeit	Bund
SMART-Kriterien	
Potenziell erfüllt	
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen

Keine ersichtlichen Hindernisse	-
Effektivität	
Kat.	Erläuterungen und Quellen
mittel (-1.5 bis -5 kt N)	Durch ein Tempolimit auf Autobahnen sinkt kurzfristig der Kraftstoffverbrauch pro Personenkilometer (Personenverkehr). Zudem kann es durch die verlängerte Reisezeit zu einem leichten Rückgang der Nachfrage nach Straßenpersonenverkehr kommen. Berücksichtigt wird nur die Auswirkung der Maßnahme auf den Straßenverkehr von Personenkraftwagen, da schwere und leichte Nutzfahrzeuge mehrheitlich nicht schneller als 120 km/h fahren. Der kurzfristige Rückgang des Kraftstoffverbrauchs und der Rückgang der Nachfrage nach Benzin und Diesel, der sich aus der Verringerung der Durchschnittsgeschwindigkeit auf Autobahnen ergibt, reduzieren die NO_x-Emissionen aus dem Straßenverkehr. Die NO_x-Emissionen nach Einführung einer Geschwindigkeitsbeschränkung werden über die erwartbare Veränderung der Fahrleistungen und die entsprechenden Emissionsfaktoren berechnet. Aus der Differenz zwischen den NO_x-Emissionen vor und nach Umsetzung der Maßnahme ergibt sich die Effektivität der Maßnahme.
Kosten und Effizienz	
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten
sehr gering (< -100 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)
	Effizienz
	hoch (-50 bis -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen	
Für die Haushalte reduziert die Maßnahme die Ausgaben für Kraftstoffe. Der Einkommenseffekt aufgrund der sinkenden Ausgaben für Kraftstoffe bei Haushalten wird als vernachlässigbar eingestuft und wird daher nicht quantifiziert. Kosten durch Zeitverlust werden nicht bilanziert. Bei der Einführung des Tempolimits fallen für den Staat Umsetzungskosten für eine neue Signalisierung und eine Informationskampagne an.	
Akzeptanz	
mittel	Die Maßnahme hat für die Bevölkerung direkt spürbare Auswirkungen. Rund die Hälfte der Bevölkerung ist jedoch für ein Tempolimit (ZDF 2020). Daher wird die Akzeptanz als mittelhoch eingestuft.
Technische Umsetzbarkeit	
hoch	Der Umsetzung stehen keine technischen Hindernisse im Weg.

10.13 Einführung einer Bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut

Maßnahme	
V5	Einführung einer Bundesweiten fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut
Ziel	Instrument
Reduktion der Kfz-Nutzung	Abgabe
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland national
Beschreibung	

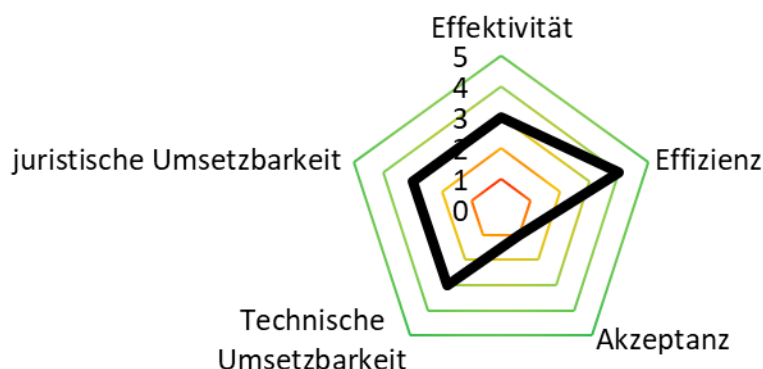
Eine fahrleistungsbezogene Maut bezieht sich auf gefahrene Kilometer im betroffenen Straßennetz. Erfahrungen mit diesem Instrument gibt es unter anderem in Frankreich, Italien und Kanada. Würde die Pkw-Maut je nach Verkehrsaufkommen zeitlich und regional differenziert, könnte sie darüber hinaus das Verkehrsaufkommen gezielt beeinflussen. Schließlich bewirkt eine fahrleistungsbezogene Maut auch Umweltentlastungen, weil sie Anreize zur Verminderung des Verkehrsaufkommens und zur Verlagerung auf andere Verkehrsmittel bietet. Ferner kann sie technische Innovationen und damit die Flottenerneuerung fördern, etwa bei einer Differenzierung nach Umweltaspekten der Fahrzeuge (Erdmenger et al. 2010; Frey et al. 2015).

Bei einer Anlastung der auf Pkw entfallenden Wegekosten des Bundesautobahn- und Fernstraßennetzes ergäbe sich ein Mautsatz von 0,03 Euro je Fahrzeugkilometer. Bei einer verursachergerechten Berücksichtigung der externen Kosten durch Lärm- und Schadstoffemissionen liegt der Mautsatz bei 0,06 Euro pro Fahrzeugkilometer. Zusätzlich lassen sich Umweltentlastungen durch eine Differenzierung der Maut nach Emissionsklassen erreichen, beispielsweise analog zur Lkw-Maut (Erdmenger et al. 2010).

Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen:

- Bundesweite Einführung einer fahrleistungsbezogenen Pkw-Maut für das gesamte Straßennetz
- Höhe der Maut: 0,06 EUR/km
- Spreizung nach Schadstoffklassen von 50%

Sektor	Branche
Verkehr	Pkw-Verkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	Im Ausland umgesetzt



Wechselwirkungen

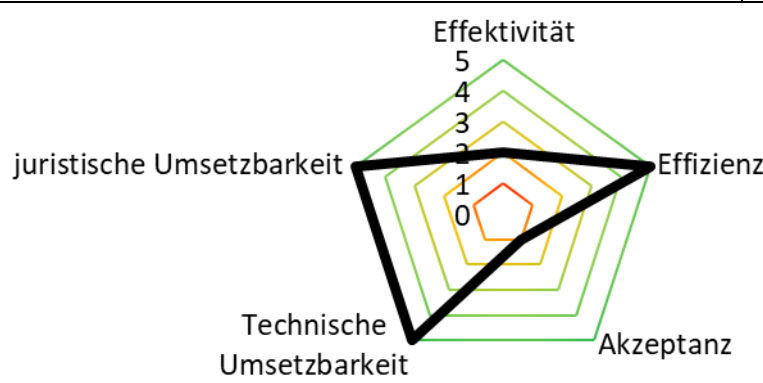
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Einführung von Höchstgeschwindigkeiten (z.B. auf Bundesautobahnen) könnte die nachgefragte Fahrleistung zusätzlich reduzieren.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme reduziert den Verbrauch von Benzin und Diesel und trägt dadurch auch zur Reduktion der CO ₂ -Emissionen und somit zum Klimaschutz bei.
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Werden gleichzeitig Maßnahmen umgesetzt, welche die NO _x Emissionen pro Fahrzeugkilometer reduzieren (beispielsweise durch die Verlagerung von Diesel zu Benzin und Strom), reduziert sich die Effektivität der fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut.
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Der Datenschutz stellt bei der fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut eine große Herausforderung dar und muss zwingend gewährleistet sein. Die Daten sollten nur zweckgebunden für die Mautberechnung erhoben und nicht länger als für die Mautabrechnung notwendig gespeichert werden.
Verlagerung ins Ausland	Bei dieser Maßnahme besteht kein Risiko einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland.

Rechtliche Beurteilung

Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)		Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen	
Richtlinie 1999/62/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 1999 über die Erhebung von Gebühren für die Benutzung bestimmter Verkehrswege durch schwere Nutzfahrzeuge (ABl. L 187 vom 20.7.1999, S. 42), zuletzt geändert durch Richtlinie 2011/76/EU.		Erlass eines Mautgesetzes	
Rechtsfolge		Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung	
siehe Maßnahme		Bund	
SMART-Kriterien			
Potenziell erfüllt			
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)		Erläuterungen und Quellen	
Voraussichtlich überwindbare Hindernisse		Ist der Maut-Zweck allein Reduktion N-Emissionen, wäre die Maut gegenüber der bestehenden Kraftstoffsteuer eine weniger geeignete und stärker eingreifende Maßnahme und damit wahrscheinlich nicht verhältnismäßig, da die schon existierende Kraftstoffbesteuerung an die N-emittierende Verbrennungsprozesse im Verkehr anknüpft und damit wesentlich genauer die Menge der durch Fahren verursachten Emissionen von reaktiven Stickstoff erfasst als eine fahrsteckenbezogene Maut. Eine weitere Hürde bei der Einführung einer fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut ist der Datenschutz. Dieses Hindernis ist voraussichtlich überwindbar, sofern ein Mautgesetz die Einhaltung von Datenschutzrichtlinien gewährleistet und die Erhebung auf die Fahrlänge beschränkt wird (d.h. keine GPS-Streckenaufzeichnung), die Daten nur zweckgebunden für die Mautberechnung erhoben und nicht länger als für die Mautabrechnung notwendig gespeichert werden.	
Effektivität			
Kat.		Erläuterungen und Quellen	
mittel (-1.5 bis -5 kt N)		Durch die Einführung einer fahrleistungsabhängigen Pkw-Maut erhöhen sich die Kilometerkosten für die Haushalte. Dies führt zunächst zu einer Reduktion der nachgefragten Fahrleistung der Haushalte (-8%) (eigene Abschätzung). Zudem kommt es zu einer Verlagerung des MIV zum ÖV (+3.8%) (eigene Abschätzung). Diese beiden Effekte reduzieren die Stickstoffoxidemissionen des Straßenverkehrs.	
Kosten und Effizienz			
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat		Umsetzungskosten	Effizienz
sehr gering (< -100 Mio. EUR)		sehr hoch (> 100 Mio. EUR)	hoch (-50 bis -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen			
Durch die geringere nachgefragte Verkehrsleistung reduzieren sich die Kraftstoffkosten für die Haushalte. Der Staat hat dadurch Mindereinnahmen bei der Energiesteuer und gleichzeitig Mehreinnahmen durch die Maut. Es wird angenommen, dass die Mehreinnahmen aus der Maut an die Haushalte rückverteilt werden und die Mindereinnahmen über anderweitige Steuererhöhung kompensiert wird. Damit ist die Maßnahme für den Staatshaushalt kostenneutral (siehe Anhang 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Die Erhebung der Maut ist für den Staat mit hohen Umsetzungskosten verbunden. Er muss neue Erhebungsgeräte und -systeme einführen und betreiben.			
Akzeptanz			
tief		Die Maßnahme hat für die Bevölkerung direkt spürbare Auswirkungen. Daher wird die Akzeptanz als gering eingestuft.	
Technische Umsetzbarkeit			

mittel	Die Umsetzung der Maßnahme ist mit der Einführung eines Maut-Erhebungssystems verbunden. Die benötigten Technologien sind verfügbar und bereits in der Praxis erprobt. Daher ist von einer mittleren technischen Umsetzbarkeit auszugehen.
--------	--

10.14 Reform des Dienstwagenprivilegs

Maßnahme	
V6	Reform des Dienstwagenprivilegs
Ziel	Instrument
Reduktion des Flottenanteils von Fahrzeugen mit hohem Schadstoffausstoß	Subventionsabbau
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland national
Beschreibung	
Für die private Nutzung von Firmenwagen ist im Rahmen der Einkommenssteuer 1% des Listenpreises des Fahrzeugs bei Erstzulassung als geldwerter Vorteil zu versteuern. Damit wird ein Anreiz für Arbeitgeber geschaffen, einen Teil des Gehalts in Form von Dienstwagen auszuzahlen. Der Anteil der Dienstwagen am Gesamtbestand aller neu zugelassenen Pkw lag 2018 bei den Neuzulassungen bei über 60 %.⁵⁸ Der Anteil der Dienstwagen an den CO₂-Emissionen liegt doppelt so hoch wie der privater Pkw, relativ zu ihrem Anteil in der deutschen Fahrzeugflotte. Da diese Pkw oft bereits nach 2-3 Jahren ausgetauscht werden und in den Gebrauchtwagenmarkt übergehen, prägen sie auch die Zusammensetzung des gesamten Pkw Bestands. Sofern Arbeitnehmern auch die Kraftstoffe kostenfrei zur Verfügung gestellt werden, wird zudem ein Anreiz geschaffen, häufiger privat mit dem Dienstwagen zu fahren statt öffentliche Verkehrsmittel zu nutzen. Um diese Fehlanreize abzuschaffen sollte das Dienstwagenprivileg abgeschafft werden, was zu einer Reduktion von CO₂-Emissionen von bis zu 7,5% führen könnte (Metzler et al. 2018). Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: Abschaffung des Dienstwagenprivilegs	
Sektor	Branche
Verkehr	Pkw-Verkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert
	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	keine

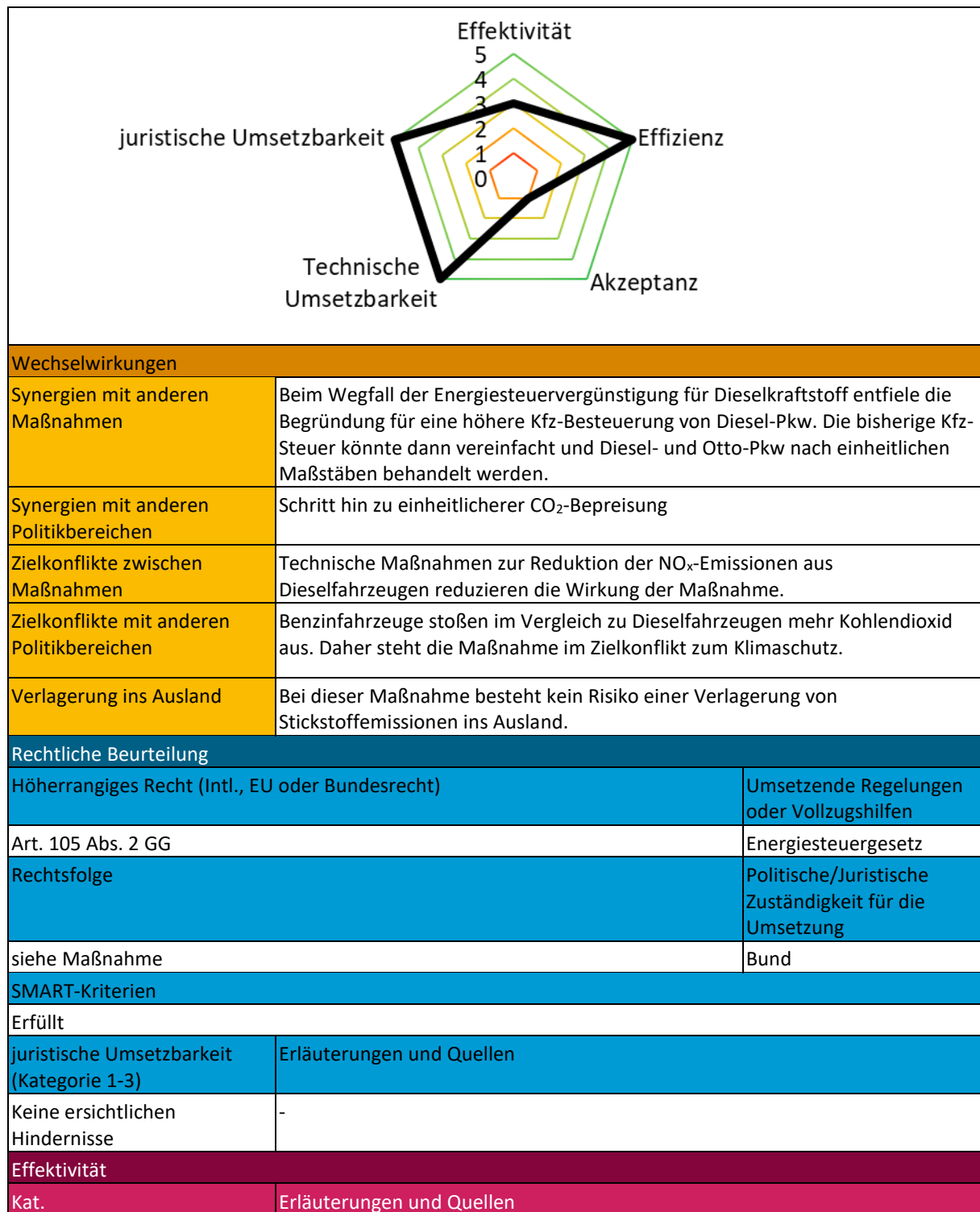
⁵⁸ Kraftfahrtbundesamt (2018): Neuzulassungen von Pkw im Jahr 2018 nach privaten und gewerblichen Haltern

Synergien mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme trägt auch zur Reduktion von CO ₂ -Emissionen und somit zum Klimaschutz bei. Mit Blick auf die große Bedeutung von Dienstwagen für die deutsche Automobilflotte kann die Dienstwagenbesteuerung ein wirkungsstarker Hebel zum Umbau der Flotte sein.		
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Technische Maßnahmen zur Reduktion der NO _x -Emissionen aus Dieselfahrzeugen reduzieren die Wirkung der Maßnahme.		
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	keine		
Verlagerung ins Ausland	keine		
Rechtliche Beurteilung			
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)		Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen	
Art. 105 Abs. 2 GG		Änderung § 6 Abs. 1 Nr. 4 Satz 2 EStG	
Rechtsfolge		Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung	
0		Bund	
SMART-Kriterien			
Erfüllt			
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)		Erläuterungen und Quellen	
Keine ersichtlichen Hindernisse		-	
Effektivität			
Kat.		Erläuterungen und Quellen	
gering (-0.25 bis -1.5 kt N)		Die private Nutzung von Dienstwagen macht rund 6 Prozent der PKW Fahrten aus (KiD 2010). Der PKW Verkehr verursacht im Jahr 2030 gemäß Prognosen rund 74 kt NO _x Emissionen. Mit der Abschaffung des Dienstwagenprivilegs verändert sich einerseits der PKW Bestand hin zu Fahrzeugen mit geringerem Energieverbrauch (FiFo 2011) und andererseits führt sie zu einer Reduktion der Fahrleistung. Die Quantifizierung erfolgt unter der Annahme, dass durch Abschaffung des Dienstwagenprivilegs 60% der privaten Fahrten mit Dienstwagen entfallen und sich dadurch die NO _x Emissionen aus dem PKW Verkehr um den gleichen Anteil reduzieren (d.h. - 3.7 %). Außerdem wird angenommen, dass sich der PKW Bestand um 5 Prozent reduziert.	
Kosten und Effizienz			
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat		Umsetzungskosten	Effizienz
sehr gering (< -100 Mio. EUR)		sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	sehr hoch (< -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen			
Durch die Abschaffung des Dienstwagenprivilegs steigen die Steuereinnahmen. Die Quantifizierung der Vermeidungskosten erfolgt unter der Annahme, dass sich die staatlichen Aufgaben nicht verändern und daher die Mehreinnahmen im Umfang der bisherigen Steuerausfälle (FÖS 2011) an die Haushalte und Betriebe rückvergütet werden (siehe Anhang 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Für die Haushalte, welche ehemals einen Dienstwagen hatten, fallen ohne Dienstwagenprivileg außerdem höhere Kosten an für neue Fahrzeuge und für Kraftstoffe. Da sich sowohl ihre Nachfrage nach PKW als auch ihre Fahrleistung reduziert, sind diese Mehrkosten geringer als die vom Staat rückvergüteten Steuereinnahmen aus der Abschaffung des Dienstwagenprivilegs. Daher hat die Maßnahme gesamthaft ein sehr gutes Kosten-Nutzen Verhältnis.			

Die Umsetzungskosten des Instruments sind rein administrativ und werden deshalb als gering eingestuft.	
Akzeptanz	
tief	Da viele Haushalte, sowie die Automobilindustrie vom Dienstwagenprivileg profitieren, ist von einer geringen Akzeptanz auszugehen. Eine hohe Akzeptanz ist bei Umweltverbänden und bei den Haushalten zu erwarten, die das Dienstwagenprivileg über die Steuern mitfinanzieren aber nicht davon profitieren. Da die Abschaffung des Dienstwagenprivilegs aber keine spürbare Senkung der Steuern haben wird, wird die Akzeptanz insgesamt als gering eingestuft. Die Akzeptanz der Maßnahme könnte mit der Schaffung von Ausnahmeregelungen für stark betroffene Haushalte etwas gesteigert werden, dies hätte bei geeigneter Ausgestaltung nur eine geringfügige Verschlechterung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses zur Folge.
Technische Umsetzbarkeit	
Hoch	Der Umsetzung stehen keine technischen Hindernisse im Weg.

10.15 Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel

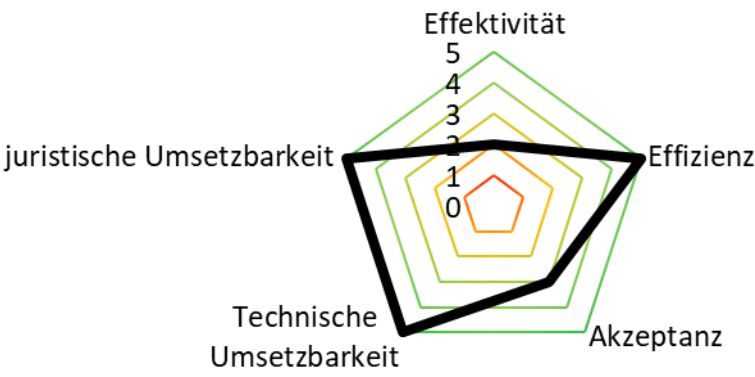
Maßnahme	
V7	Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel
Ziel	Instrument
Reduktion der Nutzung von Dieselfahrzeugen	Subventionsabbau
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland national
Beschreibung	
Diesel wird im Vergleich zu Ottokraftstoff im Energiesteuergesetz steuerlich bevorzugt. Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: Angleichung des Energiesteuersatzes für Diesel an den für Ottokraftstoff Bei der hier angenommenen Ausgestaltung wären einkommensschwache Haushalte eventuell überproportional betroffen. Eine Möglichkeit, dem entgegenzuwirken, wäre eine Rückverteilung der Steuereinnahmen pro Kopf, von der ärmere Haushalte im Durchschnitt profitieren würden.	
Sektor	Branche
Verkehr	Pkw-Verkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert



mittel (-1.5 bis -5 kt N)		Der Abbau der Vergünstigung der Steuersätze für Diesel erhöht den Dieselpreis für die Endkunden. Der Preisanstieg führt zu einer geringeren Nachfrage nach Diesel. Diese geringere Nachfrage nach Diesel wird am wahrscheinlichsten durch eine erhöhte Nachfrage nach Benzin substituiert (für Vielfahrer könnte eventuell auch der Gasantrieb wieder interessanter werden, diese Verlagerung wird in der Quantifizierung nicht berücksichtigt). Die Verlagerung von Straßenverkehr auf die Schiene wird als vernachlässigbar eingestuft. Somit verändern sich aufgrund der Maßnahme primär die Anteile der verschiedenen Antriebstechnologien, jedoch nicht die Anteile der verschiedenen Verkehrsmittel (MIV, ÖV). Die Nachfrage nach Dieselfahrzeugen nimmt ab, die Nachfrage nach Benzinfahrzeugen hingegen zu. Daher führt die Maßnahme zu geringeren Stickstoffoxidemissionen aus dem Personen- und Güterverkehr. Eine Angleichung des Mineralölsteuersatzes führt im Jahr 2030 zu einem Anstieg des Verbraucherpreises um 19 %. Diese Veränderung der relativen Preise führt zu einer Reduktion der Nachfrage nach Diesel und einer steigenden Nachfrage nach Benzin, dessen Preis unverändert bleibt.
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
sehr gering (< -100 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	sehr hoch (< -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Haushalte ersetzen Dieselfahrzeuge vermehrt durch Benzinfahrzeuge. Der Staat hat durch den Angleich der Steuersätze höhere Steuerreinnahmen bei unveränderten Aufgaben. Diese Steuereinnahmen werden an die Haushalte zurückverteilt. Somit erfahren die Haushalte durch die Steuer keine Einbußen im Einkommen (siehe Anhang 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Da die Kraftstoffkosten für Benzin etwas höher sind als für Diesel aber die Nachfrage nach Kraftstoffen aufgrund der Preissteigerung gesamthaft sinkt, reduzieren sich durch die veränderte Kraftstoffnachfrage die Kraftstoffkosten für die Haushalte. Die Kosten für den Güterverkehr werden vernachlässigt. Die Umsetzungskosten des Instrumentes werden als gering eingestuft.		
Akzeptanz		
tief	Einkommensschwache Bevölkerungsgruppen sind von Erhöhung des Diesel-Steuersatzes eventuell überproportional betroffen. Die Akzeptanz könnte über eine Rückverteilung der Steuereinnahmen pro Kopf gesteigert werden.	
Technische Umsetzbarkeit		
hoch	Der Umsetzung stehen keine technischen Hindernisse im Weg.	

10.16 Ausweitung der Lkw-Maut

Maßnahme	
V8	Ausweitung der Lkw-Maut
Ziel	Instrument
Reduktion der Fahrleistung von Fahrzeugen mit hohem Schadstoffausstoß	Abgabe
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland national
Beschreibung	

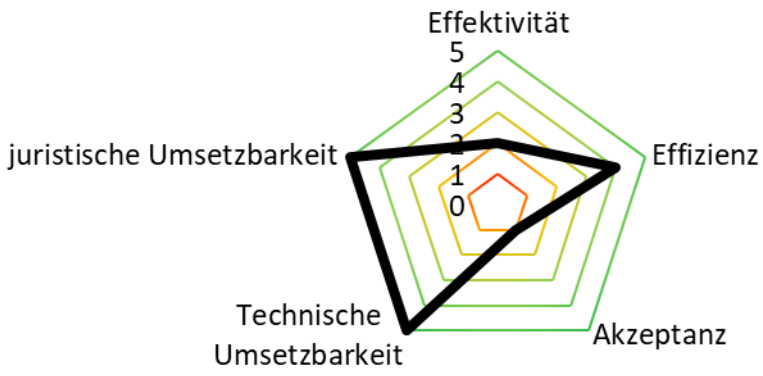
Die Lkw-Maut ist eine nationale, streckenbezogene Gebühr für die Benutzung von Bundesautobahnen und Bundesstraßen durch Lkw (ab 7,5 Tonnen), die für den Güterkraftverkehr eingesetzt werden. Lkw werden ihrer Schadstoffklasse entsprechend den Mautkategorien A bis F zugeordnet. Zudem differenziert die Lkw-Maut nach Anzahl der Achsen und Gewicht, um eine sachgerechte Abbildung der Wegekosten zu erzielen. Die Gebühren müssen sich nach EU-Recht (Wegkosten-Richtlinie) an den Bau-, Betriebs- und Instandhaltungskosten der mautpflichtigen Straßen orientieren. Ab dem 1. Januar 2019 setzen sich die Mautsätze aus drei Teilsätzen zusammen, die Luftverschmutzung, Infrastruktur und Lärmbelastung berücksichtigen. Die externen Kosten der Luftverschmutzung fließen seit 2015 in die Wegekosten mit ein. (Toll Collect 2019). Weiteres Potenzial zur Internalisierung der externen Umweltkosten auch von weiteren Fahrzeugklassen liegt in einer Ausweitung der Lkw-Maut auf Nutzfahrzeuge ab 3,5 t und Fern- und Reisebusse sowie alle Straßen. Eine solche Berücksichtigung weiterer Nutzfahrzeuge würde außerdem Ausweicheffekte auf bisher nicht mautpflichtige Fahrzeugkategorien vermeiden. Eine wichtige Stellschraube für die Wirkung der Lkw-Maut ist zudem der Mautsatz, sodass eine Erhöhung oder Differenzierung der Mautsätze Raum für weitere Ausgestaltungsoptionen bieten. Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Ausweitung der Lkw-Maut auf Nutzfahrzeuge ab 3,5 t sowie auf Fern- und Reisebusse • Erhebung der Maut für alle Straßen	
Sektor	Branche
Verkehr	Lkw-Verkehr, Busverkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert
	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	Die Maßnahme trägt zur Reduktion der Fahrleistung von Nutzfahrzeugen zwischen 3,5 und 7,5 t bei. Damit wirkt die Maßnahme der Verlagerung auf Lkw leichter als 7,5 t entgegen.
Synergien mit anderen Politikbereichen	Keine
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Bei gleichzeitiger Umsetzung von Maßnahmen, die eine technologische Verbesserung der Nutzfahrzeuge zwischen 3,5 und 7,5 bewirken (z.B. über eine Verschärfung der CO ₂ -Grenzwerte), reduziert sich die Effektivität der Maut bei gleichbleibenden Kosten.
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Keine
Verlagerung ins Ausland	Es besteht kein Risiko einer Verlagerung von Stickstoffemissionen ins Ausland.
Rechtliche Beurteilung	
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen

106 Abs. 1 Nr. 3 GG		Änderung BFStrMG und Lkw-Mautverordnungen
Rechtsfolge		Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
siehe Maßnahme		Bund
SMART-Kriterien		
Potenziell erfüllt		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen	
Keine ersichtlichen Hindernisse	-	
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
gering (-0.25 bis -1.5 kt N)	Die Emissionen der Nutzfahrzeuge von 3,5 bis 7,5 t und der Busse betragen im Jahr 2030 insgesamt rund 14 kt NO_x. Gemäß UBA 2016b vermindert die Verteuerung der Transportkosten für Nutzfahrzeuge von 3,5 bis 7,5 t deren Fahrleistungen nicht in wesentlichem Ausmaß. Die Reduktion des Kraftstoffverbrauchs und der damit verbundenen NO_x-Emissionen von Bussen und Nutzfahrzeuge von 3,5 bis 7,5 t werden daher auf 10% geschätzt. Eine Verlagerung auf die Schiene ist unwahrscheinlich, da die Nutzfahrzeuge von 3,5 bis 7,5 t vor allem für die Feinverteilung von Waren genutzt werden. Verlagerungseffekte werden daher nicht berücksichtigt. Alternative Ausgestaltungsmöglichkeiten zur Ausweitung der Maut sind gemäß UBA 2018b (nicht bewertet): - Anlastung Lärm und Luftschadstoffkosten ab 2021 gemäß den Kostensätzen des aktuellen Wegekostengutachtens (BMVI 2014). (Die Lärm- und Luftschadstoffkostenanlastung ist derzeit durch die EU-Richtlinie begrenzt: So ergeben sich aus dem Wegekostengutachten für 2017 durchschnittliche Luftschadstoffkosten in Höhe von 2,3 ct/fzkm für Lkw>12t; anlastbar sind derzeit aber nur durchschnittlich 0,9 Cent. Ebenso ergeben sich für 2013 durchschnittliche Lärmkosten in Höhe von rund 1 ct/fzkm für Lkw>12t, anlastbar sind derzeit nur 0,1 Cent.) - Energieeffizienzabhängige Spreizung der Lkw-Maut	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
sehr gering (< -100 Mio. EUR)	sehr hoch (> 100 Mio. EUR)	sehr hoch (< -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Gemäß UBA 2016b bewirkt diese Maßnahme zusätzliche Einnahmen aus der Mauterhebung in der Höhe von rd. 1,3 Mrd. Euro pro Jahr (nur Nutzfahrzeuge von 3,5 bis 7,5 t ohne Busse). Da die Maut an die Haushalte rückvergütet wird, ist die Maßnahme aufkommensneutral (siehe Anhang 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Die Maut verteuert die Transportkosten für die Nutzfahrzeuge von 3,5 bis 7,5 t vermindert deren Fahrleistungen jedoch nicht in wesentlichem Ausmaß. Daher hat die Maut nur geringe Umsatzeinbußen und eine geringe Reduktion der Kraftstoffkosten zur Folge. Die Umsetzungskosten der Maut-Erhebung werden sehr hoch eingestuft.		
Akzeptanz		
mittel	Für die Nutzfahrzeuge von 3,5 bis 7,5 t Transportunternehmen und die Busbetriebe steigen die Kosten pro Fahrzeugkilometer. Dies hat für die Nutzer dieser Transportmittel steigende Kosten zur Folge. Einzelne Haushalte können	

	dank der Rückvergütung der Maut von der Maßnahme profitieren. Insgesamt ist von einer mittleren Akzeptanz auszugehen.
Technische Umsetzbarkeit	
hoch	Die Erweiterung des Mauterhebungssystems ist technisch einfach umsetzbar.

10.17 Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Schiffsdiesel

Maßnahme	
V9	Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Binnenschiffsdiesel
Ziel	Instrument
Erhöhung der Energieeffizienz im Binnenschiffsverkehr	Subventionsabbau
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland regional
Beschreibung	
Der Dieselmotorkraftstoff, der in der gewerblichen Binnenschifffahrt eingesetzt wird und mit dem Dieselmotorkraftstoff im Straßenverkehr vergleichbar ist, ist von der Energiesteuer befreit. Eine solche Begünstigung von Kraftstoffen mit vergleichsweise schlechten Umwelteigenschaften senkt deren Kosten und steigert damit ihren Anteil an der gesamten Verkehrsleistung. Zudem werden nur geringe Anreize zur Investition in innovative und effiziente Antriebstechniken gesetzt. Auch wenn die Förderung der Binnenschifffahrt verkehrspolitisch erwünscht ist, sollte auf eine verursachergerechte Kostenanlastung und Anreize zum schadstoffarmen und effizienten Energieeinsatz nicht verzichtet werden. Im Jahr 2012 verursachte die Subvention Steuermindereinnahmen von 170 Mio. Euro (UBA 2016a). Flankiert werden könnte eine solche Maßnahme mit anderen Anreizen zur Investition in effizientere und umweltfreundliche Motoren, um den eigentlich erwünschten Umstieg des Güterverkehrs von der Straße und Schiene auf Wasserstraßen nicht zu verhindern. Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: • Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Binnenschiffsdiesel	
Sektor	Branche
Verkehr	Binnenschiffsschiffsverkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert

	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	keine
Synergien mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahmen reduziert den Verbrauch von Diesel und führt dadurch zu einer Reduktion der CO ₂ Emissionen und trägt somit zum Klimaschutz bei.
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	Die Förderung der Binnenschifffahrt ist verkehrspolitisch gewünscht und die Verlagerung auf den Verkehrsträger Wasser kann auch aus umweltpolitischen Gründen wünschenswert sein. Es gilt also zu berücksichtigen, dass eine stärkere steuerliche Belastung des Verkehrsträgers ungewünschte Auswirkungen auf den Modal Split haben könnte. Ein nationaler Alleingang würde vermutlich nicht zu einer Emissionsminderung führen, da der Binnenschiffskraftstoff dann noch stärker im Ausland gebunkert wird („Tanktourismus“) und nicht die gewünschten Effizienzverbesserungen angeregt würden.
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Aufgrund bestehender Abkommen und der unterschiedlichen Besteuerung des Schiffsverkehrs in der Europäischen Gemeinschaft kann die Subvention laut BMF (2015) nur in Absprache mit den Mitgliedsstaaten der EU und anderen Vertragsstaaten abgebaut werden.
Verlagerung ins Ausland	Bei dieser Maßnahme besteht das Risiko, dass es bei einer national umgesetzten Maßnahme zu Tanktourismus kommt und damit nicht zu einer Emissionsminderung.
Rechtliche Beurteilung	
Höerrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
Art. 15 Richtlinie 2003/96/EG; Art. 105 Abs. 2 GG	§ 27 Abs. 1 Energiesteuergesetz
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
Besteuerung von Binnenschiffsdiesel	Bund
SMART-Kriterien	
Erfüllt	
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen
Keine ersichtlichen Hindernisse	Art. 15 RL 2003/96/EG erlaubt eine Steuerbefreiung für Schiffskraftstoffe; Art. 14 derselben RL sieht für die Kraftstoffe für die Schifffahrt in Meeresgewässern eine obligatorische Befreiung vor.
Effektivität	
Kat.	Erläuterungen und Quellen
gering (-0.25 bis -1.5 kt N)	Die Emissionen aus dem Einsatz von Binnenschiffsdiesel liegen bei 21 kt NO _x . Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Binnenschiffsdiesel führt zu einer

Erhöhung des Dieseldieselpreises. Die Erhöhung des Kraftstoffpreises reduziert die Nachfrage nach Schiffsverkehr und somit auch die Stickstoffoxidemissionen. Gleichzeitig wird eine Verlagerung der Transporte auf die Schiene angenommen. Da die NO _x -Emissionen des Schienenverkehrs vergleichsweise gering sind (gesamthaft knapp 3kt NO _x), ist dieser Verlagerungseffekt für die Effektivität vernachlässigbar.		
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
gering (-100 bis -10 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	hoch (-50 bis -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Durch die Verteuerung des Dieselpreises für Binnenschiffe entstehen höhere Kraftstoffkosten für die Schifffahrtsbetriebe. Die Vermeidungskosten werden unter der Annahme quantifiziert, dass die Mehreinnahmen durch die Aufhebung der Energiesteuerbefreiung für Schiffsdiesel an die Haushalte und Betriebe zurückverteilt wird (siehe Anhang 10.1.1, Umgang mit Steuern und Abgaben). Die Umsetzungskosten dieser Maßnahme sind gering, da nur eine Anpassung der rechtlichen Grundlagen erforderlich ist.		
Akzeptanz		
tief	Aufgrund der wirtschaftlichen Situation der deutschen Binnenschifffahrt sowie der Wettbewerbssituation ist bei den betroffenen Betrieben von einer geringen Akzeptanz auszugehen.	
Technische Umsetzbarkeit		
hoch	Der Umsetzung stehen keine technischen Hindernisse im Weg.	

10.18 Einführung verbindlicher Vorschriften zur Geschwindigkeitsreduktion (Slow Steaming) bei Seeschiffen

Maßnahme	
V10	Geschwindigkeitsreduktion (Slow Steaming) bei Seeschiffen
Ziel	Instrument
Reduktion des Treibstoffverbrauchs im Seeschiffsverkehr	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland regional
Beschreibung	

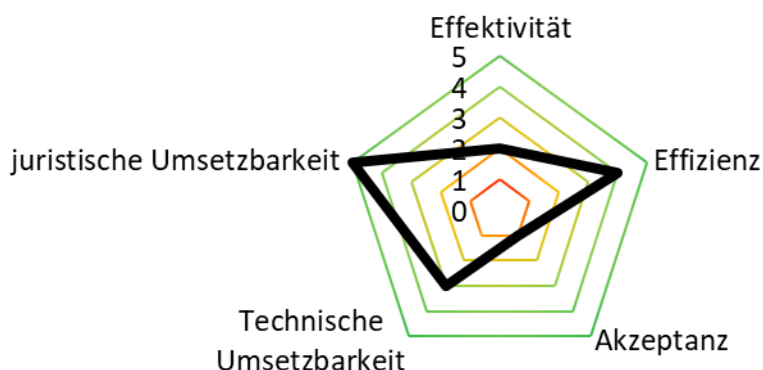
Durch eine Geschwindigkeitsreduktion bei Seeschiffen kann überproportional Schiffsdiesel und damit auch der Schadstoffausstoß reduziert werden. Eine Geschwindigkeitsreduktion von 10% führt zu einer direkten Einsparung von rund 27% Kraftstoff, rechnet man die längere Fahrdauer mit ein, liegt sie immer noch bei 20% (UBA 2016c). Schon heute setzen viele Reedereien freiwillig Slow Steaming ein, allerdings vor allem aufgrund von Überkapazitäten an Schiffsraum. Um diese Entwicklung zu verstetigen und zu verhindern, dass bei wachsender Wirtschaft die Schiffe wieder mit höherer Geschwindigkeit gefahren werden, könnten verbindliche Vorschriften zur Geschwindigkeitsreduktion erlassen werden. Am wirkungsvollsten wäre eine solche Maßnahme weltweit oder zumindest EU-weit. Den nationalen Handlungsspielraum und die Systemgrenzen der nationalen Emissionsinventare berücksichtigend wird hier aber von einer Umsetzung auf nationaler Ebene ausgegangen, die nur die nationalen Verkehre in der deutschen AWZ mit Einlaufen in deutsche Häfen einbezieht.

Neben den Varianten einer globalen, EU-weiten oder nationalen Geschwindigkeitsbegrenzung gibt es weitere Ausgestaltungsoptionen. Zum einen kann entweder die Durchschnittsgeschwindigkeit oder die Höchstgeschwindigkeit begrenzt werden, die Beschränkung kann sich auf Fahrt durchs Wasser oder Geschwindigkeit über Grund beziehen und es können verschiedene Monitoring-Systeme zum Einsatz kommen. Die technischen Geräte müssen entweder neu eingebaut werden oder sind bereits vorhanden (z.B. AIS) und können so die Monitoring-Kosten beeinflussen. Zudem kann die Geschwindigkeitsbegrenzung einheitlich für alle Schiffe festgelegt oder nach Schiffstypen differenziert werden. Eine allgemeine Begrenzung ist einfacher zu überwachen und zu vollziehen, hat aber größere Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der Schiffstypen. Je nach Höhe wären entweder nur schnelle Schiffe betroffen (bei beispielsweise 16 Knoten), und langsame Schiffe wären kaum betroffen, oder bei z.B. 10 Knoten wären die Auswirkungen auf schnelle Schiffe sehr groß. Eine differenzierte Geschwindigkeitsbegrenzung ist komplizierter zu kommunizieren und zu überwachen, hat aber weniger Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit zwischen Schiffstypen (Faber et al. 2012).

Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen:

- Einführung einer Geschwindigkeitsbegrenzung für alle Schiffe in deutschen Gewässern
- Vollzogen durch Verbot der Einfahrt in deutsche Häfen bei Nicht-Einhaltung
- Begrenzt wird die Durchschnittsgeschwindigkeit über Grund (speed above ground) auf 10 Knoten für alle Schiffe, um im Rahmen einer vereinfachten Bewertung dieser Maßnahme eine handhabbare Rechengröße zu haben
- Alternative Ausgestaltungsmöglichkeiten müssten schiffstypenspezifisch erfolgen

Sektor	Branche
Verkehr	Seeschiffsverkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Deutschland	In Deutschland diskutiert



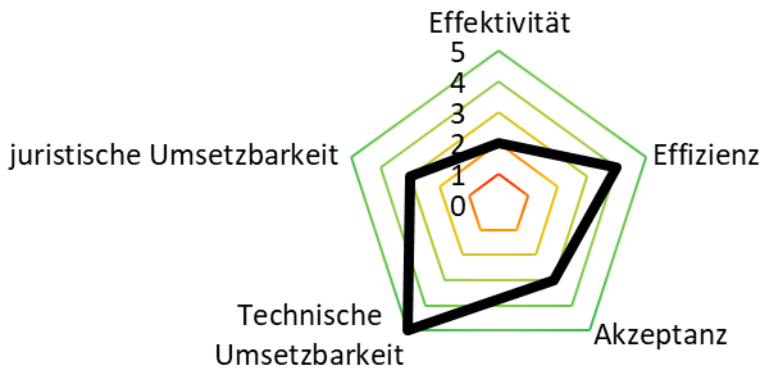
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	keine
Synergien mit anderen Politikbereichen	Durch die Reduktion des Kraftstoffverbrauchs trägt die Maßnahme auch zur Reduktion der CO ₂ -Emissionen und damit zum Klimaschutz bei.

Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	keine	
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	keine	
Verlagerung ins Ausland	Es besteht das Risiko, dass der Verkehr auf andere Verkehrsträger verlagert wird. Werden beispielsweise Waren bereits in Rotterdam entladen, um keinen deutschen Hafen anlaufen zu müssen, und die Ware stattdessen mit Lkw oder Bahn nach Deutschland weiter transportiert, kommt es zu einer Emissionsverlagerung.	
Rechtliche Beurteilung		
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen	
Für territoriale Seeschiffahrtstraßen nicht ersichtlich	Anpassung § 26 Seeschiffahrtsstraßenordnung	
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung	
Ordnungswidrigkeit	Bund	
SMART-Kriterien		
Potenziell erfüllbar		
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen	
Keine ersichtlichen Hindernisse	Ein Staat kann den Schiffen unter seiner Flagge eine Geschwindigkeitsbegrenzung auferlegen. Für solche Schiffe hat der Flaggenstaat die Rechts- und Durchsetzungsbefugnis. Ein Küstenstaat kann ferner Geschwindigkeitsbeschränkungen für Schiffe unter ausländischer Flagge, die durch die AWZ fahren, vorschreiben, indem sie als Bedingungen für das Einlaufen in einen Hafen eines Küstenstaates auferlegt werden und auf der Grundlage der Anwesenheit des Schiffes in diesem Hafen durchgesetzt werden (Faber et al. 2012).	
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
gering (-0.25 bis -1.5 kt N)	Die Emissionen aus der inländischen Seeschiffahrt werden für das Jahr 2030 auf 25 kt NO _x prognostiziert. Für die Seeschiffahrt wird bei einer Reduktion der durchschnittlichen Geschwindigkeit um 10 Prozent von einer Emissionsreduktion von 20 Prozent ausgegangen (unter der Annahme einer gleichbleibenden Transportleistung) (UBA 2016c). Die Effektivität der Maßnahme wird unter der Annahme quantifiziert, dass dieses Reduktionspotenzial auch für die inländische Seeschiffahrt gilt.	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
mittel (-10 bis 10 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	hoch (-50 bis -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Die Maßnahme reduziert den Kraftstoffverbrauch der Seeschiffe. Um die gleiche Transportleistung zu gewährleisten, muss daher die Flotte erweitert werden. Gemäß CE-Delft (2012) sind die Kosten der Flottenerweiterung in allen untersuchten Szenarien leicht geringer als die Kraftstoffeinsparungen. Für die Quantifizierung der Vermeidungskosten wird daher angenommen, dass Kosten und Einsparungen sich aufheben und daher die Vermeidungskosten bei Null liegen. Bei Staat und Haushalten fallen keine Vermeidungskosten an. Bei einer verpflichtenden Umsetzung der Maßnahme sind die Umsetzungskosten des Instruments gering.		

Akzeptanz	
tief	Bei einer verpflichtenden Einführung ist von einer geringen Akzeptanz auszugehen.
Technische Umsetzbarkeit	
mittel	Die Einführung einer Geschwindigkeitsbegrenzung erfordert nur eine Anpassung der rechtlichen Grundlagen. Die Umsetzungskontrolle kann über das international vorgeschriebene und damit in allen Schiffen vorhandene automatische Informationssystem (AIS) erfolgen. Für die Auswertung der Daten und den Vollzug wird mehr Personal und Software benötigt, daher wird die technische Umsetzbarkeit mittelhoch eingestuft.

10.19 Prüfung der Einführung einer Abgabe auf NO_x-Emissionen und Finanzierung von NO_x-Reduktionsmaßnahmen im Seeschiffsverkehr

Maßnahme	
V11	Prüfung der Möglichkeit einer Finanzierung von NO _x -Reduktionsmaßnahmen durch Einzahlung in einen Fonds
Ziel	Instrument
Einsatz emissionsarmer Technologien im Seeschiffsverkehr	Abgabe
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung
Stickstoffoxide (NO _x)	Inland regional
Beschreibung	
Alle Schiffe ab einer bestimmten Größe / Motorleistung, unabhängig von ihrer Nationalität, die zwischen deutschen Häfen verkehren, zahlen eine Abgabe pro Kilogramm emittierte Tonne NO_x in einen Fonds ein. Aus diesem werden dann Emissionsvermeidungsmaßnahmen innerhalb des Schiffsektors finanziert. Die Abgabe wird anhand der tatsächlichen Emissionen ermittelt. Sind diese nicht bekannt, werden die Emissionen mit spezifischen Emissionsfaktoren und dem verbrauchten Treibstoff geschätzt. Eine Alternative, um finanzielle Anreize zur NO_x-Minderung im Schiffssektor zu generieren, wäre eine Differenzierung von Hafen- und Schifffahrtsgebühren nach der Höhe der NO_x-Emissionen (Beispiel Schweden). Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen: Abgabe von 2,25 Euro/kg NO_x (Annahmen aus norwegischem System übernommen) für alle Schiffe mit mehr als 750 kW und Einzahlung in einen Fonds für Emissionsvermeidungsmaßnahmen	
Sektor	Branche
Verkehr	Schiffsverkehr
Eintragsmedium	
Luft	
Land	Status
Norwegen	Im Ausland umgesetzt

	
Wechselwirkungen	
Synergien mit anderen Maßnahmen	keine
Synergien mit anderen Politikbereichen	Die Auswirkungen auf andere Politikbereiche hängen von den jeweils getroffenen Maßnahmen zur NO _x -Reduktion ab, die durch den Fonds finanziert und von den Schiffsbetreibern umgesetzt werden. So kann die Umstellung auf LNG und die Verbesserung der Effizienz des Kraftstoffverbrauchs sowie einer verbesserten Auslastung bestehender Transportkapazitäten neben einer NO _x -Reduktion auch CO ₂ einsparen, ggf. aber auch mehr Treibhausgasemissionen (Methanschlupf bei LNG-Motoren) erzeugen.
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	keine
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Werden NO _x -Reduktionsmaßnahmen umgesetzt, die zu einer Zunahme des Kraftstoffverbrauchs führen oder ein Kraftstoff mit höheren Treibhausgasemissionen eingesetzt wird, kann es zu erhöhten Treibhausgasemissionen kommen und dadurch ein Zielkonflikt zum Klimaschutz entstehen.
Verlagerung ins Ausland	Die Steuer gilt nicht für Schiffe, die direkt zwischen Deutschland und einem ausländischen Hafen oder zwischen zwei ausländischen Häfen verkehren. Es besteht allerdings ein Risiko, dass Schiffe ausländische Häfen anlaufen und die Ware per LKW oder Bahn nach Deutschland transportieren, wodurch es zu einer teilweisen Verlagerung der Emissionen ins Ausland bzw. in andere Verkehrssektoren kommen kann.
Rechtliche Beurteilung	
Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht), bei Hafengebühr Landesrecht/Häfen	Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen
MARPOL Anhang VI / SRÜ, Art. 25 f., 227	Gesetzesgrundlage erforderlich (s.o.)
Rechtsfolge	Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung
siehe Maßnahme	IMO, EU (keine Rechtsgrundlage derzeit), Bund, Länder,
SMART-Kriterien	
Potenziell erfüllt	
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)	Erläuterungen und Quellen

Voraussichtlich überwindbare Hindernisse		
Effektivität		
Kat.	Erläuterungen und Quellen	
gering (-0.25 bis -1.5 kt N)	Die inländischen Emissionen aus der Seeschifffahrt werden für das Jahr 2030 mit 25 kt NOx prognostiziert. Die Erhebung einer Abgabe auf NOx-Emissionen bzw. die Einzahlung in einen Fonds erhöht den Preis für den Schiffsverkehr. Über die Preiselastizität der Nachfrage wird die Reduktion der Fahrleistung und der damit verbundenen Emissionen berechnet. Da per Schiff hauptsächlich „nicht eilige Güter“ transportiert werden, wird angenommen, dass sich die Transporte hauptsächlich auf die Schiene verlagern. Da die NOx-Emissionen des Bahnverkehrs vergleichsweise gering sind (gesamthaft knapp 3kt NOx), ist dieser Verlagerungseffekt für die Effektivität vernachlässigbar. Durch die Finanzierung von emissionsmindernden Maßnahmen kann eine weitere Reduktion der Emissionen erzielt werden. Die Effektivität der Maßnahme wird unter der Annahme quantifiziert, dass die Emissionen aus dem inländischen Seeschiffsverkehr gesamthaft um 10% reduziert werden können.	
Kosten und Effizienz		
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat	Umsetzungskosten	Effizienz
mittel (-10 bis 10 Mio. EUR)	sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	hoch (-50 bis -500 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen		
Durch die Abgabe erhöht sich der Preis pro Personen- oder Tonnenkilometer. Es wird angenommen, dass diese Preiserhöhung einerseits zu einer besseren Auslastung der bestehenden Transportkapazitäten des Schiffsverkehrs führt und andererseits zu einer Verlagerung auf die Bahn. Aufgrund dieser Verlagerung sinken die Einnahmen für die Schifffahrtbetriebe und gleichzeitig steigen die Einnahmen der Bahntransportunternehmen. Daher entstehen aus volkswirtschaftlicher Sicht nur geringe Mehrkosten. Es wird angenommen, dass die Mehrkosten der emissionsmindernden Maßnahmen vollumfänglich durch den Fonds finanziert werden können. Die Umsetzungskosten sind rein administrativ und werden deshalb als gering eingestuft.		
Akzeptanz		
Mittel	Widerstand wird vor allem seitens der Schifffahrtbetriebe und der Häfen erwartet. Da die Abgabe in Form von Investitionszuschüssen für emissionsmindernde Maßnahmen zurückerstattet werden, ist gesamthaft von einer mittelhohen Akzeptanz auszugehen. Da Häfen eine Verlagerung der Anläufe ins benachbarte Ausland befürchten dürften, ist hier von Ablehnung einer nationalen Sonderregelung auszugehen.	
Technische Umsetzbarkeit		
Hoch	Die Maßnahme ist technisch einfach umsetzbar.	

10.20 Einsatz sekundärer Minderungstechniken im Bereich der Sinteranlagen

Maßnahme	
I1	Einsatz sekundärer Minderungstechniken im Bereich der der Sinteranlagen
Ziel	Instrument
Emissionsminderung bei Sinteranlagen	Ordnungsrecht
Adressierte Stickstoffverbindung	Räumliche Ausdehnung der Wirkung

Stickstoffoxide (NO _x)		Inland national
Beschreibung		
Die SCR-Technik wird bisher in europäischen Sinteranlagen nicht oder nur vereinzelt angewendet. Ziel dieser Maßnahme ist es, im Abgas des Sinterbands NO _x -Emissionswerte von < 100 mg/Nm ³ zu erreichen. Abhängig von der Art des Katalysators, der Betriebstemperatur und der Ammoniakzugabe sind durch den Einsatz der SCR-Technologie NO _x -Minderungen von > 90 % erreichbar (UBA 2013).		
Für die Ausgestaltung werden folgende Annahmen getroffen:		
Absenkung des NO_x-Emissionswertes auf < 100 mg/Nm³ für Sinteranlagen		
Sektor		Branche
Industrie/Energiewirtschaft		Produzierendes Gewerbe
Eintragsmedium		
Luft		
Land		Status
Deutschland		In Deutschland diskutiert
Wechselwirkungen		
Synergien mit anderen Maßnahmen	keine	
Synergien mit anderen Politikbereichen	Durch die SCR-Technologie werden neben NO _x zusätzlich NMVOC-Emissionen gemindert. Im Hinblick auf den Klimaschutz (Dekarbonisierung der Industrie) sind derzeit die Anstrengungen darauf gerichtet sind, die Primärstahlerzeugung von der koks-basierten Hochofenroute auf die wasserstoffbasierte Direktreduktion und Elektrostahlwerke umzubauen. Dadurch würden der Betrieb von Sinteranlagen obsolet und eine noch weitergehende Minderung der Stickstoffeinträge würde möglich. Durch konkrete Vereinbarungen zur mittelfristigen Umstellung auf das Direktreduktionsverfahren, ließe sich daher auf einen teuren kurzfristigen Umbau der Werke durch Nachrüstung von SCR-Anlagen für die nötige NO _x -Minderung verzichten.	
Zielkonflikte zwischen Maßnahmen	keine	
Zielkonflikte mit anderen Politikbereichen	Die Maßnahme hat für die betroffenen Unternehmen steigende Kosten zur Folge und steht daher in Konflikt mit dem Ziel den Wirtschaftsstandort Deutschland attraktiv zu halten und die Abwanderung von Unternehmen und Verlagerung der Arbeitsplätze ins Ausland zu verhindern. Der Betrieb einer SCR Anlage ist mit einem höheren Energiebedarf verbunden.	
Verlagerung ins Ausland	Bei dieser Maßnahme besteht das Risiko, dass die betroffenen Betriebe ihre Produktion und die damit verbundenen Stickstoffoxidemissionen ins Ausland verlagern.	
Rechtliche Beurteilung		

Höherrangiges Recht (Intl., EU oder Bundesrecht)		Umsetzende Regelungen oder Vollzugshilfen	
Art. 74 Abs. 1 Ziff. 24 GG		Änderung der TA Luft	
Rechtsfolge		Politische/Juristische Zuständigkeit für die Umsetzung	
siehe Maßnahme		Bund	
SMART-Kriterien			
Potenziell erfüllt			
juristische Umsetzbarkeit (Kategorie 1-3)		Erläuterungen und Quellen	
Keine ersichtlichen Hindernisse		-	
Effektivität			
Kat.		Erläuterungen und Quellen	
mittel (-1.5 bis -5 kt N)		Für das Jahr 2030 werden die Emissionen aus Sinter- und Walzanlagen auf rund 22 kt NO _x prognostiziert. Eine Absenkung des NO _x Emissionswertes auf < 100 mg/Nm ³ für Sinteranlagen hat ein Minderungspotenzial von 7,4 kt NO _x (UBA 2013).	
Kosten und Effizienz			
Vermeidungskosten bei Unternehmen/Haushalten/Staat		Umsetzungskosten	Effizienz
hoch (10 bis 100 Mio. EUR)		sehr gering (0 bis 1 Mio. EUR)	mittel (50 bis -50 EUR/kg N)
Erläuterungen und Quellen			
Die Vermeidungskosten der NO _x -Grenzwertverschärfung für Sinteranlagen werden auf 55 Mio. Euro geschätzt. Die Umsetzungskosten des Instruments sind gering, da nur eine Anpassung der rechtlichen Grundlagen erforderlich ist.			
Akzeptanz			
mittel		Die Zahl der betroffenen Unternehmen ist gering. Die Maßnahme ist jedoch für die Unternehmen mit hohen Kosten verbunden. Daher ist gesamthaft von einer mittleren Akzeptanz auszugehen.	
Technische Umsetzbarkeit			
mittel		Die für die Emissionsreduktion benötigten Technologien sind verfügbar und in der Praxis erprobt. Daher ist von einer mittleren technischen Umsetzbarkeit auszugehen.	