

TEXTE

221/2020

Potenziale zur Minderung der Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft

Berechnung der Minderungspotenziale von
Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft zur Reduktion
der nationalen Ammoniakemissionen und Entwicklung
von Szenarien zur Einhaltung der
Reduktionsverpflichtungen der neuen NEC-Richtlinie
(EU) 2284/2016

TEXTE 221/2020

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3718 51 242 0

FB000262

Potenziale zur Minderung der Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft

Berechnung der Minderungspotenziale von Maßnahmen
im Bereich Landwirtschaft zur Reduktion der nationalen
Ammoniakemissionen und Entwicklung von Szenarien zur
Einhaltung der Reduktionsverpflichtungen der neuen
NEC-Richtlinie (EU) 2284/2016

Abschlussbericht

von

Uwe Häußermann, Martin Bach, Lutz Breuer
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanage-
ment, Justus-Liebig-Universität Gießen

Helmut Döhler
DöhlerAgrar, Untermerzbach

Redaktionelle Bearbeitungen und Korrekturen

Susanne Döhler
DöhlerAgrar, Untermerzbach

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:

Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Heinrich-Buff-Ring 26
35393 Gießen

Abschlussdatum:

September 2019

Redaktion:

Fachgebiet II 4.1 Grundsatzfragen der Luftreinhaltung
Andreas Eisold

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Dezember 2019

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

Kurzbeschreibung: Potenziale zur Minderung der Ammoniak-emissionen in der deutschen Landwirtschaft

Durch die neue NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 verpflichtet sich Deutschland, die nationalen Emissionen von NH_3 ab 2020 um 5 % und ab 2030 um 29 % gegenüber 2005 zu senken, mit einem linearen Reduktionspfad zwischen 2020 und 2030. In vorliegendem Bericht werden Maßnahmen und Szenarien zur NH_3 -Emissionsminderung in der Landwirtschaft beschrieben und bewertet sowie deren Auswirkungen auf weitere Luftschadstoffe (TSP, PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ und NMVOC) und die Netto-Stickstoffzufuhr in den Boden quantifiziert. Die Methodik für die Berechnungen basiert auf dem Report für Methoden und Daten (RMD) - Berichterstattung 2018 (Haenel et. al. 2018) für den landwirtschaftlichen Teil des Nationalen Emissionsinventars.

Die Wirkungen der Maßnahmen und Szenarien werden jeweils gegenüber den Emissionen in einem Basisszenario für die Jahre 2020, 2025 und 2030 und gegenüber dem Referenzjahr der NEC-Richtlinie 2005 ausgewiesen. Dargestellt werden 40 Maßnahmen, die alle Abschnitte der landwirtschaftlichen Produktion betreffen wie bspw. Wirtschaftsdüngerausbringung, -lagerung und Ausbringung von synthetischen N-Düngern. Die maximale NH_3 -Minderungswirkung einzelner Maßnahmen liegt bei rund -13 % gegenüber 2005; die Umsetzung einer einzelnen Maßnahme ist somit nicht ausreichend für die Minderungssziele in 2030. Deshalb werden fünf verschiedene (als NEC-Compliance-Szenarien bezeichnete) Maßnahmenbündel entwickelt und berechnet, mit denen die Minderungssziele ab 2030 erreicht werden können. Außerdem werden die Emissionen der Jahre 2020, 2025 und 2030 berechnet, die sich im Basisszenario ergeben. Zudem wird ein Szenario untersucht, das die Maßnahmen des TA Luft-Entwurfs bündelt. Diese Emissionsmengen des Basiszenarios sind auch Bezugspunkt für die Bewertung der Minderungswirkung von Maßnahmen und Szenarien. Um das NH_3 -Minderungssziel 2020 zu erreichen, sind die Maßnahmen des Basiszenarios ausreichend. Für die Zeit danach sind zusätzliche Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündel erforderlich, um die NH_3 -Minderungssziele zu erreichen.

Abstract: Emission reduction measures in agriculture in the context of the new NEC directive

Under the new NEC Directive (EU) 2016/2284, Germany commits itself to reducing national emissions of NH_3 by 5 % and 29 %, respectively in 2020 and 2030, with a linear reduction path between 2020 and 2030 compared to 2005. This report describes and assesses measures and scenarios for reducing NH_3 emissions in agriculture and quantifies their effects on other air pollutants (TSP, PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ and NMVOC) and the net nitrogen input into the soil. The effects of the measures and scenarios are compared with the emissions in the baseline scenario in the years 2020, 2025 and 2030 and the reference year of the NEC Directive 2005. The methodology for the calculations was taken from the Report for Methods and Data (RMD) – Submission 2018 (Haenel et al. 2018) for the agricultural part of the National Emissions Inventory.

40 measures are presented at all stages of agricultural production, such as the storage and application of farm manure and the application of synthetic N fertilisers. The maximum NH_3 reduction effect of individual measures is around -13% compared to 2005, which means that a single individual measure alone is not sufficient for the reduction targets from 2030 onwards. Therefore, five different sets of measures (known as NEC compliance scenarios) are developed and calculated with which the reduction targets can be achieved from 2030 onwards; in addition, the emissions for 2020, 2025 and 2030 are calculated as they arise in the baseline scenario. Furthermore a scenario is presented that bundles the measures of the TA Luft draft. The emission quantities from the baseline scenario are also the reference point for assessing the mitigation effect of measures and scenarios. The measures in the baseline scenario are sufficient to achieve the NH_3 reduction target for 2020, while for the period thereafter a bundle of further measures is necessary in order to fulfill the NH_3 reduction targets.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis	12
Zusammenfassung.....	14
Summary	20
1 Einleitung.....	26
2 Methodik	29
2.1 Übersicht	29
2.2 Datengrundlagen und Datenbedarf	30
2.2.1 Abfragen über das Forschungsdatenzentrum	31
2.2.2 Daten der TI-Baseline.....	31
2.2.3 Daten des RMD	32
2.3 Aufbau und Struktur der Excel-Rechenmappen	32
2.4 Datenaufbereitung und Ergebnisdarstellung.....	33
2.5 Kongruenzprüfung	34
2.6 Maßnahmen und Szenarien	35
2.6.1 Referenzjahr und Bewertung der Minderungswirkungen	37
2.6.2 Maßnahmen.....	38
2.6.2.1 Wirtschaftsdüngerausbringung	39
2.6.2.2 Wirtschaftsdüngerlagerung	41
2.6.2.3 Stall	45
2.6.2.4 Systemintegrierte Maßnahmen.....	62
2.6.2.5 Synthetische N-Dünger	69
2.6.3 Indikative Ammoniakminderungskosten der Maßnahmen	73
2.6.3.1 Maßnahmen zur Minderung der Emissionen durch angepasste Nutztierfütterung	73
2.6.3.2 Maßnahmen zur Minderung der Emissionen durch Stalltechnik	73
2.6.3.3 Abluftreinigungsverfahren in Schweineställen.....	74
2.6.3.4 Maßnahmen bei der Lagerung flüssiger Wirtschaftsdünger	74
2.6.3.5 Maßnahmen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern	74
2.6.3.6 Maßnahmenkombinationen in der Schweinemast	75
2.6.4 Szenarien.....	75
2.6.4.1 Thünen-Baseline-Szenario	76
2.6.4.2 NEC-Compliance-Szenarien 1 bis 4 (NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4).....	76

2.6.4.3	TA Luft.....	78
3	Ergebnisse	79
3.1	Aktivitätsdaten	79
3.1.1	Klein- und Kleinstbetriebe	79
3.1.2	IED- und BImSchV-Betriebe	80
3.2	Kongruenzprüfung und Validierung der Zeitreihen	81
3.3	Ausgangssituation und Quellen der NH ₃ -Emissionen	85
3.4	Wirkung der Maßnahmen zur NH ₃ -Emissionsminderung.....	89
3.5	Emissionen weiterer Luftschadstoffe	97
3.5.1	Ausgangssituation	97
3.5.2	Wirkung der Maßnahmen.....	99
3.5.3	Szenarien.....	107
4	Fazit und Ausblick	112
5	Quellenverzeichnis	114
A	Zusammenstellung der Aktivitätsdaten	122
A.1	Klein- und Kleinstbetriebe.....	122
A.2	IED- und BImSchV-Betriebe.....	126
A.3	Szenarien.....	130
A.4	Maßnahmen.....	133

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Übersicht ausgewählter Techniken und Verfahrenskombinationen der Gülle-Gärrest-Verarbeitung	67
Abbildung 2	Vergleich der NH ₃ -Minderungswirkung von Maßnahmen auf Grundlage der nach vorliegendem Bericht verwendeten Methodik mit von KTBL und Thünen-Institut veröffentlichten NH ₃ -Minderungswirkungen.....	85
Abbildung 3	Zusammensetzung der NH ₃ -Emissionen der Wirtschaftsdüngernutzung (Wirtschaftsdüngermanagement und –ausbringung) im Jahr 2016	86
Abbildung 4	Zusammensetzung der NH ₃ -Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung nach Lager- bzw. Ausbringverfahren im Jahr 2016	87
Abbildung 5	Zusammensetzung der NH ₃ -Emissionen bei Wirtschaftsdüngermanagement und –ausbringung nach Unterkategorie und Verfahrensabschnitt im Jahr 2016.....	88
Abbildung 6:	Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	90
Abbildung 7:	Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerung auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	91
Abbildung 8:	Wirkung der Maßnahmen im Stall auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	92
Abbildung 9:	Wirkung der Maßnahmen zur Abluftreinigung auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	93
Abbildung 10:	Wirkung der Maßnahmen zur Fütterung auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	94
Abbildung 11:	Wirkung weiterer systemintegrierter Maßnahmen auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	95
Abbildung 12:	Wirkung von Viehbestandsabbau auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	96
Abbildung 13:	Wirkung von Maßnahmen zu synthetischen N-Düngern auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030	97
Abbildung 14:	Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	100
Abbildung 15:	Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerung auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	101
Abbildung 16:	Wirkung der Maßnahmen im Stall auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	102
Abbildung 17:	Wirkung der Maßnahmen zur Abluftreinigung auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	103

Abbildung 18:	Wirkung der Maßnahmen zur Fütterung auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	104
Abbildung 19:	Wirkung weiterer systemintegrierter Maßnahmen auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	105
Abbildung 20:	Wirkung von Viehbestandsabbau auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	106
Abbildung 21:	Wirkung von Maßnahmen zu synthetischen N-Düngern auf die Emissionen von NO _x , NMVOC, TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030	107
Abbildung 22:	Wirkung der Szenarien auf die NH ₃ -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030 gegenüber Thünen-Baseline und den Emissionen im Jahr 2005	109
Abbildung 23:	Änderung der Emissionen gasförmiger N-Verbindungen in einzelnen Verfahrensabschnitten durch Umsetzung der Maßnahme Xd („Urease-Inhibitor in Rinderställen“)	110
Abbildung 24:	Wirkung der Szenarien auf die NH ₃ -, NO _x -, NMVOC-, PM ₁₀ -, PM _{2,5} - und TSP-Emissionen aus der Landwirtschaft sowie die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030 gegenüber den Emissionen und der Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2005	111

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Struktur der Rechenmappe	33
Tabelle 2:	Übersicht der Maßnahmen und Szenarien	35
Tabelle 3:	NH ₃ -Emissionsfaktoren der Verfahren zur Wirtschaftsdüngerausbringung, die nicht im RMD enthalten sind	41
Tabelle 4:	NH ₃ -Emissionsfaktoren der Verfahren zur Wirtschaftsdüngerlagerung, die nicht im RMD enthalten sind	42
Tabelle 5:	NH ₃ -Emissionsfaktoren der Verfahren zur Kotbandtrocknung, die nicht im RMD enthalten sind	44
Tabelle 6:	NH ₃ -Emissionsfaktoren der Verfahren im Stall (ohne Kotbandtrocknung), die nicht im RMD enthalten sind	47
Tabelle 7:	NH ₃ -Emissionsfaktoren der Verfahren zur Ausbringung synthetischer N-Dünger, die nicht im RMD enthalten sind	70
Tabelle 8:	Übersicht der Maßnahmenkombinationen in den NEC-Compliance-Szenarien 1 bis 4 (NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4)	77
Tabelle 9:	Prozentuale Abweichungen der berechneten Emissionen von NH ₃ , N ₂ O, NO _x , NMVOC und Staub (TSP, PM ₁₀ und PM _{2,5}) in den Jahren 1990 bis 2016 gegenüber den Ergebnissen des RMD in ausgewählten Kategorien	82

Tabelle 10:	Ausgangssituation und Bezugswerte für die Bewertung der Maßnahmen und Szenarien in Bezug auf Ammoniak (NH ₃)	89
Tabelle 11:	Ausgangssituation und Bezugswerte für die Bewertung der Maßnahmen und Szenarien in Bezug auf Stickstoffoxide (NO _x), Nicht-Methan flüchtige organische Verbindungen (NMVOC), Gesamtstaub (TSP), Feinstaub (PM ₁₀ und PM _{2,5}) sowie Netto-N-Zufuhr in den Boden.....	98
Tabelle 12:	Mengengerüst der Tierbestände, Landwirtschaftsfläche und Mineraldüngermengen insgesamt und in Klein- und Kleinstbetrieben	122
Tabelle 13:	Biogassubstratmengen; insgesamt sowie in Klein- und Kleinstbetrieben in den Jahren 2020, 2025 und 2030	123
Tabelle 14:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren und Anteil der Weidezeiten von Rindern in Klein- und Kleinstbetrieben	123
Tabelle 15:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Schweinen in Klein- und Kleinstbetrieben	123
Tabelle 16:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in Klein- und Kleinstbetrieben	124
Tabelle 17:	Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Gülle in Klein- und Kleinstbetrieben	124
Tabelle 18:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Gülle in Klein- und Kleinstbetrieben	125
Tabelle 19:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Festmist (nach Tierarten) in Klein- und Kleinstbetrieben	125
Tabelle 20:	Mengengerüst der Tierbestände insgesamt und in BlmSchV-Betrieben (G-Anlagen, G+V-Anlagen und 2/3 der Grenze der G+V-Anlagen).....	126
Tabelle 21:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Schweinen in BlmSchV-Betrieben.....	127
Tabelle 22:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in BlmSchV-Betrieben.....	127
Tabelle 23:	Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Schweinegülle in BlmSchV-Betrieben	128
Tabelle 24:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinegülle in BlmSchV-Betrieben	128
Tabelle 25:	Häufigkeitsverteilung der Festmistausbringverfahren für Schweinemist und Geflügelkot in BlmSchV-Betrieben	129
Tabelle 26:	Anteil der Schweine in Ställen mit Abluftreinigungsanlagen in BlmSchV-Betrieben	129
Tabelle 27:	Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Rindergülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	130
Tabelle 28:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Rindergülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	130
Tabelle 29:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	130

Tabelle 30:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Schweinen in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	131
Tabelle 31:	Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	131
Tabelle 32:	Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Schweinegülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	132
Tabelle 33:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinegülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	132
Tabelle 34:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinefestmist und Geflügelkot in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	132
Tabelle 35:	Anteil der Schweine in Ställen mit güllebasierten Systemen mit Abluftreinigungsanlagen in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4.....	133
Tabelle 36:	Anteil des Geflügels in Ställen mit Abluftreinigungsanlagen in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4	133
Tabelle 37:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Rindergülle in den Maßnahmen 1a, 1b, 2b, 3a, 3b und 3c zur Wirtschaftsdüngerausbringung	133
Tabelle 38:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinegülle in den Maßnahmen 1a, 1b, 2b, 3a, 3b und 3c zur Wirtschaftsdüngerausbringung	134
Tabelle 39:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Gärreste in den Maßnahmen 1a, 1b, 2b, 3a, 3b und 3c zur Wirtschaftsdüngerausbringung	134
Tabelle 40:	Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren in den Maßnahmen 1a und 1b zur Wirtschaftsdüngerausbringung	135
Tabelle 41:	Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren in den Maßnahmen 4a, 4b und 4f zur Wirtschaftsdüngerlagerung	135

Abkürzungsverzeichnis

AHL	Ammonium-Harnstoff-Lösung
ASE	Agrarstrukturhebung
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
DCD	Dicyandiamid
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft, Frankfurt am Main
DüG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung
EMEP	Programm der Europäischen Umweltagentur (engl.: <i>European Monitoring and Evaluation Programme</i>)
EMMa	Emissionsminderungsmaßnahmen Datenbank
EMMa-L	Emissionsminderungsmaßnahmen Landwirtschaft
EU	Europäische Union
FDZ	Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder
GAS-EM	Modell Gasförmige Emissionen des Thünen-Instituts
GE	Geruchseinheiten im Reingas
GMO	Gentechnisch veränderter Organismus (engl.: <i>genetically modified organism</i>)
GVE	Großvieheinheiten
IEF	Zusammengefasster Emissionsfaktor (engl.: <i>implied emission factor</i>)
IPCC	Weltklimarat (engl.: <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
KAS	Kalkammonsalpeter
kPa, MPa	Kilopascal, Megapascal
kt	Kilotonnen
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V., Darmstadt
kWh	Kilowattstunde
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
Lys	Lysin
LZ	Landwirtschaftszählung
Met	Methionin
NBPT	N-(n-Buthyl)thiophosphorsäuretriamid
NEC	Nationale Emissionshöchstmenge (engl.: <i>national emission ceilings</i>)
NECC1 bis NECC4	NEC-Compliance-Szenario 1 bis 4
NFR	Nomenklatur für die Emissionsberichterstattung (engl.: <i>nomenclatur for re-reporting</i>)
NI	Nitrifikations-Inhibitor
NMVOC	Flüchtige organische Kohlenstoffe ohne Methan (engl.: <i>Non-methane volatile organic carbon</i>)

NPPT	N-(n-Propyl)thiophosphorsäuretriamid
PM₁₀	Feinstaub der Partikelgrößen kleiner 10 µm (engl.: <i>particulate matter</i>)
PM_{2,5}	Feinstaub der Partikelgrößen kleiner 2,5 µm (engl.: <i>particulate matter</i>)
RMD	Bericht zu Methoden und Daten (engl.: <i>report on methods and data</i>)
RP	Rohprotein
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TAN	Gesamt-Ammoniumstickstoff (engl.: <i>total ammonia nitrogen</i>)
TI, Thünen-Institut	Johann Heinrich von Thünen-Institut – Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig
TM	Trockenmasse
TP	Tierplatz
TSP	Gesamtschwebstaub (engl.: <i>total suspended particles</i>)
UAA	Landwirtschaftlich genutzte Fläche (engl.: <i>utilised agricultural area</i>)
UBA	Umweltbundesamt
UI	Urease-Inhibitor
W	Watt
WAM	Mit-Weiteren-Maßnahmen-Szenario (engl.: <i>with additional measures</i>)
WM	Mit-Maßnahmen-Szenario (engl.: <i>with measures</i>)
ZSE	Zentrales System Emissionen

Zusammenfassung

Deutschland hat sich im Rahmen der neuen NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 verpflichtet, bis 2020 und 2030 die nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe um festgelegte Prozentsätze zu senken. In der neuen NEC-Richtlinie wird das Höchstmengenziel der alten NEC-Richtlinie 2001/81/EG ersetzt durch ab 2020 und ab 2030 einzuhaltende prozentuale Reduktionsziele, bezogen auf die Emissionsmengen im Referenzjahr 2005. Für Ammoniak sieht die NEC-Richtlinie Minderungsziele von 5 % ab 2020 und 29 % ab 2030 und gegenüber der Ammoniakemission im Jahr 2005 vor, was nach der Emissions-Berichterstattung 2018 Höchstmengen von 594 kt NH₃ in 2020 und 444 kt NH₃ in 2030 entspricht. Für die Landwirtschaft sind die Reduktionsverpflichtungen für Ammoniak von herausragender Bedeutung, da 95 % der nationalen Ammoniakemissionen (629 kt NH₃ im Jahr 2016) aus der Landwirtschaft stammen (UBA 2019). In der neuen NEC-Richtlinie werden weitere Stoffe geregelt, die zum Teil für die Landwirtschaft relevant sind und in vorliegendem Bericht ebenfalls berücksichtigt werden. Der vorliegende Bericht beschreibt die Annahmen, Hintergründe und Auswirkungen von Maßnahmen und Szenarien in der Quellgruppe Landwirtschaft im nationalen Luftreinhalteprogramm (BMU, 2019) auf die Emissionsmengen der gemäß NEC-Richtlinie relevanten Luftschadstoffe. Weiterhin beinhaltet der Bericht Maßnahmen und Szenarien, die im nationalen Luftreinhalteprogramm (BMU, 2019) nicht oder in abweichender Form berücksichtigt werden. Der Fokus liegt dabei auf den Minderungszielen für Ammoniak, daneben werden aber auch die Wirkungen der Maßnahmen und Szenarien auf weitere Luftschadstoffe (Nicht-Methan flüchtige organische Kohlenstoffe (NMVOC), Gesamtschwebstaub (TSP) und Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie auf die Lachgas-Emissionen (N₂O) und die Netto-N-Zufuhr in den Boden dargestellt.

Methodik

Für den vorliegenden Bericht wurden auf Grundlage von Haenel et al. (2018) Berechnungsinstrumente entwickelt, die eine detaillierte Darstellung der Stickstoffflüsse entlang der Prozesskette landwirtschaftlicher Verfahren, den dabei auftretenden Emissionen umweltrelevanter Stickstoffverbindungen sowie den Änderungen der Stickstoffpools in den einzelnen Abschnitten der Prozesskette ermöglichen. Mit diesem Instrument wurde die Minderungswirkung der Maßnahmen und Szenarien in Bezug auf die NH₃-Emissionen für die Jahre 2020, 2025 und 2030 als Projektionen berechnet und ihr Beitrag zur Emissionsminderung gegenüber dem Referenzjahr 2005 bewertet. Die Auswahl der Maßnahmen erfolgte auf Grundlage der Verfahrensbeschreibung in der einschlägigen Literatur, die sich mit der Minderung von Ammoniakemissionen befasst.

Die Einzelmaßnahmen für die Quellgruppe Landwirtschaft (= NFR-Sektor 3) werden in vorliegendem Bericht zu Maßnahmenkombinationen zusammengefasst, die als Szenario Thünen-Baseline, NECC (NECC1, NECC2, NECC3, NECC4) und TA Luft (je nach Umsetzungsgrad TA Luft 25, TA Luft 50 oder TA Luft 100) bezeichnet werden. Das Szenario Thünen-Baseline entspricht den landwirtschaftlichen Maßnahmen im sogenannten „WM-Szenario“ des nationalen Luftreinhalteprogrammes der Bundesrepublik Deutschland (BMU, 2019) und der Thünen-Baseline-Projektion (Offermann et al. 2018). Die Szenarien im vorliegenden Bericht bauen auf den Szenarien auf, die in diesen Dokumenten beschrieben werden, und entwickeln diese gemäß den Anforderungen der NEC-Richtlinie weiter.

Die Darstellung der Ergebnisse der Berechnungen erfolgt entsprechend den Anforderungen der Emissionsdatenbank des Umweltbundesamtes für das nationale Luftreinhalteprogramm (Emissionsminderungsmaßnahmen-Datenbank, kurz EMMA). Diese Emissionsdatenbank enthält die Aktivitätsdaten, die auf Aktivitäten bezogenen Emissionen (implied emission factors, IEF) und die nationalen Emissionssummen der nach NEC-Richtlinie relevanten Luftschadstoffe. Die

EMMa-Datenbank hat dieselbe Struktur und Detaillierung wie die Emissionsinventardatenbank „Zentrales System Emissionen“ (kurz „ZSE-Datenbank“), die der nationalen Emissionsinventarberichterstattung zugrunde liegt (BMU 2019).

Datengrundlagen und Ergebnisaufbereitung

Die wesentlichen Datengrundlagen des vorliegenden Berichts sind die Agrarstrukturerhebung 2016, ergänzt um Daten der Landwirtschaftszählung 2010, der Report zu Methoden und Daten (RMD) - Berichterstattung 2018 (Haenel et. al. 2018) sowie die Projektionen der Agrarstruktur in der Thünen-Baseline 2017 – 2027 (Offermann et al. 2018, Haenel et al. 2018). Die Abschätzung der Aktivitätsdaten für die Jahre 2020, 2025 und 2030 erfolgte auf Basis der Thünen-Baseline 2017 – 2027. Weitere, unveröffentlichte Datensätze wurden im Rahmen des Projekts über das Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) aus den Mikrodaten der Agrarstrukturerhebung 2016 in Verbindung mit der Landwirtschaftszählung 2010 abgefragt.

Sofern Maßnahmen betrachtet werden, die auf auch im RMD abgebildeten Verfahren beruhen, werden die den Verfahren zugeordneten Emissionsfaktoren dem RMD entnommen. Für Verfahren, die nicht im RMD abgebildet werden, wurden über eine Literaturlauswertung spezifische Emissionsfaktoren abgeleitet.

Zum Zeitpunkt der Erstellung des ersten nationalen Luftreinhalteprogramms für Deutschland lagen verfügbare Daten zu aktuellen Aktivitäten, IEF und nationalen Emissionsmengen zur IST-Situation für das Jahr 2016 vor und wurden in den Tabellenanhängen zu Haenel et al. (2018) veröffentlicht. Auf Grundlage dieser Daten und der vorliegenden Projektionen für 2020 und 2027 wurden die Daten für 2025 und 2030 interpoliert bzw. extrapoliert. Die meisten anderen Eingangsdaten werden in der Projektion der TI-Baseline für 2020 und 2027 als unverändert gegenüber den Werten im Jahr 2016 angesehen, ebenso meist die Leistung der Tiere und damit die tierplatzbezogenen Ausscheidungen von Stickstoff.

Die Berechnungsvorschriften und die zu Grunde gelegten Funktionen für die Berechnungen der Umwandlungsprozesse und der Emissionen gasförmiger Stickstoffverbindungen, beginnend mit den tierischen Ausscheidungen bis zum Eintrag in den Boden, sind identisch mit denjenigen des RMD (Haenel et al. 2018). Die Berechnungen der Staub (TSP, PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie NMVOC-Emissionen erfolgen ebenfalls übereinstimmend mit dem RMD.

Für die Berechnungen der Maßnahmen und Szenarien und die Emissionsprojektionen für die Jahre 2020, 2025 und 2030 sowie die *ex-post*-Berechnungen der Zeitreihe 1990 bis 2016 wurde eine Rechenmappe in Microsoft Excel erstellt, die im Wesentlichen die Struktur des RMD und dessen Gliederung in Bereiche, Kategorien und Unterkategorien übernimmt.

Bis zur Gliederungsebene der Unterkategorien werden die Stickstoffflüsse über die Prozesskette und die damit verbundenen Emissionen jeweils unabhängig voneinander berechnet. Auf Prozessebene bestimmen die im jeweiligen Abschnitt eingesetzten Verfahren die Höhe der Emissionen und die im jeweiligen Prozessabschnitt vorliegende Stickstoffmenge, wie auch die Menge in den nachgelagerten Prozessabschnitten. D. h. beispielsweise, dass eine Minderung der Ammoniakemissionen im Stall zu höheren Emissionspotenzialen und unter *ceteris paribus*-Bedingungen auch zu höheren Emissionen in den dem Stall nachgelagerten Verfahrensabschnitten Lagerung und Wirtschaftsdüngerausbringung führt.

Die EMMa-Datenbank ist analog der Struktur des RMD aufgebaut, entsprechend sind die Ergebnisse aus der EMMa-L-Rechenmappe aufbereitet. Dort werden, im Wesentlichen nach dieser Struktur gegliedert, die Aktivitätsdaten (Anzahl Tierplätze, kg Stickstoff, Flächen in 1000 ha), die

Emissionsmengen von NH_3 , NO_x , NMVOC und Staub (TSP, PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$) in kg sowie spezifisch, bezogen auf die Aktivitätsdaten (bspw. in kg/Tierplatz) als zusammengefasster Emissionsfaktor (IEF) hinterlegt. Die Einträge in der EMMA-Datenbank umfassen immer die gesamte Quellgruppe Landwirtschaft.

Kongruenzprüfung

Zur Validierung der vorliegenden Ergebnisse und zur Überprüfung der methodischen Übereinstimmung mit dem RMD (Haenel et al. 2018) wurden die Daten der *ex post*-Analyse für die Zeitreihe 1990 bis 2016 mit den Ergebnissen der Emissionsberechnung für NH_3 , N_2O , NO_x , NMVOC, TSP, PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ in den Tabellenanhängen des RMD verglichen. Als Vergleichsgrößen werden die Spanne der jährlichen Abweichungen in Prozent und die Mittelwerte der positivierten Prozentbeträge für die Zeitreihe 1990 bis 2016 angegeben.

Ziel ist es, dass die nationalen Summen der betrachteten Zielgrößen nach der hier durchgeführten Berechnung um weniger als 3 % von den Werten der Emissionsberichterstattung (RMD) abweichen. Eine exakte Übereinstimmung kann nicht erwartet werden, da mehrere Datensätze zur Häufigkeitsverteilung von Verfahren des TI nur auf nationaler Ebene und ganzzahlig gerundet veröffentlicht werden, intern jedoch auf Ebene der Bundesländer und nicht gerundet vorliegen und mit dieser Differenzierung auch in den Berechnungen des Inventars vom TI verwendet werden.

Eine weitere Kongruenzprüfung wurde mit den von KTBL und TI beschriebenen Minderungsmaßnahmen durchgeführt, für die Ammoniakminderungswirkungen quantifiziert wurden (TI und KTBL o. J.).

Maßnahmen und Szenarios

Für den vorliegenden Bericht wurden für die verschiedenen Verfahrensabschnitte insgesamt 40 Maßnahmen definiert, die primär im Hinblick auf ihre Minderungswirkung für Ammoniakemissionen ausgewählt wurden. Der Bericht enthält zu allen in ihrer Emissionsminderungswirkung berechneten Maßnahmen eine Beschreibung, aber auch darüberhinausgehend Beschreibungen zu Maßnahmen, deren Emissionsminderungswirkung nicht berechnet wurde. Die Maßnahmen decken alle Bereiche entlang der Verfahrenskette ab:

- ▶ Fütterung, wofür verschiedene Maßnahmen zur N-reduzierten Fütterung gerechnet wurden;
- ▶ Stall mit Abluftreinigung, Einsatz von Urease-Inhibitoren, Güllekühlung, optimierte Spaltentypen und Spaltenbeläge sowie Spaltenreinigung;
- ▶ Wirtschaftsdüngerlagerung mit Abdeckung von offenen Gülle- und Gärrestlagern, Außenlagerung von unterflur gelagerter Gülle, Kottrocknung von Geflügelkot, Abdeckung von Festmist, Vergärung von Gülle und Festmist in Biogasanlagen;
- ▶ Wirtschaftsdüngerausbringung mit verkürzten Einarbeitungszeiten für Wirtschaftsdünger, Verbot von Breitverteilung, Ausbringung mit emissionsmindernder Ausbringtechnik wie Schleppschlauch, Schleppschuh, Injektionsschlitzverfahren oder Güllegrubber.

Weiterhin werden noch Maßnahmen zur emissionsmindernden Ausbringung von synthetischen N-Düngern betrachtet (Einsatz von Urease-Inhibitoren bei Harnstoff und AHL-Düngung, Ersatz von Harnstoff und AHL durch KAS, Minderung des N-Flächenbilanzüberschusses durch geringere Mineraldüngerzufuhr). Zudem gibt es systemintegrierte Maßnahmen wie die Ansäuerung der Gülle im Stall, die über die ganze Verfahrenskette vom Stall über die Lagerung bis hin zur

Ausbringung eine emissionsmindernde Wirkung haben. Einige dieser Maßnahmen enthalten Verfahren, die im RMD nicht berücksichtigt werden, weshalb für diese Verfahren neue Emissionsfaktoren auf Grundlage von Literaturwerten abgeleitet wurden.

Für den vorliegenden Bericht wurden mehrere Szenarien gerechnet. Szenarien sind in diesem Fall Maßnahmenkombination, die auf Grundlage bestimmter Zielstellungen oder Politiken definiert werden. Mit dem „Thünen-Baseline-Szenario“ werden die Emissionen auf Grundlage der aktuellen Entwicklung in der Quellgruppe Landwirtschaft und der bereits rechtsverbindlich beschlossenen Maßnahmen in der Klimapolitik und Luftreinhaltepolitik (Stand 2017) für die Jahre 2020, 2025 und 2030 fortgeschrieben. Die Minderungswirkungen aller weiteren Szenarien werden in Bezug auf die im Thünen-Baseline-Szenario für 2020, 2025 und 2030 projizierten Emissionen sowie in Bezug auf das Referenzjahr 2005 der neuen NEC-Richtlinie bewertet. Die weiteren Szenarien sind fünf NEC-Compliance-Szenarien (NECC1 bis NECC4 und NECC4+TA Luft 50), mit denen die NH₃-Minderungsziele für 2020 bis 2030 erreicht werden sollen, sowie das Szenario TA Luft 50, das die Maßnahmen des Referentenentwurfs der TA Luft vom 16. Juli 2018 beinhaltet und von einer 50 %-igen Umsetzung dieser Maßnahme ausgeht.

Ergebnisse

Die Emissionen verschiedener Luftschadstoffe nach hier durchgeführter Berechnung für die Zeitreihe 1990 bis 2016 stimmen mit den Werten der Emissionsberichterstattung 2018 des RMD (Haenel et al. 2018) für die überwiegende Zahl der Stoffe in den meisten Kategorien im Mittel der Jahre mit weniger als 3 % Abweichung überein, meist sogar in einem Bereich von ≤ 1 %. Die maximale Abweichung von 3 %, die als Kriterium für eine gute Übereinstimmung der Datenreihen vorgegeben worden war, wird somit weitestgehend eingehalten.

Eine weitere Kongruenzprüfung betraf den Vergleich der nach vorliegender Methode berechneten Wirkung von Ammoniakminderungsmaßnahmen mit den von KTBL und Thünen-Institut (o. J.) veröffentlichten Angaben zu Minderungswirkungen. Für fast alle Maßnahmen stimmen die Werte zur Minderungswirkung zwischen beiden Datenquellen zu mehr als 90 % und damit sehr gut überein. Die einzige Ausnahme betrifft die Maßnahme 6a (N-reduzierte Fütterung von Mastschweinen), für die sich die Werte um 56 % unterscheiden.

Detaillierte Daten zu Ammoniakemissionen liegen aus den Berechnungen für den vorliegenden Bericht nach Tierkategorien getrennt und entlang der Prozesskette Stall – Lager – Ausbringung für die Zeitreihe 1990 bis 2016 vor. Im Jahr 2016 verursachte die Wirtschaftsdüngernutzung NH₃-Emissionen in Höhe von 514 kt NH₃, wovon 190 kt NH₃ im Stall, 77 kt NH₃ bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und 248 kt NH₃ bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (einschl. Emissionen durch Weidegang) entstehen. Die 514 kt NH₃ aus Wirtschaftsdüngernutzung entsprechen 82 % der gesamten NH₃-Emissionen aus der Quellgruppe Landwirtschaft bzw. 78 % der gesamten nationalen NH₃-Emissionen. Die restlichen NH₃-Emissionen sind mit 100 kt NH₃ im Wesentlichen auf die Ausbringung von synthetischen N-Düngern zurückzuführen.

Bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern entstehen 66 % der Emissionen entsprechend 51 kt NH₃ durch die Lagerung von Festmist und Jauche, lediglich ein Drittel der Emissionen entfallen auf die Lagerung von Gärresten und Gülle. Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger wird mit 125 kt NH₃ rund die Hälfte (51 %) der NH₃-Emissionen durch die Ausbringung von Gülle und Gärresten mit Breitverteilern verursacht.

Bezogen auf die Tierarten ist die Wirtschaftsdüngernutzung in der Rinderhaltung mit 268 kt NH₃ für mehr als die Hälfte der NH₃-Emissionen verantwortlich. 118 kt NH₃ (23 %) sind der Schweinehaltung zuzurechnen und aus der Haltung aller übrigen Tierarten (Geflügel, Schafe, Ziegen und Pferde) entstammen 67 kt NH₃ (13 %). Die Biogaserzeugung aus Energiepflanzen

trägt schließlich 61 kt NH₃ (entsprechend 12 %) zu den NH₃-Emissionen aus Wirtschaftsdüngern bei.

Zwischen 2005 und 2016 sind die nationalen NH₃-Emissionen um rund 40 kt NH₃ angestiegen. Dieser Anstieg geht ausschließlich auf den Ausbau der Biogaserzeugung und die damit verbundene Lagerung und Ausbringung der Energiepflanzengärreste zurück. Ohne die Berücksichtigung der Energiepflanzenvergärung bleiben von 2005 bis 2016 die Gesamt-NH₃-Emissionen wie auch die NH₃-Emissionen aus sonstigen landwirtschaftlichen als auch nicht-landwirtschaftlichen Quellen nahezu konstant.

Minderungswirkungen von Maßnahmen und Szenarien

Da die Emissionen aus pflanzlichen Gärresten im Jahr 2020 noch nicht in die Minderungsziele einbezogen werden, ergibt die 5 %-Reduktionsverpflichtung eine relativ geringe absolute Minderungsverpflichtung gegenüber 2005 in Höhe von 31 kt NH₃, die vollständig durch die Umsetzung des Basisszenarios (= Thünen-Baseline-Szenario) abgedeckt wird. Deutlich höhere Reduktionsverpflichtungen ergeben sich (unter der Annahme einer schrittweisen linearen Reduktion von 2021 bis 2029) erst für 2025 mit 113 kt NH₃ und für 2030 mit 181 kt NH₃. Die Reduktionsverpflichtungen in den Jahren 2025 und 2030 können somit nur durch Einbezug zusätzlicher Maßnahmen erreicht werden, die über das Basisszenario hinausgehen und mit denen in 2025 weitere 62 kt bzw. in 2030 126 kt NH₃-Minderung erzielt werden.

Klein- und Kleinstbetriebe (mit weniger als 50 Großvieheinheiten, bzw. weniger als 20 Großvieheinheiten oder weniger als 20 ha LF) sind aus agrarpolitischen Erwägungen von den Minderungsmaßnahmen ausgenommen worden. Die Gesamtwirkung der einzelnen Maßnahmen verringert sich dadurch nur geringfügig um meist weniger als 5 % gegenüber der Minderungswirkung, die unter Einschluss von Klein- und Kleinstbetrieben erreicht würde.

Die Minderungswirkung der einzelnen Maßnahmen zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern liegt zwischen 2 % (Ansäuerung von 50 % der Rinder- und Schweinegülle in den Jahren 2025 und 2030) und 14 % (Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung im Jahr 2020). Die Minderungswirkungen der Maßnahmen zur Lagerung von Wirtschaftsdüngern sind im Wesentlichen deutlich weniger effektiv als die Maßnahmen im Bereich der Ausbringung; ihre Minderungswirkung liegt bei etwa 1 bis 2 %.

Maßnahmen im Stall (Anwendung von Urease-Inhibitoren (UI), Güllekühlung) mindern die NH₃-Emissionen um rund 2 bis 4 %. Für Maßnahmen zur Abluftreinigung ist neben der eingesetzten Technik entscheidend, welcher Anteil der Tierbestände mit Abluftreinigungsanlagen ausgestattet wird. Unter der hier getroffenen Annahme, dass maximal Stallanlagen ab 2/3 der unteren Grenze der BImSchV-V-Anlagen nach der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (4. BImSchV 2015) mit einbezogen werden, können mit Abluftreinigung etwas mehr als 6 % der NH₃-Emissionen gemindert werden. Die Minderungswirkung durch N-reduzierte Fütterung ist mit 0,5 bis maximal 2 % relativ gering und hängt davon ab, welche Tierbestände einbezogen werden. Diese Werte unterschätzen allerdings die Minderungswirkung der N-reduzierten Fütterung vermutlich deutlich, da in den Modellrechnungen wesentliche Effekte der N-reduzierten Fütterung auf die NH₃-Emissionen nicht berücksichtigt werden. Hierzu gehört, dass durch die N-reduzierte Fütterung primär die Ausscheidung über Urin und in der Folge der TAN-Gehalt in den Exkrementen zurückgeht, zudem führt die N-reduzierte Fütterung zu einer pH-Wert-Absenkung in den Exkrementen. Beides mindert die NH₃-Emissionen über den allein durch den Rückgang der N-Ausscheidungen bedingten Rückgang der NH₃-Emissionen hinaus.

Die Ansäuerung der Gülle im Stall zählt zu den systemintegrierten Maßnahmen und mindert die NH_3 -Emissionen entlang der gesamten Verfahrenskette erheblich. Mit 3 bis knapp 5 % erreicht diese Maßnahme eine deutlich höhere tierplatzbezogene Minderungswirkung als die Ansäuerung der Gülle erst zur Ausbringung. Aufgrund der technischen Anforderungen und des hohen Investitionsbedarfs ist die Ansäuerung im Stall für kleinere Betrieben jedoch weniger geeignet als die Ansäuerung zur Ausbringung, die auch überbetrieblich umgesetzt werden kann. Ein Abbau der Viehbestände von 5 bzw. 10 % linear über alle Tierkategorien mindert die NH_3 -Emissionen um 4 bzw. 8 %. Unverändert bleiben beim Viehbestandsabbau die absoluten NH_3 -Emissionen aus der Anwendung von Mineraldünger, die einen Anteil von etwa 20 % an den gesamten landwirtschaftlichen NH_3 -Emissionen haben.

Maßnahmen zu synthetischen N-Düngern erreichen im Falle eines vollständigen Ersatzes von Harnstoff und AHL durch KAS eine Minderungswirkung von mehr als 8 %. Die Ausbringung von Harnstoff und AHL mit Urease-Inhibitoren mindert die NH_3 -Emissionen mit rund 4 % deutlich weniger, wobei zu berücksichtigen ist, dass diese Maßnahme aufgrund der Bestimmungen in der Düngeverordnung schon teilweise im Thünen-Baseline-Szenario umgesetzt wird.

Die Reduktionsverpflichtungen für die Jahre 2020, 2025 und 2030 betragen 31, 113 bzw. 181 kt NH_3 gegenüber dem Referenzjahr 2005. Mit dem Thünen-Baseline-Szenario können die Reduktionsverpflichtungen für 2020 erfüllt werden, nicht jedoch für die Jahre 2025 und 2030. Hierfür sind zusätzliche Maßnahmen bzw. -kombinationen erforderlich, die mit den NEC-Compliance-Szenarien (NECC1 bis NECC4 und NECC4+TA Luft 50) abgebildet werden. Die Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe führt dazu, dass mit manchen dieser Szenarien die Reduktionsverpflichtungen für das Jahr 2030 nicht in vollem Umfang erreicht werden können. Das Szenario TA Luft 50 hat ein Reduktionspotenzial von 17 kt NH_3 , womit bei Kombination der NEC-Compliance-Szenarien (NECC1 bis NECC4) mit den Maßnahmen der TA Luft die Reduktionsverpflichtung für 2030 in allen Szenarien erfüllt werden kann.

Gegenüber dem Referenzjahr 2005 wird in allen Szenarien ein Anstieg der Netto-N-Zufuhr in den Boden (Überschuss der N-Flächenbilanz vermindert um NH_3 -Emissionen aus der Ausbringung N-haltiger Dünger) ausgewiesen, der in den NEC-Compliance-Szenarien NECC1 bis NECC3 mit rund 17 % höher ist als im Thünen-Baseline-Szenario mit rund 10 %. D. h. in diesen Szenarien steigt die Netto-N-Zufuhr in den Boden auch in Bezug auf die 2030 im Thünen-Baseline-Szenario projizierte Netto-N-Zufuhr in den Boden um rund 7 %-Punkte an. Lediglich im Szenario NECC4, das als Maßnahme eine Minderung der Zufuhr synthetischer N-Dünger um 20 kg N/ha LF vorsieht, ist die Netto-N-Zufuhr gegenüber 2005 immer noch 5 % höher, in Bezug auf die 2030 projizierte Netto-N-Zufuhr jedoch um 5 % geringer. Das Szenario TA Luft 50 führt aufgrund der Maßnahme N-reduzierte Fütterung zu geringfügig niedrigerer Netto-N-Zufuhr in den Boden und zu niedrigeren NO_x -Emissionen als das Thünen-Baseline-Szenario.

Aufgrund der Maßnahmen zur Abluftreinigung werden im Szenario TA Luft 50 die Staubemissionen deutlich reduziert, auch in Kombination mit dem Szenario NECC4. In den übrigen NEC-Compliance-Szenarien bleiben Staub- und NMVOC-Emissionen gegenüber den im Thünen-Baseline-Szenario für 2030 projizierten Emissionen praktisch unverändert. Gegenüber dem Referenzjahr 2005 gehen die NMVOC- und $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen leicht zurück, die TSP- und PM_{10} -Emissionen steigen leicht an.

Summary

In accordance with the new NEC Directive (EU) 2016/2284, Germany has committed itself to reducing national emissions of certain air pollutants by fixed percentages by 2020 and 2030. In the new NEC Directive, the maximum quantity target of the old NEC Directive 2001/81/EC is replaced by percentage reduction targets to be met from 2020 and from 2030 compared with the emission quantities in the reference year 2005. For ammonia, the NEC Directive reduction targets for Germany are 5 % from 2020 and 29 % from 2030 and, corresponding to maximum emissions of 594 kt NH₃ in 2020 and 444 kt NH₃ in 2030, according to the 2018 emission reporting. For agriculture, the reduction commitments for ammonia are of particular importance, because 95 % of national ammonia emissions (629 kt NH₃ in 2016) originate from agriculture (UBA 2019). The new NEC Directive covers further substances, some of which are relevant for agriculture and will also be considered in this report. This report describes the assumptions, background and effects of the measures and scenarios in the source group agriculture in Germany's National Air Pollution Control Programme on the emission levels of the air pollutants relevant under the NEC Directive. The report also contains measures and scenarios that are not considered in the National Air Pollution Control Programme or are taken into account in a different form. The focus is on the reduction targets for ammonia, but effects of the measures and scenarios on other air pollutants (Non-methane volatile organic compounds (NMVOC), total suspended particles (TSP) and particulate matter (PM₁₀ and PM_{2,5}) and on the net N supply to the soil are also presented.

Methodology

Based on Haenel et al. (2018), calculation tools have been developed for this report which allow a detailed description of the nitrogen flow along the agricultural process chains, the resulting emissions of environmentally relevant nitrogen compounds and the changes in the nitrogen pool in the individual sections of the process chain. This instrument was used to calculate the reduction effect of the measures and scenarios in relation to NH₃ emissions for the years 2020, 2025, and 2030, calculated as projections and to assess their contribution to emission reduction compared with the reference year 2005. The selection of measures is based on the process description in the relevant literature dealing with ammonia emission reduction.

The individual measures in this report for the source group agriculture (=NFR sector 3) are grouped together into combinations of measures in line with the Thünen Baseline, NECC (NECC1, NECC2, NECC3, NECC4) and TA Luft (depending on the degree of application denoted as TA Luft 25, TA Luft 50, or TA Luft 100). The Thünen Baseline is equivalent to the agricultural measures in the so-called "WM scenario" in the German National Air Pollution Control Programme (BMU, 2019) and in the Thünen-Baseline-Projection (Offermann et al. 2018). The scenarios in this report build on the scenarios described in those documents and develop these to comply with the NEC Directive.

The results of the calculations are presented in accordance with the requirements of the emission reduction measures database of the German Federal Environment Agency for the National Air Pollution Control Programme (EMMa). This database contains activity data, implied emission factors (IEF) and national emission totals for air pollutants relevant under the NEC Directive. The EMMa database has the same structure and level of detail as the Central System of Emissions database (ZSE database), which forms the basis for national emissions inventory reporting (BMU 2019).

Data bases and result preparation

The main data bases of this report are the agricultural structure survey 2016, supplemented by data from the agricultural census 2010, the Report on Methods and Data (RMD) – Submission 2018 (Haenel et al. 2018) and the projections of the agricultural structure in the Thünen Baseline 2017 - 2027 (Offermann et al. 2018, Haenel et al. 2018), on the basis of which the activity data for the years 2020, 2025 and 2030 were estimated. Additional unpublished data sets from the microdata of the agricultural structure survey 2016 in connection with the agricultural census 2010 were requested through the Research Data Centre of the Statistical Offices of the Federal Government and the Länder (FDZ).

If measures are considered which are also based on processes mapped in the RMD, the emission factors this assigns to the processes are adopted. For processes that are not mapped in the RMD, specific emission factors were derived from the literature.

When the First National Air Pollution Control Programme for Germany was drawn up, the most up-to-date available data on activities, IEF and national emission levels for the situation in 2016 were available and published in the table appendices to Haenel et al. (2018). Based on these data and the available projections for 2020 and 2027, the data for 2025 and 2030 were interpolated and extrapolated respectively. Most of the other input data in the projection of the TI baseline for 2020 and 2027 are considered to be unchanged compared to the values in 2016, as are mostly the animal performance and thus the animal place-related excretions of nitrogen.

The calculation rules and the functions used to calculate the conversion processes and the emissions of gaseous nitrogen compounds, starting with animal excrements through to their input into the soil, are identical to those of the RMD (Haenel et al. 2018). The calculations of dust (TSP, PM₁₀ and PM_{2.5}) and NMVOC emissions are also consistent with the RMD.

For the calculations of the measures and scenarios and the emission projections for 2020, 2025 and 2030 as well as the *ex-post* calculations of the time series 1990 to 2016, a calculation folder was created in Microsoft Excel which essentially adopts the structure of the RMD and its subdivision into sectors, categories and sub-categories.

Up to the sub-category level, the nitrogen flows are calculated independently of each other via the process chain and the associated emissions. At the process level, the procedures used determine the level of emissions and the amount of nitrogen present in the respective process section, as well as those of the downstream process sections. This means, for example, that a reduction in ammonia emissions in animal housing leads to higher emission potentials and, other things being equal, also leads to higher emissions in the process sections downstream of animal housing from storage and fertiliser application.

The EMMA database adopts the structure of the RMD, and the results from the EMMA-L calculation folder are to be prepared accordingly. The activity data (number of animal places, kg nitrogen, areas in 1000 ha), and the emission quantities of NH₃, NO_x, NMVOC and dust (TSP, PM₁₀, PM_{2.5}) either as a total (in kg) or relative to the activity data (e.g. in kg/animal place) are stored as a summarised emission factor (IEF). The entries in the EMMA database always cover the entire source group agriculture.

Congruence check

To validate the results and to verify the methodological compliance with the RMD (Haenel et al. 2018), the data of the *ex-post* analysis for the time series 1990 to 2016 were compared with the results of the emission calculation for NH₃, N₂O, NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ and PM_{2.5} in the table appendices of the RMD. The range of annual deviations in percent and the mean values of the positive percentages for the time series 1990 to 2016 are used for the comparison.

The aim is that the national totals of the indicators should deviate by less than 3 % from the RMD values. An exact agreement cannot be expected, because several data sets on the frequency distribution derived using the TI processes are only published at the national level with rounded values, but are available internally as non-rounded values for the Länder, and these more accurate figures are used for the calculation of the TI inventory.

A further congruence check was carried out with the reduction measures described by the Thünen Institute and the Association for Technology and Structures in Agriculture, for which ammonia reduction effects were quantified (KTBL and Thünen Institute n.d.).

Measures and scenarios

For the purposes of this report, measures have been defined for the various stages of the process, selected primarily with regard to their reduction effect on ammonia emissions. The report contains descriptions of all measures for which emission reduction effects were calculated, but also descriptions of measures whose emission reduction effects were not calculated. The measures cover all sectors along the process chain:

- ▶ Feed, for which various measures for N-reduced feed were calculated;
- ▶ Sheds with exhaust air scrubbers, use of urease inhibitors, slurry cooling, optimised slat types and slat linings as well as slat cleaning;
- ▶ Manure storage with covering of open slurry and digestate stores, outdoor storage of collected underfloor slurry, drying of poultry manure, covering of solid manure, anaerobic digestion of slurry and solid manure in biogas plants;
- ▶ Application of farm manure with reduced incorporation times, prohibition of broadcast application, application with emission-reducing technology such as trailing hose, trailing shoe, injection slot method, or liquid manure grubber.

Furthermore, measures for the emission-reducing application of synthetic N-fertilisers are considered, such as the use of urease inhibitors in urea and ammonium nitrate solution fertilisation, the replacement of urea and AN solution by calcium ammonium nitrate and the reduction of the N-surface balance surplus through reduced mineral fertiliser application. In addition, there are system-integrated measures which reduce emissions along the entire process chain from the shed through storage to application, such as the acidification of the slurry in the shed. Some of these measures involve processes that are not taken into account in the RMD, which is why new emission factors were derived for these processes on the basis of the literature.

Several scenarios have been calculated for this report. Scenarios are combinations of measures defined on the basis of specific objectives or policies. The Thünen Baseline Scenario is used to extrapolate emissions for the years 2020, 2025 and 2030 on the basis of current developments in the source group agriculture and the measures in climate policy and air pollution control policy that are already legally binding. The mitigation effects of all other scenarios are assessed in relation to the emissions projected in the Thünen Baseline scenario for 2020, 2025 and 2030 and relative to the reference year 2005 of the new NEC Directive. The other scenarios are five NEC compliance scenarios (NECC1 to NECC4 and NECC4+TA Luft 50), with which the NH₃ reduction targets for 2020 to 2030 are to be achieved, as well as the TA Luft 50 scenario, which contains the measures of the *TA Luft* draft bill of 16 July 2018 (Technical Instructions on Air Quality Control), assuming a 50 % implementation of this measure.

Result

The emissions of several air pollutants according to the calculation carried out here for the time series 1990 to 2016 correspond to the values of the 2018 emission reporting of the RMD (Haenel et al. 2018) for the majority of the substances in most categories with a mean annual deviation of less than 3 %, mostly indeed in a range of ≤ 1 %. The maximum deviation of 3 %, which was specified as the criterion for good agreement between the data series, is thus largely met.

A further congruence check concerned the comparison of the effect of ammonia reduction measures calculated according to the present method with the information on reduction effects published by KTBL and Thünen Institute (n. d.). For almost all measures, the reduction effect values between the two data sources are more than 90 % identical, so that the congruence is very good. The only exception concerns measure 6a (N-reduced feeding of fattening pigs), for which the values differ by 56 %.

Detailed data on ammonia emissions from the calculations for this report are available for the time series 1990 to 2016, broken down by animal category and along the process chain housing - storage - application. In 2016, the use of manure led to NH_3 emissions of 514 kt NH_3 , made up of 190 kt NH_3 from housing, 77 kt NH_3 from manure storage, and 248 kt NH_3 from manure application (including emissions from grazing). The 514 kt NH_3 from manure use corresponds to 82 % of the total NH_3 emissions from the source group agriculture, or 78 % of the total national NH_3 emissions. The remaining NH_3 emissions are basically due to the application of synthetic N fertilisers with 100 kt NH_3 .

During the storage of manure, 66% of the emissions, corresponding to 51 kt NH_3 , are caused by the storage of solid manure and leachate, only 1/3 of the emissions are caused by the storage of digestates and liquid manure. In the application of farm manure, 125 kt NH_3 or about half (51%) of NH_3 emissions are caused by the application of liquid manure and digestates with broadcast application.

The use of manure in cattle farming is responsible for 268 kt NH_3 , or more than half of the NH_3 emissions. 118 kt NH_3 (23%) are attributable to pig farming and 67 kt NH_3 (13%) originate from all other animal species (poultry, sheep, goats and horses). Finally, biogas production from energy crops contributes 61 kt NH_3 (or 12%) to NH_3 emissions from manure.

Between 2005 and 2016, national NH_3 emissions increased by around 40 kt NH_3 . This increase is exclusively attributable to the expansion of biogas production and the associated storage and spreading of energy crop digestates. Excluding energy crop fermentation, total NH_3 emissions remain almost constant from 2005 to 2016 and emissions from other agricultural and non-agricultural sources will remain almost constant as well.

Mitigation effects of measures and scenarios

Since emissions from biogas production from energy crops are not yet included in the 2020 reduction targets, the 5 % reduction commitment results in a relatively low absolute emission commitment of 31 kt NH_3 compared to 2005, which is fully covered by the implementation of the Thünen Baseline scenario. Significantly higher reduction commitments result (assuming a gradual linear reduction from 2021 to 2029) only for 2025 with 113 kt NH_3 and for 2030 with 181 kt NH_3 . The reduction commitments in the years 2025 and 2030 can thus only be achieved by including additional measures that go beyond the baseline scenario and with which a further 62 kt NH_3 reduction can be achieved in 2025 or 126 kt NH_3 reduction in 2030.

Small- and very small farms (with less than 50 livestock units and less than 20 livestock units, respectively, or less than 20 ha UAA) have been excluded from the reduction measures for agricultural policy reasons. The overall effect of the individual measures is thus only slightly reduced by less than 5% in most cases compared with the reduction effect that would be achieved if small and very small farms were included.

The mitigation effect of the individual measures for the application of manure ranges from 2% (acidification of 50% of cattle and pig manure in 2025 and 2030) to 14% (application of liquid manure on grassland with slitting or, alternatively, with acidification in 2020). The reduction effects of manure storage measures are significantly lower than those of application measures. Their mitigation effect is about 1 to 2 %.

Measures in sheds (application of urease inhibitors (UI), liquid manure cooling) reduce NH₃ emissions by around 2 to 4 %. In addition to the technology used, the proportion of livestock in housing equipped with air treatment installations is decisive. Under the assumption made here that as a maximum shed installations of 2/3 of the lower limit of the BImSchV-V facilities according to the Fourth Ordinance on the Implementation of the Federal Immission Control Act can be included in, exhaust air purification can reduce NH₃ emissions by slightly more than 6%. The reduction effect of N-reduced fodder is relatively low at 0.5% to a maximum of 2% and depends on which livestock are included. However, the model calculations do not consider significant effects of N-reduced feed on reducing NH₃ emissions. This includes the fact that the N-reduced feed primarily reduces the excretion via urine and consequently the total ammonia nitrogen (TAN) in the excrement, moreover the N-reduced feeding leads to a lower pH value in the excrement. Both reduce NH₃ emissions beyond the decrease in NH₃ emissions caused solely by the decrease in N excretions.

Acidification of the slurry in the shed is one of the system-integrated measures and significantly reduces NH₃ emissions along the entire process chain, in total by between 3% and almost 5 %. This is a significantly higher reduction effect in relation to the animal places than the acidification of the liquid manure only at the time of application. Due to the technical requirements and the high investment costs, however, acidification in the barn is less suitable for smaller farms than acidification for spreading, which can also be implemented in cooperation. A linear reduction in livestock of 5 or 10 % across all animal categories reduces NH₃ emissions by 4 % or 8 %, respectively. The absolute NH₃ emissions from the use of mineral fertilisers remain unchanged in the case of livestock reductions.

Measures on synthetic N-fertilisers achieve a reduction effect of more than 8 % in the case of a complete replacement of urea and ANS by calcium ammonium nitrate. The application of urea and ANS with urease inhibitors significantly reduces NH₃ emissions by around 4 %, but it must be considered that this measure is already partially implemented in the Thünen Baseline scenario in line with the provisions in the Fertiliser Ordinance.

The reduction commitments for the years 2020, 2025 and 2030 are 31, 113, and 181 kt NH₃, respectively, compared to the reference year 2005. With the Thünen Baseline scenario, the reduction commitments for 2020 can be met, but not those for the years 2025 and 2030. The additional measures or combinations of measures required to meet these targets are mapped with the NEC Compliance scenarios (NECC1 to NECC4 and NECC4+TA Luft 50). The exclusion of the small and very small farms means that the reduction commitments for 2030 cannot be fully achieved with some of these scenarios. The *TA Luft* 50 scenario has a reduction potential of 17 kt NH₃, so that if the NEC compliance scenarios (NECC1 to NECC4) are combined with the *TA Luft* measures, the reduction commitment for 2030 can be met in all scenarios.

Compared with the reference year 2005, all scenarios show an increase in the net N supply to the soil (surplus of the N area balance reduced by NH_3 emissions from the application of nitrogenous fertilisers), which is higher in the NEC compliance scenarios NECC1 to NECC3 with about 17 % than in the Thünen Baseline scenario with about 10 %. This means that in these scenarios the net N input into the soil also increases by about 7 percentage points in relation to the net N input into the soil projected in the 2030 Thünen Baseline scenario. Only in the NECC4 scenario, which provides for a 20 kg N/ha LF reduction in synthetic N fertiliser inputs as a measure, is the net N input still 5 % higher than in 2005, but 5 % lower in relation to the net N input projected for 2030. The *TA Luft* 50 scenario results in slightly lower net N input into the soil and lower NO_x emissions than the Thünen Baseline scenario due to the N reduced feeding measure.

Due to the exhaust air purification measures, dust emissions are significantly reduced in the *TA Luft* 50 scenario, also in combination with the NECC4 scenario. In the other NEC compliance scenarios, dust and NMVOC emissions remain practically unchanged compared to the emissions projected in the Thünen Baseline scenario for 2030. Compared to the reference year 2005, NMVOC and $\text{PM}_{2.5}$ emissions are slightly lower, TSP and PM_{10} emissions are slightly higher.

1 Einleitung

Deutschland hat sich im Rahmen der neuen NEC-Richtlinie (EU-RL 2016/2284) verpflichtet, ab 2020 und ab 2030 die nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe um festgelegte Prozentsätze gegenüber dem Jahr 2005 zu senken. Für 2020 sind diese Verpflichtungen identisch zu denen des novellierten Göteborg-Protokolls vom 4. Mai 2012 unter der Genfer Luftreinhaltekonvention.

Die neue NEC-Richtlinie ersetzt die alte NEC-Richtlinie (EG-RL 2001/81), nach der sich die Mitgliedstaaten zunächst verpflichtet hatten, für bestimmte Luftschadstoffe ab dem Jahr 2010 festgelegte nationale Emissionshöchstmengen einzuhalten, für Ammoniak beträgt die zulässige jährliche Emissionsmenge in Deutschland 550 kt NH₃. In der neuen NEC-Richtlinie wird dieses Höchstmengenziel ersetzt durch ab 2020 und ab 2030 einzuhaltende prozentuale Reduktionsziele in Bezug auf die Emissionen im Referenzjahr 2005.

Für die Landwirtschaft sind hierbei die Reduktionsverpflichtungen für Ammoniak von herausragender Bedeutung, da 629 kt (95 %) der nationalen Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft stammen (UBA 2019). Deshalb müssen die nationalen Reduktionsverpflichtungen für Ammoniak im Wesentlichen durch Maßnahmen in der Landwirtschaft erreicht werden. Für Ammoniak sieht die NEC-Richtlinie ein Minderungsziel von 29 % ab 2030 und 5 % ab 2020 in Bezug auf die Ammoniakemissionen im Jahr 2005 vor, was nach der Emissions-Berichterstattung 2018 einer Höchstmenge von 594 kt NH₃ in 2020 und 444 kt NH₃ in 2030 entspricht. Absolute Angaben zu Emissionsmengen wie auch Minderungsmengen können sich aufgrund der stetigen methodischen Weiterentwicklung der Emissions-Berichterstattung künftig ändern. Obwohl in der NEC-Richtlinie nicht rechtlich verbindlich gefordert, wird für die Jahre 2021 bis 2029 eine schrittweise lineare Absenkung der Ammoniakemissionen empfohlen. Sofern die Emissionen über diesem linearen Reduktionspfad liegen, muss gegenüber der EU-Kommission begründet werden, warum der Reduktionspfad nicht eingehalten wird und das Minderungsziel für 2030 dennoch nicht gefährdet ist (BMU 2019).

In Tabelle A im Anhang der neuen NEC-Richtlinie werden des Weiteren für SO₂, NO_x, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) und Feinstaub der Kategorie PM_{2,5} nationale Minderungsziele für 2020 und 2030 definiert. SO₂-Emissionen aus der Landwirtschaft sind nicht relevant und werden in den Nationalen Emissionsinventaren daher nicht berichtet, für die weiteren genannten Schadstoffe werden die Auswirkungen der im vorliegenden Bericht vorgestellten Maßnahmen und Szenarien dargestellt. Die NO_x- und NMVOC-Emissionen aus der Quellgruppe Landwirtschaft (NFR-Sektor 3) sind von den Reduktionsverpflichtungen der NEC-Richtlinie ausgenommen. Außerdem ist die Landwirtschaft für diese Stoffe und Stoffgruppen nicht die Hauptquelle, weshalb die Auswahl der Maßnahmen und Szenarien im vorliegenden Bericht nicht aufgrund ihrer Minderungswirkung auf diese Stoffe und Stoffgruppen erfolgt.

Vor diesem Hintergrund sieht die neue NEC-Richtlinie in Artikel 6 vor, dass jeder Mitgliedstaat ein nationales Luftreinhalteprogramm erstellt, verabschiedet und durchführt, indem wirksame Maßnahmen zur Erreichung der Minderungsziele für alle einschlägigen Sektoren einschließlich der Landwirtschaft festgelegt werden. Das erste nationale Luftreinhalteprogramm für Deutschland (BMU, 2019) war gemäß der neuen NEC-Richtlinie zum 1. April 2019 an die Europäische Kommission zu übermitteln und soll nun mindestens alle vier Jahre aktualisiert werden. Für die Maßnahmen und Szenarien, die den Agrarsektor betreffen, sollen gemäß der Richtlinie die Auswirkungen auf kleine landwirtschaftliche Betriebe gesondert berücksichtigt werden.

Im nationalen Luftreinhalteprogramm (BMU, 2019) sind „Szenarien“ definiert als eine Zusammenstellung ausgewählter Strategien und Maßnahmen, wobei unterschieden wird zwischen

- ▶ einem Mit-Maßnahmen-Szenario (WM – With Measures), das bereits beschlossene Maßnahmen umfasst, die im Bereich Klimaschutz bis zum 31. Juli 2016 und im Bereich Luftreinhaltung bis zum 1. September 2017 verabschiedet worden sind. Nur in beschriebenen Ausnahmefällen kommt es zum Abweichen von diesen Stichtagfestlegungen.
- ▶ Ergänzend müssen die Mitgliedstaaten für die einzelnen Luftschadstoffe auch ein NEC-Compliance-Szenario (WAM – With Additional Measures) für den Fall einer prognostizierten Nichteinhaltung der Reduktionsverpflichtungen im Mit-Maßnahmen-Szenario (WM) vorlegen. In diesem Fall beinhaltet das NEC-Compliance-Szenario weitere Maßnahmen, die zum Stichtag noch nicht formal rechtsgültig beschlossen wurden, sowie Strategien auf deren Umsetzung sich die Bundesregierung zur Einhaltung der Reduktionsverpflichtungen der NEC-Richtlinie geeinigt hat.
- ▶ Unabhängig vom nationalen Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland (BMU, 2019) wurde für den vorliegenden Bericht ein „TA Luft-Szenario“ berechnet, ein Maßnahmenpaket der im Referentenentwurf der TA Luft vom 16. Juli 2018 aufgeführten Emissionsminderungsmaßnahmen (BMU 2018). Hierbei wurden Umsetzungsgrade der Maßnahmen von 25, 50 und 100 % angenommen.

Das Luftreinhalteprogramm enthält Emissionsprojektionen und Minderungspotenziale der einzelnen Maßnahmen und Szenarien für die Jahre 2020, 2025 und 2030 (BMU 2019).

Die Ergebnisse im vorliegenden Bericht entstanden im Rahmen des FuE-Vorhabens FKZ 3718 51 242 0 „Ergänzende Untersuchungen zur Erstellung von Emissionsszenarien zur Umsetzung der NEC-Richtlinie“, im Folgenden kurz mit EMMA-L (für „Emissions-Minderungsmaßnahmen Landwirtschaft“) bezeichnet. Aufgaben und Ziele des Vorhabens waren im Einzelnen:

- 1) Erstellung geeigneter Berechnungstools für die Bewertung von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Minderungswirkung auf die zuvor genannten relevanten Luftschadstoffe (NH₃, NO_x, NMVOC, PM₁₀, PM_{2,5}, TSP) für die Quellgruppe Landwirtschaft.
- 2) Erstellung eines Maßnahmenkatalogs geeigneter Ammoniakminderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft.
- 3) Durchführung von Kongruenztests der *ex post*-Analysen für den Zeitraum 1990 bis 2016 mit den Ergebnissen des landwirtschaftlichen Teils des nationalen Emissionsinventars sowie von KTBL und Thünen-Institut veröffentlichten Berechnungen zu Ammoniakminderungswirkungen von Maßnahmen in der Landwirtschaft (KTBL und Thünen-Institut o. J., Osterburg et al. 2018).

Der vorliegende Bericht beschreibt im Wesentlichen die Annahmen, Hintergründe und Auswirkungen der Maßnahmen und Szenarien in der Quellgruppe Landwirtschaft im nationalen Luftreinhalteprogramm auf die Emissionsmengen der gemäß NEC-Richtlinie relevanten Luftschadstoffe. Der Fokus liegt dabei auf den Minderungszielen für Ammoniak. Weiterhin umfasst der Bericht Maßnahmen und Szenarien, die im nationalen Luftreinhalteprogramm (BMU, 2019) nicht oder in abweichender Form berücksichtigt werden. Darüber hinaus werden auch die Auswirkungen auf andere Luftschadstoffe dargestellt, für die in der neuen NEC-Richtlinie keine Minderungsziele definiert werden. Dies betrifft die Emissionen von Gesamtstaub (TSP) und PM₁₀-Emissionen. Außerdem werden die Auswirkungen der Maßnahmen und Szenarien auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden, d. h. die Zufuhrseite der Stickstoff-Flächenbilanz entsprechend der Methode von Häußermann et al. (2019) abzüglich der Ammoniakausbringungsverluste quantifiziert.

Die Maßnahmen und Szenarien wurden insbesondere im Hinblick auf ihr Minderungspotenzial bezüglich Ammoniakemissionen sowie unter Berücksichtigung ihrer Kosteneffizienz, technischen Umsetzbarkeit und Zuverlässigkeit ausgewählt. Die Bewertung der Maßnahmen und Szenarien im vorliegenden Bericht erfolgt methodisch konsistent mit den im ersten nationalen Luftreinhalteprogramm dargestellten Maßnahmen und Szenarien (BMU 2019). Der Bericht weist Konsistenz zum landwirtschaftlichen Teil des Nationalen Emissionsinventars auf, Stand Submission 2018 für 2016 (Haenel et al. 2018) und ordnet sich damit methodisch in die weiteren Berichtspflichten aus EU-Recht und internationalen Verträgen des Umweltbundesamtes zu umweltrelevanten Stickstoffverbindungen ein.

2 Methodik

2.1 Übersicht

Für den vorliegenden Bericht wurden auf Grundlage von Haenel et al. (2018) Berechnungsinstrumente entwickelt, die eine detaillierte Darstellung des Stickstoffflusses entlang der Prozesskette landwirtschaftlicher Verfahren, den dabei auftretenden Emissionen umweltrelevanter Stickstoffverbindungen sowie den Änderungen des Stickstoffpools in den einzelnen Abschnitten der Prozesskette ermöglichen (siehe Kapitel 2.3). Mit Hilfe der Berechnungsinstrumente wird die Entwicklung der Emissionen in der Vergangenheit für den Zeitraum 1990 bis 2016 dargestellt. Gemäß der neuen NEC-Richtlinie (EU-RL 2016/2284) ist das Ergebnis des Jahres 2005 der Bezugswert für die Minderungsziele für 2020, 2025 und 2030. Die Maßnahmen und Szenarien werden hinsichtlich ihres Beitrags zur Zielerreichung für die Ziele der NEC-Richtlinie eingeordnet, das Jahr 2016 wird dabei als Ausgangsjahr für die Häufigkeitsverteilung der maßnahmenrelevanten Verfahren und Entwicklung der Aktivitäts- und Leistungsdaten in den Jahren 2020, 2025 und 2030 herangezogen.

- Im ersten Schritt werden die Auswirkungen der entsprechend der Stichtagfestlegungen bereits beschlossenen Maßnahmen in den Bereichen Klimaschutz und Luftreinhaltung auf die Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030 (WM-Szenario) berechnet und die Zielerreichung wird bewertet.
- Im zweiten Schritt erfolgt die Bewertung der zusätzlichen Maßnahmen in Bezug auf das WM-Szenario in den Jahren 2020, 2025 und 2030, womit die Maßnahmenwirkung ermittelt wird, sowie in Bezug zum Referenzjahr 2005, womit der Beitrag der Maßnahmen zu den Minderungszielen der NEC-Richtlinie ermittelt wird.
- Im dritten Schritt wird die Emissionsminderung verschiedener Szenarien hinsichtlich der Zielerreichung der NEC-Richtlinie in den Jahren 2020, 2025 und 2030 bewertet.

Die Szenarien im vorliegenden Bericht bauen auf den im Projektionsbericht 2017 gemäß Verordnung 525/2013/EU beschriebenen Szenarien auf und entwickeln diese gemäß den Anforderungen der neuen NEC-Richtlinie weiter (BMU 2017).

Die Auswahl der Maßnahmen erfolgt auf Grundlage der Verfahrensbeschreibung in der einschlägigen Literatur hinsichtlich der Minderung von Ammoniakemissionen. Zum Teil sind diese Verfahren seit langem etabliert und werden in der Gesetzgebung (DüV, DüG) bereits berücksichtigt. Der Umfang ihrer Anwendung kann jedoch noch ausgeweitet werden. Andere Verfahren stellen neue Entwicklungen dar, die in Deutschland noch gar nicht oder nur in sehr geringem Umfang eingesetzt werden. In diesen Fällen besteht die Maßnahme in der Einführung dieser Verfahren in die landwirtschaftliche Praxis in Deutschland (siehe Kapitel 2.6).

Die Einzelmaßnahmen im vorliegenden Bericht für die Quellgruppe Landwirtschaft werden zu Maßnahmenkombinationen zusammengefasst, die mit Szenario Thünen-Baseline, NECC (NECC1, NECC2, NECC3, NECC4) und TA Luft (je nach Umsetzungsgrad TA Luft 25, TA Luft 50 oder TA Luft 100) bezeichnet werden. Das Szenario Thünen-Baseline entspricht den landwirtschaftlichen Maßnahmen im WM-Szenario des nationalen Luftreinhalteprogrammes der Bundesrepublik Deutschland (BMU, 2019).

Ausgangspunkt der Berechnungen sind die tierplatzbezogenen Stickstoffausscheidungen im Stall oder auf der Weide sowie der Eintrag von Stickstoff über Einstreu, gefolgt von den Emissionen

gasförmiger Stickstoffverbindungen im Stall bzw. auf der Weide. Danach folgen, für die Wirtschaftsdünger aus dem Stall, die Lagerung und die damit verbundenen Umwandlungsprozesse von organischen in mineralischen Stickstoff (bzw. umgekehrt mineralisch zu organisch) und die während der Lagerung auftretenden Emissionen. Die Vergärung von Wirtschaftsdüngern wird als eigenes Wirtschaftsdüngerlagerverfahren betrachtet und die hierbei auftretenden Emissionen werden der Tierhaltung zugeordnet, lediglich die Vergärung von Energiepflanzen bildet eine eigene Kategorie. Die am Ende der Lagerung vorliegende Menge Stickstoff wird ausgebracht, wobei ebenfalls Emissionen auftreten. In jedem Abschnitt der Prozesskette werden verschiedene Produktionsverfahren angewandt, die zu verschiedenen spezifischen Emissionen führen und deren Häufigkeitsverteilung die Höhe der Emissionen im jeweiligen Abschnitt insgesamt bestimmt. Daneben hängt davon auch die verfügbare Stickstoffmenge ab, die - entweder als organisch gebundener Stickstoff oder als mineralisch vorliegender Stickstoff - in den nachgelagerten Abschnitt der Prozesskette übertritt. D. h. zusätzlich zu den Verfahren im jeweiligen Abschnitt der Prozesskette wird die Höhe der Emissionen und die jeweils vorhandene Stickstoffmenge sowie deren Zusammensetzung durch die Verfahren in den vorgelagerten Abschnitten der Prozesskette bestimmt.

Die Ergebnisse aus diesen Berechnungen werden entsprechend den Anforderungen der Emissionsdatenbank des Umweltbundesamtes für das nationale Luftreinhalteprogramm (Emissionsminderungsmaßnahmen-Datenbank, kurz EMMA) aufbereitet dargestellt. Diese Emissionsdatenbank enthält die Aktivitätsdaten, die auf Aktivitäten bezogenen Emissionen („implied emission factors“) und die nationalen Emissionssummen der nach NEC-Richtlinie relevanten Luftschadstoffe. Die EMMA-Datenbank weist denselben Detaillierungsgrad und dieselbe Struktur wie die Emissionsinventardatenbank „Zentrales System Emissionen“ (kurz „ZSE-Datenbank“) auf. Das ZSE ist die der nationalen Emissionsinventarberichterstattung zugrundeliegende Datenbank (BMU 2019).

2.2 Datengrundlagen und Datenbedarf

Die wesentlichen Datengrundlagen des vorliegenden Berichts sind die Agrarstrukturerhebung 2016, ergänzt um Daten der Landwirtschaftszählung 2010, der Report zu Methoden und Daten (RMD; siehe Kapitel 2.2.3) Berichterstattung 2018 (Haenel et. al. 2018) sowie die Projektionen der Agrarstruktur in der Thünen-Baseline 2017 – 2027 (Offermann et al. 2018, Haenel et al. 2018), auf deren Basis die Abschätzung der Aktivitätsdaten für die Jahre 2020, 2025 und 2030 erfolgte (siehe Kapitel 2.2.2).

Die Datengrundlage für die Vergleichsbasis der Maßnahmen und Szenarien beruhen auf den in der Agrarstrukturerhebung 2016 erhobenen Datensätze zu Tierbeständen und der Häufigkeitsverteilung der Wirtschaftsdüngerausbringverfahren, ergänzt um die Datensätze zur Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren und Wirtschaftsdüngerlagerverfahren sowie Weidezeiten aus der Landwirtschaftszählung 2010. Soweit die Datensätze den Erfordernissen für den vorliegenden Bericht entsprechend veröffentlicht sind, wurden diese den Berechnungen zu Grunde gelegt. Veröffentlicht werden diese in diversen Fachserien und Datenbanken des Statistischen Bundesamtes, sowie entsprechend den Anforderungen an die Emissionsberichterstattung im Report zu Methoden und Daten (RMD) für die Berichterstattung 2018 zum Sektor Landwirtschaft (Haenel et al. 2018). Weitere, unveröffentlichte Datensätze wurden im Rahmen des Projekts über das Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) abgefragt (siehe Kapitel 2.2.1).

Sofern Maßnahmen betrachtet werden, die auf auch im RMD abgebildeten Verfahren beruhen, werden die den Verfahren zugeordneten Emissionsfaktoren dem RMD entnommen. Für Verfahren, die nicht im RMD abgebildet werden, wurden über eine Literaturlauswertung spezifische

Emissionsfaktoren abgeleitet. Die jeweils zu Grunde gelegte Literatur, die dort aufgeführten Emissionsfaktoren sowie die daraus für die vorliegenden Berechnungen abgeleiteten Emissionsfaktoren sind in der Beschreibung der Maßnahmen (Kapitel 2.6.2) aufgeführt.

2.2.1 Abfragen über das Forschungsdatenzentrum

Das Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) ermöglicht auf Antrag für Forschungseinrichtungen anwenderspezifische Abfragen in den Mikrodaten verschiedener Erhebungen aus allen Bereichen der Officialstatistik. Für das vorliegende Projekt wurden Aktivitätsdaten zu Tierbeständen und Verfahren des Wirtschaftsdüngermanagements und der –ausbringung abgefragt. Die Abfragen werden vom Nutzer in Syntaxdateien formuliert (IBM SPSS Statistics 25) und dem FDZ übermittelt, das die Ergebnisse dann auf Geheimhaltungsfälle nach dem Bundesstatistikgesetz (BstatG § 16 Abs. 1) prüft und nach Freigabe dem Nutzer bereitstellt. Die Ergebnisse können auf Grund von Geheimhaltungsfällen auch gesperrte Daten enthalten, die in der Aufbereitung der Abfrageergebnisse dann gegebenenfalls auf geeignete Weise geschätzt werden müssen.

Im Rahmen des Projektes EMMA-L wurden Abfrageergebnisse aus der Landwirtschaftszählung 2010 (LZ 2010) und der Agrarstrukturhebung 2016 (ASE 2016) genutzt. Beide Erhebungen sind Vollerhebungen, d. h. ihnen liegt die Grundgesamtheit aller landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland zu Grunde. Sie unterscheiden sich jedoch teilweise in den erhobenen Merkmalsbereichen, insbesondere wurden in der LZ 2010 Daten zu Stallhaltungsverfahren, Wirtschaftsdüngerlagerverfahren und Weidedauer erhoben, die in der ASE 2016 fehlen. Deshalb wurden die Auswertungen beider Erhebungen über eine sogenannte verbundene Abfrage durchgeführt, indem die in der ASE 2016 fehlenden Merkmale aus der LZ 2010 den in der ASE 2016 vorhandenen landwirtschaftlichen Betrieben zugeordnet wurden.

2.2.2 Daten der TI-Baseline

Auf Grundlage der Ergebnisse der TI-Baseline 2017 – 2027 (Offermann et al. 2018) wurden für 2020 und 2027 Aktivitätsdaten, Emissionen und IEF projiziert und in der EMMA-Datenbank des Umweltbundesamtes hinterlegt. Für 2020 wurden auch weitergehende Informationen in den Tabellenanhängen zu Haenel et al. (2018) veröffentlicht. Die in der EMMA-Datenbank hinterlegten Projektionen wurden durch das Umweltbundesamt bereitgestellt.

Die jüngsten verfügbaren Daten zu Aktivitäten, IEF und nationalen Emissionsmengen zur IST-Situation zum Zeitpunkt der Erstellung des ersten nationalen Luftreinhalteprogramms für Deutschland liegen für das Jahr 2016 vor und wurden in den Tabellenanhängen zu Haenel et al. (2018) veröffentlicht. Auf Grundlage dieser Daten und der vorliegenden Projektionen für 2020 und 2027 wurden die Daten für 2025 und 2030 interpoliert bzw. extrapoliert. Die Extrapolation erfolgt in den meisten Fällen mittels Polynomfunktionen 2. Grades, in Einzelfällen wurden auch andere Funktionstypen verwendet. Die meisten anderen Eingangsdaten, insbesondere die Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungs-, Wirtschaftsdüngerlager- und Ausbringverfahren, werden in der Projektion der TI-Baseline für 2020 und 2027 als unverändert gegenüber den Werten im Jahr 2016 angesehen, ebenso meist die Leistung der Tiere und damit die tierplatzbezogenen Ausscheidungen von Stickstoff. Lediglich für Milchkühe, Sauen, Mastschweine, Masthähnchen und Puten wird für 2020 und 2027 von einer Leistungssteigerung ausgegangen, die sich auf die Höhe der tierplatzbezogenen Ausscheidungen von Stickstoff auswirkt. Abgeleitet wird dies aus den in der Emissionsdatenbank hinterlegten IEF für NH₃, für die in diesen Tierkategorien 2020 und 2027 ein Anstieg zu verzeichnen ist; für alle anderen tierbezogenen Daten wird angenommen, dass sie unverändert bleiben. Mit diesen Annahmen kann mit den vorliegenden IEF für NH₃ iterativ auf die tierplatzbezogenen Ausscheidungen von Stickstoff zurückgerechnet werden. Aus

den Ergebnissen dieser Rückrechnung und den für 2016 vorliegenden Daten aus den Tabellenanhängen zu Haenel et al. (2018) wird ebenfalls über Polynomfunktionen 2. Grades die tierplatzbezogene Ausscheidung von Stickstoff in den Jahren 2025 und 2030 inter- bzw. extrapoliert.

2.2.3 Daten des RMD

Die Berechnungsvorschriften und die zu Grunde gelegten Funktionen für die Berechnungen für die Umwandlungsprozesse und der Emissionen gasförmiger Stickstoffverbindungen, beginnend mit den tierischen Ausscheidungen bis zum Eintrag in den Boden, sind identisch mit denjenigen des RMD (Haenel et al. 2018). Auf eine Darstellung und Beschreibung der Funktionen wird im vorliegenden Bericht daher verzichtet und auf die detaillierte Darstellung im RMD verwiesen. Die Berechnungen der Staub (TSP, PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie NMVOC-Emissionen erfolgen ebenfalls übereinstimmend mit dem RMD, jedoch nach einem Stufe-1- oder Stufe-2-Verfahren nach IPCC bzw. EMEP; die Ansätze sind somit sehr viel einfacher gehalten als diejenigen zur Berechnung der Ammoniakemissionen, die meist nach einem Stufe-3-Verfahren erfolgen.

2.3 Aufbau und Struktur der Excel-Rechenmappen

Für die Berechnungen der Maßnahmen und Szenarien und die Emissionsprojektionen für die Jahre 2020, 2025 und 2030 sowie die *ex-post*-Berechnungen der Zeitreihe 1990 bis 2016 wurde eine Rechenmappe in Microsoft Excel 2013 erstellt, die im Wesentlichen die Struktur des RMD und dessen Gliederung in Bereiche, Kategorien und Unterkategorien übernimmt. Diese Gliederung ist in Tabelle 1 dargestellt. In der Rechenmappe wird für jede Kategorie ein eigenes Rechenblatt angelegt, das im Falle der Tierarten mehrere Unterkategorien umfassen kann. Die Rechenmappe ist jedoch im Vergleich zu dem für den RMD verwendeten Modell GAS-EM unvollständig; sowohl was die regionale Tiefe als auch die Methodik zur Berechnung der Treibhausgasemissionen betrifft.

Bis zur Hierarchieebene der Unterkategorien werden die Stickstoffflüsse über die Prozesskette und damit verbundene Emissionen jeweils unabhängig voneinander berechnet. Auf Prozessebene bestimmen die im jeweiligen Abschnitt eingesetzten Verfahren die Höhe der Emissionen und die vorliegende Stickstoffmenge im jeweiligen Prozessabschnitt, wie auch die der nachgelagerten Prozessabschnitte. D. h. beispielsweise, dass eine Minderung der Ammoniakemissionen im Stall zu höheren Emissionspotenzialen und unter *ceteris paribus*-Bedingungen auch zu höheren Emissionen in den dem Stall nachgelagerten Verfahrensabschnitten Lagerung und Wirtschaftsdüngerausbringung führt.

Tabelle 1: Struktur der Rechenmappe

Bereich	Kategorie	Unterkategorie	Prozesse	Emissionen
Tierhaltung	Rinder	Milchvieh	Stallhaltung/Weidehaltung – Wirtschaftsdüngerlagerung (einschl. Vergärung von Wirtschaftsdüngern) – Ausbringung	NH ₃ , N ₂ O, NO _x , TSP, PM ₁₀ , PM _{2,5} , NMVOC
		Kälber		
		Färsen		
		Männliche Mastrinder		
		Mutterkühe		
		Zuchtbullen		
	Schweine	Sauen		
		Aufzuchtferkel		
		Mastschweine		
		Eber		
	Schafe	Schafe ohne Lämmer		
		Lämmer		
	Ziegen	Ziegen		
	Einhufer	Großpferde		
		Kleinpferde und Ponys		
	Geflügel	Legehennen		
		Broiler		
		Junghennen		
		Gänse		
		Enten		
Männliche Puten				
Weibliche Puten				
Energiepflanzen			Vergärung – Gärrestlagerung – Ausbringung	NH ₃ , NO _x , N ₂ O
Mineraldünger			Ausbringung	NH ₃ , NO _x , N ₂ O
Klärschlamm			Ausbringung	NH ₃ , NO _x , N ₂ O
Pflanzenbau			Anbau	NMVOC, TSP, PM ₁₀ , PM _{2,5}

2.4 Datenaufbereitung und Ergebnisdarstellung

Die Struktur der EMMA-Datenbank ist in Tabelle 1 dargestellt. In der Datenbank werden im Wesentlichen die Aktivitätsdaten (Anzahl Tierplätze, kg Stickstoff, Flächen in 1000 ha) sowie die Emissionsmengen von NH₃, NO₂, NMVOC und Staub (TSP, PM₁₀, PM_{2,5}) hinterlegt, sowohl absolute Mengen (in kg) als auch spezifisch bezogen auf die Aktivitätsdaten (bspw. in kg/Tierplatz) als zusammengefasster Emissionsfaktor (IEF, implied emission factor). Die Einträge in der EMMA-Datenbank umfassen immer die gesamte Quellgruppe Landwirtschaft. Dementsprechend sind die Ergebnisse der Berechnungen aufzubereiten.

Die Daten eines jeden Jahres bzw. jeder Maßnahme und jedes Szenarios, bezogen auf ein bestimmtes Jahr, werden mit einer Spalte in dieser Datenbank in immer gleicher Struktur hinterlegt.

Die Ergebnisse der Rechenmappe liegen teils detaillierter aufgeschlüsselt, teils in anderer Form vor als für die EMMA-Datenbank erforderlich. Sie müssen daher in mehreren Bearbeitungsschritten aufbereitet, zum Teil zusammengefasst und in die Struktur der EMMA-Datenbank überführt werden.

Die Wirkung der Maßnahmen/Szenarien wurde berechnet, indem jeweils die Häufigkeitsverteilung der Verfahren und/oder die zugehörigen Emissionsfaktoren bzw. die Aktivitätsdaten (bspw. tierplatzspezifische N-Ausscheidungen, Tierbestände) gemäß der Maßnahmenbeschreibung geändert wurde. Das Ergebnis, ausgedrückt als das *relative* Minderungspotenzial einer Maßnahme/eines Szenarios, wird dabei immer auf die gesamte NH₃-Emission der Quellgruppe Landwirtschaft bezogen. Das gilt auch für diejenigen Maßnahmen/Szenarien, die nur in einem Teil der Betriebe umgesetzt werden (bspw. Maßnahme 5a - Szenario TA Luft 50, oder Maßnahme 1a mit Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe); das heißt, dass das relative Minderungspotenzial der betreffenden Maßnahme, bezogen nur auf die NH₃-Emission der jeweils einbezogenen Betriebe, u. U. deutlich höher sein kann als bezogen auf die Gesamtheit aller Betriebe. Mit anderen Worten, eine Maßnahme kann u.U. im Bereich der davon betroffenen Betriebe (bzw. Tierbestände) sehr effizient sein, aber in Bezug auf die gesamte NH₃-Emission nur eine vergleichsweise geringe Minderungswirkung aufweisen, wenn die einbezogenen Betriebe (bzw. Tierbestände) nur einen kleinen Anteil an der gesamten Quellgruppe Landwirtschaft haben.

Klein- und Kleinstbetriebe sind von der Umsetzung der Maßnahmen/Szenarien ausgenommen, wodurch das Reduktionspotenzial der Maßnahmen/Szenarien (geringfügig) gemindert wird. Das Emissionsminderungspotenzial einer Maßnahme/eines Szenarios für die Quellgruppe Landwirtschaft bezieht sich daher immer nur auf die Emissionen der Betriebe (bzw. Tierbestände) *ohne* die Klein- und Kleinstbetriebe.

2.5 Kongruenzprüfung

Zur Validierung der vorliegenden Ergebnisse (Gliederungsebene der Unterkategorie, s. Tabelle 1) und zur Überprüfung der methodischen Übereinstimmung mit der in Haenel et al. (2018) beschriebenen Berechnungsmethode wurden die Daten der *ex post*-Analyse mit den Ergebnissen der Emissionsberechnung für NH₃, N₂O, NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} (gemäß Tabellenanhängen zu Haenel et al. 2018) verglichen. Als Vergleichsgrößen werden die Spanne der jährlichen Abweichungen in Prozent und die Mittelwerte der positivierten Prozentbeträge für die Zeitreihe 1990 bis 2016 angegeben (s. Tabelle 9).

Ziel ist, dass die nationalen Summen der betrachteten Zielgrößen nach der hier durchgeführten Berechnung weniger als $\pm 3 \%$ von den Werten der Emissionsberichterstattung (RMD) abweichen. Auf Ebene der Unterkategorien können diese Abweichungen auch höher ausfallen, ohne dass die Ursache hierfür final geklärt werden kann. Eine exakte Übereinstimmung kann nicht erwartet werden, da bestimmte Datensätze zur Häufigkeitsverteilung von Verfahren des TI nur auf nationaler Ebene und ganzzahlig gerundet veröffentlicht werden, intern jedoch auf Ebene der Bundesländer und nicht gerundet vorliegen und so auch in den Berechnungen des Inventars vom TI verwendet werden. Die Berechnungen, die diesem Bericht zugrunde liegen, erfolgten jedoch auf Basis der vom TI auf nationaler Ebene veröffentlichten gerundeten Werte.

Ein weiterer Kongruenztest wurde mit den von KTBL und TI beschriebenen Minderungsmaßnahmen durchgeführt, für die Ammoniakminderungswirkungen quantifiziert wurden (KTBL und Thünen-Institut o. J.). Diese Minderungswirkungen wurden von TI und KTBL auf Grundlage der Methode der RMD Berichterstattung 2015 (Rösemann et al. 2015) und in Bezug auf das Jahr 2013 gerechnet, sodass auf Grund der methodischen Weiterentwicklungen in Haenel et al. (2018) gegenüber Rösemann et al. (2015) Abweichungen in den Ergebnissen auftreten können;

eine rückwärtige Anpassung der Methode auf Rösemann et al. (2015) erfolgte für die Kongruenzprüfung nicht (s. Kapitel 3.2).

2.6 Maßnahmen und Szenarien

Die einzelnen Maßnahmen und ihre Zuordnung zu den Szenarien sind in Tabelle 2 zusammenfassend dargestellt und in den Kapiteln 2.6.2 und 2.6.4 ausführlicher beschrieben.

Tabelle 2: Übersicht der Maßnahmen und Szenarien

Nr.	Maßnahmenbeschreibung	Szenario					
		TI Baseline	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4	TA Luft ^c
Wirtschaftsdüngerausbringung							
1a	Verkürzung der Einarbeitungszeit auf < 1 h für flüssige Wirtschaftsdünger (Gülle, Gärreste, Jauche) sowie Festmist (Rinder, Schweine und Geflügel) auf unbestelltem Ackerland; einschl. Verbot von Breitverteilern für Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf Ackerland		X	X	X	X	
1b	Ergänzend zu 1a) Anwendung der Einarbeitungspflicht auf unbestelltem Ackerland auch auf Festmist von Pferden und Schafen		X	X	X	X	
2a	Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern auf bewachsenem Ackerland mit Schleppschlauch oder Schleppschuh	X	X				
2b	Statt 2a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenem Ackerland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung			X	X		
3a	Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schleppschuh	X ^a	X ^a	X ^a			
3b	Statt 3 a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung				X		
3c	Ansäuerung von 50 % der Rinder- und 50 % der Schweinegülle		X	X		X	
3d	Ansäuerung von 50 % der Gärreste		X			X	
Wirtschaftsdüngerlagerung							
4a	Verpflichtende Abdeckung (mindestens mit Folie) von offenen Lagern flüssiger Wirtschaftsdünger		X		X	X	
4b	Ergänzend zu 4a) 50 % der bisher Unterflur gelagerten Gülle werden im Außenlager gelagert und (mindestens mit Folie) abgedeckt				X		
4c	Abdeckung von Rinder- und Schweinefestmist				X		
4d	Abdeckung von Geflügelkot						
4e	Kottrocknung mit Kotband von Legehennen und Junghennenkot						
4f	Erhöhung des Anteils des vergorenen Wirtschaftsdüngers auf 50 % für Rinder- und Schweinegülle und Geflügelkot, bzw. 25 % für Rinderfestmist						
4g	Verpflichtende Abdeckung (mindestens mit Folie) von offenen Lagern flüssiger Wirtschaftsdünger in BlmSchV-G+V-Anlagen ^d , 25 % Umsetzung						X
4h	Wie 4g, 50 % Umsetzung						X
4i	Wie 4g, 100 % Umsetzung						X
Stall							
Xa	Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen						

Nr.	Maßnahmenbeschreibung	Szenario					
		TI Baseline	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4	TA Luft ^c
Xb	Gülleabkühlung, reduzierte Oberfläche in BlmSchV-G+V-Anlagen ^d						
Xc	Urease-Inhibitor in Schweineställen						
Xd	Urease-Inhibitor in Rinderställen						
Xe	Weitere unspezifische Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung in Schweineställen von BlmSchV-G-Anlagen ^d						
Xf	Wie Xe) jedoch BlmSchV-V-Anlagen ^d , 25 % Umsetzung						X
Xg	Wie Xf), 50 % Umsetzung						X
Xh	Wie Xf), 100 % Umsetzung						X
Abluftreinigung							
5a	Abluftreinigung in BlmSchV-G-Anlagen ^d (ab 2.000 Mastschweine-, 750 Sauen-, 6.000 Aufzuchtferkel- und 40.000 Geflügelplätzen)						
5b	Abluftreinigung in BlmSchV-G+V-Anlagen ^d (ab 1.500 Mastschweine-, 560 Sauen-, 4.500 Aufzuchtferkel-, 30.000 Masthähnchen- und Junghennen, sowie 15.000 Legehennen und Putenplätzen)						
5c	Wie 5 a) zusätzlich Abluftreinigung ab 500 Kälber- und 40.000 Entenplätzen						
5d	Abluftreinigung ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der unteren Grenze für BlmSchV-V-Anlagen ^d) (ab 1.000 Mastschweine-, 370 Sauen-, 3.000 Aufzuchtferkel-, 10.000 Legehennen- und Puten-, sowie 20.000 Masthähnchen und Junghennenplätzen)						
5e	Abluftreinigung in BlmSchV-G-Anlagen ^d , nur Schweine (ab 2.000 Mastschweine-, 750 Sauen- und 6.000 Aufzuchtferkelplätzen)						
5f	Abluftreinigung in nach BlmSchV-G-Anlagen ^d , Schweine und Geflügel ohne Puten, 25 % Umsetzung						X
5g	Wie 5f), 50 % Umsetzung						X
5h	Wie 5f), 100 % Umsetzung						X
Fütterung							
6a	Reduzierung der N-Ausscheidung der Mastschweine durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %						
6b	Reduzierung der N-Ausscheidung in BlmSchV-G-Anlagen ^d durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %						
6c	Reduzierung der N-Ausscheidung im BlmSchV-G+V-Anlagen ^d durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %						
6d	Reduzierung der N-Ausscheidung der Milchkühe durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %						
6e	Reduzierung der N-Ausscheidung in BlmSchV-G-Anlagen ^d einschließlich Rinder (ab 500 Kälber- und 600 Rinderplätzen, anderer Rinder ohne Mutterkühe) durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %						
6f	Reduzierung der NH ₃ -Emissionen im Stall um 20 % in BlmSchV-G+V-Anlagen ^d (ohne Rinder) durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung, 25 % Umsetzung						X
6g	Wie 6f), 50 % Umsetzung						X
6h	Wie 6f), 100 % Umsetzung						X

Nr.	Maßnahmenbeschreibung	Szenario					
		TI Baseline	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4	TA Luft ^c
Weitere systemintegrierte Maßnahmen (außer Fütterung)							
7a	Ansäuerung der Gülle im Stall in allen BImSchV-G-Anlagen ^d , einschließlich Rinder						
7b	Ansäuerung der Gülle im Stall in allen BImSchV-V-Anlagen ^d , einschließlich Rinder						
7c	Ansäuerung der Gülle im Stall ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der unteren Grenze für BImSchV-V-Anlagen ^d)						
7d	Gülleloser Schweinestall für 25 % der güllebasierten Schweinebestände						
7e	Gülle-Gärrestverarbeitung / weitergehende Verfahren zur Nährelementerückgewinnung						
Viehbestandsabbau							
8a	Alle Tierarten um 5 %						
8b	Alle Tierarten um 10 %						
8c	Kreisbezogene Deckelung der tierischen N-Ausscheidung auf die kreisbezogenen N-Ausscheidungen im Jahr 1995						
Synthetische N-Dünger							
MD1a	Ausbringung von Harnstoff und AHL in Kombination mit Urease-Inhibitoren	X ^b					
MD1b	Ersatz von Harnstoff und AHL durch KAS		X	X	X	X	
MD1c	Einarbeitung von Harnstoff	X ^b					
MD2a	Senkung der N-Überschüsse durch 20 kg N/ha LF geringere Mineraldüngerzufuhr					X	

^a in den Jahren 2025 und 2030 Bestandteil des Thünen-Baseline-Szenarios

^b Ausbringung von Harnstoff ab 2020 verpflichtend mit Urease-Inhibitor oder Einarbeitung innerhalb von vier Stunden

^c Für das Szenario TA Luft wird ein Umsetzungsgrad gegenüber der Ausgangssituation von 25, 50 bzw. 100 % angenommen.

^d BImSchV-G-Anlagen: Genehmigungsverfahren gemäß § 10 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung) (obere BImSchV-Grenze nach 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, Neugefasst durch Bek. v. 31.5.2017 I 1440); BImSchV-V-Anlagen: Vereinfachtes Verfahren gemäß § 19 BImSchG (mit Öffentlichkeitsbeteiligung) (untere BImSchV-Grenze nach 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, Neugefasst durch Bek. v. 31.5.2017 I 1440)

2.6.1 Referenzjahr und Bewertung der Minderungswirkungen

Vergleichsbasis für die Bewertung der Minderungsziele der im Rahmen der neuen NEC-Richtlinie (EU-RL 2016/2284) zu mindernden Luftschadstoffe sind die im Nationalen Emissionsinventar jeweils ausgewiesenen Emissionen jeweils für das Jahr 2005. Die Berechnungen und Bewertungen der Emissionsminderungswirkungen der Maßnahmen und Szenarien erfolgen konsekutiv in mehreren Schritten. Die Szenarien im vorliegenden Bericht bauen auf den im Projektionsbericht 2017 gemäß Verordnung 525/2013/EU beschriebenen Szenarien auf und entwickeln diese gemäß den Anforderungen der NEC-Richtlinie weiter (BMU 2017).

In einem ersten Schritt werden Emissionsprognosen für die Jahre 2020, 2025 und 2030 erstellt, die bis zum 31. Dezember 2016 in der Klimaschutzpolitik und bis zum 1. September 2017 rechtskräftig beschlossene Maßnahmen in der Luftreinhaltung berücksichtigen (Thünen-Baseline-Szenario) und auf der Fortschreibung der Aktivitätsdaten im Jahr 2016 nach Haenel et al. (2018) auf Grundlage der Thünen-Baseline 2017 – 2027 (Offermann et al. 2018) beruhen. In den

Projektionen der Thünen-Baseline sind die bereits beschlossenen Maßnahmen in der Klimaschutzpolitik, insbesondere aus der Umsetzung des „Greening“ im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik ab 1. Januar 2015, bereits berücksichtigt, des Weiteren wird durch Wegfall der Milchquote eine Ausweitung der Milchproduktion projiziert.

Die Emissionsprognosen des Thünen-Baseline-Szenarios werden in einem ersten Schritt hinsichtlich ihrer Minderungswirkung gegenüber den Emissionen im Referenzjahr 2005 verglichen und bewertet.

Im zweiten Schritt werden die Emissionen bei Umsetzung des Thünen-Baseline-Szenarios einschließlich der Maßnahmen in Tabelle 2 berechnet und zunächst die reine Maßnahmenwirkung im Vergleich zu den für 2020, 2025 und 2030 projizierten Emissionen ermittelt und schließlich bezüglich ihrer Minderungswirkung im Vergleich zum Referenzjahr 2005 bewertet. Zuletzt erfolgt nach gleicher Vorgehensweise die Bewertung der Minderungswirkungen der Szenarien zur Zielerreichung der NEC-Richtlinie (sog. NEC-Compliance-Szenarien). Hiervon wurden für den vorliegenden Bericht vier Szenarien (NECC1 bis NECC4) berechnet.

2.6.2 Maßnahmen

Bei der Umsetzung von Maßnahmen müssen immer die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen im Gesamtkontext betrachtet werden und die vollständige Verfahrenskette muss in die Beurteilung der Maßnahme mit einbezogen werden. Die isolierte Betrachtung einzelner Maßnahmen ohne die Berücksichtigung möglicher Interaktionen und nur einzelner Zielparame-ter wie bspw. NH_3 -Emissionsminderungswirkung kann zu einer falschen Beurteilung von Maßnahmen führen. Deshalb wurden in den Berechnungen der Minderungswirkungen für den vorliegenden Bericht immer die gesamte Verfahrenskette, beginnend von den tierischen Aus-scheidungen bis zur Wirtschaftsdüngerausbringung, sowie neben der Wirkung auf Ammoniak weitere umweltrelevante Parameter mit einbezogen. Weitere Interaktionen und ökonomische sowie ökologische Auswirkungen auf andere Parameter wie Ammoniakemissionen, auch solcher, die sich rechnerisch nicht oder nur unzureichend mit vorliegender Methode abbilden lassen, werden in den Kapiteln zu den einzelnen Maßnahmen beschrieben. Die meisten Interak-tionen ergeben sich aus den Änderungen der Stickstoff- und Kohlenstoffflüsse durch einzelne Maßnahmen, die sich auf nachfolgende Verfahrensabschnitte auswirken (Hristov et al. 2013).

Bei allen Maßnahmen, die die NH_3 -Emissionen entlang der Verfahrensketten in der landwirt-schaftlichen Produktion mindern, ohne den Stickstoffumsatz zu reduzieren, und die somit mehr Stickstoff in den Boden einbringen, ist letztlich zu beachten, dass ohne weitere Maßnahmen zur Zufuhrminderung von Stickstoff die Gefahr der Nitratauswaschung steigt („pollution swapping“). Weiterhin können einige Maßnahmen zu erhöhten Methan- und Lachgasemissionen führen (Hou et al. 2015).

Die zu den einzelnen Maßnahmen angegebenen Minderungskosten beruhen auf Literatúrauswertungen, sie sind nicht notwendigerweise immer ganz aktuell und direkt auf die Situation in Deutschland übertragbar. Die Minderungskosten gelten für die isolierte Betrachtung der einzel-nen Maßnahmen. Die aggregierte Wirkung von Maßnahmen innerhalb von Szenarien ändert sich gegenüber der isolierten Wirkung einzelner Maßnahmen, daher ändern sich auch die aggregier-ten Minderungskosten von Maßnahmen innerhalb von Szenarien.

Sofern zur Umsetzung von Maßnahmen Verfahren verwendet werden, deren Emissionsfaktoren nicht im RMD (Haenel et al. 2018) enthalten sind, werden diese in den Abschnitten zu den ein-zelnen Maßnahmen erläutert.

2.6.2.1 Wirtschaftsdüngerausbringung

Die NH_3 -Volatilisation in Folge der Wirtschaftsdüngerausbringung hängt von den Bodeneigenschaften, klimatischen Bedingungen, der Ausbringtechnik und den Eigenschaften des Wirtschaftsdüngers ab, die signifikanten Einfluss auf die Höhe der NH_3 -Emissionen haben. Im Einzelnen sind folgende Faktoren zu nennen:

- ▶ Bodenfeuchte
- ▶ Boden-pH-Wert
- ▶ Luft- und Bodentemperatur
- ▶ Windgeschwindigkeit
- ▶ Wirtschaftsdüngertyp
- ▶ Trockenmassegehalt im Wirtschaftsdünger
- ▶ TAN-Gehalt im Wirtschaftsdünger
- ▶ pH-Wert im Wirtschaftsdünger
- ▶ Ausbringtechnik und Ausbringrate
- ▶ Einarbeitung
- ▶ Messtechnik zur Bestimmung der NH_3 -Emissionen

Die Volatilisation von NH_3 in Folge der Wirtschaftsdüngerausbringung wird am besten mit einer Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben. Im Allgemeinen steigen bei der Anwendung flüssiger Wirtschaftsdünger die NH_3 -Emissionen mit dem TM- und TAN-Gehalt (Søgaard et al. 2002).

Die Wirtschaftsdüngerausbringung unmittelbar vor Regen oder bei Regen reduziert die NH_3 -Emissionen, weil das Ammonium sofort in den Boden eingewaschen wird. Ebenso wie bei der Einarbeitung von Wirtschaftsdünger werden hierbei die NH_3 -Emissionen erheblich reduziert. Es kann jedoch zu partiell anaeroben Bedingungen kommen, wobei unter bestimmten weiteren Bedingungen (Bodenfeuchte in einem bestimmten Bereich, Verfügbarkeit von leicht abbaubarem Kohlenstoff, Boden-pH-Werte unter 6,5) die N_2O -Emissionen ansteigen. CH_4 -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung sind im Verhältnis der gesamten CH_4 -Emissionen aus der Tierhaltung vernachlässigbar. Unter bestimmten Bedingungen kann es auch hier zu einem Anstieg in Folge der Wirtschaftsdüngerausbringung kommen (Hristov et al. 2013, Döhler 1990, Döhler und Horlacher 2010).

2.6.2.1.1 Verkürzte Einarbeitungszeiten von Wirtschaftsdüngern (Maßnahmen 1a und 1b)

Zwischen zeitlichem Verlauf und der Höhe der NH_3 -Emissionsraten bei oberflächiger Ausbringung von Wirtschaftsdünger besteht ein degressiver Zusammenhang, d. h. unmittelbar nach dem Ausbringungszeitpunkt sind die NH_3 -Emissionsraten am höchsten und nehmen im Zeitverlauf ab, wobei i. d. R. innerhalb von 48 Stunden 90 bis 100 % des emittierbaren Stickstoffs als Ammoniak freigesetzt werden. Zeitnahe Einarbeitung oberflächlich ausgebrachter Wirtschaftsdünger reduziert daher die NH_3 -Emissionen unter ansonsten gleichen Bedingungen erheblich (Döhler et al. 2002).

2.6.2.1.2 Verwendung emissionsmindernder Ausbringtechnik (Maßnahmen 2a, 2b, 3a und 3b)

Die Wirkung typischer emissionsmindernder Ausbringtechniken zur Gülleausbringung gegenüber der Ausbringung mit Breitverteiler ist gut belegt und deutlich. So mindert auf Dauergrünland die Gülleausbringung mit Schleppschuh die Emissionen um 65 % und mit Schlitzverfahren um rund 80 %. Sowohl Regen als auch die Verdünnung von Gülle fördert eine schnellere Infiltration von Gülle in den Boden und mindert somit den Luftaustausch zwischen emittierender Oberfläche und der Atmosphäre. Jedoch ist die emissionsmindernde Wirkung in beiden Fällen geringer als bei den zuvor genannten Verfahren. Eine flachere Einarbeitung bei Schlitzverfahren vermindert zwar den Zugkraftbedarf und den Energieaufwand, somit kann bei flacher Einarbeitung mit größeren Arbeitsbreiten ausgebracht werden. Jedoch ist mit größerer Einarbeitungstiefe die Emissionsminderung größer, zugleich steigt in Dauergrünland die Gefahr von Narbenschäden (Huijsmans et al. 2016, Döhler et al. 2002).

Durch emissionsmindernde Ausbringtechnik erhöhte Stickstoffeinträge in den Boden erhöhen die Nitratauswaschung nicht, wenn die Mineraldüngermenge angepasst wird. Bei Einarbeitung von Gülle kann es unter bestimmten Umständen zu höheren Denitrifikationsverlusten und aufgrund unvollständiger Denitrifikation zu höheren N_2O -Emissionen kommen (Huijsmans et al. 2016).

Zwischen der Grasnarbenhöhe und dem NH_3 -Emissionsfaktor bei der Ausbringung von Gülle mit Schleppschuh besteht eine schwache negative lineare Korrelation ($\text{EF in \% von TAN} = -0,74 \cdot \text{Grasnarbenhöhe} + 19,5$ mit $R^2 = 0,47$). Nach dieser Beziehung beträgt der Emissionsfaktor bei einer Grasnarbenhöhe von 10 cm rund 12 % und bei einer Grasnarbenhöhe von 21 cm lediglich rund 4 % (Misselbrook 2005).

Unter trockenen Bodenbedingungen in Dauergrünland führt sowohl die Ausbringung mit Schleppschuh als auch die Ausbringung mit Schlitzverfahren zu einer deutlich geringeren Emissionsminderung als unter feuchten Bodenbedingungen (Misselbrook 2005).

Verschiedene Einarbeitungsverfahren zur tiefen Einarbeitung von Festmist in unbewachsenem Ackerland führen zu einer erheblichen Emissionsminderung, die (abhängig vom Ausgangsmaterial) bei Einarbeitung mit Pflug eine Minderung um 100 % bedeuten kann. Ebenfalls deutliche Emissionsminderungen lassen sich (in jeweils gleicher Größe) mit Scheiben- und Zinkenegge erreichen (Misselbrook 2005).

2.6.2.1.3 Ansäuerung von Gülle und Gärresten zur Ausbringung (Maßnahmen 3c und 3d)

Durch die Ansäuerung in Verbindung mit der Schleppschlauchablage wird eine Verminderung der Ammoniakemissionen um ca. 60 % bis 70 % gegenüber einer Ausbringung nicht angesäuerter Gülle mit dem Schleppschlauch erreicht. Damit lassen sich die Ammoniakemissionen etwa auf das Niveau von Schlitztechniken senken, jedoch bei Aufrechterhaltung der großen Arbeitsbreiten und der hohen Verfahrensleistungen von Schleppschlauchsystemen. In vielen Versuchen in Dänemark und Deutschland wurden signifikante Mehrerträge nach Ansäuerung von Gülle und Gärresten auf Ackerland (bis 5 dt/ha Getreide bei gleichzeitiger Verbesserung der Rohproteinwerte) und Grünland gemessen. Mit der Ansäuerung mit Schwefelsäure werden schnell pflanzenverfügbare Sulfate zugeführt, so dass langfristig auf die Schwefelbilanz zu achten ist und mit einem Kalkausgleichsbedarf von bis zu 1 dt/ha zu rechnen ist. Bei der Ansäuerung sind umfangreiche Sicherheitsvorschriften im Umgang mit der Schwefelsäure zu beachten. Das gilt sowohl für die Arbeits- als auch für die Verkehrssicherheit (Kaupenjohann et al. 2019).

Die Verfahren zur Wirtschaftsdüngerausbringung und zugehörige NH_3 -Emissionsfaktoren, die nicht im RMD jedoch für die Berechnungen für den vorliegenden Bericht verwendet werden, sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: NH₃-Emissionsfaktoren der Verfahren zur Wirtschaftsdüngerausbringung, die nicht im RMD enthalten sind

Angaben in kg NH₃-N/kg TAN bzw. kg NH₃-N/kg UAN zum Ende der Lagerung

Tierart/Kategorie	Wirtschaftsdüngerart	Verfahren	NH ₃ -Emissionsfaktor
Rinder	Gülle	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,24
		Schleppschlauch, Ansäuerung im Stall	0,05
	Festseparat	Gülle-Verarbeitung, Ausbringung von Pellets	0,05
Rinder, Schweine	Jauche	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,06
Schweine	Gülle	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,12
		Schleppschlauch, Ansäuerung im Stall	0,025
	Festseparat	Gülle-Verarbeitung, Ausbringung von Pellets	0,05
Rinder, Schweine, Geflügel, Energiepflanzen	Gärreste	Schleppschlauch, Ansäuerung	0,24

2.6.2.2 Wirtschaftsdüngerlagerung

2.6.2.2.1 Ansäuerung von Gülle und Gärresten im Lager

Gülle und Gärreste können im Lagerbehälter angesäuert werden. Dies kann entweder unmittelbar beim Befüllen des Behälters oder kurz vor der Ausbringung geschehen. Über ein mit dem Propellerrührwerk verbundenes Gestänge wird Schwefelsäure in den Rührstrom dosiert und die Gülle wird auf einen pH-Wert von 5,5 eingestellt. Damit bleibt die Gülle über Monate stabil und es können Emissionsminderungen von 90 % erreicht werden. Die Säuremenge für Gülle entspricht etwa derjenigen Menge bei der Zugabe im Stall (4 bis 5,5 Liter Schwefelsäure pro m³ Gülle) und für Gärreste (ca. 6 Liter Schwefelsäure pro m³).

Bei der Ansäuerung kurz vor der Ausbringung wird der pH-Wert nur auf 6 oder 6,5 abgesenkt, dann sind nur 2 bis 4 Liter Schwefelsäure pro m³ erforderlich, bei Gärresten bis zu 6 Liter pro m³. Bei der Ansäuerung von Gülle und Gärresten im Lager dehnt sich das Volumen dieser Wirtschaftsdünger erheblich aus, so dass niemals ein vollständig gefüllter Behälter angesäuert werden darf, um ein Übertreten des Flüssigkeitsspiegels über die Behälterwand zu vermeiden. Die Säurezugabe muss immer gleichzeitig mit dem Betrieb des Propellerrührwerks erfolgen, um die Schaumbildung zu mindern. Die Säuredosierung erfolgt vollautomatisch in geschlossenen Systemen, wodurch ein Säurekontakt für das Personal ausgeschlossen wird (Kaupenjohann et al. 2019).

Nach Canh et al. (1998) besteht folgender Zusammenhang zwischen pH-Wert in der Gülle und den Ammoniakemissionen:

Formel 1

$$\text{Log Ammoniakemissionen} = -4,21 + 0,45(\pm 0,13) \cdot (\text{pH}) + 0,44(\pm 0,30) \cdot \log (\text{NH}_4^+-\text{N})$$

mit R² = 0,67

Die Verfahren und zugehörige NH₃-Emissionsfaktoren zur Wirtschaftsdüngerlagerung von Verfahren, die nicht im RMD berücksichtigt werden, in den Berechnungen für die Maßnahmenwirkungen für vorliegenden Bericht jedoch berücksichtigt werden, sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: NH₃-Emissionsfaktoren der Verfahren zur Wirtschaftsdüngerlagerung, die nicht im RMD enthalten sind

Angaben in kg NH₃-N/kg TAN bzw. kg NH₃-N/kg UAN zu Beginn der Lagerung

Tierart/Kategorie	Wirtschaftsdüngerart	Verfahren	NH ₃ -Emissionsfaktor
Rinder	Gülle	Ansäuerung im Stall, Lagerung unter Schwimmfolien	0,15
		Gülle-Verarbeitung, Lagerung ≤ 1 Monat unter Schwimmfolie	0,04
Schweine	Festmist	Feste Abdeckung	0,24
	Gülle	Ansäuerung im Stall, Lagerung unter Schwimmfolien	0,15
		Gülle-Verarbeitung, Lagerung ≤ 1 Monat unter Schwimmfolie	0,04
	Festmist	Feste Abdeckung	0,096
Legehennen	Kot	Feste Abdeckung	0,56
		Kot aus Kotbandtrocknung	0
Masthähnchen, Junghennen	Kot	Feste Abdeckung	0,068
Junghennen		Kot aus Kotbandtrocknung	0
Gänse	Kot	Feste Abdeckung	0,064
Enten, Puten	Kot	Feste Abdeckung	0,096

2.6.2.2.2 Lagerabdeckung (Maßnahmen 4a bis 4d und 4g bis 4i)

2.6.2.2.2.1 Abdeckung von flüssigen Wirtschaftsdüngern

Für Abdeckung von Lagern flüssiger Wirtschaftsdünger werden verschiedene Materialien eingesetzt, die bezüglich Ammoniakemissionen einerseits sowie Lachgas- und Methanemissionen andererseits teilweise gegenläufige Wirkungen entfalten. Es gibt Materialien, die semipermeabel und solche, die vollständig technisch gasdicht sind. Gängige Abdeckverfahren sind natürliche Schwimmdecken, die sich von selbst ausbilden können, Strohhäckselabdeckung, Abdeckung mit Holzspänen, expandiertem Ton, Torf, Pflanzenöl, semipermeable und gasdichte Plastikfolien (Zeltabdeckungen, Schwimmfolien), Granulate sowie Betonabdeckungen (Hristov et al. 2013, Döhler et al. 2002).

Die Effektivität dieser Lagerabdeckungen hängt von vielen Faktoren ab, u. a. von der Durchlässigkeit, der Dicke, der Abbaubarkeit, der Porosität und dem Management. Semipermeable Materialien mindern NH₃- und Geruchsemissionen, tendieren jedoch zu höheren N₂O-Emissionen, die Minderungswirkung hängt bei diesen Materialien im Allgemeinen von der Dicke und der Porosität der Deckschicht ab. Technisch gasdichte Verfahren reduzieren neben NH₃-Emissionen auch N₂O- und CH₄-Emissionen (Hristov et al. 2013). Bspw. führt die Strohhäckselabdeckung zu 8,6-fach höheren Lachgasemissionen. Die Abdeckung mit gasdichten Plastikfolien hingegen führt zu einer Minderung der Lachgasemissionen um 98 % (Hou et al. 2015).

Natürliche Schwimmdecken etablieren sich in faserreichem flüssigen Wirtschaftsdünger (bspw. Rindergülle, Gärreste aus der Energiepflanzenvergärung) innerhalb von vier bis sechs Wochen von selbst. In faserarmer Gülle (bspw. Schweinegülle, Gärreste aus Wirtschaftsdüngervergärung) bilden sich kaum natürliche Schwimmdecken aus. Die Zuverlässigkeit natürlicher Schwimmdecken hängt von der Festigkeit und Dichtigkeit ab. Die Einflussfaktoren hierbei sind Fütterung, Größe der Behälteroberfläche und die Homogenisierungsintervalle

(Döhler et al. 2002). Die Varianz der NH_3 -Emissionsminderung bei natürlichen Schwimmdecken ist dementsprechend erheblich (Hou et al. 2015).

Pflanzenöl und Torf als Abdeckmaterial führt zwar zur gasdichten Abdeckung, jedoch sind Pflanzenöle leicht abbaubar, wobei Faulgase entstehen und das Management bereitet Schwierigkeiten, da die Schicht leicht durchbrochen werden kann. Pflanzenöl zur Lagerabdeckung ist daher nicht sehr praktikabel (Hristov et al. 2013), ihre Minderungswirkung bezüglich NH_3 -Emissionen ist jedoch mit mehr als 90 % gegenüber offener Lagerung ohne natürliche Schwimmdecke erheblich, bei gleichzeitig geringer Varianz (Hou et al. 2015).

Die Abdeckung von Schweinegülle mit expandiertem Ton mindert die NH_3 -Emissionen um 77 %, hat hingegen keinen Einfluss auf die CH_4 -Emissionen (Misselbrook et al. 2016).

In gasdicht abgedeckten Lagern muss das Methan abgeführt werden, da sonst explosive Gemische entstehen können oder das Methan ansonsten unkontrolliert durch Leckagen entweicht (Hristov et al. 2013), zudem kann es zur Anreicherung von H_2S kommen (Reis et al. 2015). Es besteht eine inverse Beziehung zwischen C/N-Verhältnis im Wirtschaftsdünger und den NH_3 -Emissionen (Pardo et al. 2015).

Die Lagerung im Stall in Güllekellern (Lagerdauer > 1 Monat) ist, aufgrund der im Regelfall höheren Temperaturen im Stall gegenüber der Außenlagerung, mit hohen relativen NH_3 -Emissionen verbunden. Allerdings besteht zur tatsächlichen Verbreitung dieser Verfahren eine erhebliche Unsicherheit, Zahlen zur Häufigkeitsverteilung der Lagerung von Gülle in Güllekellern werden im Rahmen der Landwirtschaftszählungen und Agrarstrukturhebungen nicht erhoben; die im RMD verwendeten Angaben sind bereits über 20 Jahre alt. Mithin ebenfalls sehr unsicher sind die NH_3 -Emissionsfaktoren zur Lagerung von Gülle in Güllekellern, da diese messtechnisch schwierig zu erfassen und von anderen NH_3 -Emissionen im Stall abzugrenzen sind.

Die Angaben zur Wirkung von Maßnahmen, die darauf beruhen, Gülle ganz oder teilweise statt in Güllekellern in abgedeckten Außenlagern zu lagern, sind daher als ziemlich unsicher einzustufen.

2.6.2.2.2 Abdeckung und Lagerverfahren von Festmist

Das gängigste Lagerverfahren für Festmist ist die offene Lagerung auf Festmisthaufen, wobei der Festmisthaufen regelmäßig gewendet und somit kompostiert wird. Bei diesem Verfahren treten hohe Ammoniakemissionen auf, die nach Hou et al. (2015) im Mittel 39 % des gesamten ins Lager gelangenden Stickstoffs beträgt.

Wesentliche Minderung der Ammoniakemissionen aus der Festmistlagerung kann erreicht werden, wenn der Mist kompaktifiziert wird (dies führt zu einem Rückgang der NH_3 -Emissionen um 61 %). Noch deutlichere NH_3 -Emissionsminderungen lassen sich erreichen, wenn der Festmist ohne zu wenden gelagert wird oder wenn das Festmistlager eingehaust wird, bei diesen Verfahren beträgt der Rückgang der Emissionen im Mittel 77 %. Sowohl die Kompaktifizierung als auch die Lagerung ohne zu wenden weist hinsichtlich ihrer Wirkung auf die NH_3 -Emissionen einen erheblichen Unsicherheitsbereich auf. Alle diese Verfahren haben den Nachteil, dass sie zu teils erheblich höheren Methanemissionen führen können, wobei diesbezüglich zwischen einzelnen Studien erhebliche Unterschiede auftreten und der Anstieg der Methanemissionen nicht signifikant ist. Die Angaben zu Änderungen der Lachgasemissionen durch Anwendung dieser Verfahren sind inkonsistent und nicht signifikant (Hou et al. 2015).

Etwa 2,5 bis 3,5 % der N-Verluste aus Feldrandlagern geht auf Auswaschung und Oberflächenabfluss zurück und stellt somit eine Gefahr für Grundwasser und Oberflächengewässer dar. Zum Anstieg der Nitratkonzentration im Boden in der Umgebung von Feldrandlagern liegen widersprüchliche Ergebnisse vor. Die größten Verluste treten in den ersten ein bis zwei Wochen nach

Beginn der Lagerung auf. Für Phosphor betragen die Verluste 2,5 % des Gesamtposphorgehalts im Festmist. Die Verluste aus Auswaschung und Oberflächenabfluss können durch Regen ansteigen. Die hier beschriebenen Emissionsminderungsmaßnahmen haben keinen eindeutigen Einfluss auf die N- und P-Auswaschung oder Oberflächenabfluss. Begründet wird dies damit, dass durch die mikrobielle Aktivität unter aeroben Bedingungen eine erhebliche Menge Respirationswasser entstehen kann, das weiterhin für die N- und P-Auswaschung zur Verfügung steht, auch wenn die oben beschriebenen Maßnahmen das Durchdringen des Festmists mit Regenwasser mindern (Doody et al. 2013).

2.6.2.2.3 Geflügelkottrocknung (Maßnahme 4e)

Nach Formel 3 ist die enzymatische Hydrolyse von Harnstoff bzw. Harnsäure über Urease auf Wasser angewiesen, d. h. die Trocknung von Geflügelkot unterbindet die enzymatische Hydrolyse von Harnsäure zu Ammonium und Hydrogencarbonat. Für die Geflügelkottrocknung können abhängig vom Haltungsverfahren unterschiedliche Verfahren eingesetzt werden.

Für die Kottrocknung in der Bodenhaltung eignen sich Ventilatoren, die den Feuchtigkeitsgehalt des Kots absenken, indem sie warme Deckenluft auf den Boden drücken, wobei abhängig von der Belüftungsrate die NH_3 -Emissionen gegenüber einem planbefestigten Tiefstreustall um 53 % gemindert werden können. In weiteren ähnlichen Verfahren wird die Luft zur Trocknung über Belüftungskanäle und perforierte Böden zugeführt, wobei sich die erzielbaren Minderungspotenziale mit 60 % bzw. 65 % bei diesen beiden Verfahren etwas unterscheiden. Die Anwendbarkeit kann unter warmen Bedingungen eingeschränkt sein, da hier das Kühlbedürfnis der Tiere gegenüber dem Wärmebedürfnis dominiert (Immel 2019).

Zur Trocknung wird der Kot auf Kotbändern gesammelt und standardmäßig einmal pro Woche in einen Kotbunker transportiert, wobei eine häufigere Entmistung stärker mindernd auf die NH_3 -Emissionen im Stall wirkt. Die Verfahren zur Kotbandtrocknung können in der Legehennen- und Junghennenhaltung angewandt werden, für andere Geflügelarten sind sie nicht geeignet. Ihre Minderungswirkung hängt von der genauen Ausführung und vom jeweiligen Haltungsverfahren ab, sie beträgt bspw. bei „unbelüftetem Kotband mit Entmistung einmal pro Woche in Kleingruppenhaltung“ etwa 50 % gegenüber einer ganzjährigen Lagerung des Kots im Stall. Die NH_3 -Emissionen gehen bei Kotbandbelüftung unter ansonsten gleicher Konstellation um weitere 75 % zurück. Wichtig ist, dass der Kot anschließend trocken gelagert und eine Wiederbefeuchtung im Kotlager vermieden wird. Für andere Haltungsverfahren gelten andere Minderungswirkungen (Eurich-Menden et al. 2011).

Verfahren zur Kotbandtrocknung werden im RMD nicht berücksichtigt. Die den Berechnungen der Maßnahmen im vorliegenden Bericht zugrundeliegenden Verfahren zu Kotbandtrocknung mit den zugehörigen NH_3 -Emissionsfaktoren sind in Tabelle 5 aufgeführt. Diese wurden im Wesentlichen aus Eurich-Menden et al. (2011) abgeleitet.

Tabelle 5: NH_3 -Emissionsfaktoren der Verfahren zur Kotbandtrocknung, die nicht im RMD enthalten sind

Angaben in kg NH_3 -N/kg ausgeschiedenes N

Tierart/Kategorie	Verfahren	NH_3 -Emissionsfaktor
Legehennen	Kleingruppenhaltung mit Kotbandtrocknung	0,035
	Voliersysteme mit Kotbandtrocknung	0,0455
Junghennen	Haltungsverfahren mit Kotbandtrocknung	0,0455

2.6.2.2.4 Anaerobe Vergärung von tierischen Exkrementen (Maßnahme 4f)

Während der anaeroben Fermentation von tierischen Exkrementen und Einstreu wird organisch gebundener Stickstoff in Proteinen, Aminosäuren und Harnstoff zu Ammonium/Ammoniak abgebaut, der Stickstoff in Gärresten wird dadurch im Vergleich zu unvergorenen Wirtschaftsdüngern einfacher pflanzenverfügbar. Sowohl durch den Anstieg des TAN-Anteils als auch durch den damit verbundenen Anstieg des pH-Wertes steigt das NH_3 -Emissionspotenzial im Vergleich zu unvergorenen Wirtschaftsdüngern. Gärreste aus tierischen Exkrementen enthalten weniger Energie (in organischer Substanz) für mikrobielle Denitrifikation, sodass erwartet werden kann, dass die Lachgasbildung in Folge der Gärrestausbringung geringer ist als in Folge der Ausbringung von unvergorenem Wirtschaftsdünger. Hierzu liegen widersprüchliche Ergebnisse vor, bspw. wird ein Anstieg der Lachgasbildung bei Düngung mit Gärresten im feuchten Frühjahr beobachtet, sodass nicht von einem einfachen Zusammenhang zwischen leicht abbaubarer organischer Trockenmasse im Gärrest und der Lachgasbildung ausgegangen werden kann. Die Denitrifikation zu N_2 , bzw. die unvollständige Denitrifikation zu N_2O , hängt nach den Ergebnissen anderer Autor*innen von der Bodenwassersättigung und vom Sauerstoffangebot ab (Hristov et al. 2013).

Die Vergärung von Gülle bewirkt nur geringe NH_3 -Emissionsminderungen. Die relativen Verluste bezogen auf TAN sind geringer nach der Vergärung. Die absoluten Lagerverluste sind aufgrund höherer TAN-Gehalte im Gärrest aber höher, zudem wird bei der Gärrestlagerung keine natürliche Schwimmdecke ausgebildet. Unter ansonsten gleichen Lager- und Ausbringtechniken ist die Vergärung von Wirtschaftsdünger daher keine geeignete Maßnahme um NH_3 -Emissionen zu mindern (Döhler et al. 2002). Nach Hou et al. (2015) führt die Wirtschaftsdüngervergärung im Mittel zu keinen Änderungen der Ammoniakemissionen im Vergleich zu unvergorener Gülle. Davon unbenommen ist die Vergärung von Wirtschaftsdüngern eine effiziente Maßnahme, um die Methanemissionen aus der Lagerung von Wirtschaftsdüngern zu vermindern (Hou et al. 2015).

Wirtschaftsdünger werden bei Vergärung in Biogasanlagen zu einem höheren Anteil technisch gasdicht gelagert als unvergorene Wirtschaftsdünger, zudem ist emissionsarme Ausbringtechnik für die Ausbringung von Gärresten weiterverbreitet als bei unvergorenen Wirtschaftsdüngern. Hieraus ergibt sich im Wesentlichen die im vorliegenden Bericht berechnete Minderung der NH_3 -Emissionen durch Vergärung von Wirtschaftsdüngern. Demgegenüber stehen (bei Schweinegülle) höhere Emissionen bei der Ausbringung vergorener Wirtschaftsdünger.

Die Vergärung von Festmist führt zu einer tatsächlichen Minderung der NH_3 -Emissionen im Vergleich zur Lagerung und Ausbringung von unvergorenem Festmist, die mit relativ hohen NH_3 -Emissionen verbunden sind.

2.6.2.3 Stall

Die NH_3 -Emissionen in Milchvieh-Anbindeställen sind wesentlich niedriger als in Laufställen, allerdings besteht eine hohe Variation der gemessenen Emissionen.

Die Volatilisation von NH_3 aus der Lösung ist abhängig von der Temperatur (Henry-Gesetz). Das Ammonium/Ammoniak-Gleichgewicht in der Lösung ist pH-Wert abhängig. Bei pH-Werten unter 6 bis 7 liegt fast nur Ammonium vor, bei pH-Werten ab 7 steigt der Ammoniakanteil rapide an und bei einem pH-Wert von 11 liegt fast nur noch Ammoniak vor. Die NH_3 -Volatilisation in Folge der enzymatischen Hydrolyse von Harnstoff ist am größten zwei Stunden nach der Urinausscheidung und kann 15 Stunden oder mehr andauern. Die Volatilisation kann gemindert werden durch Kühlung der Böden und der Gülleoberflächen und Vermindern der Windgeschwindigkeit durch Minimierung der Luftbewegung im Gebäude (Monteney und Erisman 1998).

Nach Hempel et al. (2016) besteht ein nichtlinearer, exponentieller Zusammenhang zwischen Temperatur, relativer Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung und der Emissionsrate von NH_3 in frei belüfteten Ställen. Die NH_3 -Emissionsrate wird nach dieser Studie am besten durch ein Modell beschrieben, das sowohl den diurnalen Verlauf der Temperaturen über das Jahr wie auch über den Tag berücksichtigt, die als Terme trigonometrischer Funktionen in das Modell eingehen.

Für die Berechnungen der Maßnahmen im Stall wurden für den vorliegenden Bericht Verfahren berücksichtigt, die im RMD nicht aufgeführt sind. Die Emissionsfaktoren für diese in Tabelle 6 aufgeführten Verfahren wurden über eine Auswertung der Literatur abgeleitet, die den Maßnahmenbeschreibungen zugrunde liegen.

Tabelle 6: NH₃-Emissionsfaktoren der Verfahren im Stall (ohne Kotbandtrocknung), die nicht im RMD enthalten sind

Angaben in kg NH₃-N/kg ausgeschiedenes TAN bzw. für Geflügel kg NH₃-N/kg ausgeschiedenes N

Tierart/Kategorie	Verfahren	NH ₃ -Emissionsfaktor
Milchkühe	Anbindestall, güllebasiert, Einsatz von Urease-Inhibitoren (UI)	0,0363
	Laufstall, güllebasiert, Einsatz von UI	0,10835
	Anbindestall, güllebasiert, Ansäuerung im Stall	0,0231
	Laufstall, güllebasiert, Ansäuerung im Stall	0,06895
	Anbindestall, güllebasiert, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,1182
	Laufstall, güllebasiert, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,1182
Färsen, Männliche Mastrinder, Mutterkühe, Männliche Rinder > 2 Jahre	Laufstall, güllebasiert, Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen	0,1576
	Anbindestall, güllebasiert, Einsatz von UI	0,0363
	Laufstall, güllebasiert, Einsatz von UI	0,10835
	Anbindestall, güllebasiert, Ansäuerung im Stall	0,0231
	Laufstall, güllebasiert, Ansäuerung im Stall	0,06895
	Anbindestall, güllebasiert, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,1182
Sauen, Eber	Laufstall, güllebasiert, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,1182
	Laufstall, güllebasiert, Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen	0,1576
	Güllebasierte Systeme, Einsatz von UI	0,221
	Güllebasierte Systeme, Güllekühlung	0,1292
	Güllebasierte Systeme, Ansäuerung im Stall	0,119
	Güllebasierte Systeme, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,204
Aufzuchtferkel, Mast-schweine	Güllebasierte Systeme, Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen	0,272
	Güllebasierte Systeme, „Gülleloser Schweinestall“	0,102
	Voll- oder Teilspaltenboden, Einsatz von UI	0,195
	Voll- oder Teilspaltenboden, Güllekühlung	0,114
	Voll- oder Teilspaltenboden, Ansäuerung im Stall	0,2115
	Voll- oder Teilspaltenboden, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,18
Legehennen	Voll- oder Teilspaltenboden, Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen	0,24
	Voll- oder Teilspaltenboden, „Gülleloser Schweinestall“	0,09
Legehennen	Voliersysteme, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,54
Broiler, Junghennen	Alle Haltungssysteme, nicht-spezifizierte Maßnahmen mit 40 % Emissionsminderung (TA Luft-Entwurf)	0,54

2.6.2.3.1 Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbeläge (Maßnahme Xa und 7d)

Im Bereich der Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbeläge sind eine Reihe von Minderungsoptionen verfügbar oder befinden sich in der Entwicklung, die sich jeweils unter technisch-bauliche Maßnahmen und unter Managementmaßnahmen zusammenfassen lassen. Diese Maßnahmen können entsprechend den Bereichen, in denen sie umgesetzt werden, auch unterteilt werden in Maßnahmen zur

- ▶ Minderung der emittierenden Oberflächen (20 bis 50 % NH_3 -Emissionsminderungspotenzial)
- ▶ Reinigung der Stallflächen (25 bis 50 % Minderungspotenzial) und
- ▶ Kot-Harn-Trennung mit schneller Entfernung des Harns (50 bis 80 % Minderungspotenzial) (Groenestein 2011).

Zu den technisch-baulichen Maßnahmen gehört der Einsatz von Bodenmaterialien, die emissionsmindernd auf Ammoniak wirken. Standardmäßig werden Schweine i. d. R. auf Beton-Spaltenboden gehalten. Hier können bei Verwendung anderer Materialien, Änderung der Spaltenweite, Änderung der Oberflächenbeschaffenheit, durch die geometrische Form der Spaltenöffnungen bzw. der Spaltenböden die NH_3 -Emissionen deutlich reduziert werden. Die Änderungen können aber unter Umständen negative Auswirkungen auf die Tiergesundheit haben.

2.6.2.3.1.1 Minderung der emittierenden Oberflächen

Schweine haben eine ausgeprägte Neigung, ihren Aufenthaltsbereich nach den Funktionen Fressen, Ruhen und Koten aufzuteilen. Die Bereiche zum Fressen und Ruhen werden normalerweise von Exkrementen freigehalten. Durch eine entsprechend optimierte Gestaltung dieser Funktionsbereiche können die NH_3 -Emissionen gemindert werden. Bspw. kann das Material der Spalten das Abkotverhalten der Tiere beeinflussen.

Einstreumaterial und Einstreubereich ändern das Emissionsverhalten der eingestreuten Flächen. Die Änderung wird durch Struktur, Dichte und Feuchtegehalt der Materialien beeinflusst. Allerdings gehen so geminderte NH_3 -Emissionen unter Umständen mit einem starken Anstieg der N_2O -Emissionen einher (Philippe et al. 2011).

Die Abdeckung der Güllekanäle mit Betondecke mit lediglich an den Enden offenen Kanälen (in Kombination mit Entmistung mit Gülleschiebern) kann über eine Minimierung des Luftaustauschs mit den emittierenden Oberflächen in den Kanälen und einer Maximierung der Gassättigung die NH_3 -Emissionen aus den Güllekanälen mindern (Groenestein et al. 2011).

2.6.2.3.1.2 Reinigung der Stallflächen

Regelmäßiges Abschieben der Laufflächen führt zu einer Minderung der NH_3 -Emissionen um 9 bis 24 % bei zwei bis zwölf Mal Abschieben pro Tag. Würde die Abschiebehäufigkeit auf 24-mal täglich erhöht, dann würde eine NH_3 -Emissionsminderung um 31 % erreicht.

Durch Reinigen der Laufflächen mit Wasser lassen sich abhängig von der Wassermenge die Emissionen um 1,3 % (mit 5 l Wasser/ (TP · d)) bis 16 % (mit 30 l Wasser/ (TP · d)) mindern (Mendes et al. 2017). Nach von Monteney und Erisman (1998) zusammengefassten Studien werden durch regelmäßiges Reinigen der Spaltenböden mit Wasser mit bis zu 110 l/ (TP · d) und Reinigung alle 1 bis 3,5 h 17 % NH_3 -Emissionsminderung erreicht, wobei sowohl die Wassermenge als auch das Reinigungsintervall variiert wurde. Ein Einfluss der Reinigungswassermenge und der Reinigungsintervalle wurde hierbei nicht beobachtet. Anderen Studien berichten von 34 % NH_3 -Emissionsminderung bei Reinigen alle zwei Stunden und einer Wassermenge von 50 l/ (TP · d) unmittelbar nach dem Abschieben der Gülle, hier wurde auch ein

Zusammenhang zwischen Reinigungswassermenge und Reinigungsintervall festgestellt. Da Harnstoff durch die Urease im Stall schon innerhalb von zwei Stunden vollständig hydrolysiert wird, müsste die Reinigung mit Wasser möglichst konstant erfolgen oder an das Urinierungsverhalten der Tiere angepasst werden.

Die Kombination verschiedener Maßnahmen führt zur einer größeren NH_3 -Emissionsminderung als Einzelmaßnahmen (Mendes et al. 2017).

Verfahren, bei denen die Exkremente regelmäßig von den Laufflächen und aus dem Stall entfernt werden, sind deutlich emissionsärmer als die Haltung auf Spaltenböden mit Lagerung der Gülle in Güllekellern. Werden die Exkremente einmal wöchentlich entfernt, liegen die Emissionen um 35 % unter dem Standardverfahren. Bei Entfernung der Exkremente alle zwei bis drei Tage mindern sich die Emissionen um 46 % gegenüber der Entfernung einmal wöchentlich. Regelmäßiges Abschieben der Exkremente bewirkt jedoch noch keine Emissionsminderung, wichtig sind technisch-bauliche Maßnahmen, bspw. V-förmige Gülleschieber und schräge Flächen, durch die beim Abschieben der Exkremente der Kot vom Harn getrennt wird. Das tägliche Spülen der Güllekanäle mindert die NH_3 -Emissionen um 45 % (Griffing et al. 2007). Nach Monteney und Erisman (1998) können in Milchviehställen durch planbefestigte V-förmige Laufflächen 52 % Emissionsminderung erreicht werden. In Kombination mit regelmäßiger Reinigung mit Wasser lässt sich eine Emissionsminderung von 65 % erreichen. Wird zusätzlich verdünntes Formaldehyd, das hier als Urease-Inhibitor wirkt, zum Reinigen der Laufflächen genutzt, lassen sich die NH_3 -Emissionen um 80 % mindern.

Aufgrund der Giftigkeit von Formaldehyd müsste dieses in der Praxis allerdings durch andere, weniger schädliche Stoffe ersetzt werden (siehe Kapitel 2.6.2.3.3.1).

2.6.2.3.1.3 Kot-Harn-Trennung im Stall

Durch die schnelle Trennung von Kot und Harn lassen sich eine Reihe der Probleme im Wirtschaftsdüngermanagement reduzieren. Harn enthält den meisten Stickstoff als Ammonium bzw. Harnstoff. Kot enthält Stickstoff dagegen überwiegend organisch gebunden sowie Phosphor, der im Harn nicht enthalten ist. Durch getrennte Stoffströme für Kot und Harn können die darin enthaltenen Nährstoffe bedarfsgerechter bei gleichzeitig geringeren Nährstoffverlusten in die Umwelt eingesetzt werden. Gängige Verfahren zur Gülleaufbereitung setzen erst nach dem Stall an und adressieren so die Emissionen aus dem Stall nicht, die bspw. in der Schweinehaltung ungefähr 50 % der gesamten NH_3 -Emissionen der Schweinehaltung ausmachen können.

Durch Verfahren zur Kot-Harn-Trennung im Stall werden diese Emissionen mit einbezogen. Eines dieser Verfahren ist der Einsatz von Kotförderbändern unterhalb der Spalten in den Güllekanälen, die den Kot sammeln und außerhalb des Stallgebäudes in ein getrenntes Kotlager transportieren und den Harn bspw. durch eine Perforierung in den Kanal unterhalb der Förderbänder fließen lassen. Die Effektivität dieses Verfahrens hängt stark vom Kotbanddesign zur effizienten Trennung von Kot und Harn ab. In der Studie von Koger et al. (2014) lassen sich für Mastschweine die NH_3 -Emissionen aus dem Stall von 3,7 kg $\text{NH}_3\text{-N}/(\text{TP} \cdot \text{a})$ auf 0,8 bis 1,2 kg $\text{NH}_3\text{-N}/(\text{TP} \cdot \text{a})$ mindern. Diese Verminderung war sehr viel ausgeprägter als in anderen Studien, was von den Autoren mit einem verbesserten Kotbanddesign erklärt wird. In der gleichen Studie wurde ebenfalls ein deutlicher Rückgang der CH_4 -Emissionen von 2,8 bis 4,5 kg $\text{CH}_4/(\text{TP} \cdot \text{a})$ auf $1,05 \pm 0,29$ kg $\text{CH}_4/(\text{TP} \cdot \text{a})$ beobachtet, da aus trockenem Kot nur sehr wenig CH_4 entsteht. Aufgrund des hohen TM-Gehalts des Kots auf den Förderbändern (49 ± 5 %) wurden höhere Staubemissionen erwartet, gemessen wurden diese jedoch nicht. Die Autoren geben die Kosten für dieses Verfahren mit 10 US-\$/TP an. Ein nachträglicher Einbau dieses Systems ist möglich.

Durch die getrennte Lagerung von Kot und Harn ergeben sich unter Umständen längere Lagerzeiten, wodurch während der Lagerung höhere NH_3 -Emissionen entstehen können (Philippe et al. 2011).

Eine weitere technisch-bauliche Maßnahme zur Kot-Harn-Trennung sind Schrägbodenställe mit planbefestigter Fläche in der Milchviehhaltung. Durch die Neigung der Fläche kann der Harn abfließen und getrennt vom Kot gesammelt und gelagert werden. Von Braam et al. (1997) wurde die Wirkung der Schrägbodenställe in Kombination mit regelmäßigem Abschieben der Fläche untersucht, wobei die Abschiebefrequenz variiert wurde. Im Wesentlichen wurde hierbei die NH_3 -Emissionsminderung durch den Schrägboden erreicht (21 % gegenüber Spaltenboden). Die Änderung der Abschiebefrequenz von 12-mal täglich auf sehr hohe 96-mal täglich führte lediglich zu einer NH_3 -Emissionsminderung um 5 %. Die Effizienz des Schrägbodens hängt im Wesentlichen von dessen Ausgestaltung im Detail ab, andere Autor*innen berichten von deutlich höheren Minderungswirkungen.

Eine andere technisch-bauliche Maßnahme zur Kot-Harn-Trennung sind Böden mit geschlossenen Rillen mit perforierter Abdeckung oder offenen Rillen, durch die der Harn ablaufen kann. Untersucht wurde deren Minderungswirkung in einem Milchvieh-Boxenlaufstall gegenüber einem Spaltenboden. Für die offenen Rillen wurde eine NH_3 -Emissionsminderung von 46 % (95 %-Konfidenzintervall: 40 bis 52 %) beobachtet. Die Minderungswirkung der abgedeckten, perforierten Rillenböden ist mit 35 % (95 %-Konfidenzintervall: 24 bis 42 %) geringer, da die Perforierungen verstopfen können und der Urin dadurch schlecht abläuft. Die Ergebnisse liegen im Bereich der von anderen Autor*innen angegebenen Minderungswirkungen von 50 % der NH_3 -Emissionen im Stall (Swiestra et al. 2001).

Minderungswirkungen von 70 % der NH_3 -Emissionen in Mastschweineställen können durch technische Weiterentwicklungen der Kot-Harn-Trennung in Kombination mit anschließender Stabilisierung des Harnstoffs im Urin durch Zugabe von Säuren, Laugen oder Urease-Inhibitoren erzielt werden („güllelose Haltungssysteme“). Der Harnstoff kann mittels Zugabe von Säure oder Lauge über mehrere Monate im Lager stabilisiert werden. Alternativ dazu kann der abgetrennte Harnstoff in Aufbereitungsverfahren zu marktgängigen Düngersalzen aufbereitet werden (Döhler et al. 2019b).

2.6.2.3.2 Güllekühlung und reduzierte Oberflächen (Maßnahme Xb)

Der Partialdruck von Ammoniak in Lösung hängt im Wesentlichen vom pH-Wert und von der Temperatur ab. Hierbei gilt für eine Ideallösung folgende Beziehung, die sich näherungsweise auch auf flüssige Wirtschaftsdünger übertragen lässt:

Formel 2

$$P_{\text{NH}_3} = 10^{-(1477,7/T + 0,5328)} \cdot (K_b \cdot \text{TAN} \cdot T) / (10^{-\text{pH}} + K_b)$$

mit:

P_{NH_3} = Partialdruck von NH_3 in bar

T = Wirtschaftsdüngertemperatur in Kelvin

$K_b = 10^{-(2792,92/T + 0,09018)}$ Konstante M (nach Emerson et al. 1975)

TAN = Summe von Ammoniak-N und Ammonium-N in der Lösung in g/kg

pH = $-\log_{10} [\text{H}^+]$

¹ Die Variable T fehlt an dieser Stelle in Andersson 1998 und wurde hier zur Korrektur der Formel eingefügt.

Die Umrechnung in ppm erfolgt durch Division des Partialdrucks durch den Atmosphärendruck in bar multipliziert mit 10^6 . D. h. der Ammoniakpartialdruck steigt mit zunehmenden Temperaturen exponentiell an und Güllekühlung führt zu einer deutlichen Minderung der Ammoniakemissionen (Andersson 1998).

Güllekühlung im Stall wird technisch umgesetzt, indem in den Betonboden der Güllekanäle Kühlschlangen einbetoniert werden, die an einen Kühlkreislauf angeschlossen werden und somit die in der Gülle enthaltene Wärme aufnehmen und abführen. Die Wärme aus der Kühlflüssigkeit wird dem Kühlkreislauf mittels Wärmepumpe entnommen, wobei typischerweise pro kWh eingesetzter elektrischer Energie etwa drei kWh Wärmeenergie anfallen. D. h. diese Minderungstechnik muss bereits beim Bau des Stalls bzw. der Güllekanäle implementiert werden. Systeme mit schwimmenden Kühlelementen („Kühlrippen“) können zwar auch nachträglich in den Güllekanälen installiert werden, die Zuverlässigkeit dieser Technik ist jedoch insbesondere bei faserreicher Gülle, die Schwimmdecken ausbilden kann (Rindergülle, Schweinegülle bei faserreicher Fütterung der Schweine), eingeschränkt (Wesnaes et al. 2013, Groenestein et al. 2011).

Die Ammoniakemissionsminderung beträgt etwa 10 % je 10 W/m^2 Kühlleistung. In Ställen mit Vollspaltenböden ist das Potenzial der Güllekühlung beschränkt, da maximal 20 W/m^2 Kühlleistung eingesetzt werden können, ohne das Tierwohl einzuschränken. In Ställen mit Teilspaltenböden gilt diese Einschränkung nicht, hier können höhere Kühlleistungen mit höheren Ammoniakemissionsminderungen umgesetzt werden. So lassen sich in Ställen mit Teilspaltenböden Ammoniakemissionsminderungen von 51 % bei 55 W/m^2 Kühlleistung erreichen. Aus dieser Kühlleistung ergibt sich ein Bedarf von 60 kWh/t tierischer Exkremente elektrischer Energie und ein Anfall von 180 kWh Wärmeenergie. Die Güllekühlung wird zwar primär zur NH_3 -Emissionsminderung eingesetzt, sie reduziert jedoch auch die Methanogenese und damit die Bildung und Freisetzung von Methan, dessen prozentuale Minderung durch die Kühlung in einem ähnlichen Bereich liegt wie die der Ammoniakemissionen, womit das Biogaspotenzial der Gülle konserviert werden kann. Auf die Lachgasemissionen hat die Güllekühlung dagegen keine Auswirkungen (Hilhorst et al. 2002, Wesnaes et al. 2013).

Der Lüftungsbedarf der Ställe wird durch Güllekühlung nicht reduziert, da dieser neben den Ammoniakemissionen von weiteren Faktoren wie Staub-, Geruchs-, und Schwefelwasserstoffemissionen abhängig ist.

Die anfallende Wärmeenergie kann meist nur im Winter zur Heizung von Wohngebäuden und Schweineställen des landwirtschaftlichen Betriebs ausreichend genutzt werden. Größere Wärmesenken (Wohngebiete, etc.) liegen meist in weiterer Entfernung zu den Stallgebäuden und kommen somit als Abnehmer der bei der Güllekühlung anfallenden Wärmeenergie nicht in Frage (Wesnaes et al. 2013). Nach Sindhøj und Rodhe (2013) ist die Güllekühlung nur dort sinnvoll einsetzbar, wo auch die Wärme ausreichend verwertet werden kann. In den von den Autoren aufgeführten Beispielen für Finnland wird die Wärme in den Ställen selbst verwertet, für die im Winter eine zusätzliche Wärmezufuhr aus anderen Quellen erforderlich ist.

Standardmäßig werden in der Schweinehaltung Ställe mit Spaltenböden eingesetzt und die Gülle unter den Spalten gesammelt und mehrere Monate gelagert (Gülle Keller). Mehrere Verfahren wurden entwickelt, durch die sich die NH_3 -Emissionen gegenüber diesem System mindern lassen. U. a. wurde das Design der Güllekanäle geändert, sodass die emittierende Oberfläche reduziert wird. Weitere Verfahren sind regelmäßiges Abschieben der Laufflächen und Reinigen der Flächen mit Wasser (Griffing et al. 2007).

Durch die Reduzierung der emittierenden Oberfläche in Mastschweineställen um 28 % konnten die NH_3 -Emissionen ebenfalls um 28 % gemindert werden, hierbei besteht ein linearer Zusammenhang zwischen der emittierenden Oberfläche und den NH_3 -Emissionen. Der lineare Zusammenhang und die 1:1-Korrelation wurde für andere Haltungsverfahren (Aufzuchtferkel und trächtige Sauen) von anderen Autor*innen bestätigt (Griffing et al. 2007).

2.6.2.3.3 Urease-Inhibitoren im Stall (Maßnahmen Xc und Xd) und weitere Additive zur Anwendung im Stall

Es gibt zahlreiche Additive auf dem Markt, die zur Minderung der NH_3 -Emissionen aus tierischen Exkrementen in den verschiedenen Verfahrensabschnitten der Produktionskette Fütterung – Stall – Wirtschaftsdüngerlager – Wirtschaftsdüngerausbringung eingesetzt werden. Die gängigste dieser Additive können nach ihren Wirkmechanismen in sechs Gruppen eingeteilt werden:

- ▶ Urease-Inhibitoren (UI)
- ▶ pH-Regulatoren (Säuren)
- ▶ pH-Regulatoren (lösliche Magnesium- und Calciumsalze)
- ▶ pH-Regulatoren (labiler Kohlenstoff)
- ▶ Stoffe zur Adsorption von Ammoniak/Ammonium
- ▶ Biologische Immobilisierung von Ammoniak/Ammonium

Einige weitere wirksame Additive lassen sich keiner dieser Gruppen zuordnen. Auf die UI wird in diesem Kapitel näher eingegangen, während die Wirkmechanismen der übrigen Gruppen nur kurz dargestellt oder im Falle der pH-Regulatoren in anderen Kapiteln eingehend beschrieben werden (Andersson 1994 und McCrory und Hobbs 2001).

2.6.2.3.3.1 Urease-Inhibitoren (UI)

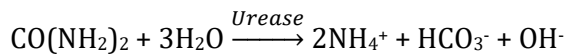
Unter UI werden eine Reihe organischer oder anorganischer Verbindungen zusammengefasst, denen gemeinsam ist, dass sie die enzymatische Hydrolyse von Harnstoff und Harnsäure zu Carbonat/Hydrogencarbonat und Ammonium über das Enzym Urease reduzieren bzw. temporär unterbinden. Gut untersuchte anorganische UI sind einige Schwermetallsalze. Zu den organischen UI gehören überwiegend Phenolderivate wie Chinone, Catechole und Aminokresole sowie Amido-Derivate der Phosphorsäure und der Thiophosphorsäure (Schinner und Sonnleitner 1997). Bei Einsatz der UI in Kombination mit Harnstoff wird die Wirkung maßgeblich durch Bodeneigenschaften (Feuchte, Temperatur, pH-Wert, organischer Substanzgehalt und Textur) bestimmt (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags 2016).

Die effektivsten und am meisten eingesetzten UI gehören zu den Phosphorsäurediamiden, Phosphorsäuretriamiden, und den Amidn der Thiophosphorsäure (Singh et al. 2009). Derivate dieser Stoffgruppen sind aktuell in der Anwendung (in Kombination mit Harnstoff als Mineraldünger) sowie in der Entwicklung für neue wirksamere UI. Seit längerem erforscht und in der Anwendung in Produkten verschiedener Hersteller ist bspw. N-(n-Buthyl)thiophosphorsäuretriamid (NBPT) aus der Gruppe der Amide der Thiophosphorsäure.

Harnstoff wird hauptsächlich über den Urin ausgeschieden und ist die wesentliche Quelle für NH_3 -Emissionen aus dem Stall. Organisch gebundener Stickstoff wird hauptsächlich über den Kot ausgeschieden und steht nicht unmittelbar als Quelle für NH_3 -Emissionen zur Verfügung. Das Kot-Harn-Verhältnis ist tierartspezifisch und hängt vom Anteil der Proteine in der Futtermittel ab.

Die enzymatische Hydrolyse des Harnstoffs über Urease, wobei Ammonium und Carbonat entsteht, erfolgt nach:

Formel 3



Urease liegt sowohl im Stall als auch im Boden ubiquitär vor und die Reaktion setzt ein, sobald Harnstoff auf den Stallboden bzw. im Feld auf den Boden trifft und genügend Wasser vorhanden ist (Hagenkamp-Korth et al. 2015b). Die enzymatische Hydrolyse von Harnstoff über Urease läuft sehr schnell ab: Harnstoff wird bei 10 °C auf normal verschmutzten Stallflächen innerhalb von zwei Stunden komplett abgebaut (Monteney und Erisman 1998).

UI eignen sich

- a) für den Einsatz in Kombination mit Harnstoff als Mineraldünger (siehe Kapitel 2.6.2.5.1) und
- b) zur Behandlung der Aufenthaltsbereiche der Tiere im Stall.

Wirkprinzipbedingt haben UI kaum Einfluss auf die Höhe der NH₃-Emissionen während der Wirtschaftsdüngerlagerung, da dort die Änderung des NH₃-Emissionspotenzials im Wesentlichen durch Höhe der Mineralisation von organisch gebundenem Stickstoff bestimmt wird. Ihre Wirkung ist daher auf die beiden genannten Einsatzbereiche beschränkt. Die verschiedenen Wirkstoffgruppen sind unterschiedlich gut geeignet. Im Allgemeinen funktionieren UI besser unter sauren Bedingungen als unter alkalischen Bedingungen und bei niedrigen Temperaturen als bei hohen Temperaturen.

Nach Leinker (2007) führt der Einsatz von „neuartigen UI“ aus der Gruppe der Phosphorsäureamine in Rinderställen zu einer Minderung der Ureaseaktivität um 82 bis 88 % und um 60 bis 100 % in Schweineställen. Der Rückgang der Ureaseaktivität geht mit einem Rückgang der Ammoniakemissionen im Stall einher, der in Rinderställen im Bereich von 40 bis 50 % und in Schweineställen bei 30 bis 40 % liegt. Bis zu einer Ureaseaktivität von 250 mg NH₄⁺/(m² · h) steigen die NH₃-Emissionen linear mit der Ureaseaktivität, danach bis 1000 mg NH₄⁺/(m² · h) abflachend. Die Ureaseaktivität muss niedriger als 1230 mg NH₄⁺/(m² · h) sein, um die NH₃-Emissionen zu mindern. Eine Aufwandmenge von 2,5 mg/m² der „neuartigen UI“ (gelöst in 200 ml Wasser) wird als ausreichend betrachtet, um auf glatten Oberflächen die Ureaseaktivität deutlich zu mindern, wobei in Schweineställen eine höhere Aufwandmenge erforderlich ist als in Rinderställen, um dieselbe Wirkung zu erzielen.

Die begrenzte Wirkdauer und die prinzipbedingt auf den Stall begrenzte Wirkung von UI führt, ohne begleitende Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung, dort zu erhöhten NH₃-Emissionen (Hagenkamp-Korth et al. 2015a, 2015b, 2015c und Leinker 2007). Um eine zuverlässige Wirkung zu erreichen, sind wiederholte und flächige Anwendungen der UI in den Stallbereichen erforderlich, die den Exkrementen der Tiere ausgesetzt sind. Einmalige Anwendung kann zu einer temporären Verschiebung der enzymatischen Hydrolyse führen, in deren Folge höhere NH₃-Emissionen entstehen als ganz ohne Anwendung von UI (Singh et al. 2009).

Die Wirkung der UI wird eingeschränkt durch hohe pH-Werte und durch verschmutzte Flächen. Die Reinigung bzw. das Abschieben der Stallflächen führt zu einer besseren Wirkung der UI. Die Reinigungstechnik kann gleichzeitig genutzt werden, um UI auf die Stallflächen auszubringen, indem bspw. eine Ausbringvorrichtung an den Gülleschieber angebracht wird. Profilierte Oberflächen weisen eine höhere Ureaseaktivität aus als glatte Oberflächen, was auf eine stärkere

Verschmutzung dieser Flächen hinweist. Die Ureaseaktivität in Praxisställen variiert stark, sowohl bei Anwendung von UI als auch ohne (Leinker 2007).

Ein wesentlicher Teil der tierischen Exkremente wird in Biogasanlagen zur anaeroben Vergärung eingesetzt. Eine Beeinträchtigung des Biogasertragspotenzials durch den Einsatz von UI im Stall würde daher zu einer erheblichen Einschränkung von deren Einsatzmöglichkeiten führen. Nach Hagenkamp-Korth et al. (2015c) führt der Einsatz „neuartiger UI“ aus der Gruppe der Phosphorsäure- oder Thiophosphorsäureamide im Stall zu keiner Änderung des Biogas- und Methanertragspotenzials der mit UI behandelten Gülle (geprüft wurden verschiedene Aufwandmengen).

Wenig bekannt ist über die Nebenwirkungen, chemische Stabilität und unerwünschte Wirkungen der UI in der Umwelt. Nach aktuellem Stand der Forschung sind keine Auswirkungen auf die Mortalität von Bodenlebewesen wie Regenwürmern und Bodenmikroflora und -fauna oder die Wasserqualität dokumentiert. Zur Wirkung der UI auf die Gesundheit von Menschen und Säugetieren besteht noch Forschungsbedarf, wobei bislang keine negativen Auswirkungen in der Forschung berichtet worden sind. UI auf Basis von NBPT und NPPT (N-(n-Propyl)thiophosphorsäuretriamid) (zusammen mit Harnstoff als Mineraldünger angewandt) degradiert nach 20 Tagen im Boden, dessen sekundäre Zerfallsprodukte (Dimere) degradieren nach 130 Tagen (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags 2016). Untersuchungen im Rahmen des Zulassungsverfahrens der beiden Stoffe NBPT und NPPT zeigten keine Bedenklichkeit hinsichtlich Bodenlebewesen und Trinkwasserqualität (Europäische Kommission, Generaldirektion Unternehmen und Industrie 2013)

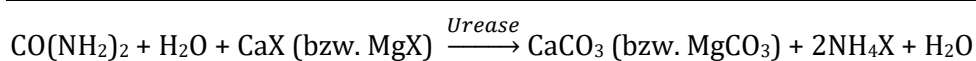
In Untersuchungen von Scheurer et al. (2016) an Flüssen in Deutschland konnten die Nitrifikations-Inhibitoren (NI) 1H-1,2,4-triazole und DCD in Oberflächengewässern festgestellt werden, die jedoch sehr wahrscheinlich auf nicht-landwirtschaftliche, punktuelle Einträge zurückzuführen waren. Einträge von anderen NI sowie von UI aus der Landwirtschaft in Flüssen wurden keine festgestellt. Beide Stoffe sind durch die gängigen Verfahren der Trinkwasseraufbereitung (Bioreaktoren, Ozonierung, Aktivkohlefilter) nicht effektiv abzutrennen.

Die Anwendung des UI NBPT zusammen mit Harnstoff als Mineraldünger zu Mais kann bestimmte Ureasetransporter in der Maiswurzel blockieren, sodass die Aufnahme und Assimilation von Harnstoff in der Pflanze gemindert wird. Die Aufnahme von anderen Stickstoffformen (Nitrat und Ammonium) durch die Maispflanze sind davon nicht betroffen (Zanin et al. 2015).

2.6.2.3.3.2 pH-Regulation mit Calcium- und Magnesiumsalzen

Die Höhe der NH_3 -Emissionen im Anschluss der enzymatischen Hydrolyse von Harnstoff über Urease ist stark abhängig vom Ammonium/Ammoniak-Gleichgewicht, wobei hohe pH-Werte das Gleichgewicht zum Ammoniak verschieben. NH_3 emittiert unter Bildung eines Protons und wirkt somit versauernd, womit dieser Prozess selbstlimitierend wäre. Jedoch werden bei der enzymatischen Hydrolyse von Harnstoff Hydrogencarbonat- und Carbonat-Ionen gebildet, die die Pufferkapazität aufrechterhalten und somit diese Selbstlimitierung unterbinden. Die enzymatische Hydrolyse von Harnstoff läuft unter Zugabe von Magnesium- oder Calciumnitrat bzw. -chlorid folgendermaßen ab:

Formel 4



wobei X für Cl^- bzw. NO_3^- steht.

Durch den Einsatz von Magnesium- und Calciumsalzen kann eine Minderung der NH_3 -Emissionen erzielt werden, die kurzfristig höher ist (70 % innerhalb von drei Tagen in Geflügelkot) als

mittelfristig (weniger als 40 % nach zwei Wochen). Die Wirkdauer ist auf maximal wenige Wochen begrenzt. Der Wirkmechanismus beschränkt den Einsatz auf den Stall (Andersson 1994). Dieses Verfahren ist weniger effektiv als der Einsatz von Säuren, jedoch relativ billig und ohne Gefahr für den Anwender einzusetzen (McCrary und Hobbs 2001).

2.6.2.3.3.3 Stoffe zur Adsorption von Ammoniak/Ammonium

Eine Reihe von Additiven hat die Eigenschaft, Ammonium/Ammoniak reversibel an sich zu binden. Die verbreitetsten Additive dieser Kategorie sind Klinoptilolith und *Spagnum fuscum*-Torf. Klinoptilolith sind Minerale, die zur Stoffgruppe der Zeolithe gehören. Zeolithe sind kristalline Alumosilikate, von denen 60 natürlich vorkommen und eine unterschiedliche spezifische Affinität haben Kationen zu adsorbieren. Von diesen 60 natürlich vorkommenden Zeolithen hat lediglich Klinoptilolith die Eigenschaft, Ammonium-Ionen austauschbar zu binden, d. h. von Klinoptilolith gebundene Ammonium-Ionen sind im Boden pflanzenverfügbar.

Klinoptilolith wird als Futteradditiv verwendet oder dem Wirtschaftsdünger zugesetzt, jedoch ist ein Anteil von 10 % an der Futterration erforderlich, um eine Wirkung auf die NH₃-Emissionen zu erzielen.

Der Zusatz von 1 bis 4 % Klinoptilolith zur Milchviehgülle unmittelbar vor der Ausbringung reduziert die NH₃-Emissionen aus der Ausbringung um 60 %. In der Hähnchenmast reduziert der Zusatz von 10 % Klinoptilolith im Futter die NH₃-Luftkonzentration im Stall um 8 %, die Beimengung zum Masthähnchenkot reduziert die NH₃-Luftkonzentration im Stall hingegen um 35 %. Der Zusatz von Klinoptilolith zum Kot ist die effektivere Methode, um NH₃-Emissionen zu mindern, als die Verwendung als Futteradditiv, diese ist in der Masthähnchenfütterung jedoch die einfacher umzusetzende Maßnahme (McCrary und Hobbs 2001, Andersson 1994). Bei Zusatz von 2 % Klinoptilolith zum Ferkelfutter wurde eine Minderung der NH₃-Emissionen um 33 % dokumentiert. Klinoptilolith als Futteradditiv hat im Allgemeinen einen begünstigenden Einfluss auf die Proteinverdaulichkeit und die N-Retention und führt zu einer besseren Leistung von Mastschweinen (Philippe et al. 2011).

Spagnum fuscum-Torf kann das 15- bis 20-fache des eigenen Gewichts als Wasser aufnehmen und eignet sich als Material für die Güllelagerabdeckung. *Spagnum fuscum*-Torf kann, als Material für die Schwimmschicht in der Güllelagerung eingesetzt, die NH₃-Emissionen aus der Lagerung um rund 80 % reduzieren, hierzu ist eine Mächtigkeit der Schwimmschicht von 20 cm erforderlich. *Spagnum fuscum*-Torf adsorbiert hierbei NH₃, wovon jedoch weniger als 40 % reversibel gebunden wird. Da *Spagnum fuscum*-Torf eine höhere spezifische Dichte als Gülle aufweist, muss er vor der Anwendung getrocknet werden, um ein Absinken der Schwimmschicht weitgehend zu verhindern.

Die Vorteile beider Materialien sind, dass sie nicht gefährlich und nicht toxisch sind und zugleich als Bodenverbesserer wirken, ihr Einsatz zur NH₃-Emissionsminderung ist hingegen relativ teuer und eventuell treten Probleme bei der Handhabung der Gülle aufgrund der höheren Trockenmassegehalte auf. Die Schwimmschicht aus *Spagnum fuscum*-Torf am Absinken zu hindern, dürfte in der Praxis ebenfalls eine Herausforderung darstellen (McCrary und Hobbs 2001, Andersson 1994).

2.6.2.3.3.4 pH-Wert-Regulation über labilen Kohlenstoff

Neben dem Einsatz von Säuren und dem Einsatz von versauernden Salzen ist die Zugabe von biologisch leicht abbaubaren Substraten eine dritte Möglichkeit, über den pH-Wert regulierend auf die Höhe der NH₃-Emissionen aus dem Stall einzuwirken.

Hierbei wird unter Zugabe von mikrobiell leicht abbaubaren Substraten das Wachstum indigener anaerober Mikroorganismen angeregt, die als Stoffwechselprodukte organische Säuren ausscheiden. Als Substrat kann hierfür bspw. Saccharose genutzt werden, über dessen mikrobiellen Abbau der pH-Wert auf minimal 3,5 abgesenkt und die NH_3 -Emissionen um 98 % reduziert werden können.

Praxisrelevantere Verfahren setzen Weizenmehl oder Kartoffelstärke ein und erreichen damit eine Absenkung des pH-Wertes von Schweinegülle von 8 auf 6 und eine Minderung der NH_3 -Emissionen um 50 %. Der Substratbedarf für die Induzierung einer relevanten pH-Wert-Absenkung ist jedoch sehr hoch, weshalb diese Verfahren ökonomisch nicht sinnvoll sind (McCrory und Hobbs 2001). Nach Inkubationsexperimenten von Clemens et al. (2002) mit organischen Additiven (Zuckerrübenblatt, Saccharose, Glukose, Bioabfall) zur pH-Wert-Absenkung von Gülle führt nur der Zusatz von Bioabfällen zu längerfristig niedrigeren pH-Werten. Bei den anderen untersuchten Additiven steigt der pH-Wert in der Gülle bereits kurze Zeit nach der Anwendung wieder an. Bei Zusatz von Zuckerrübenblatt sind für eine relevante pH-Wert-Absenkung große Mengen erforderlich, die einen praxistauglichen Einsatz unwahrscheinlich machen. Zudem führt der Zusatz von Zuckerrübenblatt zum Aufschäumen der Gülle.

2.6.2.3.3.5 *Biologische Immobilisierung von Ammoniak/Ammonium*

Durch die Zugabe kohlenstoffreicher Substrate wird Ammonium temporär mikrobiell gebunden, jedoch nach kurzer Zeit aufgrund der mikrobiellen Degradation wieder freigesetzt. Um auf diesem Weg die NH_3 -Emissionen zu reduzieren, ist die Zugabe von Substraten mit mikrobiell schnell und langsam verfügbarem Kohlenstoff mit weitem C/N-Verhältnis erforderlich, wobei regelmäßig kleine Mengen von Substraten mit schnell verfügbarem Kohlenstoff den aus dem Absterben der Mikroorganismen stammenden Stickstoff erneut binden. Das Verfahren ist geeignet, die NH_3 -Emissionen aus der Festmistlagerung, Tiefstreusystemen und Einstreusystemen unter aeroben Bedingungen im Stall zu mindern, nicht jedoch für Güllesysteme. Aus dem Einsatz der Substrate ergeben sich keine umweltschädlichen Nebenwirkungen (Andersson 1994).

2.6.2.3.4 **Abluftreinigung (Maßnahmen 5a bis 5h)**

Abluftreinigungssysteme eignen sich für den Einsatz in geschlossenen zwangsbelüfteten Ställen. Prinzipbedingt scheidet deren Einsatz in frei belüfteten Ställen aus. Sie sind somit weitgehend auf den Einsatz in der Schweine- und Geflügelhaltung beschränkt, wobei die meisten Abluftreinigungssysteme in der Schweinehaltung Verwendung finden. Abluftreinigungssysteme werden für die Minderung der Emissionen von Ammoniak, Staub und Geruchsstoffen eingesetzt, haben aber auch eine (wissenschaftlich noch nicht eingehend untersuchte) Minderungswirkung auf Bioaerosole und werden i. d. R. dann eingesetzt, wenn die lokale Belastung für Natur und Anwohner mit den genannten Stoffen für einen Betrieb oder die Genehmigung von Tierhaltungsanlagen zu hoch und andere Minderungsverfahren nicht ausreichend sind.

Gängige auf dem Markt befindliche Verfahren sind Biofilter, Rieselbettreaktoren (Bio-Wäscher), Chemo-Wäscher und kombinierte 2- oder 3-stufige Verfahren. Diese unterscheiden sich nach der Funktionsweise, weisen jeweils spezifische Vor- und Nachteile auf und haben somit jeweils ihre eigenen optimalen spezifischen Anwendungsfälle (Grimm 2010, van der Heyden et al. 2015, Hahne et al. 2016).

Die Anforderungen an Abluftreinigungsanlagen nach DLG-Signum-Test sind mindestens 70 % Abscheidegrad bei Ammoniak, Stickstoff insgesamt, Gesamtstaub und PM_{10} sowie eine Reduktion der Geruchsbelastung auf $\leq 300 \text{ GE/m}^3$ (Geruchseinheiten im Reingas). Die tatsächlichen Abscheidegrade liegen je nach Hersteller für Ammoniak bei 70 bis 90 % und bei Gesamtstaub bei > 73 bis > 96 %. Für Bioaerosole liegen die mittleren Abscheidegrade bei 85 % (einphasiger Rieselbettfilter) und 88 % (3-phasiges Verfahren) (Hahne et al. 2016).

Abluftreinigungsanlagen müssen auf die maximal erforderliche Luftaustauschrate ausgelegt werden, die abhängig von den Jahreszeiten und den Verfahrensabschnitten der Tierproduktion stark schwanken kann. In einer Hähnchenmastanlage mit 40.000 Tierplätzen bspw. liegt die Spanne der zu reinigenden Abluft zwischen 5.000 m³/h bei Einstallung der kleinen Küken im Winter und 300.000 m³/h bei Erreichen des Endgewichts vor der Ausstallung im Sommer. Nicht alle Verfahren kommen mit hohen Staubbelastungen (Tierhaltung mit Einstreu) zurecht. Nur 3-phasige Verfahren können zuverlässig bei allen Fest- und Flüssigmistsystemen genutzt werden (Hahne 2012, Grimm 2010).

Die Entwicklung von Abluftreinigungsanlagen für die Geflügelhaltung ist deutlich verzögert angelaufen, hierfür gibt es neun DLG-zertifizierte Anlagen, für die Schweinehaltung 16 DLG-zertifizierte Abluftreinigungsanlagen. Für andere Tierarten außer Geflügel und Schweine ist lediglich eine DLG-zertifizierte Anlage für die Kälbermast auf dem Markt (DLG 2019a). Bislang (Stand 2015) werden in der Geflügelhaltung nur Chemo-Wäscher eingesetzt (Hahne et al. 2016).

Die Funktionsweise, der Umgang mit den Reststoffen sowie die Vor- und Nachteile der verschiedenen gängigen Verfahren werden im Folgenden beschrieben:

2.6.2.3.4.1 Biofilter

In Biofiltern wird die zu reinigende Abluft durch ein organisches, gleichmäßig befeuchtetes Filtermaterial geleitet, wobei insbesondere Staub in einstreuloser Schweinehaltung zuverlässig entfernt wird. Trockene Stellen im Filtermaterial führen zu einer erheblichen Einschränkung der Filterwirkung. Hinsichtlich der Reduzierung von Geruchsstoffen sind Biofilter ebenfalls gut geeignet. In Biofiltern können nur geringe Volumenströme der Abluft gereinigt werden.

Diese Systeme reduzieren lediglich Staub- und Geruchsemissionen effizient. Einphasige Systeme werden hinsichtlich ihrer Filterleistung für Ammoniak nicht als zuverlässig genug betrachtet, da hier der Abscheidegrad von Ammoniak mit 10 bis 99 % eine zu hohe Unsicherheit aufweist. Biofilter können ebenso wie Bio-Wäscher eine mikrobielle Oxidation von Ammonium mit einbeziehen.

Als Filtermaterial werden bspw. Holzhackschnitzel eingesetzt, die regelmäßig getauscht werden müssen, um eine gewisse Filterleistung für Ammoniak zu erreichen. Das Filtermaterial kann, wenn seuchen- und phytohygienisch unbedenklich, nach Freistellung der unteren Abfallbehörde unter Beachtung der Düngeverordnung und Düngemittelverordnung auf betriebseigenen Flächen ausgebracht werden. Bei Ausbringung auf betriebsfremden Flächen ist für eine tierseuchenhygienisch unbedenkliche Anwendung eine Lagerung von mehreren Wochen erforderlich. Bei der Lagerung ist darauf zu achten, dass der im Material gebundene Stickstoff nicht ausgast, es muss daher trocken und eingehaust gelagert werden. Der Stickstoffgehalt in den Hackschnitzeln beträgt 30 bis 60 g/kg Trockenrückstand (vergleichbar mit Hühnertrockenkot), davon 13 bis 28 g/kg NH₄⁺-N (Hahne et al. 2016, Grimm 2010, van der Heyden et al. 2015).

2.6.2.3.4.2 Rieselbettreaktor (Bio-Wäscher)

In Rieselbettreaktoren wird die Abluft über einen Füllkörper geleitet, dessen Trägermaterial mit Mikroorganismen angereichert ist, auf dem immobilisierte Bakterien aufgebracht sind. Hierbei werden nitrifizierende (*Nitrosomas* spp.) und denitrifizierende (*Nitrobacter* spp. und *Nitrospira* spp.) Bakterien eingesetzt, wahlweise auch als Suspension im Waschwasser. Der pH-Wert des Waschwassers muss zwischen 6,5 und 7,5 liegen, dem Idealbereich der Bakterien. Das Waschwasser wird rezirkuliert und wird mit einem Stickstoffgehalt von 3 bis 4 g NH₄⁺-N/l ausgeschleust, da zu hohe Ammoniumkonzentrationen zu einer Inhibition der Bakterien führt. Eine zu

hohe Durchflussrate kann zur Abrasion des Biofilms vom Trägermaterial führen, weshalb der Durchsatz von Bio-Wäschern begrenzt ist.

Bio-Wäscher sind erst nach mehreren Wochen oder Monaten voll funktionsfähig. Sie haben einen sehr viel höheren Waschwasserbedarf als Chemo-Wäscher. Das mit Ammonium angereicherte Waschwasser wird langsam biologisch oxidiert ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$ (N_2O)), wobei am Ende des Oxidationsprozesses neben elementarem Stickstoff auch Lachgas entstehen kann.

In der praktischen Anwendung finden sich zwei Konfigurationen: Das erste, günstigere und daher gängigere Verfahren in der Tierhaltung enthält auf einem Trägermaterial immobilisierte Bakterien, die das im Waschwasser enthaltene Ammonium oxidieren, die zweite besteht aus einem Absorptionsturm und einem separaten Bioreaktor, in dem sich die Mikroorganismen in einer Suspension befinden.

Bio-Wäscher sind ein zuverlässiges Verfahren für die Emissionsminderung, sowohl für Ammoniak als auch Staub und Geruchsstoffe, jedoch anfällig gegenüber Belastungsspitzen (Hahne et al. 2016, Grimm 2010, van der Heyden et al. 2015). Bei einphasigen Bio-Wäschern fällt eine erhebliche Menge Waschwasser mit einem Stickstoffgehalt von 3 bis 4 g/l an. Dieses Waschwasser ist hygienisch weniger belastet als Gülle, der pH-Wert liegt in einem Bereich von 6,3 bis 7,4, damit etwas niedriger als Schweingülle und kann der Gülle beigemischt und gemeinsam ausgebracht werden. Das Waschwasser kann zur Düngung eingesetzt werden, wenngleich nicht als Düngemittel gem. Düngemittelverordnung, und kann als Abwasser behandelt werden. Gemäß der Dritten Verordnung zur Änderung der Düngemittelverordnung vom 2. Oktober 2019 sind Waschwasser aus Abluftreinigungsanlagen, wenn im Waschprozess nur Schwefelsäure, Natronlauge sowie Nitrifikationshemmstoffe zugesetzt werden als nicht wassergefährdend einzustufen (3. Änderungsverordnung zur DüMV 2019). Wird das Waschwasser der Gülle beigemischt, wird oxidiertes Stickstoff (NO_3^- , NO_2^-) relativ schnell über Denitrifikation und Nitratammunifikation abgebaut, der verbleibende reduzierte oder organisch gebundene Stickstoff wird gemeinsam mit der Gülle ausgebracht. Bei der Denitrifikation entsteht neben N_2 zu einem gewissen Grad auch N_2O (Hahne et al. 2016, van der Heyden et al. 2015).

2.6.2.3.4.3 Chemo-Wäscher

In Chemo-Wäschern wird die Abluft über befeuchtete Filter geleitet, wobei die abzuscheidenden Stoffe (NH_3 , Staub, Gerüche) in die flüssige Phase übergehen. In der Lösung stellt sich zwischen Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4^+) ein chemischer Gleichgewichtszustand ein, der mittels Ansäuerung des Waschwassers mit Schwefelsäure auf einen pH-Wert von 1,5 bis 5 stark Richtung NH_4^+ verschoben ist, womit Ammoniumsulfat entsteht. Eine mikrobielle Oxidation von NH_4^+ zu Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-) und elementarem Stickstoff (N_2) (bzw. Lachgas, N_2O) findet nicht statt.

Waschwasser aus Chemo-Wäschern, das mit Schwefelsäure angesäuert wurde, darf nicht unmittelbar und keinesfalls innerhalb des Stalls mit Gülle vermischt werden, da es bei der Vermischung unter anaeroben Bedingungen (im Stall, in Biogasanlagen) zu einer vermehrten Bildung von Schwefelwasserstoff (H_2S) kommen kann. Eine Vermischung mit Gülle außerhalb des Stalls ist nur unmittelbar vor der Ausbringung möglich.

Die maximale Löslichkeit von Ammoniumsulfat beträgt 772 g/l Wasser (= 176 g N/l), dieser Wert darf nicht erreicht bzw. überschritten werden, da das Ammoniumsulfat ansonsten aus der Lösung ausfällt und die Funktionsweise der Abluftreinigungsanlage beeinträchtigt wird. Waschwasser in Chemo-Wäschern wird daher in Flandern bei ein Drittel der Sättigungskonzentration (= 58,8 g N/l Wasser) aus der Abluftreinigungsanlage ausgeschleust (Hahne et al. 2016, van der Heyden et al. 2015).

Ammoniumsulfat ist wassergefährdend und gehört zur Wassergefährdungsklasse I. D. h. die entsprechenden Vorschriften zum Lagern und Auffangen des Waschwassers sind zu beachten. Waschwasser aus Chemo-Wäschern enthält in unterschiedlichen Konzentrationen Ammoniumsulfat. Nach Düngemittelverordnung besteht jedoch keine Zulassung als Düngemittel, diese müsste beantragt werden. Jedoch ist Waschwasser aus Chemo-Wäschern mit weniger als 5 % Stickstoff und weniger als 6 % Schwefel auch kein Düngemittel gemäß Düngemittelverordnung. Die rechtliche Situation ist bislang unbefriedigend geklärt und führt dazu, dass Waschwasser aus Chemo-Wäschern nur auf betriebseigenen Flächen ausgebracht werden darf (Hahne et al. 2016).

2.6.2.3.4.4 2- und 3-phasige Systeme

In 2- oder 3-phasigen Systeme werden die zuvor beschriebenen Verfahren kombiniert, wobei die Nachteile der einzelnen Verfahren ausgeglichen werden. 2- und 3-stufige Systeme erreichen eine hohe Filterleistung und hohe Abscheidungsgrade bezüglich NH_3 , Staub und Geruchsstoffen und können (3-phasige Verfahren) ohne Einschränkung in Haltungssystemen mit Flüssigmist und Festmist eingesetzt werden. Die Bandbreite der Abscheidungsgraden ist geringer als in einphasigen Systemen (Grimm 2010).

Das aus Bio-Wäschern anfallende Waschwasser kann in mehrphasigen Verfahren in Chemo-Wäschern weiterverwendet werden, wobei der Stickstoffgehalt im Waschwasser deutlich höher (58,8 g N/l statt 3,2 g N/l) angereichert werden kann, so dass der Wasserbedarf sinkt (van der Heyden et al. 2015).

2.6.2.3.4.5 Auswirkungen der Abluftreinigung auf Lachgas- und Methanemissionen

Abluftreinigungsanlagen sind nicht auf die Entfernung von Lachgas und Methan aus der Stallluft ausgelegt. Diese wären aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit auch nur schwierig über die zuvor beschriebenen Verfahren abzuscheiden. Die Methankonzentration in der Stallluft schwankt erheblich im Laufe eines Jahres, die Lachgaskonzentration bleibt hingegen weitgehend konstant.

Für Methan wird im Mittel aller dokumentierten Untersuchungen keine Änderung der Luftkonzentration beobachtet, die Änderung der Methankonzentration durch die Abluftreinigung schwankt um die Nulllinie. Einige Biofiltersysteme werden durch den Einsatz von Methan-oxidierenden oder methanotrophen Bakterien speziell für die Entfernung von Methan konfiguriert, womit deutliche Methanemissionsminderungen erzielt werden können. Hierbei sind Kontaktzeiten für den Massentransfer von mehreren Minuten erforderlich, für die Entfernung von Ammoniak hingegen nur wenige Sekunden.

Insbesondere in Systemen mit mikrobieller Oxidation des Ammoniaks zu elementarem Stickstoff (Biofilter und Rieselbettfilter) kann aufgrund unvollständiger Oxidation eine erhebliche Menge Lachgas entstehen. Insbesondere in Biofiltern werden erhebliche Mengen (10 bis 40 %) des $\text{NH}_4^+\text{-N}$ zu N_2O oxidiert. In biologischen Systemen ohne Denitrifikation ist eine Zunahme der Lachgaskonzentration von bis zu 1445 % dokumentiert. In Chemo-Wäschern und in 2-phasigen Systemen mit nachgelagertem Biofilter liegt die mittlere Änderung der Lachgaskonzentration hingegen bei null (van der Heyden et al. 2015).

2.6.2.3.4.6 Abluftreinigung in frei belüfteten Ställen

Abluftreinigungssysteme sind in freibelüfteten Ställen nicht in gleicher Weise einsetzbar wie in zwangsbelüfteten Ställen, da der Luftaustausch zwischen Stall und Außenbereich nicht kontrolliert erfolgt. Daher finden Abluftreinigungssysteme in der Rinderhaltung, in der aus Tierwohlgründen die Tiere zumeist in frei belüfteten Ställen gehalten werden, keine Anwendung.

Eine Möglichkeit besteht jedoch darin, die Güllekanäle kontrolliert zu be- und entlüften (sog. „Unterflurabsaugung“), und die NH_3 -Emissionen aus den Güllekanälen in einem Chemo-Wäscher abzuscheiden. Die NH_3 -Konzentrationen sind in den Güllekanälen sehr viel höher als im Rest des Gebäudes, abhängig von der Jahreszeit um das Doppelte bis zum Fünffachen.

Hierbei können 64 bis 83 % der NH_3 -Emissionen und 10 bis 50 % der CH_4 -Emissionen aus den Güllekanälen gesammelt werden. Die kontrollierte Be- und Entlüftung der Güllekanäle erfordert sehr viel geringere (10 bis 30 %) Volumenstromkapazitäten als Abluftreinigungssysteme für zwangsbelüftete Ställe, die den gesamten maximalen Volumenstrom der Ställe aufnehmen und verarbeiten können müssen.

Bei hohen Füllständen der Güllekanäle besteht bei der Unterflurabsaugung die Gefahr zusätzlicher durch die Luftströmung induzierter NH_3 -Emissionen aus Laufflächen.

Das System ist auch für zwangsbelüftete Ställe in der Schweine- und Geflügelhaltung anwendbar und reduziert dort die Schadstoffkonzentration in den Gebäuden ebenfalls erheblich (Rong et al. 2014).

Die Entlüftung der Güllekanäle hat keine Auswirkungen auf die Methankonzentration in der Luft; CH_4 entsteht in Rinderställen im Wesentlichen (zu 73 bis 83 %) aus der enterischen Fermentation.

Abluftreinigungssysteme sind im RMD nur für Schweine beschrieben, wobei dort ein Abscheidegrad für NH_3 von 80 % der im Stall entstanden NH_3 -Emissionen zugrunde gelegt wird. Die Abscheidegrade für TSP und PM_{10} betragen 90 %, die für $\text{PM}_{2,5}$ 70 %. Dieselben Abscheidegrade wurden in den Berechnungen für den vorliegenden Bericht auch für Abluftreinigungssysteme in Kälber- und Geflügelställen übernommen.

2.6.2.3.5 Minderung der tierischen N-Ausscheidungen (Maßnahme 6a bis 6h)

Prinzipiell bestehen zwei Strategien, um über die Fütterung die NH_3 -Emissionen aus der Tierhaltung zu reduzieren. Die erste Strategie besteht darin, über den Zusatz bestimmter Futterkomponenten in der Futtermischung Einfluss auf den Elektrolythaushalt der Tiere zu nehmen, womit der pH-Wert des Urins und in der Folge des Wirtschaftsdüngers gesenkt werden kann. Die zweite Strategie besteht darin, die N-Ausscheidungen über N-reduzierte bzw. N-angepasste Fütterung zu mindern, wobei die Futterzusammensetzung an den Bedarf in der jeweiligen Produktionsphase angepasst wird („Mehrphasenfütterung“). Für die zweite Strategie gibt es abhängig von der Tierart verschiedene Ansätze zur Umsetzung (Ndegwa et al. 2008).

2.6.2.3.5.1 Stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung

Im Allgemeinen steigt in der Milchvieh- und Mastrinderfütterung mit steigender Aufnahme von Stickstoff in Proteinen das Verhältnis von nicht-pansenstabilen Proteinen zu pansenstabilen Proteinen, womit auch die Ausscheidung von Stickstoff über Harn steigt (Preece et al. 2011).

Je näher das Aminosäureprofil im Dünndarm der Milchkühe dem für die Milchproteinsynthese benötigten Aminosäureprofil kommt, desto effizienter läuft die Milchproteinsynthese ab. Bei hohen Milchleistungen sind Methionin (Met) und Lysin (Lys) häufig die erst- bzw. zweitlimitierenden Aminosäuren. Im Falle von Gras- und Grassilage-betonten Futtermischungen kann auch Histidin erstlimitierend sein.

Bei niedrigen bis mittleren Milchleistungen ist die mikrobielle Methionin- und Lysinsynthese im Pansen ausreichend, um den Bedarf der Milchproteinsynthese zu decken. Bei hohen Milchleistungen reicht die mikrobielle Proteinsynthese alleine nicht mehr für eine optimale Methionin- und Lysin-Versorgung. Deshalb steigt der Bedarf an zusätzlichen Pansen-beständigen Proteinen,

die in Futtermitteln tierischer Herkunft wie bspw. Blutmehl und Fischmehl zu finden ist, die jedoch in der EU nicht als Wiederkäuerfuttermittel zugelassen sind. Alternativen sind Pansen-stabilisierte Aminosäuren pflanzlicher Herkunft, die über eine pH-sensitive technische „Umman-telung“ Pansen-geschützt wurden. Die Effektivität dieses Verfahrens kann durch physiologisch saure Futtermittel (bspw. feuchte Maissilagen mit weniger als 30 % TM oder Pressschnitzel-silagen eingeschränkt sein (Schuba und Südekum 2012).

Stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung, wobei sich die Attribute „stark“ und „sehr stark“ nach der Nomenklatur der DLG richten (DLG 2019b), führt zu einer Reduktion überschüssiger Proteinmengen. Die Supplementierung mit Pansen-geschütztem Methionin und Lysin bei Futter-rationen mit niedrigen RP-Gehalten reduziert bei Milchvieh die N-Ausscheidung über den Harn und führt in der Folge zu einer deutlichen Minderung des NH_3 -Emissionspotenzials. Innerhalb bestimmter Grenzen besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Rohproteingehalt in der Fütterung und der Ausscheidung von Stickstoff über den Harn. Die Supplementierung mit den limitierenden Aminosäuren Methionin und Lysin gewinnt bei hohen Milchleistungen und durch die GMO-freie Produktion und dem damit einhergehenden Verzicht auf Soja als Futtermittel an Bedeutung (Ndegwa et al. 2008). Die Supplementierung von Pansen-stabilisiertem Methionin und Lysin kann, zusammen mit einer Aminosäurebilanzierung, zu einer Minderung der N-Ausscheidungen um 10 bis 15 % führen, wovon das meiste auf die Minderung von Harnstoff-Stickstoff entfällt (Satter et al. 2002).

Eine weitere Möglichkeit zur Verbesserung der Methionin- und Lysin-Verfügbarkeit ist die Erhö-hung der mikrobiellen Synthese dieser beiden Aminosäuren im Pansen bspw. über die pflanzen-züchterische Steigerung der Zellwandverdaulichkeit von Futterpflanzen (Satter et al. 2002).

Die Aminosäuresupplementierung wird in der Schweine- und Geflügelhaltung ebenfalls einge-setzt (Döhler et al. 2002).

In den hier durchgeführten Berechnungen zur N-reduzierten Fütterung wird die Änderung des TAN-Anteils in tierischen Exkrementen nicht abgebildet, da die Zusammensetzung der Ausschei-dungen mit vorliegender Methode, d. h. ohne Wirtschaftsdüngerausscheidungsrechner, nicht neu berechnet werden kann. Es wird daher von einem proportionalen Rückgang von N_{org} und TAN ausgegangen. In der Folge wird die Minderungswirkung der Maßnahmen zur N-reduzierten Fütterung unter den getroffenen Annahmen wahrscheinlich unterschätzt.

Da nicht bekannt ist, in welchem Umfang N-reduzierte Fütterung bereits umgesetzt wird, kann nicht berechnet werden, wie groß das verbleibende Potenzial der N-reduzierten Fütterung in Deutschland tatsächlich ist. Es wird davon ausgegangen, dass die angenommene Minderung der N-Ausscheidungen von 5 % in den Maßnahmen 6a bis 6h eine konservative Annahme ist.

Zudem führt eine N-reduzierte Fütterung durch den Rückgang des Ammoniumanteils in der Gülle zu einer Absenkung des pH-Wertes, was mithin zu einem überproportionalen Rückgang der NH_3 -Emissionen aus der Güllelagerung führen kann (Hou et al. 2015, Canh et al. 1998).

Die von Hou et al. (2015) durchgeführte Metaanalyse von 86 Beobachtungen (aus 37 Experimenten) gibt eine Minderung der NH_3 -Emissionen durch N-reduzierte Fütterung aus Gülle von 24 bis 65 % an, abhängig davon, um wieviel der Rohprotein(RP)-Gehalt in der Futterration gemindert wird, wobei die Minderungswirkung im Wesentlichen auf die Absenkung des pH-Wertes in den Exkrementen zurückzuführen ist. Die Minderungswirkung auf NH_3 ist bei N-redu-zierter Fütterung sehr sicher und weist eine geringe Varianz auf. Nach Hou et al. (2015) besteht ein linearer Zusammenhang zwischen RP-Gehalt im Futter, dem pH-Wert und dem Gesamt-N-Gehalt im Wirtschaftsdünger, hiernach geht der pH-Wert um 1,1 % und der Gesamt-N-Gehalt um 3,5 % je Prozent RP-Gehalt im Futter zurück. Da sowohl die Änderung des TAN-Anteils als auch

die Änderung des pH-Wertes der tierischen Exkremente in vorliegender Studie hinsichtlich ihrer Wirkung auf die NH_3 -Emissionen nicht berücksichtigt werden können, werden die Minderungswirkungen der N-reduzierten Fütterung auf die NH_3 -Emissionen sehr konservativ eingeschätzt.

In der Schweine- und Geflügelhaltung werden sogenannte 2-, 3-, oder Mehrphasenfütterungssysteme eingesetzt, deren Prinzip darin besteht, die an die jeweilige Produktionsphase optimal angepasste Futtermischung zu füttern. Dabei wird i. d. R. die Futterzusammensetzung, mithin die RP-Zusammensetzung über den gesamten Produktionszyklus, zwei oder drei Mal geändert (2-Phasen-Fütterung bzw. 3-Phasen-Fütterung). Die 3-Phasen-Fütterung weist gegenüber der 2-Phasen-Fütterung keine nachteiligen Effekte auf Qualität und Leistung von Mastschweinen auf. Sie führt bei Mastschweinen in der Endmastphase zu geringeren Blutharnstoffgehalten als die 2-Phasen-Fütterung (Canh et al. 1997). Multiphasenfütterung, bei der die Futterzusammensetzung von zwei Futterkomponenten täglich angepasst wird, führt in der Schweinemast gegenüber der 3-Phasen-Fütterung zu einer Minderung der Stickstoffausscheidungen um 11,7 %, verbunden mit einem etwas höheren Gewichtszuwachs und etwas geringeren Futtermittelkosten (Pomar et al. 2014).

In der Legehennenfütterung führt die N-reduzierte Fütterung bei einer Absenkung des RP-Gehalts um einen Prozentpunkt zu einer Minderung der NH_3 -Emissionen aus Geflügelkot um 10 % (Roberts et al. 2007)

N-reduzierte Fütterung bei Wiederkäuern kann zu einer Erhöhung der Methanemissionen aus enterischer Fermentation führen (Hristov et al. 2013). Die N-reduzierte Fütterung in Milchviehsystemen reduziert die N-Ausscheidung um 10 bis 20 kg N/(TP · a). Durch die starke Verbreitung von bedarfs- und leistungsgerechter Zuteilung von Kraftfutter über Transpondersysteme wird die N-reduzierte Fütterung in der Milchviehhaltung bereits in größerem Umfang umgesetzt. Mit TMR-Fütterung (TMR = Totale Mischration) und deren Zuteilung nach Leistungsabschnitten können die N-Ausscheidungen ebenfalls gemindert werden (Döhler et al. 2002). Eine Steigerung der Leistung führt i. d. R. zu geringeren produktbezogenen Emissionen (Döhler et al. 2002).

2.6.2.3.5.2 Faserreiche Futtermischung

Über einen höheren Anteil faserreicher Futterkomponenten und die Änderung des Elektrolythaushalts in der Nahrung, bspw. über die Zugabe von 10 % Zuckerrübenbrei in der Mastschweinefütterung, kann das Kot-Harn-Verhältnis vergrößert werden, wobei zugleich der pH-Wert in der Gülle um etwa 0,8 bis 0,9 Einheiten von rund 8,9 auf 8,1 zurückgeht und die NH_3 -Emissionen gegenüber einer Fütterung ohne Zuckerrübenbrei innerhalb einer 7-tägigen Messperiode um etwa 38 % zurückgehen. Hierbei wird die mikrobielle Aktivität im Verdauungstrakt erhöht und mehr Stickstoff mikrobiell gebunden, so dass weniger Stickstoff über den Kot ausgeschieden wird. Dies kann unter Umständen aufgrund der höheren Trockenmassegehalte der Ausscheidungen zu einer stärkeren Verschmutzung der Stallflächen und in der Folge zu höheren NH_3 -Emissionen führen (Canh et al. 1997, 1998, Ko et al. 2004, Philippe et al. 2011).

2.6.2.4 Systemintegrierte Maßnahmen

Unter systemintegrierten Maßnahmen sind solche Maßnahmen zu verstehen, deren Umsetzung direkt emissionsmindernd in mehreren Verfahrensabschnitten wirken. Bspw. fallen darunter Maßnahmen, die im Stall emissionsmindernd wirken und dort die partiellen zusammengefassten Emissionsfaktoren ändern und gleichzeitig auch in den nachfolgenden Verfahrensabschnitten (Wirtschaftsdüngerlagerung und ggfs. Wirtschaftsdüngerausbringung) die partiellen zusammengefassten Emissionsfaktoren ändern.

2.6.2.4.1 Ansäuerung von Gülle im Stall (Maßnahmen 7a bis 7c)

Durch die Ansäuerung von Gülle direkt nach deren Entstehung im Stall können die NH_3 -Emissionen entlang der gesamten Güllekette vom Stall über das Lager bis hin zur Ausbringung minimiert werden. Hierzu wird die Gülle aus dem Stall in einen außenliegenden Reaktor geleitet und in einem vollautomatischen Prozess unter Zudosierung von konzentrierter Schwefelsäure auf einen pH-Wert von 5,5 eingestellt. Der Bedarf an Schwefelsäure beträgt etwa 4 bis 6 l pro m^3 Gülle konzentrierte Schwefelsäure. Ein Teil der angesäuerten Gülle wird anschließend zurück in den Stall gepumpt, ein Teil wird in das Güllelager überführt. Dadurch lassen sich die NH_3 -Emissionen im Stall um ca. 65 % bis 70 % reduzieren, im Lager und bei der Ausbringung treten dann nur noch geringe Ammoniakemissionen auf. Hinzu kommen wesentliche Verringerungen der Methan- und Schwefelwasserstoffproduktion, was sich einerseits positiv auf die Treibhausgasbilanz der Tierproduktion und andererseits zusammen mit den verringerten NH_3 -Konzentrationen in der Stall-Luft positiv auf das Stall-Klima und damit das Tierwohl und die Gesundheit der im Stall arbeitenden Menschen auswirkt. Die Technik wird seit mehr als zehn Jahren problemlos in vielen Stallanlagen Dänemarks eingesetzt, in Deutschland ist das System erst in einer Anlage realisiert worden (Kaupenjohann et al. 2019).

Gülle mit hoher Pufferkapazität erfordert große Mengen Schwefelsäure (4 bis 8,5 l/ m^3 Gülle, Frandsen und Schelde 2007), was zu einer Überversorgung der Anbauflächen mit Schwefel führen kann (Sinhøj und Rodhe 2013, Kai et al. 2008).

Nach Modellergebnissen auf Grundlage eines prozessbasierten Modells zur Quantifizierung der NH_3 -Emissionen bei verschiedenen Verfahren zur Emissionsminderung in Milchviehställen wurde für die Ansäuerung der Gülle in Güllekanälen bei einem pH-Wert von 5 eine Minderung der NH_3 -Emissionen im Stall um 27 % berechnet, bereits ab einem pH-Wert von weniger als 7 wird kaum eine weitere Minderung erreicht. Die NH_3 -Emissionen aus Güllekanälen liegen bei einem pH-Wert von 5 bei annähernd Null. Normalerweise entstammen bei Standardverfahren im Milchvieh-Boxenlaufstall 30 % der NH_3 -Emissionen im Stall aus den Güllekanälen und 70 % von den Laufflächen. Abhängig von den Minderungsmaßnahmen können diese Anteile erheblich variieren (Mendes et al. 2017).

Trotz der positiven Wirkungen der Gülleansäuerung in Stall, Lager und bei der Ausbringung lassen die rechtlichen Bestimmungen eine uneingeschränkte Umsetzung in Deutschland im Moment nicht zu, da die Zugabe von Säure nicht konform mit den Regelungen zur Lagerung von Jauche, Gülle und Silosickersäften ist. Des Weiteren ist die Materialfestigkeit der für Wirtschaftsdünger üblichen Betonqualitäten zu prüfen.

Angesäuerte Gülle weist andere Eigenschaften auf, sodass nachgelagerte Verfahren wie die Vergärung von Gülle in Biogasanlagen oder Gülleaufbereitung davon beeinträchtigt sein können. Die Ansäuerung von Rindergülle auf einen pH-Wert von 5,5 mindert die CH_4 -Emissionen aus der nachfolgenden Lagerung um 67 bis 87 %, weil methanogene Bakterien blockiert werden. Die Ansäuerung ist somit zwar eine interessante Minderungsmaßnahme für CH_4 -Emissionen aus der Lagerung, zugleich wird aber die erwünschte Methanbildung in Biogasanlagen reduziert (Petersen et al. 2012, Hjorth et al. 2015, Habtewold et al. 2018).

2.6.2.4.2 Nährelementrückgewinnung durch Gülle- und Gärrestverarbeitung (Maßnahme 7e)

Zur Gülle- und Gärrestaufbereitung stehen eine Reihe mechanischer, thermischer, chemischer und biologische Verfahren zur Verfügung, durch die die Massen- und Nährstoffströme aus Gülle und Gärresten aufgeteilt und aufbereitet werden können. Sie werden angewandt, um Nährstoffüberlastgebiete zu entlasten, indem die Transportwürdigkeit der Nährstoffe erhöht wird, wodurch überschüssige Nährstoffe aus Überlastregionen - zu geringeren Kosten als nicht aufbereitete Gülle oder Gärreste - in aufnahmefähige Regionen transportiert werden können. Weiterhin

können mit den Endprodukten der Gülle- und Gärrestaufbereitung neue Absatzmöglichkeiten erschlossen werden. Durch die Aufteilung der Nährstoffströme können Nährstoffe gezielter und evtl. höherwertiger eingesetzt werden als nicht aufbereitete Gülle oder Gärreste. Gülle- und Gärrestverarbeitung wird aber auch zur Nährstoffeliminierung eingesetzt, wobei im Aufbereitungsprozess reduzierter Stickstoff vollständig zu elementarem Stickstoff (N_2) oxidiert wird (Sindhöj und Rodhe 2013).

Im eigentlichen Sinne ist die Nährelementrückgewinnung durch Gülle- und Gärrestaufbereitung keine NH_3 -Emissionsminderungsmaßnahme. Viele Verfahren sind jedoch stickstoffkonservierend, wodurch gegenüber einer Prozesskette ohne Aufbereitung geringere Stickstoffverluste entstehen, die i. d. R. in der Form geringerer NH_3 -Verluste auftreten. Die Gülle- und Gärrestverarbeitung steht nach dem Stall bzw. Fermenter und vor der Lagerung in der Prozesskette (Hjorth et al. 2010).

Es stehen mechanische, thermische, chemische und biologische Verfahren zur Verfügung. Für mehrstufige Aufbereitungsprozesse können mechanische, thermische, chemische und biologische Verfahren kombiniert werden. Am Anfang steht meist die mechanische Aufteilung in eine Fest- und Flüssigphase, nachfolgend werden die Fest- und Flüssigphase durch mechanische, thermische, chemische und biologische Verfahren in der Teilstrombehandlung weiter aufbereitet.

Der mechanischen Separation vorgeschaltet können der Gülle bzw. dem Gärrest Additive zugesetzt werden, die eine nachfolgende mechanische Separation unterstützen. Die hierfür üblichen Verfahren beruhen auf Koagulation-Flokkulation, indem über Zugabe von multivalenten Kationen (bspw. Aluminiumsalze, Eisensalze oder Polyacrylamid) die elektrochemischen Eigenschaften der Partikel geändert werden und somit der Niederschlag der in Gülle bzw. Gärresten enthaltenen Partikel und Nährstoffe gefördert wird. Die Koagulation-Flokkulation wird meist in Kombination mit der Pressschneckenseparation eingesetzt. Die Additive unterscheiden sich je nachdem, ob Trockenmasse, Stickstoff, Phosphor oder Ammonium separiert werden sollen. Die Kosten liegen bei ~1,45 € pro Tonne Inputmaterial. Der Abscheidegrad mit der Festfraktion in Verbindung mit einer mechanischen Separation beträgt für Trockenmasse 70 %, für Gesamtstickstoff 43 %, für NH_4^+ -N 20 % und für Phosphor 79 % (Hjorth et al. 2010, Agro Business Park 2019). Eine Variante dieses Verfahrens ist die Elektrokoagulation, wobei die elektrochemischen Eigenschaften durch Anlegen einer elektrischen Spannung beeinflusst werden und die multivalenten Kationen über eine „konsumierbare“ Elektrode zugeführt werden. Die Elektrokoagulation wird der Separation mit Bandfiltern vorgeschaltet, wobei in dieser Kombination Abscheidegrade für die Trockenmasse von > 99 %, für Gesamtstickstoff von > 60 % und für Phosphor von > 99 % erreicht werden (Agro Business Park 2019).

Die vier mechanischen Standardverfahren zur Fest-Flüssig-Separation sind Sedimentation, Dekanterzentrifugen, Pressschnecken und Bandfilter. Weiterhin gehören Siebe, Feinseparator, Flotation, Membranverfahren und Agglomerieren zu den mechanischen Verfahren.

Die Verfahren unterscheiden sich nach Kapazität, Investitionsbedarf, Abscheidegrad der Nährstoffe sowie der Aufteilung in Fest- und Flüssigfraktion und den gewünschten Endprodukten, wofür teilweise weitere, der mechanischen Separation nachgelagerte Verfahren erforderlich sind. Die verschiedenen Verfahren machen sich unterschiedliche Eigenschaften der Gülle bzw. des Gärrests in Bezug auf Partikelgröße und Verteilung, pH-Wert, elektrisches Potenzial der Partikel, Dichte und Viskosität zu nutze.

Es sind mobile und stationäre Techniken verfügbar. Hieraus ergeben sich jeweils verschiedene optimale Einsatzgebiete der verschiedenen Techniken und die Möglichkeit zur optimalen Anpassung an betriebsspezifische Bedürfnisse und gewünschte Endprodukte.

Mineralischer Stickstoff und Kalium verbleiben überwiegend in der Flüssigphase, organisch gebundener Stickstoff und Phosphor wie auch Calcium, Magnesium und Schwefel verbleiben vorwiegend in der Festphase, womit eine gezieltere Steuerung der Nährstoffströme ermöglicht wird. Die Effizienz der Nährstofffraktionierung hängt sowohl vom Nährstoff als auch von der eingesetzten Technik ab. Die Flüssigphase kann durch weitere nachgelagerte Verfahren Vorfluter-fähig aufbereitet werden, wobei der darin enthaltene Stickstoff abgetrennt wird und in Form einer Ammoniumsulfatlösung als Mineraldüngersubstitut verwendet werden kann. Die Festphase kann ebenfalls weiter bspw. zu grundnährstoffreichen Pellets oder zu nährstoffarmen Substraten für die Biogaserzeugung aufbereitet werden (Baumkötter 2018, Hjorth et al. 2010).

Mechanische Trennverfahren sind in der Regel Bestandteil eines jeden Gülleverarbeitungsverfahrens (eine Ausnahme stellt die Vollstromtrocknung dar) und werden in Kombination oder - was sehr häufig der Fall ist - als einzige Verfahrenskomponente sowohl einzel- als auch überbetrieblich eingesetzt. Mit einfachen Verfahren wie Pressschnecken lassen sich etwa 20 bis 50 % des P und 30 % des N abscheiden. Aufwändigere Verfahren wie Dekanter und Siebbandpressen - vor allem in Verbindung mit Flockungshilfsmitteln - können Abtrenngrade von 95 % des P erreichen.

Ähnliche Produktvielfalt wie Trennverfahren weisen mittlerweile *Trocknungsverfahren* auf. Diese sind zu unterscheiden in Vollstromtrocknung und Teilstromtrocknung. Als Energiequelle für die Trocknungsverfahren dienen meist die Kühlwässer oder die Abgasströme der BHKW von Biogasanlagen. In Verbindung mit dem KWK-Bonus des EEG ist häufig eine hohe Wirtschaftlichkeit für Trocknungsverfahren gegeben. In Verbindung mit der Rückgewinnung von Ammoniak-Stickstoff stellen Trocknungsverfahren zwar Wärmeenergie-auf-wendige, aber zuverlässige Verarbeitungsverfahren dar.

Einen Sonderfall bilden bei den Trocknungsverfahren die Vollstromtrocknungsverfahren. In der Regel wird hierbei bereits getrockneter Gärrest mit Frischmaterial rückgemischt, und das entstehende Gemisch dem Trockner zugeführt. Wenn die flüchtigen Stickstoffverbindungen zurückgehalten werden, entsteht so ein Dünger mit mehrfach höheren NPK-Gehalten und auch besseren Nährstoffverfügbarkeiten als bei der Trocknung von Dickseparaten. Bei ausreichender Wärmeverfügbarkeit ist dies eine wichtige Alternative zu Membran- oder Eindampfungsverfahren und die verfahrenstechnisch am wenigsten komplexe Technik, die vor allem einzelbetrieblich besonders gut einsetzbar ist.

Mittlerweile gängige Verfahren zur Weiterbehandlung von Dünnsparaten sind *Membrantrennverfahren* und *Vakuumverdampfer*. Mit Membranverfahren (Mikro-, Ultra-, Nano-Filtration, Umkehrosmose) kann Wasser von Ionen und Organik getrennt werden. Voraussetzung ist eine hochwirksame Abtrennung organischer Partikel. Ausnahme bildet ein Membransystem, das durch die Platzierung auf einem Vibrationskörper in Schwingung versetzt wird und somit als schlammverträglich gilt. Sowohl Eindampfung als auch Membranverfahren sind geeignet, etwa 50 bis 70 % des Wassers von der Gesamtmasse abzutrennen, das Konzentrat kann weiterbehandelt oder auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht werden.

Strippungstechniken zur Entfernung und Rückgewinnung von Stickstoff (Ammoniak) sind seit Jahrzehnten technisch verfügbar, werden bisher aber nur vereinzelt eingesetzt. Unterschieden wird zwischen Luft- und Dampfstrippungsverfahren. Potenziell stellen diese Verfahren eine Möglichkeit zur Entlastung der Gülle an reaktivem Stickstoff dar. Die DüV wird die Ausbringung solcher Güllen in Nitrat-sensiblen Gebieten im Herbst voraussichtlich nicht möglich machen. Daher sind die Marktchancen als „Nährstoffentlastungstechnik“ nach derzeitigem Stand eher gering.

Techniken zur *Rückgewinnung von P* durch gezielt induzierte Fällungs- bzw. Kristallisationsreaktionen sind für Gülle seit über 30 Jahren zwar im Grundsatz bekannt und wurden hergeleitet aus der kommunalen Abwassertechnik, sie wurden aber seither kaum weiterentwickelt und werden bisher nicht eingesetzt. Entscheidend für die Markttauglichkeit sind die Abscheidegrade für P und die Reinheit der Fällungsschlämme. Abtrennleistungen von 30 oder 40 % in Dünnsparaten müssen erreicht werden, um in Kombination mit mechanischen Trennverfahren eine Abscheidung von 60 bis 80 % zu erzielen.

Im Sinne der Bioökonomie wünschenswerte *Verfahren zur Vollaufbereitung mit vollständiger Nährstoffrückgewinnung (Verfahren zur Stofftrennung)* sind bisher im Pilotmaßstab vereinzelt etabliert. Hier sind diverse Verfahren in der Optimierung, einerseits mit der Herstellung von organisch-mineralischen Mischdüngern (Döhler 2017a, b, 2018a, b) andererseits mit der „Zerlegung“ der Güllebestandteile bis hin zu Nährelementen einschließlich der Energiegewinnung bzw. Abwärmenutzung. Angestrebt werden bei diesen Verfahren die Herstellung von überwiegend mineralischen Düngern, die den derzeit üblichen industriellen Standards entsprechen bis hin zu weitergehender Verarbeitung der Inhaltsstoffe der Gülle wie z.B. der Erzeugung von Faserstoffen.

Gemäß EU-VO 2017/1262 ist auch die *Verbrennung von Wirtschaftsdüngern* möglich. In Verbindung mit Abgasreinigungssystemen (SCR/SNCR) sowie Rückgewinnung der Wärme und von P und K ist dies eine ernstzunehmende Option für die Zukunft. Dagegen sollte eine Entsorgung der Aschen nicht in Erwägung gezogen werden.

Analog zur Behandlung von Kommunal- und Industrieabwässern können mit *biologischen Belebtschlamm-Verfahren* zuverlässig Stickstoffverbindungen durch Nitrifikations-Denitrifikations-Kaskaden gasförmig entbunden werden. Bei Nutzung von Bioreaktoren zeichnen sich solche Verfahren durch hohe Zuverlässigkeit und Prozessstabilität aus. In Kombination mit Membranverfahren können so auch Vorfluter-fähige Wässer erzeugt werden.

Abbildung 1 zeigt eine (nicht vollständige) Übersicht mit bedeutenden Techniken, Verfahren und Verfahrenskombinationen bis hin zur vollständigen Nährstoffrückgewinnung und Wasserabtrennung. Während die Vollaufbereitungsverfahren sowohl gezielte Phasen- und Stofftrennung zum Ziel haben, erfolgt die Stofftrennung bei mechanischer Phasentrennung systemimmanent, dementsprechend kann die Stofftrennung zwar optimiert, aber nicht vollständig gesteuert werden. Eine weitgehende Stofftrennung von reaktivem N kann mit der Strippung von Ammoniak erzielt werden, während Membranverfahren und Vakuumverdampfung nachgeschaltete Technologien für die gezielte Stofftrennung erfordern. Die Membranverfahren ermöglichen hierbei eine gezieltere Stofftrennung nicht nur für Stickstoff, sondern auch für weitere Nährelemente (Döhler 2019).

Abbildung 1 Übersicht ausgewählter Techniken und Verfahrenskombinationen der Gülle-Gärrest-Verarbeitung



Quelle zu Abbildung 1:
Döhler (2019)

Für die Maßnahme 7e wurde die aufzubereitende Menge Gülle zu Grunde gelegt, die auf vorläufigen Ergebnissen des UFOPLAN-Vorhabens „Nationaler Stand der Technik für die Aufbereitung von Gülle unter Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen“ (FKZ 3717 53 258 0) beruhen. In diesem Vorhaben werden fünf Schwerpunktregionen der Tierhaltung analysiert (u. a.) hinsichtlich der Stickstoff- und Phosphorlast aus der Tierhaltung und den jeweiligen regionalen Überschüssen beider Nährstoffe unter Berücksichtigung der maximalen Ausbringungsmengen nach der Düngeverordnung. Demnach sind (nach vorläufigen Ergebnissen) in diesen fünf Regionen rund 112.000 t N ($\pm$ rund 25 Mio. t FM Gülle) aus der Tierhaltung überschüssig, was rund 8 % der nationalen Gesamtmenge der tierischen N-Ausscheidungen im Jahr 2016 entspricht. Diese 112.000 t N verteilen sich zu rund 28.000 t N auf die Rinderhaltung und zu 83.000 t N auf die Schweinehaltung. Diese Stickstoffmengen entsprechen rund 7 % des Stickstoffs in Rindergülle und rund 36 % des Stickstoffs in Schweinegülle (Döhler et al. 2019a, Häußermann et al. 2019). Für diese Stickstoffmenge wird mit Maßnahme 7e eine Gülleaufbereitung mit Eindampfung oder Membranverfahren mit Herstellung von Pellets angenommen, wobei sämtliche konservierten Nährstoffe am Ende des Aufbereitungsverfahrens in den Pellets enthalten sind. Die Flüssigphase der Gülleaufbereitung ist demnach quasi nährstofffreies Wasser. Die Verfahrenskette beginnt mit der Lagerung der Gülle unter Schwimmfolie für maximal einen Monat (wobei etwa 4 % des NH_4^+ -N als Ammoniak emittiert wird), anschließender Aufbereitung der Gülle eingehaust mit Abluftwäsche, wobei 5 % des NH_4^+ -N als Ammoniak emittiert und letztendlich Ausbringung der Pellets, wobei wiederum 5 % des NH_4^+ -N als Ammoniak verloren gehen.

2.6.2.4.3 Viehbestandsabbau (Maßnahme 8a, 8b und 8c)

Viehbestandsabbau wirkt sich direkt proportional und linear auf die NH_3 -Emissionen aus. Die Wirkung dieser Maßnahme kann erhöht werden, wenn vorrangig diejenigen Bestände abgebaut werden, die sehr hohe tierplatzspezifische Emissionen aufweisen. Ebenso ließen sich mit dieser Maßnahme gezielt die Emissionen in den Hochlastregionen mit hohen Viehbesatzdichten senken.

Für die Berechnung der Wirkung der Maßnahmen 8a und 8b wurden die Bestände aller Tierkategorien gleichermaßen verringert, ohne besonderen Fokus auf Haltungssysteme mit hohen tierplatzspezifischen NH_3 -Emissionen. Viehbestandsabbau gezielt in solchen Haltungssystemen könnte die Wirkung der Maßnahme verbessern, d. h. die im vorliegenden Bericht berechneten Emissionsminderungen unterschätzen die mit dieser Maßnahme tatsächlich möglichen Emissionsminderungen.

Maßnahme 8c wirkt spezifischer, da in denjenigen Kreisen mit Viehbestandsaufbau seit 1995 die Viehbestände auf maximal die Tierbestandszahl im Jahr 1995 begrenzt wurde, womit der Abbau der Tierbestände insbesondere in den Stickstoff-Hochlastregionen Nordwestdeutschlands stattfindet. Da auf Grund der Leistungssteigerung der Tiere gleichzeitig die tierplatzspezifischen Stickstoffausscheidungen seit 1995 zugenommen haben, wurde die regionale Deckelung der Tierbestände um die Stickstoffausscheidungen korrigiert, sodass in dieser Maßnahme deutliche größere Tierzahlenabzubauen sind, als es bei alleiniger Betrachtung der Tierbestandsentwicklung der Fall wäre. Hierzu wurden die kreisbezogenen Daten zur zeitlichen Entwicklung der Tierbestände nach Tierkategorien sowie die zeitliche Entwicklung der tierischen N-Ausscheidungen aus Häußermann et al. (2019) ausgewertet. In den Kreisen mit Zunahme der tierischen N-Ausscheidungen seit 1995 wurde die Differenz zwischen den tierischen N-Ausscheidungen zwischen den Jahren 1995 und 2016 anhand ermittelt und anschließend mit den tierplatzspezifischen N-Ausscheidungsdaten für das Jahr 2016 in abzubauende Tierzahlen umgerechnet. Durch die unterschiedliche kreisbezogene Entwicklung der Tierzahlen seit 1995 unterscheidet sich die abzubauende Tierzahl je nach Tierkategorie. Der Bestandsabbau betrifft insbesondere die Schweine- und die Geflügelbestände, für die seit 1995 eine starke Konzentration und regionale Zunahme der Bestände festzustellen ist. Diese Deckelung führt (unter der hier getroffenen vereinfachenden Annahme, dass die tierplatzspezifische N-Ausscheidung in den Jahren 2020, 2025 und 2030 gleich derjenigen im Jahr 2016 ist) in den Projektionen für 2020, 2025 und 2030 zu einer maximalen tierischen N-Ausscheidung, die in allen Jahren der Projektion gleich ist. Aufgrund unterschiedlicher Tierbestände in der Thünen-Baseline-Projektion (Offermann et al. 2018) unterscheidet sich die Anzahl der abzubauenden Tierbestände für die Jahre 2020, 2025 und 2030 jedoch. Werden in bestimmten Tierkategorien in der TI-Baseline geringere Tierbestände projiziert, als dies durch die Deckelung der Tierbestände mit Maßnahme 8c der Fall wäre, werden den Berechnungen die in der TI-Baseline projizierten niedrigeren Tierbestände zu Grunde gelegt.

Die Maßnahme Viehbestandsabbau führt zu einer Reihe indirekter Systemänderungen mit Auswirkungen auf die NH_3 -Emissionen, die nur schwer quantifiziert werden können. Bspw. ändert sich der Futtermittelbedarf und somit die Intensität der Pflanzenproduktion sowie die Zusammensetzung der Stickstoffdüngung, wobei nicht abgeschätzt werden kann, inwieweit diese indirekten Systemänderungen zu einer weiteren Senkung oder zu einer Erhöhung der NH_3 -Emissionen führen.

Im globalen Maßstab ist die Maßnahme Viehbestandsabbau ohnehin nur emissionsmindernd bei gleichzeitigem Verzicht auf die tierischen Produkte der abgebauten Viehbestände, um eine

Substitution des Bedarfes im Inland und bisher durch deutsche Exporte gestillte Bedarfe ins Ausland durch nicht deutsche Produktion und damit verbundene Emissionen zu vermeiden. Sie ist aber auf jeden Fall geeignet, lokale Hochlastregionen zu entlasten.

2.6.2.5 Synthetische N-Dünger

Der zusammengefasste Emissionsfaktor (IEF) für die Anwendung von Mineraldüngern beträgt in Deutschland 4,8 % 100 kt NH₃- Emission und somit rund einem Sechstel der nationalen Gesamt-NH₃-Emissionen entspricht. Somit kommt den Minderungsmaßnahmen im Bereich der synthetischen N-Dünger eine große Bedeutung zu (Haenel et al. 2018, Umweltbundesamt 2019). Folgende NH₃-Minderungsmaßnahmen im Bereich der synthetischen N-Dünger werden diskutiert: Folgende NH₃-Minderungsmaßnahmen im Bereich der synthetischen N-Dünger werden diskutiert:

- ▶ Ersatz von Harnstoff und AHL durch Düngemittel mit geringeren spezifischen NH₃-Emissionen
- ▶ Einarbeitung von Harnstoff
- ▶ Bandapplikation
- ▶ bedarfsgerechte Splittung der Düngegaben
- ▶ Einsatz von Urease-Inhibitoren (UI)
- ▶ Zusatzstoffe (wie Zeolite, Pyrit, organische Säuren)
- ▶ Coating des Düngergranulats
- ▶ Bewässerung und
- ▶ Verbleib von Ernterückständen auf der Fläche.

Nach einer Meta-Analyse von Pan et al. 2016 führen der Ersatz von Harnstoff durch andere synthetische N-Dünger, die Einarbeitung von Harnstoff, der Einsatz von UI und Coating-Verfahren zu einer deutlichen Abnahme der spezifischen NH₃-Emissionen. Die Splittung der Düngegaben führt zu keiner Änderung der spezifischen NH₃-Emissionen. Der Einsatz von Nitrifikations-Inhibitoren (NI) kann, abhängig von der chemischen Verbindung, teilweise mit einer erheblichen Steigerung der spezifischen NH₃-Emissionen einhergehen.

Nach neueren Untersuchungen verschiedener Autor*innen zu den NH₃-Emissionen aus der Anwendung von Harnstoff unter den spezifischen Bedingungen für Deutschland liegen die NH₃-Emissionsfaktoren nach einer Zusammenstellung der von deutschen Forschungsarbeiten im Zeitraum von 1975 bis 2011 durch Döhler (2015) meist in einem Bereich von weniger als 0,06 kg NH₃-N/kg N und somit deutlich unter dem Emissionsfaktor von 0,128 kg NH₃-N/kg N, der im RMD Verwendung findet (Haenel et al. 2018). Nach einer Abschätzung von Pacholski (2018) mittels eines empirischen Modells liegt der Median-EF für die Anwendung von Harnstoff bei 0,082 kg NH₃-N/kg N. Spott et al. (2018) beziffern den EF auf Grundlage von Feldexperimenten auf 0,070 kg NH₃-N/kg N bei Anwendung von Harnstoff zu Winderraps und auf 0,123 kg NH₃-N/kg N bei Anwendung zu Winterweizen, wobei die Unterschiede durch unterschiedliche typische Düngezeitpunkten und damit verbunden unterschiedlichen Temperaturen für beide Kulturen erklärt wird. Nach Schmidhalter (2018) beträgt der EF für die Anwendung von Harnstoff zu Winterweizen zwischen 0,001 bis 0,026 kg NH₃-N/kg N und bei Anwendung in Dauergrünland bei rund 0,08 kg NH₃-N/kg N.

Tabelle 7: NH₃-Emissionsfaktoren der Verfahren zur Ausbringung synthetischer N-Dünger, die nicht im RMD enthalten sind

Angaben in kg NH₃-N/kg N

Verfahren	NH ₃ -Emissionsfaktor
Anwendung von Harnstoff (rein) mit UI	0,0294
Anwendung von Ammonium-Harnstoff-Lösung (AHL) mit UI	0,0465
Anwendung von Harnstoff (rein) mit Einarbeitung	0,0465

2.6.2.5.1 Ausbringung von Harnstoff und AHL mit Urease-Inhibitoren (Maßnahme MD1a)

Bei der Ausbringung von Harnstoff als Mineraldünger in Kombination mit Urease-Inhibitoren (UI) greifen die gleichen Mechanismen wie für Anwendung von UI im Stall beschrieben (siehe Kapitel 2.6.2.3.3).

Nach Inkubations- und Feldexperimenten von Del Moro (2017) weisen die NH₃-Emissionen in Folge der Anwendung von Harnstoff (einschließlich verschiedener Additive) einen sigmoiden Verlauf auf, sie flachen nach 20 bis 25 Tagen weitgehend ab. Die Verwendung von NBPT als UI reduziert die NH₃-Emissionen um etwa 50 %. Die in dieser Studie beobachteten Minderungswirkungen waren geringer als in den meisten anderen Studien. Nach Carmona et al. (1990) führt der Zusatz von 0,05 % NBPT zu Harnstoff zu einer Minderung der NH₃-Emissionen um etwa 90 % in einem Beobachtungszeitraum von acht Tagen, wobei höhere Bodentemperaturen höhere NBPT-Konzentrationen erfordern, um dieselbe Minderungswirkung zu erreichen. Pflanzenrückstände im Boden erfordern höhere NBPT-Konzentrationen, um dieselbe Wirkung zu erreichen. Die Wirkung von UI ist abhängig vom Bodentyp. Nach Rawluk et al. (2001) besteht eine starke Abhängigkeit zwischen der NBPT-Konzentration und der Emissionsminderung, die am besten mit einer quadratischen Gleichung beschrieben wird. Weitere Einflussfaktoren sind Temperatur und Bodentyp. Es bestehen zudem starke interannuelle Schwankungen der potenziellen Emissionsminderungswirkung.

Die Kombination von Harnstoff mit UI führt zu einer höheren Präsenz von Ammonium im Boden, das als Quelle für Nitrat möglicherweise das Nitrataufkommen im Boden steigert und somit potenziell auch die Nitratauswaschung und die N₂O-Emissionen. Dieser Effekt ist jedoch nicht gut untersucht (Hristov et al. 2013).

Nach Forrestal et al. (2016) werden die NH₃-Emissionen bei Anwendung von Harnstoff mit NBPT auf Dauergrünland um 78,5 % reduziert. Die kombinierte Anwendung von UI mit Nitrifikationshemmer (NI, DCD) lässt eine geringfügig geringere Emissionsminderung zu. Die maximale NH₃-Verlustrate wurde zwei Tage nach der Anwendung beobachtet. Laut Soares et al. (2012) ist die geringere Minderungswirkung nicht darauf zurückzuführen, dass DCD die Wirkung von NBPT einschränkt, sondern darauf, dass durch die Kombination von UI und NI für eine längere Zeit höhere Ammonium-Gehalte im Boden vorhanden sind, die zu höheren NH₃-Emissionen führen können. Die ersten sieben Tage nach der Anwendung bestehen keine Unterschiede bzgl. NH₃-Emissionen bei kombinierter Anwendung von UI und NI gegenüber alleinigem Einsatz von UI. Ein Anstieg der NH₃-Emissionen bei kombiniertem Einsatz von NI und UI ist erst ab Tag 7 nach der Anwendung zu beobachten, sobald die Wirkung von UI nachlässt.

Temperatur und Boden-pH-Werte haben einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der NH₃-Emissionen in Folge der Anwendung von Harnstoff. Die NH₃-Emissionen steigen bei einem pH-Wert von mehr als 7,5 stark an. Coating des Harnstoffs mit elementarem Schwefel reduziert die NH₃-Emissionen deutlich. Unterschiedliche Dicke des Coatings führt dazu, dass der Stickstoff nach und nach idealerweise entsprechend dem Bedarf der Pflanze frei wird, dennoch ist die

N-Verfügbarkeit schwer planbar. Zudem ist Coating mit Schwefel ein relativ teures Verfahren und verdoppelt die Kosten von Harnstoff. Neue Coatingverfahren mit Polymeren sind mit Mehrkosten von 20 % gegenüber Harnstoff deutlich günstiger, als bei Coating mit Schwefel, bei dem die Mehrkosten gegenüber Harnstoff 100 % betragen können (Jones et al. 2007). Das Coatingverfahren spart durch die zeitliche Verzögerung und durch den an den Bedarf der Pflanzen angepassten Verlauf der N-Freisetzung Düngergaben ein, sodass i. d. R. nur noch eine Düngegabe zur Aussaat oder maximale zwei Gaben (eine Frühgabe und eine Spätgabe) erforderlich sind. Das Coatingverfahren wird bislang i. d. R. nur in Kulturen mit hoher Wertschöpfung (Gemüsebau, Gartenbau) eingesetzt, für die gängigen Ackerbaukulturen befinden sich wirtschaftlich sinnvoll anwendbare Produkte erst in der Entwicklung. Das Coating mit NBPT mindert die NH_3 -Emissionen um 50 bis 78 %, ist aber weniger wirksam als die physikalische Integration des Wirkstoffs in das Harnstoffgranulat. Weitere Additive wirken ebenfalls emissionsmindernd, wobei für Bor und Kupfer eine Urease-inhibierende Wirkung vermutet wird. Zeolite als Additive haben keine Wirkung auf die NH_3 -Emissionen aus der Anwendung von Harnstoff als Mineraldünger (Rech et al. 2017). Der zeitliche Verlauf der N-Bedarfskurve unterschiedlicher Kulturen unterscheidet sich. Das Coating muss daher auf unterschiedliche Kulturen angepasst werden (Goebel et al. 2019).

In den Berechnungen für den vorliegenden Bericht wird bei der Anwendung von Harnstoff und AHL mit UI von einer Minderung von 70 % gegenüber dem Standardemissionsfaktor im RMD für beide Mineraldüngerformen ausgegangen (s. Tabelle 7, Haenel et al. 2018, Osterburg 2018).

2.6.2.5.2 Ersatz von Harnstoff und AHL durch KAS (Maßnahme MD1b)

Harnstoff flächig ausgebracht und ohne Einarbeitung weist unter mitteleuropäischen Klimabedingungen im Durchschnitt mit 0,155 kg NH_3 /kg N einen 50 % höheren Ammoniakemissionsfaktor auf als Ammonium-Harnstoff-Lösung (AHL) mit 0,098 kg NH_3 /kg N sowie einen rund 20-mal höheren NH_3 -Emissionsfaktor als Kalkammonsalpeter (KAS) mit 0,008 kg NH_3 /kg N (Haenel et al. 2018). Nach einer Meta-Analyse von Pan et al. (2016) lassen sich die NH_3 -Emissionen durch den Ersatz von Harnstoff durch Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat um 87,9 bzw. 78,8 % mindern. In Hinblick auf die NH_3 -Emissionsminderungsziele ist es daher naheliegend, Harnstoff durch synthetische Düngemittel mit geringeren NH_3 -Emissionsfaktoren zu ersetzen. Der Problematik hoher NH_3 -Emissionen aus der Harnstoffausbringung wird daher bereits in der DüV (2017) Rechnung getragen, die den Einsatz von Harnstoff ohne Urease-Inhibitor ab 2020 verbietet, sofern er nicht innerhalb von vier Stunden eingearbeitet wird.

2.6.2.5.3 Einarbeitung von Harnstoff (Maßnahme MD1c)

Die Einarbeitung von Harnstoff in eine Tiefe von 3 bis 5 cm unter Oberfläche in feuchten Boden reduziert die NH_3 -Verluste um 86 bis 95 % (Connell et al 1979, Prasertsak et al. 2002). Die NH_3 -Emissionen aus eingearbeitetem Harnstoff betragen 1,1 % gegenüber 12,5 % bei Oberflächenapplikation (Fontoura und Bayer 2010). Nach Rochette et al. (2009) mindert die Bandapplikation von Harnstoff 5 cm unter der Oberfläche die NH_3 -Emissionen um etwa 50 %, die Emissionsrate liegt bei Bandapplikation die ersten zwei Tage nach Anwendung nahe null und nähert sich im weiteren Zeitverlauf der Emissionsrate der Oberflächenapplikation an. In einer Laborstudie wurde von du Preez und Burger (1987) bei Durchmischung von Harnstoff mit Böden verschiedener Bodenserien eine Emissionsminderung von etwa 20 % erzielt und bei Bandapplikation von Harnstoff eine Minderung von 51 bis 56 % gegenüber einer Oberflächenapplikation.

Pro Zentimeter Einarbeitungstiefe gehen die NH_3 -Emissionen um 14 % bezogen auf die Verluste zurück, ab einer Einarbeitungstiefe von mehr als 7,5 cm sind sie daher vernachlässigbar. Die Emissionen hängen neben der Einarbeitungstiefe von verschiedenen Bodeneigenschaften,

Management und von klimatischen Bedingungen ab. Sind die genauen Bedingungen nicht bekannt, empfehlen die Autoren daher von einer Minderung der NH_3 -Verluste von 12,5 % je cm Einarbeitungstiefe (bezogen auf die NH_3 -Verluste bei Oberflächenapplikation) auszugehen.

Die Höhe der Emissionen wird neben bodenunabhängigen Faktoren im Wesentlichen durch Bodenfeuchte und Boden-pH-Wert in den obersten 2 cm des Bodens bestimmt. Das durch Harnstoffhydrolyse entstehende NH_4^+ erhöht den pH-Wert des Bodens und somit das NH_3 -Emissionspotenzial. Da Harnstoff i. d. R. deutlich weniger als 5 cm von der Applikationsstelle diffundiert und konvektiv transportiert wird, ändert sich bei Einarbeitung in 10 cm unter Oberfläche der pH-Wert in den oberen 2 cm nicht (Rochette et al. 2013a).

Unter bestimmten Bedingungen kann es zu einer Erhöhung der NH_3 -Emissionen in Folge von breitflächiger Einarbeitung oder Bandapplikation kommen. In einer Studie von Rochette et al. (2009) führt die Durchmischung in 0 bis 5 cm unter der Oberfläche sowie Bandapplikation in 3 bis 5 cm unter der Oberfläche in trockenem Boden zu einer Erhöhung der NH_3 -Emissionen. Begründet wird dies mit der verstärkten enzymatischen Hydrolyse unter den feuchteren Bedingungen bei Einarbeitung, gefolgt von einem starken lokalen Anstieg des pH-Werts an der Bodenoberfläche, wohingegen unter trockenen Bedingungen an der Bodenoberfläche kaum enzymatische Hydrolyse stattfindet (Rochette et al. 2009). Die hier beschriebenen Mechanismen können mit steigenden Applikationsmengen bei Bandapplikation zu einem überproportionalen Anstieg der NH_3 -Emissionen führen. Dieselben Mechanismen bestimmen auch die NH_3 -Emissionen bei Oberflächenapplikation von Harnstoff (Rochette 2013b).

Ausgehend von Literatúrauswertungen fanden Rochette et al. (2013a) folgenden Zusammenhang zwischen Einarbeitungstiefe von Harnstoff und der Höhe der NH_3 -Verluste:

Formel 5

$$Y = 96 + 63,7 \cdot X^2 - 16,3 \cdot X$$

mit $R^2 = 0,75$

In den Berechnungen für den vorliegenden Bericht wird bei der Einarbeitung von Harnstoff von einer Minderung von 70 % gegenüber dem Standardemissionsfaktor für Harnstoff im RMD ausgegangen (s. Tabelle 7, Haenel et al. 2018, Osterburg 2018).

2.6.2.5.4 Senkung der N-Überschüsse durch reduzierte Mineraldüngerzufuhr (Maßnahme MD2a)

Der durchschnittliche Flächenbilanzüberschuss in Deutschland liegt im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 bei 77 kg N/ha LF. Es besteht somit ein erheblicher Spielraum, die N-Zufuhr mit Mineraldüngern zu senken. Für die Maßnahme MD2a wird eine Verminderung der Mineraldüngung um 20 kg N/ha LF, entsprechend rund 310.000 t N in den Jahren 2020, 2025 und 2030 angenommen. Aufgrund des relativ geringen zusammengefassten NH_3 -Emissionsfaktors von 0,048 kg NH_3 -N/kg N im Jahr 2016 bzw. 0,010 kg NH_3 -N/kg N in den Jahren 2020 und 2030 in den NEC-Szenarien ist die Wirkung dieser Maßnahme innerhalb des Szenarios NECC4 mit rund 3,6 kt NH_3 -Emissionsminderung im Jahr 2030 allerdings vergleichsweise gering.

Diese Maßnahme ist primär im Zusammenhang mit dem Effekt des „pollution swapping“ zu betrachten: Wenn gemäß NEC-Richtlinie die NH_3 -Emissionen ab dem Jahr 2030 gegenüber 2005 um 29 % entsprechend 196 kt NH_3 gemindert werden, dann gelangt diese Stickstoffmenge, die zuvor als NH_3 emittiert wurde, jetzt in den Boden. Das heißt, bei konstanter Zufuhr an Naturalmengen der mineralischen und organischen Nährstoffträger erhöht sich die N-Zufuhr auf die Landwirtschaftsfläche um rund 12 kg N/ha LF.

Ohne Minderung der Mineraldüngerzufuhr führen die Maßnahmen zur Umsetzung der NEC-Richtlinie, in Verbindung mit den für 2030 projizierten Strukturänderungen und den den für 2030 angenommenen höheren Erträgen, zwar zu einer Abnahme des N-Flächenbilanzüberschusses um 11 kg N/ha LF, da per Definition der N-Flächenbilanzüberschuss auch die NH₃-Ausbringverluste mit einbezieht. Das N-Auswaschungspotenzial (der hydrosphärische N-Überschuss), das die NH₃-Ausbringverluste nicht mit einbezieht, geht jedoch aufgrund der zusätzlichen N-Einträge in den Boden mit nur 2,3 kg N/ha LF deutlich weniger stark zurück. Unter der Annahme von gegenüber 2016 unveränderten Strukturdaten läge das N-Auswaschungspotenzial um 4,4 kg N/ha LF ($\pm$ 73.000 t N) höher als ohne Umsetzung der Maßnahmen zur Einhaltung der NEC-Richtlinie. Insgesamt müssten, um das N-Auswaschungspotenzial konstant zu halten, 78.700 t Mineraldüngerstickstoff eingespart werden. Infolge der Einsparung dieser 78.700 t N Mineraldüngung würde auch die Ammoniakemissionen um 0,9 kt NH₃ gemindert (Häußermann et al. 2019). In den Szenarien NECC4 und NECC4+TA Luft 50 wird diesem Umstand durch Einschluss der Maßnahme MD2a Rechnung getragen, mit der die N-Zufuhr in den Boden jedoch deutlich stärker gemindert wird, als es erforderlich wäre, um das N-Auswaschungspotenzial konstant zu halten.

2.6.3 Indikative Ammoniakminderungskosten der Maßnahmen

Zur Beschreibung der Kosten von Emissionsminderungsmaßnahmen werden die Arbeiten von Döhler et al. (2011, in der UBA-Texte Reihe 79/2011), von Reis et al. (2015), welche aus der UN Task Force on Reactive Nitrogen hervorging, als auch die Zwischenergebnisse des UBA-Vorhabens Strategien zur N- und P-Minderung in Regionen mit Intensivtierhaltung (StraNuP, FKZ 3717 53 258 0) (Döhler et al. 2019a) herangezogen. Im Rahmen des UBA-Vorhabens 2011 wurde die Methodik zur Ermittlung der Kosten zur Minderung von landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen aktualisiert und die Kosten ausgewählter, für Deutschland geeigneter und repräsentativer Minderungsmaßnahmen neu berechnet. Aktuell werden weitere Methoden im Rahmen des UBA Vorhabens StraNuP entwickelt. Die Minderungskosten werden aus dem Verhältnis der Mehrkosten für die Minderungsmaßnahme und der Minderemission im Vergleich zu einem Referenzsystem ermittelt. Berücksichtigt wurden hier auch Einsparungen und die Erhöhung des Düngerwertes durch die Emissionsminderung. Die Arbeiten von Reis et al. (2015) sind umfänglicher und decken vor allem mehrere Tierkategorien sowie umfangreiche Maßnahmen im Stall ab, jedoch ist die Methodik nicht in sich konsistent.

2.6.3.1 Maßnahmen zur Minderung der Emissionen durch angepasste Nutztierfütterung

Ausgehend von einem Referenzsystem Universalmast mit 19 % Rohprotein in der Ration sinken nach Döhler et al. (2011) durch die proteinangepasste Fütterung in der Schweinemast in der Regel die Futterkosten, was in der Folge zu negativen Minderungskosten führt (-3,5 bis -13,5 €/kg NH₃ je nach Referenzsystem). Dagegen geben Reis et al. (2015) die Minderungskosten der N/P-reduzierten Fütterung für NH₃ bei Schweinen mit -2 €/kg NH₃ (d. h. die N/P-reduzierte Fütterung führt zu geringeren Kosten als Standardfütterung) bis 6 €/kg NH₃ an. Ohne die Supplementierung synthetischer Aminosäuren, nur durch die Anpassung der einzelnen Futterkomponenten, liegen die Kosten mit 62 €/kg NH₃ sehr viel höher. Bei Milchvieh liegen die Minderungskosten durch N/P-reduzierte Fütterung bei 6 bis 10 €/kg NH₃.

2.6.3.2 Maßnahmen zur Minderung der Emissionen durch Stalltechnik

Zu den Optionen mit den höchsten Investitionen und Kosten zur Emissionsminderung zählen die baulich-technischen Maßnahmen im Stallgebäude. Die Schweinemast in emissionsärmeren Außenklimaställen verursacht im Vergleich zu zwangsbelüfteten Ställen Minderungskosten von 9,2 €/kg NH₃. Dieser Betrag kann jedoch nach Döhler et al. (2011) nicht alleine der Ammoniak-

Emissionsminderung zugerechnet werden (Allokation), da Außenklimaställe in der Regel zur Verbesserung des Tierwohls und der Tiergesundheit errichtet werden.

Bei Neubau oder weitgehendem Umbau zu emissionsarmen Stallgebäuden liegen die Minderungskosten in einer weiten Spanne zwischen 1 und 20 €/kg NH₃-N für Schweine- und Rinderställe. Baulich-technische bzw. gebäudeintegrierte Verfahren für Schweinestallungen wie getrennte Gülle- und Wasserkanäle, GÜllekühlung, Pfannensysteme oder V-förmige GÜllekanäle verursachen nach Döhler et al. (2019a) Minderungskosten von deutlich über 2 bis 20 €/kg NH₃-N. Techniken wie die Comfort-Slat Mats oder der Rinnenboden zur schnellen Ableitung von Harn in Rinderställen führen zu Minderungskosten von ca. 2 bis 6,5 €/kg NH₃-N.

Die Minderungskosten für Legehennenställe betragen 1 bis 9 €/kg NH₃-N und 1 bis 15 €/kg NH₃-N für Broilerställe. Diese Kosten entstehen durch zusätzliche Investitions-, Wartungs- und Energiekosten emissionsmindernder Stalltechnik gegenüber Stallgebäuden ohne solche Technik (Reis et al. 2015).

Nach Reis et al. (2015) liegen die Minderungskosten durch Änderung der Einstreusysteme und GÜlleentfernung aus dem Stall in einer weiten Spanne von 0 bis 213 €/kg NH₃, je nach konkreter Maßnahme. Die höchsten Minderungskosten ergeben sich für die Implementierung von Einstreusystemen im Wesentlichen aufgrund ihrer geringen Effizienz. Hier liegen die Minderungskosten im Bereich von 40,7 bis über 211,7 €/kg NH₃. Andere Anpassungen der Entmistungssysteme verursachen entweder keine Kosten, somit auch keine Minderungskosten, oder liegen mit bis zu 26 €/kg NH₃ deutlich unter diesen Werten.

2.6.3.3 Abluftreinigungsverfahren in Schweineställen

Abluftreinigungsverfahren in zwangsbelüfteten Schweinemastställen sind eine technisch effektive, aber kostenintensive Minderungsmaßnahme. Die Berechnungen von Döhler et al. (2011) ergaben Kosten von 4,6 bis 8,6 €/kg NH₃. Aus den Niederlanden werden Minderungskosten im Bereich von 7 bis 19 €/kg NH₃ berichtet (Philippe et al. 2011).

2.6.3.4 Maßnahmen bei der Lagerung flüssiger Wirtschaftsdünger

Für feste Abdeckungen von SchweinegÜllelagerbehältern (Betondecke, Zelt) mit hohem Investitionsbedarf ergeben sich moderate Minderungskosten von 1,1 bis 2,5 €/kg NH₃ (Döhler et al. 2011). Schwimmende Abdeckungen (Folien, Perlite...) sind mit Minderungskosten von 0,3 bis 0,9 €/kg NH₃ (SchweinegÜlle) dann annähernd kostenneutral, wenn der Düngerwert des konservierten Stickstoffs eingerechnet wird. Bei RindergÜlle sind die Minderungskosten der Abdeckung von GÜllebehältern erheblich höher, da die natürliche Schwimmdecke (entspricht der Referenz) die Emissionen per se verringert (1,3 bis 12 €/kg NH₃).

Nach Reis et al. (2015) liegen die Minderungskosten durch die Lagerabdeckung von flüssigen Wirtschaftsdüngern meist unter 10 €/kg NH₃-N, die Minderungskosten der günstigsten Verfahren betragen weniger als 5 €/kg NH₃-N.

2.6.3.5 Maßnahmen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Nach Döhler et al. (2011) ist bei der Ausbringung von Rinder- und SchweinegÜlle bei geringen jährlichen Verfahrensleistungen (1.000 bis 3.000 m³/a) nur die absetzige Einarbeitung (getrennter Arbeitsgang) mit 0,6 bis 0,8 €/kg NH₃ kosteneffektiv. Bei hohen Verfahrensleistungen und geteilten Ausbringverfahren können die Kosten der direkten Einarbeitung auf 0,4 bis 0,5 €/kg NH₃ gesenkt werden. Bei hohen Verfahrensleistungen liegen die Kosten der Emissionsminderung für die Minderungsmaßnahmen Schleppschlauch, Schleppschuh, Schlitztechnik und GÜllegrubber nur noch bei 0,3 bis 0,5 €/kg NH₃ und sind bei Einbeziehung des Düngerwertes annähernd kostenneutral.

Die Emissionsminderungskosten für verschiedene Ausbringtechniken liegen nach Reis et al. (2015) im Bereich von 0,15 bis 3,70 €/kg NH₃-N, wobei die geringsten Minderungskosten durch die Einarbeitung von Legehennen- und Masthähnchenkot (0,15 bis 0,20 €/kg NH₃-N) entstehen, die höchsten Minderungskosten (3,70 €/kg NH₃-N) weist die Ausbringung von Milchviehgülle mit Schleppschlauchtechnik aus. Für die meisten emissionsmindernden Ausbringverfahren liegen die Minderungskosten im Bereich von 1 bis 2 €/kg NH₃-N. Unter ungünstigen Bedingungen und bei sehr geringer Effizienz können die Minderungskosten auch bei mehr als 10 €/kg NH₃-N liegen.

Für die Einarbeitung und Urease-Hemmung bei der Harnstoffdüngeranwendung wurden von Döhler et al. (2011) hohe bzw. moderate Minderungskosten ermittelt (3,6 bis 5,7 bzw. 0,5 bis 1,1 €/kg NH₃). Allerdings besteht eine hohe Unsicherheit bezüglich der tatsächlichen Höhe der Emissionen aus Harnstoff. Generell gilt, dass die Emissionsminderungskosten in einem weiten Bereich schwanken und dann besonders hoch sind, wenn niedrige Emissionen nach Applikation sowie hohe Kosten für den Wirkstoff angenommen werden (und umgekehrt). Dementsprechend ermitteln Reis et al. (2015) Minderungskosten durch den Einsatz von Ureaseinhibitoren in Harnstoff im Durchschnitt der EU-Staaten von 0,76 €/kg NH₃-N (genauer je Kilogramm gemindertem Stickstoff).

Die Einarbeitung von Harnstoff und AHL führt zu ähnlichen Minderungskosten wie der Einsatz von Ureaseinhibitoren, sie werden von Reis et al. (2015) mit einer Spanne von -0,50 bis 2,00 €/kg NH₃-N angegeben. Etwas günstiger ist die Ausbringung von Harnstoff und AHL im Bewässerungslandbau bei anschließender Beregnung (-0,50 bis 1,00 €/kg NH₃-N). Unter Berücksichtigung der deutlich unter den internationalen Emissionsfaktoren liegenden tatsächlichen Emissionen in Deutschland ergeben sich jedoch deutlich höhere Emissionsminderungskosten.

2.6.3.6 Maßnahmenkombinationen in der Schweinemast

Döhler et al. (2011) führten über die Berechnungen von jeweils einzelnen Verfahrensschritten der tierischen Erzeugung (Fütterung, Stall, Lager, Ausbringung) hinaus auch systemintegrierte Berechnungen der Minderungskosten für die gesamte Verfahrenskette durch, da die Emissionsminderung in einem Verfahrensschritt die N-Massenströme in den darauffolgenden Verfahrensschritten beeinflusst. Dieser Zusammenhang wurde mit Minderungseffekten und Minderungskosten exemplarisch für ein Schweinemastverfahren dargestellt. Es zeigte sich, dass moderate Emissionsminderungen von 38 bzw. 41 % bei der Lagerabdeckung mit Stroh und emissionsarmer Ausbringung durch sofortige Einarbeitung in der gesamten Verfahrenskette vom Stall bis zur Ausbringung nur sehr geringe Minderungskosten von 0,64 bis 0,88 €/kg NH₃-N nach sich ziehen. Sehr hohe Emissionsminderungen von 84 % mit der Maßnahmenkombination Abluftreinigung, Lagerabdeckung und sofortige Einarbeitung auf dem Feld führen zu Kosten von 3,41 €/kg NH₃-N.

2.6.4 Szenarien

Für den vorliegenden Bericht wurden verschiedene Szenarien („Maßnahmenkombinationen“) entwickelt und ihre Emissionsminderungswirkung in den Zieljahren 2020, 2025 und 2030 berechnet. Ein Szenario beschreibt die Fortschreibung aktueller Politik unter Berücksichtigung der bereits beschlossenen und rechtlich verbindlich zu einem späteren Zeitpunkt umzusetzenden Maßnahmen im Bereich Klimaschutz- und Luftreinhaltepolitik (nachfolgend mit „Thünen-Baseline-Szenario“ bezeichnet). Dieses dient in den Berechnungen im vorliegenden Bericht als Referenzpunkt für die Bewertung der Emissionsminderungswirkung aller Maßnahmen und aller

weiteren Szenarien (NEC-Compliance Szenarien und TA Luft-Szenarien) in den Zieljahren 2020, 2025 und 2030.

Es wurden vier NEC-Compliance-Szenarien entwickelt, in denen jeweils unterschiedliche Maßnahmenswerpunkte gesetzt werden. Das wesentliche Unterscheidungsmerkmal zwischen den NEC-Compliance-Szenarien liegt im Grad der Einbeziehung von Maßnahmen zur Ansäuerung von Wirtschaftsdünger entlang der Prozesskette bzw. im Grad der Einbeziehung technisch-baulicher Maßnahmen, bei gleichzeitigem Verzicht von Maßnahmen zur Ansäuerung von Wirtschaftsdüngern.

Für den vorliegenden Bericht wurden drei TA Luft-Szenarien auf Basis des Referentenentwurfs der TA Luft vom 16. Juli 2018 (BMU 2018) berechnet, die sich im jeweiligen Umsetzungsgrad der Maßnahmen unterscheiden. Angenommen wurden Umsetzungsgrade von 25, 50 und 100 %.

2.6.4.1 Thünen-Baseline-Szenario

Das Thünen-Baseline-Szenario entspricht den landwirtschaftlichen Maßnahmen im WM-Szenario des nationalen Luftreinhalteprogrammes der Bundesrepublik Deutschland (BMU, 2019) und berücksichtigt somit die bis zum 31. Dezember 2016 beschlossenen Maßnahmen in der Klimaschutzpolitik und die bis zum 1. September 2017 beschlossenen Maßnahmen in der Luftreinhaltepolitik.

Für die Emissionsprognosen im Bereich der Landwirtschaft sind hierbei insbesondere die folgenden Vorschriften der Düngeverordnung 2017 relevant, die sich auf die Höhe der Emissionen auswirken (DüV 2017):

- § 6 Absatz 1: Einarbeitungspflicht für Wirtschaftsdünger mit Ausnahme von Festmist von Huftieren oder Klauentieren, Kompost oder Jauche auf unbestelltem Ackerland spätestens innerhalb von vier Stunden
- § 6 Absatz 2: Einarbeitungspflicht für Harnstoff innerhalb von vier Stunden oder Einsatz von Harnstoff nur noch mit Urease-Inhibitor ab dem 1. Februar 2020
- § 6 Absatz 3: Flüssige Wirtschaftsdünger dürfen auf bestelltem Ackerland ab dem 1. Februar 2020 nur noch streifenförmig ausgebracht oder direkt in den Boden eingebracht werden. Entsprechende Vorschrift gilt für Grünland, Dauergrünland und mehrschnittigen Feldfutterbau ab dem 1. Februar 2025 (Verbot von Breitverteilern zur Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger).

Die Reduktionsverpflichtungen der Jahre 2020 bis 2029 gelten gemäß der NEC-Richtlinie (2016/2284/EU) als am 4. Mai 2012 festgelegt. D. h. für die Reduktionsverpflichtungen 2020 bis 2029 gelten die zu diesem Zeitpunkt berücksichtigten Kategorien der Nationalen Emissionsberichterstattung, spätere Änderungen im Umfang der Nationalen Emissionsberichterstattung müssen in den Minderungszielen 2020 bis 2029 nicht berücksichtigt werden. Im Wesentlichen betrifft dies die Lagerung und Ausbringung von Energiepflanzengärresten, die erst zu einem späteren Zeitpunkt berücksichtigt wurden.

2.6.4.2 NEC-Compliance-Szenarien 1 bis 4 (NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4)

Für den vorliegenden Bericht wurden vier verschiedene NEC-Compliance-Szenarien gerechnet, für deren Maßnahmenkombination jeweils unterschiedliche Schwerpunkte gesetzt wurden. Zusätzlich wurden alle NEC-Compliance-Szenarien in Kombination mit dem „TA Luft 50“-Szenario gerechnet (siehe Kapitel 2.6.4.3). Von diesen acht Szenarien ist *a priori* nicht bekannt, ob mit ihnen die Minderungsziele der NEC-Richtlinie für Ammoniak im Jahr 2030 zu erreichen sind.

Allen NEC-Compliance-Szenarien gemein ist die Verkürzung der Einarbeitungszeit für feste und flüssige Wirtschaftsdünger auf weniger als eine Stunde und das Verbot von Breitverteilern zur Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf Ackerland (Maßnahme 1b). Ebenfalls ist allen NEC-Compliance-Szenarien der Ersatz von Harnstoff- und AHL-Dünger durch Kalkammonsalpeter gemein (Maßnahme MD1b). Sie unterscheiden sich im Wesentlichen darin, ob und in welchem Umfang Schwefelsäure zur Ansäuerung von Gülle und Gärresten eingesetzt wird, oder ob stattdessen stärker emissionsmindernde konventionelle Verfahren zur Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung eingesetzt werden.

Den geringsten Umfang von Ansäuerung weist das Szenario NECC3 aus. In diesem Szenario werden über emissionsmindernde Techniken zur Wirtschaftsdüngerausbringung (Maßnahmen 2b und 2c) und -lagerung (Maßnahmen 4b und 4c) die Minderungspotenziale über konventionelle Minderungstechniken weitgehend ausgeschöpft, ohne jedoch verhältnismäßig teure Techniken im Stall (wie bauliche Maßnahmen oder Abluftreinigung) einzusetzen oder schwer quantifizierbare Maßnahmen zur Fütterungsoptimierung oder weitere systemintegrierte Maßnahmen einzubeziehen.

Alle weiteren NEC-Compliance-Szenarien berücksichtigen in höherem Umfang Maßnahmen zur Ansäuerung: Im Szenario NECC1 werden 50 % der ausgebrachten Gülle (Maßnahme 3c) und 50 % der ausgebrachten Gärreste angesäuert (Maßnahme 3d). Maßnahmen wie die verstärkte Anwendung von Schlitztechniken für Wirtschaftsdüngerausbringung oder Außenlagerung und Unterflur gelagerte Gülle sowie feste Einhausung von Festmistlagern werden hingegen nicht eingesetzt.

Im Szenario NECC2 wird auf die Ansäuerung ausgebrachter Gärreste verzichtet, stattdessen werden in verstärktem Maße auf bewachsenem Ackerland Schlitzverfahren eingesetzt (Maßnahme 2b). Szenario NECC4 setzt auf diesem Szenario auf, bezieht jedoch noch Senkung der Mineraldüngerzufuhr um 20 kg N/ha LF zur Minderung der N-Flächenbilanzüberschüsse mit ein (siehe Tabelle 8).

In allen Szenarien werden die Minderungspotenziale in den Klein- und Kleinstbetrieben getrennt ausgewiesen. Das heißt es wird zwar davon ausgegangen, dass (entsprechend Punkt 22 der Beweggründe der NEC-Richtlinie) Klein- und Kleinstbetriebe keine Maßnahmen zur NH₃-Minderung umsetzen müssen, in den Ergebnisdarstellungen sind Klein- und Kleinstbetriebe jedoch enthalten, auf das Minderungspotenzial in den Klein- und Kleinstbetrieben wird separat im Text hingewiesen.

Tabelle 8: Übersicht der Maßnahmenkombinationen in den NEC-Compliance-Szenarien 1 bis 4 (NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4)

Maßn.Nr.	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
1b	X	X	X	X
2b	–	X	X	–
3b	–	–	X	–
3c	X	X	–	X
3d	X	–	–	X
4a	X	X	–	X
4b	–	–	X	–
4c	–	–	X	–
MD1b	X	X	X	X
MD2a	–	–	–	X

2.6.4.3 TA Luft

Das Szenario „TA Luft“ geht davon aus, dass die im Entwurf der TA Luft vom 16. Juli 2018 (BMU 2018) geforderten Maßnahmen für die Landwirtschaft in den die TA Luft betreffenden Betriebsgrößenklassen umgesetzt werden, die in den Regelungsbereich der TA Luft fallen. Hierzu wurden drei Varianten mit den Umsetzungsgraden von 25 %, 50 % bzw. 100 % gerechnet. Es wird davon ausgegangen, dass bis 2030 ein Umsetzungsgrad der Vorgabe der TA Luft von 50 % realistisch ist, nachfolgend als Szenario „TA Luft 50“ bezeichnet.

Folgende Maßnahmen werden im Szenario „TA Luft 50“ berücksichtigt:

- ▶ für BImSchV-G+V-Anlagen mindestens eine Abdeckung der offenen Güllebehälter mit Folie,
- ▶ eine Abluftreinigung in BImSchV-G-Anlagen mit Ausnahme von Putenställen,
- ▶ für BImSchV-V-Anlagen weitere Maßnahmen im Stall mit einer Minderungswirkung von mindestens 40 % gegenüber einer um 20 % reduzierten N-Ausscheidung mit Ausnahme von Rinder- und Putenställen, und
- ▶ in BImSchV-G+V-Anlagen eine N-reduzierte Fütterung bei Schweinen und Geflügel mit einer Reduzierung der N-Ausscheidungen um mindestens 20 % und somit einer Minderung der NH₃-Emissionen um Stall um ebenfalls mindestens 20 %.

Daneben werden noch weitere Maßnahme in der TA Luft aufgeführt, deren emissionsmindernde Wirkungen jedoch schwer zu quantifizieren sind und daher in diesem Szenario nicht berücksichtigt werden, bspw. fordert die TA Luft eine dreiseitige Umhausung von Festmistlagern und eine Lagerung mit möglichst geringer Oberfläche des Festmists, um die windinduzierten Emissionen möglichst gering zu halten. Des Weiteren werden in der TA Luft Maßnahmen zur Emissionsminderung aus der Biogaserzeugung aufgeführt, die jedoch mangels Datengrundlage nicht gerechnet werden können. Demnach sind die berechneten Minderungswirkungen der Szenarien „TA Luft 25, 50 und 100“ als konservative Schätzung zu betrachten.

Die IST-Situation der TA Luft-Betriebe weicht von der Gesamtheit der Betriebe ab, da die TA Luft nur auf die Umsetzung in BImSchV-G+V-Anlagen zielt. Deshalb wird für die Bewertung der Maßnahmenwirkung durch die TA Luft das Szenario „TA Luft 50“ mit der IST-Situation dieser Betriebe in den jeweiligen Bezugsjahren 2020, 2025 und 2030 (in den folgenden Tabellen „TA Luft, Ref, BI2020 bzw. BI2025 oder BI2030“ genannt) verglichen. Das Minderungspotenzial aller Betriebe bei Umsetzung des Szenarios „TA Luft 50“ ergibt sich demzufolge aus den Emissionen der Betriebe insgesamt ohne Maßnahmen („BI2020, bzw. BI2025 oder BI2030“) abzüglich der TA Luft-Betriebe ohne Maßnahmen („TA Luft, Ref“) zuzüglich der TA Luft-Betriebe mit Maßnahmen („TA Luft 50“). Die Tierbestände im Szenario „TA Luft“ entsprechen den Tierbeständen in Tabelle 20, Spalte „G+V-Anlagen“, die auf die Jahre 2020, 2025 und 2030 angepasst wurden. Die IST-Situation der TA Luft-Betriebe bei Stallhaltungsverfahren, Wirtschaftsdüngerlager- und -ausbringverfahren entspricht ebenso den Häufigkeitsverteilungen, die in den Tabelle 21 bis Tabelle 26 im Anhang in den Spalten „G+V-Anlagen“ angegeben sind. Dies trifft ebenso auf die Stallhaltungs- und Wirtschaftsdüngerausbringverfahren im Szenario „TA Luft 50“ zu. Die Stallhaltungsverfahren der Rinder unterscheiden sich in allen Maßnahmenzenarien nicht von der IST-Situation.

3 Ergebnisse

3.1 Aktivitätsdaten

3.1.1 Klein- und Kleinstbetriebe

Im Rahmen der „NEC-Richtlinie“ soll bei der Umsetzung der Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität die Verhältnismäßigkeit gewährleistet sein (Punkt 22 der Beweggründe der Richtlinie). Explizit soll bei den die Landwirtschaft betreffenden Maßnahmen des nationalen Luftreinhalteprogramms (BMU, 2019) im Hinblick auf die Kosteneffizienz die Auswirkung auf kleine landwirtschaftliche Betriebe berücksichtigt werden. Dazu wurden die Minderungswirkungen der Maßnahmen und Szenarien zum einen für die Landwirtschaft insgesamt, zum anderen vermindert um die (i) Kleinbetriebe und (ii) die Kleinstbetriebe berechnet. Diese beiden Kategorien wurden wie folgt festgelegt:

- Kleinstbetriebe: weniger als 15 GVE und weniger als 20 Hektar LF
- Kleinbetriebe: weniger als 50 GVE und ebenfalls weniger als 20 Hektar LF.

Die Datengrundlage der emissionsbestimmenden Aktivitäten der Klein- und Kleinstbetriebe wurden mittels Auswertung der einzelbetrieblichen Daten der Landwirtschaftszählung 2010 (mit Daten zu den Häufigkeitsverteilungen der Stallhaltungs- und Wirtschaftsdüngerlagerverfahren im Jahr 2010) und der Agrarstrukturhebung 2016 (mit Daten zu Tierbeständen und Wirtschaftsdüngerausbringverfahren im Jahr 2015) über das FDZ erhoben (siehe Kapitel 2.2.1). Für die Abfragen im Rahmen von EMMA-L wurden die relevanten Merkmale der beiden Erhebungen zusammengeführt, sodass die Abfragen auf Basis der 2016 bestehenden landwirtschaftlichen Betriebe erfolgten (FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder 2018). Weitere Datengrundlagen sind Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes und der Report zu Methoden und Daten für den landwirtschaftlichen Teil des Nationalen Emissionsinventars (Haenel et al. 2018).

Aus der Auswertung dieser Quellen ergeben sich die emissionsbestimmenden Aktivitäten zu Tierbeständen, Wirtschaftsdüngermanagement (Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung, einschl. Biogaserzeugung) und Wirtschaftsdüngerausbringverfahren, die spezifisch sind für die Gruppen der Klein- und der Kleinstbetriebe. Die Unterteilung der Verfahren ist identisch mit derjenigen des RMD für alle Betriebe (siehe RMD, Tabellenanhang Tabellen AI_1005FHO, AI_1005FST und AI_1005FSP).

Im Falle fehlender spezifischer Daten für Klein- und Kleinstbetriebe zur Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren von Jauche und zum Anteil der Güllelagerung im Stall unter Spaltenböden wurden die für alle Betriebe geltenden Werte zur Häufigkeitsverteilung aus dem RMD übernommen. Dies gilt ebenfalls für die Häufigkeitsverteilung der Verfahren zur Biogaserzeugung und Gärrestausbringung und zum relativen Anteil der vergorenen Wirtschaftsdünger und der Menge eingesetzter Energiepflanzen.

Die weiteren emissionsbestimmenden Faktoren wie tierische Ausscheidungsraten und Emissionsfaktoren wurden aus dem RMD übernommen und ebenfalls als gültig für die Verfahren in der Gruppe der Klein- und Kleinstbetriebe angenommen.

Die Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren flüssiger Wirtschaftsdünger wurde in den Projektionen für 2020, 2025 und 2030 aufgrund der aktuell gültigen gesetzlichen Bestimmungen für die in diesen Jahren umzusetzenden Maßnahmen angepasst. Weiterhin wird davon

ausgegangen, dass in Klein- und Kleinstbetrieben keine Ställe mit Abluftreinigungsanlagen ausgestattet sind. Abgesehen davon wurden die Häufigkeitsverteilungen der Wirtschaftsdüngermanagement- und -ausbringverfahren im Jahr 2015 in den Projektionen für 2020, 2025 und 2030 unverändert übernommen.

Die Tierbestände und Mineraldüngermengen in Klein- und Kleinstbetrieben wurden ebenfalls an die für 2020, 2025 und 2030 auf Grundlage der Thünen-Baseline 2017 – 2027 (Offermann et al. 2018) projizierten Tierbestände und Mineraldüngermengen insgesamt angepasst, wobei davon ausgegangen wird, dass der relative Anteil in Klein- und Kleinstbetrieben am Bestand insgesamt in den Jahren 2015 bzw. 2016 in den Projektionen unverändert bleibt.

Die Zusammenstellung der Aktivitätsdaten der Klein- und Kleinstbetriebe befindet sich im Anhang unter Kapitel A.1 in Tabelle 12 bis Tabelle 19.

3.1.2 IED- und BImSchV-Betriebe

Für die Maßnahmenbereiche Stall, Abluftreinigung, stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung und weitere systemintegrierte Maßnahmen (außer weiter stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung) werden Maßnahmen berücksichtigt, die auf nach BImSchG genehmigungspflichtige Betriebe zielen (die Durchführung des BImSchG erfolgt mit der 4. BImSchV über genehmigungspflichtige Anlagen), bzw. Maßnahmen, die die Ausweitung der Genehmigungspflicht auf 2/3 der unteren BImSchV-Grenze (vereinfachtes Verfahren gemäß § 19 BImSchG) bewerten.

Die Abgrenzung der nach 4. BImSchV genehmigungspflichtigen Stallanlagen erfolgt anhand der Anzahl der Haltungsplätze. Diese wurden in der Agrarstrukturerhebung 2016 für Geflügel, nicht jedoch für Schweine erhoben, sondern liegen lediglich aus der Landwirtschaftszählung 2010 vor (Fachserie 3 Heft 6 des Statistischen Bundesamts). Deshalb wurde, um in den Abfragen über das FDZ die nach 4. BImSchV genehmigungspflichtigen schweinehaltenden Betriebe anhand der Anzahl der Haltungsplätze abgrenzen zu können, aus den Tierbeständen im Jahr 2015 und der durchschnittlichen Belegung der Haltungsplätze in Schweineställen im Jahr 2010 für Deutschland die Anzahl der Haltungsplätze im Jahr 2015 berechnet. Daraus ergibt sich eine den Abfragen zugrundeliegende Belegung der Haltungsplätze bei Sauen von 68,6 % und bei Aufzuchtferkeln sowie Mastschweinen von 94,1 %.

Für die Gruppe der Betriebe mit 4. BImSchV-Anlagen gelten i. d. R. die gleichen impliziten Annahmen wie zuvor für die Klein- und Kleinstbetriebe beschrieben (Verwendung von Durchschnittswerten, tierplatzbezogene Anfallmenge von N in tierischen Ausscheidungen). Eine Ausnahme davon ist die Bewertung der Ist-Situation des Anteils der Schweine in Ställen mit Abluftreinigungsanlagen. Dieser Anteil wurde berechnet aus der in Hahne (2011) und Hahne et al. (2016) nach Größenklasse und Tierkategorie veröffentlichten Anzahl der Abluftreinigungsanlagen und der in Abluftreinigungsanlagen abgeschiedenen N-Menge nach Haenel et al. (2018) (Tabelle 26). Dabei wird ebenso wie in Haenel et al. (2018) angenommen, dass in der Schweinehaltung nur güllebasierte Systeme mit Abluftreinigungsanlagen ausgestattet sind, obwohl Abluftreinigungssysteme technisch nicht auf den Einsatz in güllebasierten Systemen beschränkt sind. Gekapselte Festmistsysteme können, und werden im Bereich der Geflügelhaltung, auch mit Abluftreinigungsanlagen ausgestattet werden.

In Kapitel A.2 in den Tabelle 20 bis Tabelle 26 sind Mengengerüste und Häufigkeitsverteilungen der Aktivitätsdaten der Betriebe zusammengefasst, für die die Stallanlagen nach 4. BImSchV (verschiedene Grenzen) genehmigungspflichtig sind.

3.2 Kongruenzprüfung und Validierung der Zeitreihen

Zur Validierung der Methodik und zur Überprüfung der Kongruenz der vorliegenden Ergebnisse zu Maßnahmen und Szenarien wurden die Zeitreihen für die Emissionen verschiedener Verbindungen von 1990 bis 2016 rückgerechnet und mit den Ergebnissen der Emissionsbericht-erstattung 2018 verglichen. Dieser Vergleich wurde für alle Kategorien des landwirtschaftlichen Emissionsinventars (siehe Tabelle 1) getrennt durchgeführt.

Er umfasst mit Ausnahme von Lachgas das vollständige landwirtschaftliche Emissionsinventar der folgenden Stoffe und Zielgrößen:

- ▶ Ammoniak- (NH_3),
- ▶ Stickstoffoxid (NO_x),
- ▶ Nicht-Methan flüchtige organische Verbindungen (NMVOC),
- ▶ Staub (TSP, PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$),
- ▶ Lachgas (N_2O)
- ▶ N-Eintrag in den Boden aus stickstoffhaltigen Düngern (nach Abzug der Ammoniak-Ausbringverluste).

Die Abweichungen der Ergebnisse der Stoffe und Zielgrößen liegen für die meisten Kategorien in einem Bereich von im Mittel der Jahre $\leq 3\%$, meist sogar in einem Bereich von $\leq 1\%$, und somit innerhalb der vorgegeben maximalen Abweichung von 3% , die als Kriterium für eine gute Übereinstimmung der Datenreihen festgelegt worden war.

Gründe für Abweichungen in einer Größenordnung von bis zu 3% sind Eingangsdaten zu Wirtschaftsdüngerlager- und -ausbringverfahren, sowie zu Stallhaltungsverfahren (Tabellen AI1005_FHO, AI_1005_FST und AI1005_FSP im Tabellenanhang zu Haenel et al. 2018), die für die vorliegende Berechnungen nur gerundet und auf nationaler Ebene veröffentlicht vorliegen, intern für die Berechnungen des landwirtschaftlichen Emissionsinventars jedoch genauere und nach Bundesländern vorliegende Werte verwendet werden.

Etwas größere Abweichungen gibt es im Wirtschaftsdüngermanagement für die vier Schweine-kategorien für Lachgas- und Stickstoffoxidemissionen (jeweils $3,3$ bis $6,4\%$), ohne dass die Gründe hierfür ermittelt werden konnten. Dies betrifft ebenfalls die Ammoniakemissionen aus Wirtschaftsdüngerausbringung von männlichen Mastrindern ($7,3\%$). Die mittleren jährlichen Abweichungen aller anderen Datenreihen betragen maximal $3,3\%$ (siehe Tabelle 9).

Tabelle 9: Prozentuale Abweichungen (Spanne und Mittelwert der absoluten jährlichen Abweichungen, MW) der berechneten Emissionen von NH₃, N₂O, NO_x, NMVOC und Staub (TSP, PM₁₀ und PM_{2,5}) in den Jahren 1990 bis 2016 gegenüber den Ergebnissen des RMD, Berichterstattung 2018 (Haenel et al. 2018) in ausgewählten Kategorien

Kategorie	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NMVOC	TSP	PM ₁₀	PM _{2,5}	N-Eintrag Boden ^a
	MW (Spanne)	MW (Spanne)	MW (Spanne)	MW (Spanne)	MW (Spanne)	MW (Spanne)	MW (Spanne)	MW (Spanne)
Wirtschaftsdüngermanagement								
Milchkühe	0,3 (-0,6 – 1,0)	1,8 (-2,5 – 2,5)	1,8 (-2,5 – 2,5)	0,0 (0,0)	0,4 (-0,7 – -0,2)	0,4 (-0,7 – -0,2)	0,4 (-0,7 – -0,2)	–
Kälber	0,0 (-0,1 – 0,1)	2,2 (-1,9 – 2,8)	2,2 (-1,9 – 2,8)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Färsen	0,9 (-1,7 – 1,9)	1,7 (-2,9 – -0,7)	1,7 (-2,9 – -0,7)	0,0 (0,0)	0,7 (-1,1 – -0,3)	0,7 (-1,1 – -0,3)	0,7 (-1,1 – -0,4)	–
Männliche Mastrinder	0,8 (-1,4 – 0,7)	1,7 (-1,1 – 3,5)	1,7 (-1,1 – 3,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0 – 0,1)	0,0 (0,0 – 0,1)	0,0 (0,0 – 0,1)	–
Mutterkühe	1,9 (0,8 – 3,9)	1,7 (-3,2 – -0,7)	1,7 (-3,2 – -0,7)	0,0 (0,0)	0,5 (-0,7 – -0,4)	0,5 (-0,7 – -0,4)	0,5 (-0,7 – -0,4)	–
Zuchtbullen	1,0 (-2,2 – 1,5)	1,0 (-3,1 – 0,4)	1,0 (-3,1 – 0,4)	0,0 (0,0)	0,2 (-0,4 – -0,1)	0,2 (-0,4 – -0,1)	0,2 (-0,4 – -0,1)	–
Sauen	0,4 (0,2 – 1,1)	3,3 (-6,1 – 0,3)	3,3 (-6,1 – 0,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Aufzuchtferkel	0,3 (-1,2 – 1,0)	6,4 (-10,1 – 13,3)	6,4 (-10,1 – 13,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0 – 0,2)	0,0 (0,0 – 0,2)	0,0 (0,0 – 0,1)	–
Mastschweine	0,2 (-0,4 – 0,8)	4,1 (-7,5 – 0,5)	4,1 (-7,5 – 0,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0 – 0,1)	0,0 (0,0 – 0,1)	0,0 (0,0 – 0,1)	–
Eber	0,3 (-0,3 – 1,2)	4,1 (-7,1 – 0,3)	4,1 (-7,1 – 0,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Schafe ohne Lämmer	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Lämmer	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Großpferde	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Kleinpferde und Ponys	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Ziegen	0,1 (-0,8 – 0,0)	0,1 (-1,0 – 0,0)	0,1 (-1,0 – 0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Legehennen	0,2 (-0,5 – 0,4)	0,7 (-2,0 – 0,0)	0,7 (-2,0 – 0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Junghennen	0,5 (0,0 – 2,2)	1,6 (-5,6 – 0,0)	1,6 (-5,6 – 0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Broiler	0,2 (-0,8 – 0,0)	0,6 (0,0 – 1,5)	0,6 (0,0 – 1,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Gänse	0,1 (0,0 – 0,3)	0,9 (-2,2 – 0,0)	0,9 (-2,2 – 0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Enten	0,2 (-0,9 – 0,0)	1,0 (0,0 – 4,3)	1,0 (0,0 – 4,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Puten, männlich	0,1 (0,0 – 0,3)	0,5 (-1,6 – 0,0)	0,5 (-1,6 – 0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Puten, weiblich	0,1 (0,0 – 0,3)	0,5 (-1,6 – 0,0)	0,5 (-1,6 – 0,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–
Wirtschaftsdüngermanagement insgesamt	0,1 (-0,1 – 0,7)	1,3 (-1,8 – 0,8)	1,3 (-1,8 – -0,8)	0,0 (0,0)	0,1 (-0,1)	0,2 (-0,2 – -0,1)	0,3 (-0,4 – -0,2)	–
Wirtschaftsdüngerausbringung								
Milchkühe	1,6 (-2,9 – 0,1)	–	–	–	–	–	–	0,3 (0,0 – 0,5)
Kälber	1,0 (-1,5 – 0,5)	–	–	–	–	–	–	0,7 (0,3 – 1,0)

Kategorie	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NM VOC	TSP	PM ₁₀	PM _{2,5}	N-Eintrag Boden ^a
Färsen	2,3 (-3,1 – -1,4)	–	–	–	–	–	–	0,4 (0,2 – 0,8)
Männliche Mastrinder	7,3 (-9,3 – -5,1)	–	–	–	–	–	–	3,1 (1,9 – 4,4)
Mutterkühe	2,0 (-2,0 – 5,5)	–	–	–	–	–	–	0,7 (-0,5 – 1,9)
Zuchtbullen	1,7 (-2,8 – -0,3)	–	–	–	–	–	–	0,3 (0,0 – 0,5)
Sauen	2,9 (-3,7 – -1,6)	–	–	–	–	–	–	0,2 (0,0 – 0,5)
Aufzuchtferkel	0,8 (-0,6 – 3,3)	–	–	–	–	–	–	0,2 (-0,2 – 0,6)
Mastschweine	2,0 (0,0 – 6,7)	–	–	–	–	–	–	0,2 (-0,4 – 0,2)
Eber	1,4 (-2,3 – 2,7)	–	–	–	–	–	–	0,3 (-0,6 – 0,4)
Schafe ohne Lämmer	0,6 (-2,0 – 0,0)	–	–	–	–	–	–	0,0 (0,0 – 0,1)
Lämmer	0,7 (-2,0 – 0,0)	–	–	–	–	–	–	0,0 (0,0 – 0,1)
Großpferde	1,0 (-2,9 – 0,0)	–	–	–	–	–	–	0,2 (0,0 – 0,6)
Kleinpferde und Ponys	1,3 (-3,8 – 0,0)	–	–	–	–	–	–	0,3 (0,0 – 0,7)
Ziegen	0,2 (-1,7 – 0,2)	–	–	–	–	–	–	–
Legehennen	1,2 (-2,9 – 1,3)	–	–	–	–	–	–	0,5 (-0,4 – 1,1)
Junghennen	0,3 (-0,4 – 1,7)	–	–	–	–	–	–	0,3 (0,0 – 0,9)
Broiler	1,2 (-3,5 – 0,0)	–	–	–	–	–	–	0,1 (-0,1 – 0,2)
Gänse	2,5 (-6,2 – 0,3)	–	–	–	–	–	–	0,8 (0,3 – 1,7)
Enten	1,1 (-0,1 – 3,5)	–	–	–	–	–	–	0,1 (-0,3 – 0,1)
Puten, männlich	1,3 (-3,2 – 0,2)	–	–	–	–	–	–	0,4 (0,1 – 0,7)
Puten, weiblich	1,2 (-3,1 – 0,1)	–	–	–	–	–	–	0,4 (0,1 – 0,7)
Anwendung von Wirtschaftsdüngern	1,9 (-2,6 – -1,1)	0,0 (-0,1 – -0,1)	0,1 (-0,1 – 0,4)	–	–	–	–	–
Weidegang	0,7 (-0,8 – -0,5)	n. b.	0,0 (0,0)	–	–	–	–	n. b.
Anwendung von Mineraldüngern	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–	–	–	–	–
Energiepflanzen (Lagerung)	0,1 (-0,3 – 0,1)		0,1 (-0,3 – 0,1)	–	–	–	–	–
Energiepflanzen (Ausbringung)	3,3 (-5,6 – 0,0)		2,2 (-2,9 – -1,0)	–	–	–	–	–
Pflanzenbau	–	–	–	2,7 (-4,9 – 1,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	–

^a jeweils einschließlich N-Eintrag in den Boden (Weidegang)

n. b. = nicht bestimmt

Quellen zu Tabelle 9:

- (1) Haenel et al. (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Eine weitere Kongruenzprüfung sah den Vergleich der nach vorliegender Methode berechneten Minderungswirkung von Maßnahmen in Bezug auf Ammoniak mit den durch KTBL und Thünen-Institut (o. J.) veröffentlichten Minderungswirkungen dieser Maßnahmen vor. Dieser Vergleich umfasst die Maßnahmen 1a, 1b, 2a, 2b, 3a, 3b, 4a, 4b, 6a, MD1a und MD2b aus Tabelle 2. Abweichend von den Ergebnissen in Kapitel 3.4 wird bei diesem Vergleich entsprechend KTBL und Thünen-Institut (o. J.) jedoch von einer Umsetzung im Jahr 2013 ausgegangen. Somit weichen die zugrundeliegenden Aktivitätsdaten von denjenigen ab, auf denen die Ergebnisse in Kapitel 3.4 beruhen, und somit auch von den Minderungswirkungen, die für die Kongruenzprüfung ermittelt wurden.

Für fast alle Maßnahmen stimmen die Werte zur Minderungswirkung zwischen beiden Datenquellen zu mehr als 90 % und damit sehr gut überein. Die einzige Ausnahme betrifft die Maßnahme 6a (N-reduzierte Fütterung von Mastschweinen), für die sich die Werte um 56 % unterscheiden. Hier wird vom Thünen-Institut davon ausgegangen, dass der Anteil der N-reduzierten Fütterung in den Berechnungen des Thünen-Instituts bereits in der Ausgangssituation als sehr hoch eingeschätzt wird, womit folglich das zusätzliche Potenzial dieser Maßnahme geringer eingeschätzt wird als in den Berechnungen für vorliegenden Bericht.

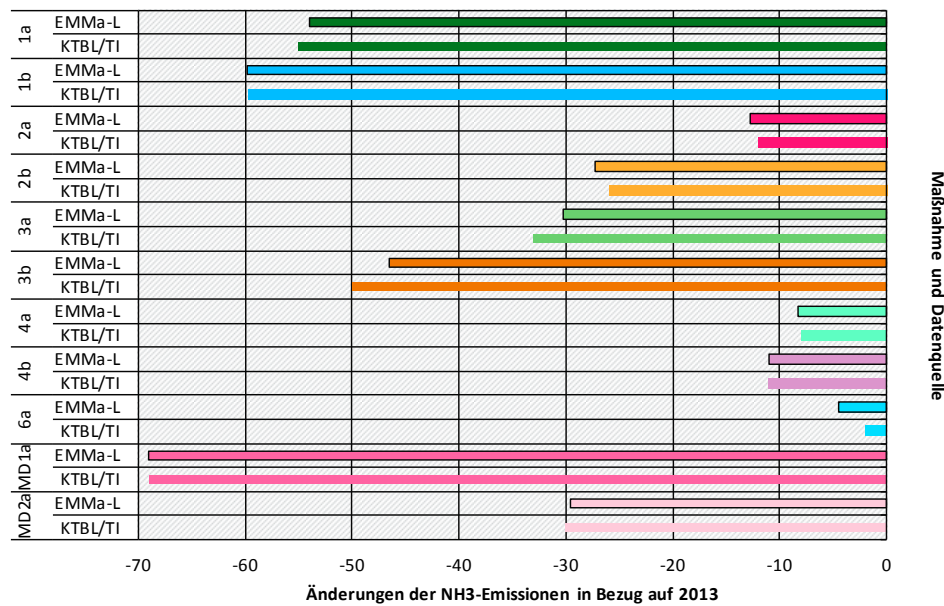
Im Detail wurden für die einzelnen Maßnahmen folgende Übereinstimmungen im Vergleich zwischen beiden Datenquellen ermittelt (Abbildung 2):

- ▶ Maßnahmen 1a und 1b (Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung auf Ackerland mit Einarbeitung) jeweils 98 %,
- ▶ Maßnahmen 2a und 2b (Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung auf Ackerland mit Schleppschlauch oder Ansäuerung) 94 % bzw. 95 %,
- ▶ Maßnahmen 3a und 3b (Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung auf Grünland) 91 % bzw. 93 %,
- ▶ Maßnahmen 4a und 4b (Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerung) 96 % bzw. 99 %,
- ▶ Maßnahmen 6a (Maßnahme zur N-reduzierten Fütterung von Mastschweinen) 44 % und
- ▶ MD1a und MD2a (Maßnahme zu synthetischen N-Düngern) 100 % und 98 %.

Insgesamt belegt die hohe Übereinstimmung in dieser Kongruenzprüfung wie auch in der Kongruenzprüfung zwischen den Zeitreihen zu einzelnen (Unter-)Kategorien und Stoffen, dass die nach der vorliegenden Methodik ermittelten Ergebnisse weitestgehend konsistent sind mit den Ergebnissen, die vom Thünen-Institut für das erste nationale Luftreinhalteprogramm (BMU, 2019) berechnet wurden.

Abbildung 2 Vergleich der NH₃-Minderungswirkung von Maßnahmen auf Grundlage der nach vorliegendem Bericht verwendeten Methodik mit von KTBL und Thünen-Institut (o. J.) veröffentlichten NH₃-Minderungswirkungen

Angaben in kt NH₃



Maßnahmen:

- 1a) Verkürzung der Einarbeitungszeit auf < 1 h für flüssige Wirtschaftsdünger (Gülle, Gärreste, Jauche) sowie Festmist (Rinder, Schweine und Geflügel) auf unbestelltem Ackerland; einschl. Verbot von Breitverteilern für Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf Ackerland
- 1b) Ergänzend zu 1a) Anwendung der Einarbeitungspflicht auf unbestelltem Ackerland auch auf Festmist von Pferden und Schafen
- 2a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenem Ackerland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung
- 2b) Statt 2a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenes Ackerland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung
- 3a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schleppschuh
- 3b) Statt 3 a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung
- 4a) Verpflichtende Abdeckung (mindestens mit Folie) von offenen Lagern flüssiger Wirtschaftsdünger
- 4b) Ergänzend zu 4a) 50 % der bisher Unterflur gelagerten Gülle werden im Außenlager gelagert und (mindestens mit Folie) abgedeckt
- 6a) Reduzierung der N-Ausscheidung der Mastschweine durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %
- MD1a) Ausbringung von Harnstoff und AHL in Kombination mit Urease-Inhibitoren
- MD2a) Senkung der N-Überschüsse durch 20 kg N/ha LF geringere Mineraldüngerezufuhr

Quelle zu Abbildung 2:

- (1) eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)
- (2) KTBL und Thünen-Institut (o. J.)

3.3 Ausgangssituation und Quellen der NH₃-Emissionen

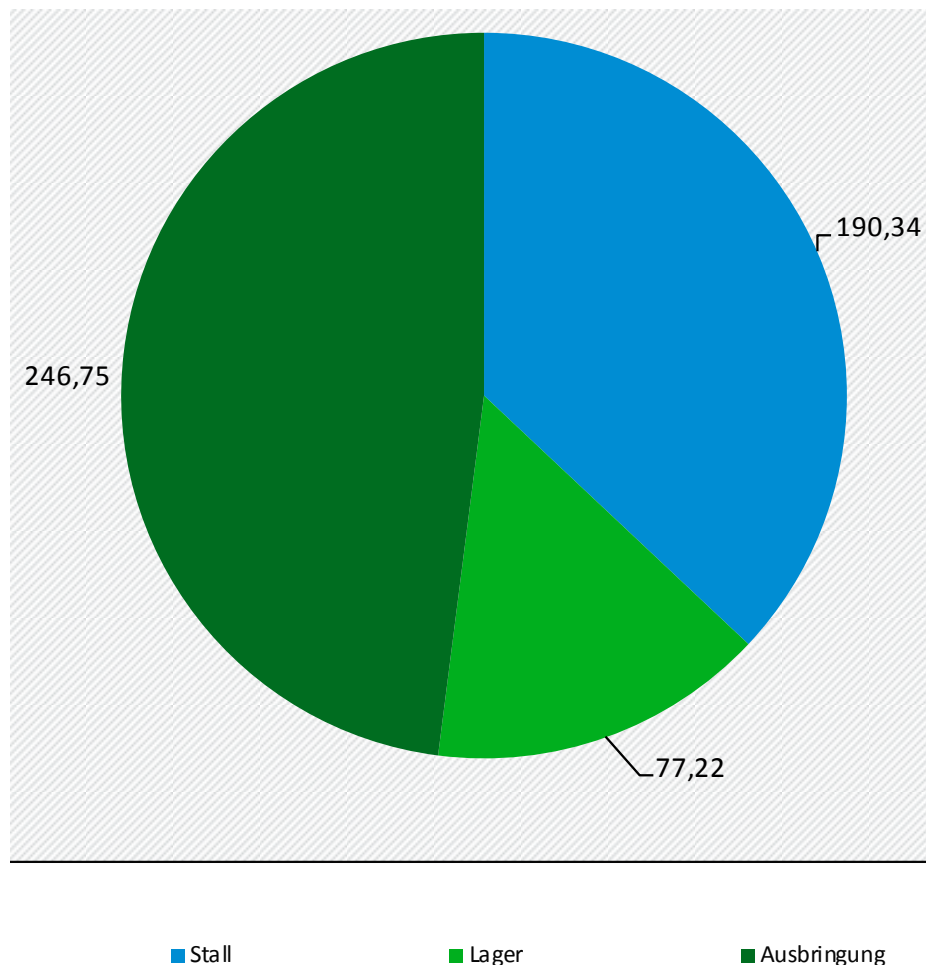
Detaillierte Daten zu Ammoniakemissionen liegen aus den Berechnungen für vorliegenden Bericht nach Tierkategorien getrennt und entlang der Prozesskette Stall – Lager – Ausbringung für die Zeitreihe 1990 bis 2016 vor. Die Ausgangssituation der NH₃-Emissionen aus der Quellgruppe Landwirtschaft wird im Folgenden für das Jahr 2016 detailliert beschrieben.

Im Jahr 2016 verursachte die Wirtschaftsdüngernutzung NH_3 -Emissionen in Höhe von 514 kt NH_3 , dies entspricht 82 % der gesamten NH_3 -Emissionen aus der Quellgruppe Landwirtschaft, bzw. 78 % der gesamten NH_3 -Emissionen einschließlich nicht-landwirtschaftlicher Quellen. Die restlichen 100 kt NH_3 (Haenel et al. 2018) sind im Wesentlichen auf die Ausbringung von synthetischen N-Düngern zurückzuführen.

Von den NH_3 -Emissionen der Wirtschaftsdüngernutzung entstehen 190 kt NH_3 im Stall, 77 kt NH_3 bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und 248 kt NH_3 bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (einschl. Emissionen durch Weidegang) (Abbildung 3).

Abbildung 3 Zusammensetzung der NH_3 -Emissionen der Wirtschaftsdüngernutzung (Wirtschaftsdüngermanagement und –ausbringung) im Jahr 2016

Angaben in kt NH_3



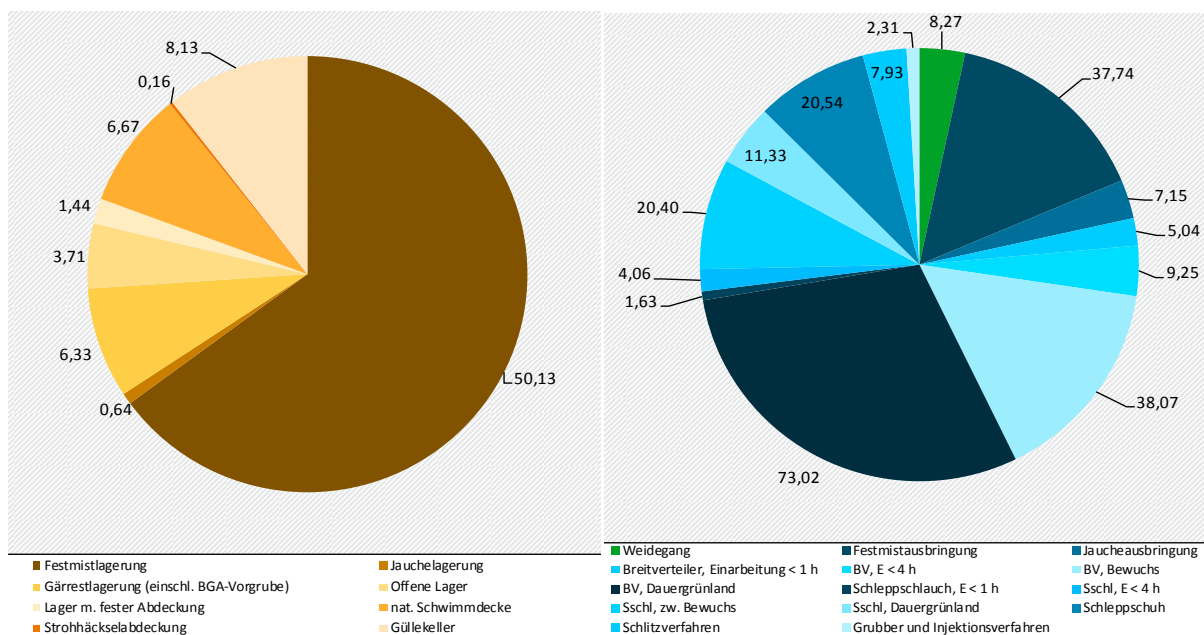
Quelle zu Abbildung 3:
eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Mit 51 kt NH_3 entstehen 66 % der Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung aus der Lagerung von Festmist und Jauche, lediglich ein Drittel der Emissionen entstehen aus der Lagerung von Gärresten (6,3 kt NH_3) und Gülle (20 kt NH_3); hiervon entstehen aus der Lagerung in Güllekellern 8,1 kt NH_3 , in offenen Güllelagern 3,7 kt NH_3 , in Lagern mit natürlicher Schwimmdecke 6,7 kt NH_3 , in Lagern mit fester Abdeckung 1,4 kt NH_3 und in mit Strohhäcksel abgedeckten Lagern 0,16 kt NH_3 (Abbildung 4).

Mit 73 kt NH₃ (entsprechend 30 % der Emissionen der Wirtschaftsdüngerausbringung) ist die Ausbringung von Gülle und Gärresten mit Breitverteiler das Ausbringverfahren mit den höchsten NH₃-Emissionen, gefolgt von Breitverteiler auf bewachsenem Ackerland sowie der Ausbringung von Festmist (jeweils 38 kt NH₃; 15 %). Insgesamt entstehen etwas mehr als die Hälfte der NH₃-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung aus der Ausbringung von Gülle und Gärresten mit Breitverteilern (125 kt NH₃; 51 %). Aus der Ausbringung von Gülle und Gärresten mit Schleppschlauchtechnik entstehen 30 kt NH₃ (12 %) und aus der Ausbringung von Gülle und Gärresten mit Schleppschuh, Schlitzverfahren und Güllegrubberverfahren zusammen entstehen 25 kt NH₃ (10 %). Weidegang trägt mit 8,3 kt NH₃ lediglich mit 3 % zu den NH₃-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung bei.

Abbildung 4 Zusammensetzung der NH₃-Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung (links) und –ausbringung (rechts) nach Lager- bzw. Ausbringverfahren im Jahr 2016

Angaben in kt NH₃



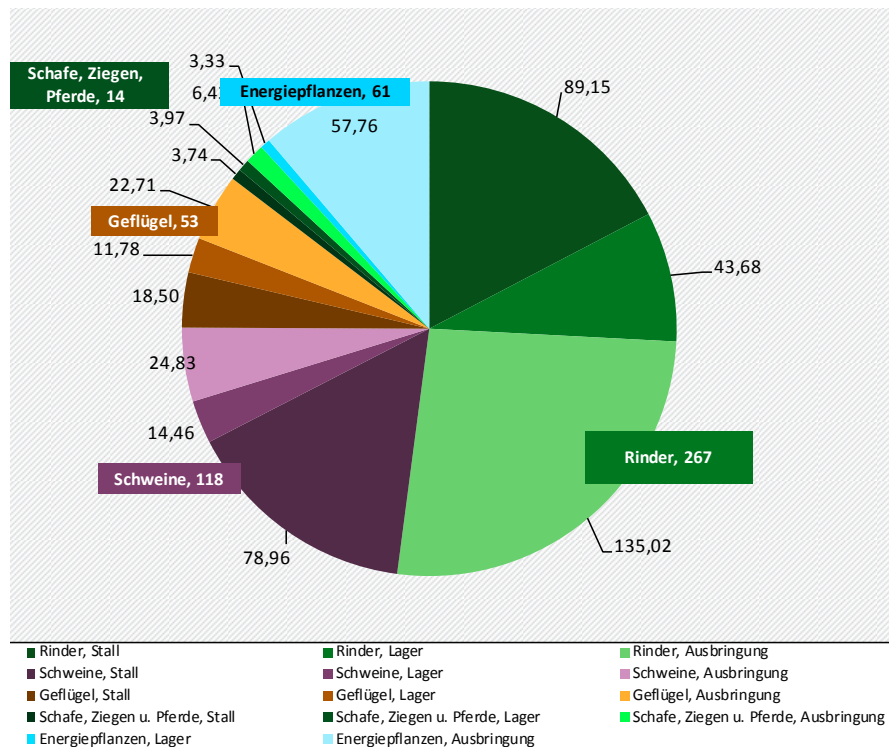
Quelle zu Abbildung 4:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Bezogen auf die Tierarten ist Wirtschaftsdüngermanagement und –ausbringung in der Rinderhaltung mit 268 kt NH₃ für mehr als die Hälfte der NH₃-Emissionen verantwortlich. 118 kt NH₃ (23 %) sind der Schweinehaltung zuzurechnen und aus der Haltung aller übrigen Tierarten (Geflügel, Schafe, Ziegen und Pferde) entstammen 67 kt NH₃ (13 %). Die Biogaserzeugung aus Energiepflanzen trägt schließlich mit 61 kt NH₃ (entsprechend 12 %) zu den NH₃-Emissionen der Wirtschaftsdünger bei. In der Rinderhaltung dominieren die NH₃-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung, in der Schweinehaltung die Emissionen aus dem Stallbereich. In der Geflügelhaltung sind die Emissionen aus dem Stallbereich und der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern annähernd gleich. Die Lagerung von Wirtschaftsdüngern ist bei allen Tierarten mit Ausnahme der Pferde der Verfahrensabschnitt mit den jeweils geringsten Emissionen. Der weit überwiegende Teil der NH₃-Emissionen aus der Biogaserzeugung mit Energiepflanzen entsteht bei der Gärrestausrückführung (Abbildung 5).

Abbildung 5 Zusammensetzung der NH₃-Emissionen bei Wirtschaftsdüngermanagement und –ausbringung nach Unterkategorie und Verfahrensabschnitt im Jahr 2016

Angaben in kt NH₃



Quelle zu Abbildung 5:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

In Tabelle 10 ist die Ausgangssituation der NH₃-Emissionen dargestellt für das Jahr 2005, dem Referenzjahr für die Minderungsziele der NEC-Richtlinie, und dem Jahr 2016, dem aktuellsten Jahr in der *ex-post*-Zeitreihe der Nationalen Emissionsberichterstattung 2018, auf die sich das erste nationale Luftreinhalteprogramm (BMU, 2019) bezieht.

Zwischen 2005 und 2016 sind die NH₃-Emissionen um rund 40 kt NH₃ angestiegen. Dieser Anstieg geht alleine auf den Ausbau der Biogaserzeugung und hierbei auf die Lagerung und Ausbringung der Energiepflanzengärreste zurück. Ohne die Berücksichtigung der Energiepflanzenvergärung gehen von 2005 bis 2016 die Gesamt-NH₃-Emissionen zurück und die Emissionen aus sonstigen landwirtschaftlichen Quellen bleiben nahezu konstant.

Da Emissionen aus pflanzlichen Gärresten 2020 nicht in die Minderungsziele einbezogen werden, ergibt die 5 %-Reduktionsverpflichtung relativ geringe absolute Emissionsverpflichtungen gegenüber 2005 in Höhe von 31 kt NH₃, die vollständig durch die Umsetzung des Basisszenarios (= Thünen-Baseline-Szenario) abgedeckt wird. Deutlich höhere Reduktionsverpflichtungen ergeben sich, unter der Annahme einer schrittweisen linearen Reduktion von 2021 bis 2029, erst für 2025 und 2030 mit 113 bzw. 181 kt NH₃.

Die Reduktionsverpflichtungen in den Jahren 2025 und 2030 sind somit nur durch Einbeziehung zusätzlicher Maßnahmen über das Basisszenario hinaus zu erreichen. Für 2025 müssen durch zusätzliche Maßnahmen 62 kt NH₃ und für 2030 126 kt NH₃ gemindert werden.

Tabelle 10: Ausgangssituation und Bezugswerte für die Bewertung der Maßnahmen und Szenarien in Bezug auf Ammoniak (NH₃)^a

		2005	2016	2020	2025	2030
Emissionen nach Berichterstattung 2018	kt	625	663			
nur landwirtschaftliche Quellen	kt	581	629			
Gesamtemissionen ohne Emissionen aus pflanzlichen Gärresten	kt	614	602			
Reduktionsverpflichtungen NEC-RL	%			-5		-29
Reduktionsverpflichtungen absolut (ggü. 2005)	kt			-31 ^b	-113	-181
Projektion der Emissionen im „WM-Szenario“	kt			614	575	570
Gesamtemissionen ohne Emissionen aus Gärresten	kt			560		
Minderung im Basisszenario ggü. 2005 (durch DüV)	kt			-54 ^b	-51	-55
Emissionen nur landwirtschaftliche Quellen	kt					541
verbleibende zusätzlich notwendige Minderung ggü. 2005	kt			0	-62	-126

Fußnoten

^a Alle *ex-post* Emissionsmengen beziehen sich auf die Nationale Emissionsberichterstattung 2018, alle *ex-ante* Emissionsmengen („WM-Szenario“) wurden unter Verwendung der Thünen-Baseline-Projektion (Offermann et al. 2018) und der Methodik der Nationalen Emissionsberichterstattung 2018 berechnet; alle Angaben wurden dem ersten nationalen Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland (BMU 2019) entnommen.

^b Reduktionsverpflichtung 2020 ohne Emissionen aus pflanzlichen Gärresten

3.4 Wirkung der Maßnahmen zur NH₃-Emissionsminderung

Im Folgenden werden die NH₃-Emissionsminderungswirkungen der Einzelmaßnahmen jeweils gegenüber dem Thünen-Baseline-Szenario für die Jahre 2020, 2025 und 2030 und ohne Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe dargestellt. Die Änderung des NH₃-Emissionsminderungspotenzials durch Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe wird im Text beschrieben. Sowohl im Thünen-Baseline-Szenario für 2020 als auch in den Maßnahmen für 2020 sind die NH₃-Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Energiepflanzengärresten nicht berücksichtigt, da diese nicht auf die Reduktionsverpflichtungen für 2020 angerechnet werden müssen.

Abbildung 6 fasst die Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung (Maßnahmennummern 1a, 1b, 2b, 3a, 3b, 3c und 3d) zusammen. Die Minderungswirkung der einzelnen Maßnahmen liegen zwischen 2 % (Ansäuerung von 50 % der Rinder- und Schweinegülle zur Ausbringung in den Jahren 2025 und 2030) und 14 % (Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung im Jahr 2020).

Zwischen der Minderungswirkung im Jahr 2020 und den Jahren 2025 bzw. 2030 können erhebliche Unterschiede auftreten, besonders ausgeprägt ist dies für die Maßnahmen 3b und 3c. Der Grund liegt in den 2025 greifenden Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung in der DüV (2017), die 2020 noch nicht umgesetzt werden müssen und somit von 2020 bis 2025 zu einer deutlich geänderten Häufigkeitsverteilung einzelner Ausbringverfahren führen können, die in den einzelnen Maßnahmen unterschiedlich ausgeprägt ist.

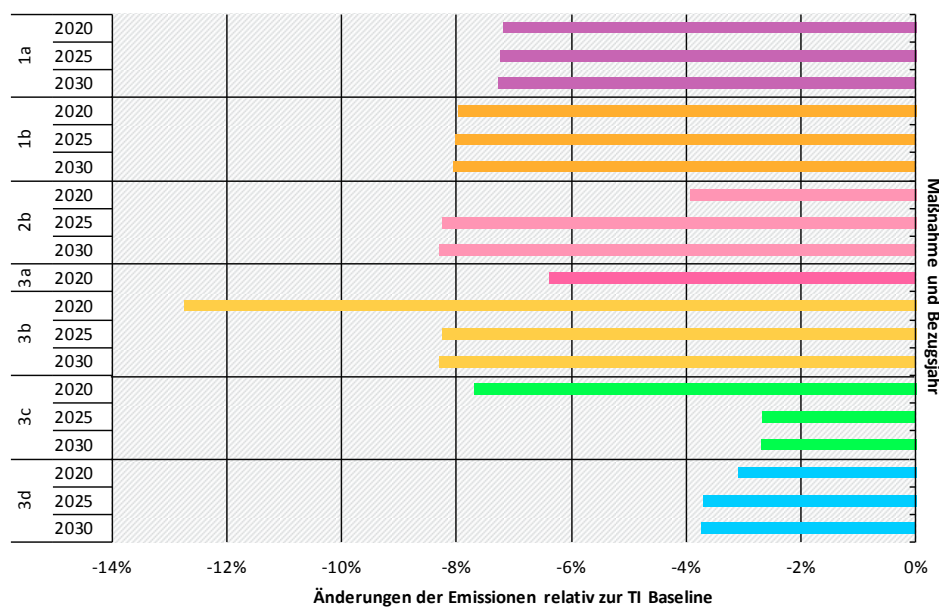
Maßnahme 3a wird 2025 und 2030 vollständig mit der Thünen-Baseline-Projektion (Offermann et al. 2018) umgesetzt, weshalb Maßnahme 3a für 2025 und 2030 nicht in Abbildung 6 dargestellt wird.

Die Minderungswirkungen der einzelnen Maßnahmen verringern sich durch die Ausnahme von Klein- und Kleinstbetrieben nur geringfügig, um i. d. R. weniger als 5 % der Minderungswirkung

ohne Ausnahme von Klein- und Kleinstbetrieben. Aufgrund des insgesamt geringen Einflusses auf das NH_3 -Emissionsminderungspotenzials wurden für die einzelnen Maßnahmen Ausnahmen für Klein- und Kleinstbetriebe nur beispielhaft für die Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung und –lagerung berechnet. Für Maßnahmen, die nur Großbetriebe mit einbeziehen (bspw. Maßnahmen zur Abluftreinigung) sind sie zudem nicht relevant.

Für Maßnahme 1a bspw. erhöhen sich die gesamten NH_3 -Emissionen 2030 bei Ausnahme der Kleinstbetriebe um 0,6 und für Kleinbetriebe um 1,9 kt NH_3 , dies entspricht 0,7 % bzw. 2,2 % der Minderungswirkung der Maßnahme 1a. Für Maßnahme 1b liegen diese Werte bei 1,3 (1,4 %) kt NH_3 für Kleinstbetriebe, bzw. 3,5 kt NH_3 (3,8 %) für Kleinbetriebe. Für die weiteren Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung liegt das Minderungspotenzial in den Klein- und Kleinstbetrieben im Jahr 2030 noch deutlich unter diesen Werten.

Abbildung 6: Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung auf die NH_3 -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

1a) Verkürzung der Einarbeitungszeit auf < 1 h für flüssige Wirtschaftsdünger (Gülle, Gärreste, Jauche) sowie Festmist (Rinder, Schweine und Geflügel) auf unbestelltem Ackerland; einschl. Verbot von Breitverteilern für Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf Ackerland

1b) Ergänzend zu 1a) Anwendung der Einarbeitungspflicht auf unbestelltem Ackerland auch auf Festmist von Pferden und Schafen

2a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenem Ackerland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung

2b) Statt 2a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenes Ackerland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung

3a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schleppschuh

3b) Statt 3 a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung

3c) Ansäuerung von 50 % der Rinder- und 50 % der Schweinegülle

3d) Ansäuerung von 50 % der Gärreste

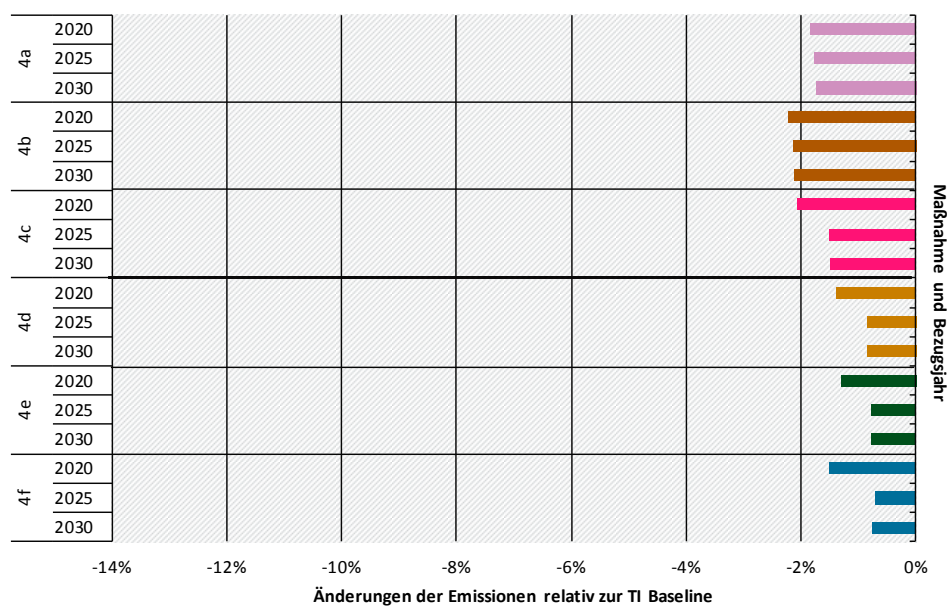
Quelle zu Abbildung 6:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Abbildung 7 zeigt die Minderungswirkungen der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerung auf NH_3 . Sie sind im Wesentlichen deutlich weniger effektiv als die Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung. Ihre Minderungswirkung liegt bei etwa 1 bis 2 %, wobei Maßnahme 4b (Außenlagerung von bisher Unterflur gelagerter Gülle und Abdeckung mindestens mit Folie) bezüglich der zusätzlichen Minderungswirkung zur Maßnahme 4a mit größerer Unsicherheit behaftet ist, da sowohl zur tatsächlich Unterflur gelagerten Güllemenge als auch zum Emissionsfaktor für diese Lagerform Unsicherheiten bestehen.

Das Emissionsminderungspotenzial in den Klein- und Kleinstbetrieben beträgt für Maßnahme 4a im Jahr 2030 0,2 bzw. 0,06 kt NH_3 , entsprechend 0,4 bzw. 0,1 % des Emissionsminderungspotenzials von Maßnahme 4a.

Abbildung 7: Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerung auf die NH_3 -Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

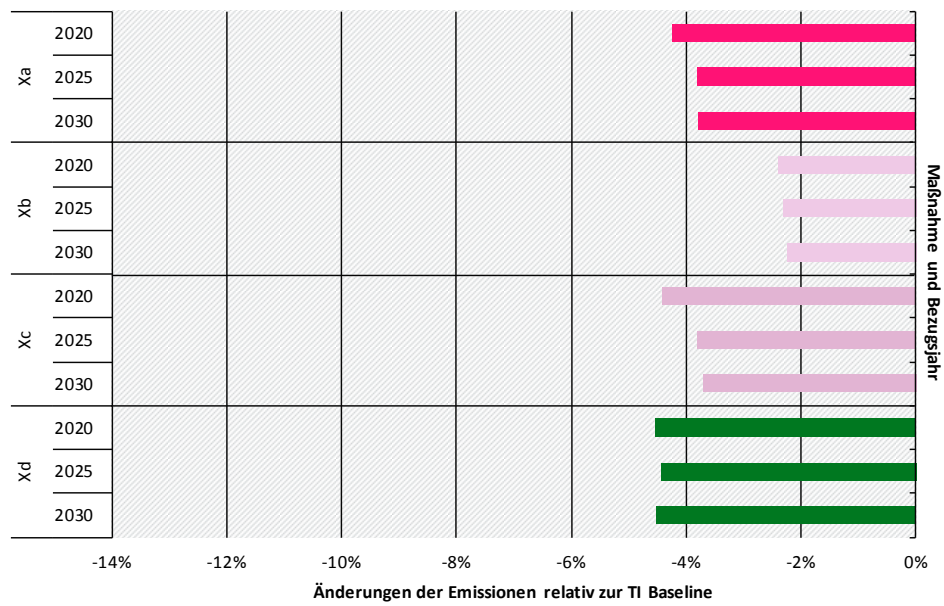
- 4a) Verpflichtende Abdeckung (mindestens mit Folie) von offenen Lagern flüssiger Wirtschaftsdünger
- 4b) Ergänzend zu 4a) 50 % der bisher Unterflur gelagerten Gülle werden im Außenlager gelagert und (mindestens mit Folie) abgedeckt
- 4c) Abdeckung von Rinder- und Schweinefestmist
- 4d) Abdeckung von Geflügelkot
- 4e) Kottrocknung mit Kotband von Legehennen und Junghennenkot
- 4f) Erhöhung des Anteils des vergorenen Wirtschaftsdüngers auf 50 % für Rinder- und Schweinegülle und Geflügelkot, bzw. 25 % für Rinderfestmist

Quelle zu Abbildung 7:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Abbildung 8 zeigt die Minderungswirkung der Maßnahmen im Stall (Anwendung von UI, Güllekühlung), wobei die Anwendung von UI sowohl bei Schweinen als auch bei Rindern die NH_3 -Emissionen um rund 4 % mindert, was deutlich mehr ist als durch Güllekühlung in BImSchV-G+V-Anlagen zu erreichen ist. Aufgrund des projizierten Rückgangs der Schweinebestände bis 2030 nimmt die Minderungswirkung durch UI-Einsatz in Schweinebeständen etwas ab. Gegenteiliges gilt für den UI-Einsatz in Rinderställen, da hier mit einem Anstieg (insbesondere der Milchleistung und in der Folge der Stickstoffausscheidungen) gerechnet wird.

Abbildung 8: Wirkung der Maßnahmen im Stall auf die NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

Xa) Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung, Spaltenbelägen

Xb) Güllekühlung, reduzierte Oberfläche in BImSchV-Spalte G+V-Anlagen

Xc) Urease-Inhibitoren in Schweineställen

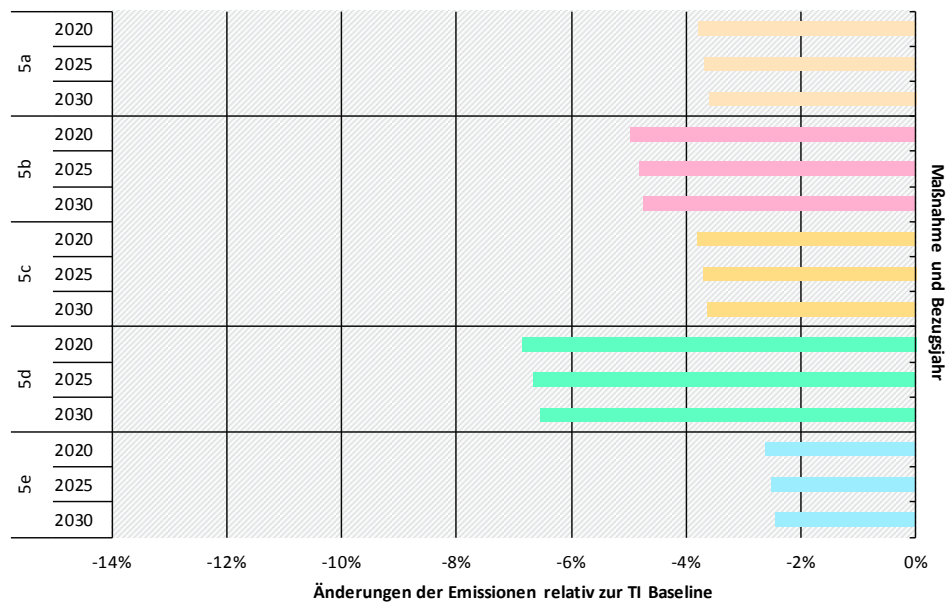
Xd) Urease-Inhibitoren in Rinderställen

Quelle zu Abbildung 8:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Abbildung 9 zeigt die Emissionsminderungswirkung durch Abluftreinigung. Die Unterschiede zwischen den Maßnahmen kommen im Wesentlichen dadurch zustande, weil Tierbestände in unterschiedlichem Umfang in die Abluftreinigung mit einbezogen werden. Aufgrund hoher Kosten und insbesondere aufgrund der hohen lokalen Belastung durch Großbetriebe (Industrieanlagen im Sinne der 4. BImSchV und der Industrieemissionsrichtlinie (EU-RL 2010/75)) ist der Einsatz von Abluftreinigungsanlagen vorwiegend in größeren Stallanlagen sinnvoll. Zwar lassen sich bei Einbeziehung aller Betriebe mit Bestandsgrößen ab zweit Drittel der Bestandesgröße der BImSchV-V-Anlagen alleine durch Abluftreinigung mehr als 6 % der NH₃-Emissionen mindern, jedoch steigen auch die spezifischen Kosten für die Abluftreinigung in kleineren Betrieben.

Abbildung 9: Wirkung der Maßnahmen zur Abluftreinigung auf die NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

5a) Abluftreinigung in BImSchV-G-Anlagen (ab 2.000 Mastschweine-, 750 Sauen-, 6.000 Aufzuchtferkel- und 40.000 Geflügelplätzen)

5b) Abluftreinigung in BImSchV-G+V-Anlagen (ab 1.500 Mastschweine-, 560 Sauen-, 4.500 Aufzuchtferkel-, 30.000 Masthähnchen- und Junghennen, sowie 15.000 Legehennen und Putenplätzen)

5c) Wie 5 a) zusätzlich Abluftreinigung ab 500 Kälber- und 40.000 Entenplätzen

5d) Abluftreinigung ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der Grenze für BImSchV-G+V-Anlagen) (ab 1.000 Mastschweine-, 370 Sauen-, 3.000 Aufzuchtferkel-, 10.000 Legehennen- und Puten-, sowie 20.000 Masthähnchen und Junghennenplätzen)

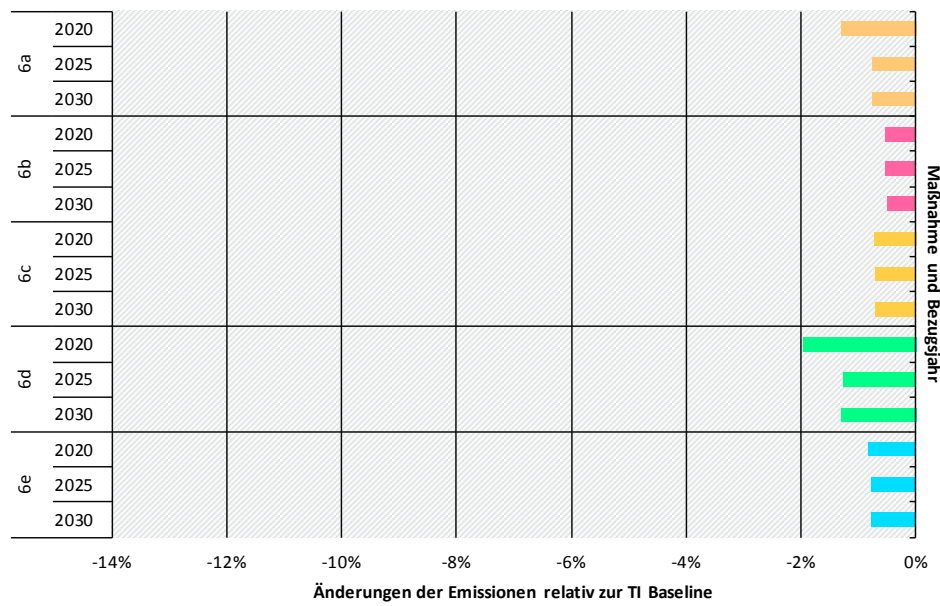
5e) Abluftreinigung in BImSchV-G-Anlagen, nur Schweine (ab 2.000 Mastschweine-, 750 Sauen- und 6.000 Aufzuchtferkelplätzen)

Quelle zu Abbildung 9:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Abbildung 10 zeigt die Minderungswirkung durch N-reduzierte Fütterung. Die Minderung der NH₃-Emissionen beträgt 0,5 bis maximal 2 %, abhängig davon, welche Tierbestände mit einbezogen werden. Diese Werte unterschätzen die Minderungswirkung der N-reduzierten Fütterung vermutlich erheblich, da in den Modellrechnungen wesentliche Effekte der N-reduzierten Fütterung auf die NH₃-Emissionen unberücksichtigt bleiben (siehe Kapitel 2.6.2.3.5). Diese Effekte bleiben bei der Bewertung der Minderungswirkung von N-reduzierter Fütterung bei Mastschweinen durch TI und KTBL gleichermaßen unberücksichtigt (s. Kapitel 3.2).

Abbildung 10: Wirkung der Maßnahmen zur Fütterung auf die NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

6a) Reduzierung der N-Ausscheidung der Mastschweine durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %

6b) Reduzierung der N-Ausscheidung in BImSchV-G-Anlagen durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %

6c) Reduzierung der N-Ausscheidung im BImSchV-G+V-Anlagen durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %

6d) Reduzierung der N-Ausscheidung der Milchkühe durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %

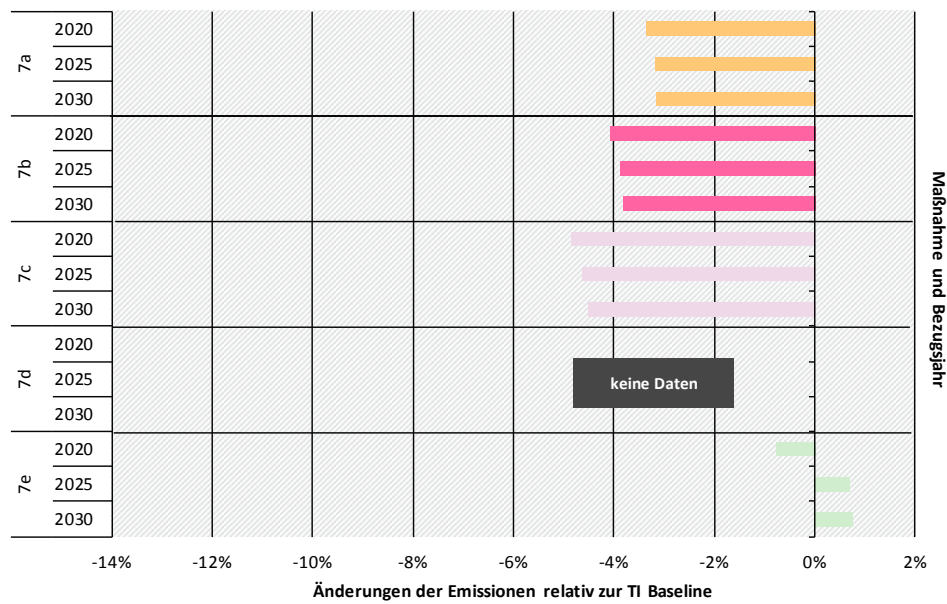
6e) Reduzierung der N-Ausscheidung in BImSchV-G-Anlagen einschließlich Rinder (ab 500 Kälber- und 600 Rinderplätzen, anderer Rinder ohne Mutterkühe) durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %

Quelle zu Abbildung 10:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Abbildung 11 zeigt die Wirkung der Gülleansäuerung im Stall auf die NH₃-Emissionen unter Einbeziehung verschieden großer Tierbestände. Die Ansäuerung im Stall mindert die NH₃-Emissionen entlang der gesamten Prozesskette erheblich und hat mit 3 bis knapp 5 % deutlich höhere tierplatzbezogene Minderungswirkungen als Ansäuerung der Gülle nur zur Ausbringung. Aufgrund der technischen Anforderungen und den erforderlichen Investitionen in den Betrieben ist sie in kleineren Betrieben jedoch weniger geeignet als die Ansäuerung zur Ausbringung, die bei Bedarf in kleineren Betrieben auch überbetrieblich umgesetzt werden kann. Die Maßnahmen zur Ansäuerung im Stall beziehen daher lediglich Tierbestände in Großbetrieben (ab zweit Drittel der Bestandesgröße der BImSchV-V-Anlagen) mit ein. Die Ansäuerung im Stall ist mit weiteren Einschränkungen verbunden (bspw. bei anaerober Vergärung der Gülle oder bei der Gülleaufbereitung), die in den Berechnungen der Maßnahmen 7a bis 7c nicht berücksichtigt wurden, was dazu führt, dass das hier berechnete Minderungspotenzial tendenziell überschätzt wird.

Abbildung 11: Wirkung weiterer systemintegrierter Maßnahmen auf die NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

7a) Ansäuerung der Gülle im Stall in allen BImSchV-G-Anlagen, einschließlich Rinder

7b) Ansäuerung der Gülle im Stall in allen BImSchV-V-Anlagen, einschließlich Rinder

7c) Ansäuerung der Gülle im Stall ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der Grenze für BImSchV-G+V-Anlagen)

7d) „Gülleloser Schweinestall“ für 25 % der güllebasierten Schweinebestände

7e) Gülle-Gärrest-Verarbeitung / weitergehende Verfahren zur Nährelementrückgewinnung.

Quelle zu Abbildung 11:

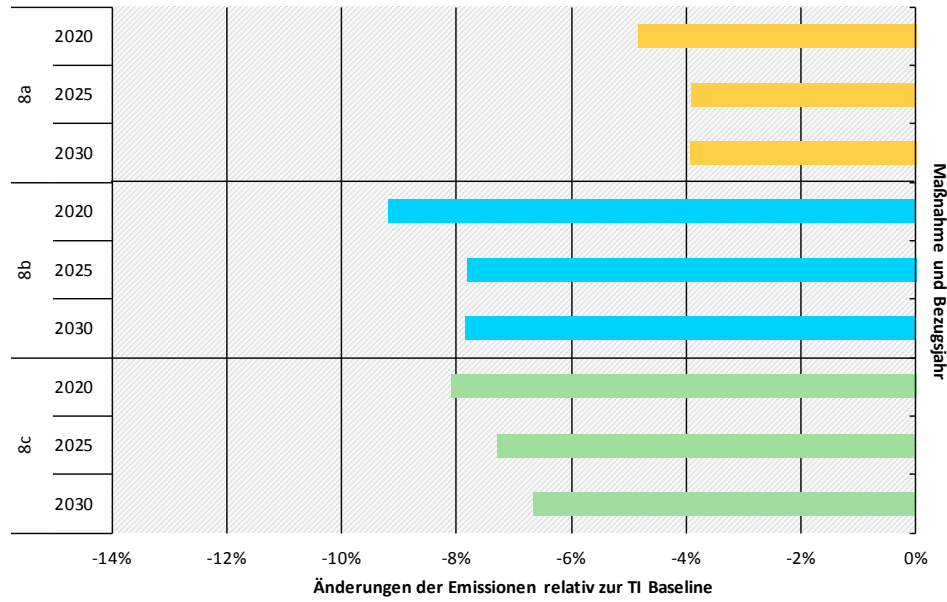
eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Abbildung 12 zeigt die Wirkung von Viehbestandsabbau von 5 bzw. 10 % linear für alle Tierkategorien, sowie die Deckelung der N-Ausscheidung auf Ebene der Kreise auf den Wert von 1995. D. h. der Viehbestand in Kreisen mit höheren N-Ausscheidungen in den Jahren 2020, 2025 und 2030 als 1995 wird auf den Viehbestand abgebaut, der den N-Ausscheidungen in diesen Kreisen im Jahr 1995 entspricht. Durch diese Maßnahme werden vor allem die Hochlastregionen mit starker Zunahme der Viehbestände in den letzten 20 Jahren hinsichtlich der aus dieser Viehbestandskonzentration resultierenden Umweltbelastung entlastet. Eine regionale Konzentration der Viehbestände hat insbesondere in der Schweine- und Geflügelhaltung stattgefunden, sodass die Schweine- und Geflügelbestände in deutlich stärkerem Maße abgebaut werden (Schweinebestände um etwa 10 bis 15 %; Geflügelbestände um etwa 20 bis 25 % in Bezug auf die im Thünen-Baseline-Szenario projizierten Bestände für 2020, 2025 und 2030) als die Milchviehbestände (um etwa 3 bis 4 %) und die der übrigen Rinder (weniger als 1 %). Durch den Viehbestandsabbau um 5 bzw. 10 % gehen die NH₃-Emissionen in Folge der geringeren Wirtschaftsdüngerausbringung um 4 bzw. 8 % zurück. Unverändert bleiben die absoluten NH₃-Emissionen aus der Anwendung von Mineraldünger, die einen Anteil von etwa 20 % an den gesamten landwirtschaftlichen NH₃-Emissionen haben.

Viehbestandsabbau ist mit einer Reihe weitreichender indirekter Systemänderungen mit Auswirkungen auf die NH₃-Emissionen verbunden, bspw. ändert sich der Futtermittelbedarf und somit die Produktionsintensität im Pflanzenbau. Dies hat Rückwirkungen auf die Düngerezusammensetzung im Pflanzenbau und damit Auswirkungen auf den Mineraldüngerbedarf. Diese

Wechselwirkungen können nur schwer quantifiziert werden und bleiben daher bei den Berechnungen der Maßnahmen 8a bis 8c unberücksichtigt.

Abbildung 12: Wirkung von Viehbestandsabbau auf die NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

8a) Viehbestandsabbau, alle Tierarten um 5 %

8b) Viehbestandsabbau, alle Tierarten um 10 %

8c) Kreisbezogene Deckelung der tierischen N-Ausscheidungen auf die kreisbezogenen N-Ausscheidungen im Jahr 1995.

Quelle zu Abbildung 12:

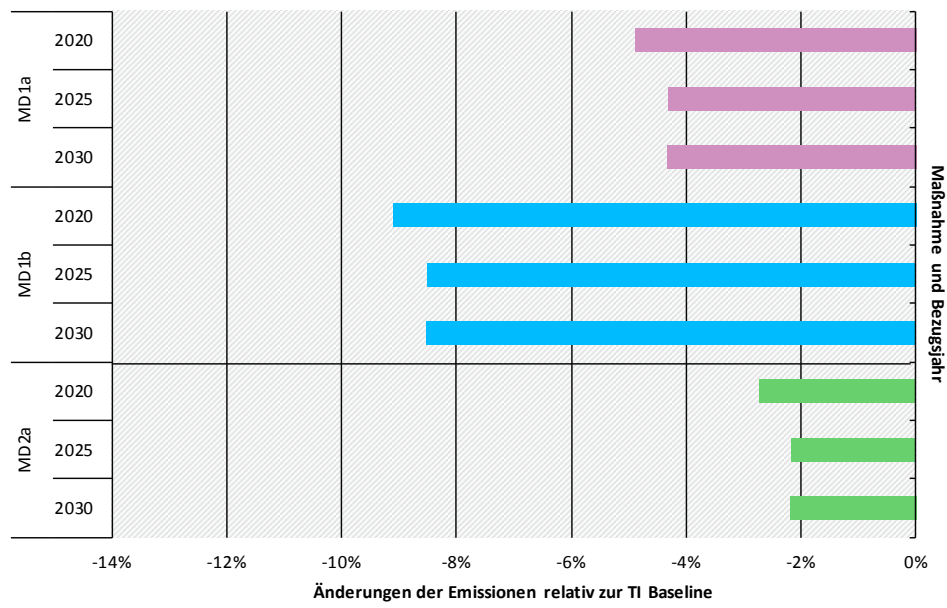
eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Abbildung 13 zeigt die NH₃-Emissionsminderung der Maßnahmen zu synthetischen N-Düngern, wobei die größte Minderungswirkung durch den vollständigen Ersatz von Harnstoff und Ammonium-Harnstoff-Lösung (AHL) durch Kalkammonsalpeter (KAS) erreicht wird (Maßnahme MD1b mit mehr als -8 % im Jahr 2030). Bei Maßnahme MD1b wie auch MD1a ist zu berücksichtigen, dass durch den verpflichtenden Einsatz von Urease-Inhibitoren bei der Harnstoffausbringung, bzw. Einarbeitungspflicht für Harnstoff ab 2020 die NH₃-Emissionen aus der Ausbringung synthetischer N-Dünger erheblich sinken, somit die Wirkung beider Maßnahmen in Bezug auf das Jahr 2016, bzw. 2005 noch deutlich höher ist.

Die Minderungswirkung der Maßnahme MD2a bleibt mit rund 2 % für 2030 deutlich unter den beiden anderen: durch den verpflichtenden Einsatz von Urease-Inhibitoren in Harnstoff bzw. aufgrund der Einarbeitungspflicht für Harnstoff treten ab 2020 deutlich geringere spezifische NH₃-Emissionen bei der Anwendung synthetischer N-Dünger auf als vorher.

Die Maßnahme MD1c (in Abbildung 13 nicht dargestellt) wird bereits vollständig durch das Thünen-Baseline-Szenario umgesetzt und hat daher keine über die Thünen-Baseline hinausgehende Minderungswirkung.

Abbildung 13: Wirkung von Maßnahmen zu synthetischen N-Düngern auf die NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030



Maßnahmen:

MD1a) Ausbringung von Harnstoff und AHL in Kombination mit Urease-Inhibitoren

MD1b) Ersatz von Harnstoff und AHL durch KAS

MD2a) Senkung der N-Überschüsse durch 20 kg N/ha LF geringere Mineraldüngerzufuhr

Quelle zu Abbildung 13:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

3.5 Emissionen weiterer Luftschadstoffe

3.5.1 Ausgangssituation

In Tabelle 11 werden die Ausgangssituation, die Projektionen und die weitergehenden Minderungs-pflichten für weitere Luftschadstoffe dargestellt, wobei gemäß NEC-Richtlinie Reduktions-pflichten für Stickstoffoxide (NO_x) und Nicht-Methan flüchtige organische Verbindungen (NMVOC) nur für die nicht-landwirtschaftlichen Quellgruppen bestehen. Des Weiteren werden für die einzelnen Maßnahmen in den Abbildung 14 bis Abbildung 19 wie auch für die Szenarien in Kapitel 3.5.3 die Auswirkung auf das Stickstoffauswaschungspotenzial dargestellt.

Die NO_x-Emissionen aus der Landwirtschaft betragen 2016 10 % der gesamten NO_x-Emissionen. Entgegen dem Gesamttrend, bei dem eine Abnahme der NO_x-Emissionen um rund 350 kt zwischen 2005 und 2016 zu verzeichnen ist, nahmen die NO_x-Emissionen aus der Landwirtschaft im gleichen Zeitraum geringfügig um 8 kt NO_x zu. Die Reduktionspflichten insgesamt betragen für 2020 39 % (± 615 kt) und für 2030 65 % (± 1025 kt).

Für 2020 müssen zusätzlich über die projizierten Emissionsmengen hinaus insgesamt 46 kt NO_x und für 2030 177 kt NO_x hinaus gemindert werden.

Bei Nicht-Methan flüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC) trägt die Landwirtschaft 2016 rund 20 % zu den Gesamtemissionen von 1052 kt bei. Ebenso wie bei den NO_x-Emissionen besteht zwischen 2005 und 2016 ein gegenläufiger Trend zu den Gesamtemissionen, hier wird eine Abnahme von rund 300 kt NMVOC verzeichnet, während in der Quellgruppe Landwirtschaft eine leichte Zunahme von 1 kt NMVOC verzeichnet wird. Für die NMVOC-Emissionen insgesamt

besteht 2020 eine Reduktionsverpflichtung von 13 % ($\pm$ 172,1 kt NMVOC) und 2030 von 28 % ($\pm$ 370,7 kt NMVOC). Lediglich für 2030 bestehen zusätzliche über die Projektion hinausgehende Minderungsanforderungen von 34 kt NMVOC.

Für Gesamtschwebstaub (TSP) und Feinstaub der Partikelgröße PM₁₀ bestehen keine Reduktionsverpflichtungen in der NEC-Richtlinie. Für beide nahmen zwischen 2005 und 2016 die Gesamtemissionen deutlich ab, wobei wiederum für die Quellgruppe Landwirtschaft leichte Zunahmen zu verzeichnen sind. Die für die Landwirtschaft projizierten Emissionen für die Jahre 2020, 2025 und 2030 bleiben für TSP und PM₁₀ beide nahezu unverändert.

Für Feinstaub der Partikelgröße PM_{2,5} sieht die NEC-Richtlinie Reduktionsverpflichtungen von 26 % ($\pm$ 35,1 kt) im Jahr 2020 und 43 % ($\pm$ 58,1 kt) im Jahr 2030 vor. PM_{2,5}-Emissionen aus der Quellgruppe Landwirtschaft sind von untergeordneter Bedeutung und tragen lediglich 4,5 % zu den Gesamtemissionen im Jahr 2016 bei. Für die Gesamtemissionen ist zwischen 2005 und 2016 eine Abnahme von rund 30 kt zu verzeichnen. Die PM_{2,5}-Emissionen aus der Landwirtschaft bleiben sowohl zwischen 2005 und 2016 als auch in der Projektion bis 2030 nahezu konstant. Lediglich im Jahr 2030 bestehen zusätzliche, über die im „WM-Szenario“ projizierten Emissionen hinausgehende Minderungsanforderungen von insgesamt 18,8 kt PM_{2,5}.

Neben den zuvor beschriebenen Emissionen wurde für die Quellgruppe Landwirtschaft im vorliegenden Bericht die Netto-N-Zufuhr in den Boden (= Nitratauswaschungspotenzial) berechnet, um die potentiellen Auswirkungen auf den N-Austrag in Form von Nitrat in Grundwasser und Oberflächengewässer einschätzen zu können.

Tabelle 11: Ausgangssituation und Bezugswerte für die Bewertung der Maßnahmen und Szenarien in Bezug auf Stickstoffoxide (NO_x), Nicht-Methan flüchtige organische Verbindungen (NMVOC), Gesamtstaub (TSP), Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie Netto-N-Zufuhr in den Boden^a

		2005	2016	2020	2025	2030
Stickstoffoxid (NO_x)						
Emissionen nach Berichterstattung	kt	1577	1218			
nur landwirtschaftliche Quellen	kt	118,0	126,4			
Reduktionsverpflichtungen NEC-RL	%			-39		-65
Reduktionsverpflichtungen absolut	kt			-615 ^b		-1025
Prognose der Emissionen im „WM-Szenario“	kt			1008	853	729
Minderung im WM-Szenario ggü. 2005	kt			-569	-724	-848
Emissionen nur landwirtschaftliche Quellen	kt			128,1	128,3	128,3
Verbleibende zusätzlich notwendige Minderung ggü. 2005	kt			-46	0	-177
Nicht-Methan flüchtige organische Verbindungen (NMVOC)						
Emissionen nach Berichterstattung	kt	1324	1052			
nur landwirtschaftliche Quellen	kt	203,1	204,1			
Reduktionsverpflichtungen NEC-RL	%			-13		-28
Reduktionsverpflichtungen absolut	kt			172,1 ^b		370,7
Prognose der Emissionen im „WM-Szenario“	kt			1009	991	987
Minderung im WM-Szenario ggü. 2005	kt			-315	-333	-337
Emissionen nur landwirtschaftliche Quellen	kt			206,7	204,6	202,5
Verbleibende zusätzlich notwendige Minderung ggü. 2005	kt			0	0	-34
Gesamtschwebstaub (TSP)						

		2005	2016	2020	2025	2030
Emissionen nach Berichterstattung	kt	399	347			
nur landwirtschaftliche Quellen	kt	58,2	61,9			
Reduktionsverpflichtungen NEC-RL	%			–		–
Prognose der Emissionen im „WM-Szenario“	kt			n.v.	n.v.	n.v.
Emissionen nur landwirtschaftliche Quellen	kt			61,7	61,2	60,6
Feinstaub (PM₁₀)						
Emissionen nach Berichterstattung	kt	242	203			
nur landwirtschaftliche Quellen	kt	26,4	30,9			
Reduktionsverpflichtungen NEC-RL	%			–		–
Prognose der Emissionen im „WM-Szenario“	kt			n.v.	n.v.	n.v.
Emissionen nur landwirtschaftliche Quellen	kt			31,0	30,9	30,2
Feinstaub (PM_{2,5})						
Emissionen nach Berichterstattung	kt	135	101			
nur landwirtschaftliche Quellen	kt	4,54	4,58			
Reduktionsverpflichtungen NEC-RL	%			-26		-43
Reduktionsverpflichtungen absolut	kt			-35,1 ^b		-58,1
Prognose der Emissionen im „WM-Szenario“	kt			91	85	80
Minderung im WM-Szenario ggü. 2005	kt			-44	-50	-76,9
Emissionen nur landwirtschaftliche Quellen	kt			4,6	4,6	4,5
Verbleibende zusätzlich notwendige Minderung ggü. 2005	kt			0	0	-18,8
Netto-N-Zufuhr	kt	2794	3018	3058	3070	3056

^a Alle *ex-post* Emissionsmengen beziehen sich auf die Nationale Emissionsberichterstattung 2018 und wurden den NFR-Tabellen der Submission 2018 entnommen, alle *ex-ante* Emissionsmengen („WM-Szenario“), sofern Reduktionsverpflichtungen gem. NEC-RL bestehen, wurden dem ersten nationalen Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland (BMU 2019) entnommen; die *ex-ante* Emissionsmengen der Stoffe ohne Reduktionsverpflichtungen gem. NEC-RL sowie die Netto-N-Zufuhrmengen beruhen auf eigenen Berechnungen nach der im vorliegenden Bericht beschriebenen Methodik.

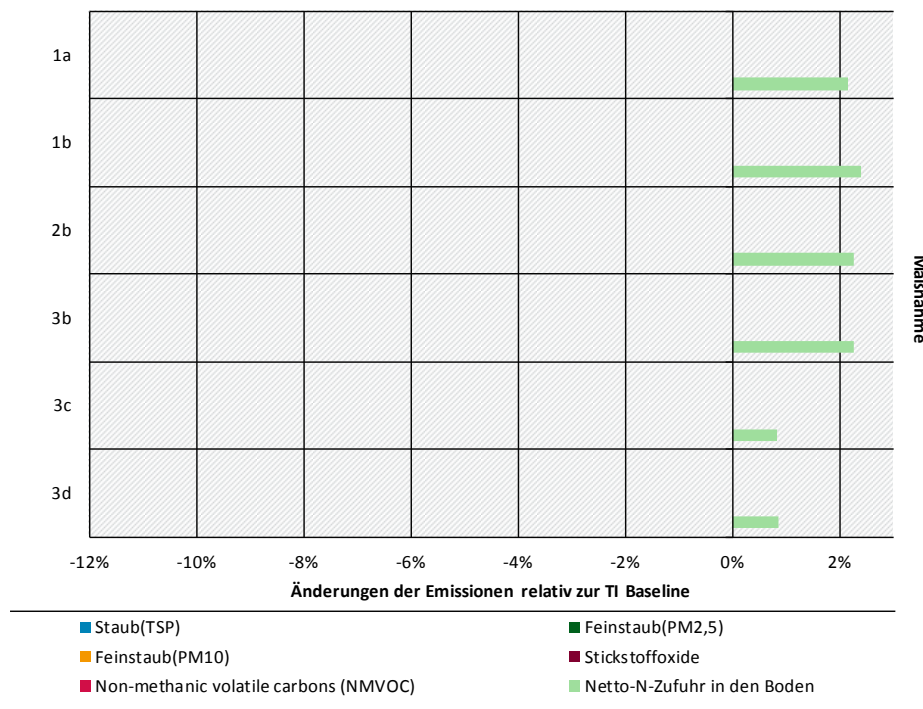
^b Reduktionsverpflichtung 2020 ohne Emissionen aus pflanzlichen Gärresten; Mengen vernachlässigbar, daher nicht berücksichtigt

3.5.2 Wirkung der Maßnahmen

Im Folgenden werden lediglich die Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen im Jahr 2030 dargestellt (Abbildung 14 bis Abbildung 21), auf die Darstellung der Ergebnisse für die Jahre 2020 und 2025 wird verzichtet. Die Auswirkungen auf die Emissionen der übrigen im vorliegenden Bericht dargestellten Luftschadstoffe liegen für die meisten Maßnahmen in einem ähnlichen Bereich. Deutliche Abweichungen gibt es lediglich bei einzelnen Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung im Jahr 2020 gegenüber den Jahren 2025 und 2030, aufgrund von Regelungen in der DüV (2017), die 2025 wirksam werden. Die Lagerung und Ausbringung von Energiepflanzengärresten, bzw. die Nicht-Berücksichtigung für die Minderungsverpflichtungen im Jahr 2020 hat nur einen geringen Einfluss auf die Höhe der übrigen Luftschadstoffe.

Durch Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung bleiben die Emissionen der zuvor beschriebenen übrigen Luftschadstoffe unverändert. Lediglich die Netto-N-Zufuhr erhöht sich durch die Maßnahmen 1a, 1b, 2b und 3b um rund 2 % und durch die Maßnahmen 3c und 3d um etwas weniger als 1 % (Abbildung 14).

Abbildung 14: Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerausbringung auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

1a) Verkürzung der Einarbeitungszeit auf < 1 h für flüssige Wirtschaftsdünger (Gülle, Gärreste, Jauche) sowie Festmist (Rinder, Schweine und Geflügel) auf unbestelltem Ackerland; einschl. Verbot von Breitverteilern für Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger auf Ackerland

1b) Ergänzend zu 1a) Anwendung der Einarbeitungspflicht auf unbestelltem Ackerland auch auf Festmist von Pferden und Schafen

2a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenem Ackerland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung

2b) Statt 2a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf bewachsenes Ackerland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung

3a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schleppschuh

3b) Statt 3 a) Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Grünland mit Schlitzverfahren oder alternativ Schleppschlauch mit Ansäuerung

3c) Ansäuerung von 50 % der Rinder- und 50 % der Schweinegülle

3d) Ansäuerung von 50 % der Gärreste

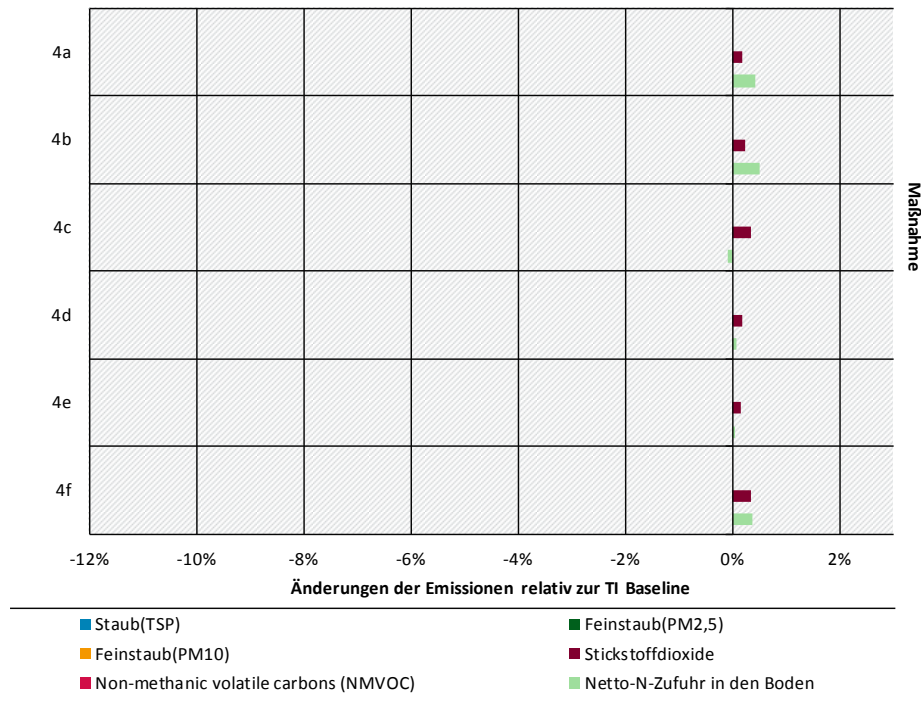
Quelle zu Abbildung 14:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Sehr geringe Auswirkungen auf die Netto-N-Zufuhr sowie die übrigen Luftschadstoffe haben die Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerabdeckung. So erhöht sich dadurch, dass mehr Stickstoff mit den Wirtschaftsdüngern zur Ausbringung gelangt, die Netto-N-Zufuhr lediglich maximal um 0,5 % (Maßnahmen 4b), für alle anderen Maßnahmen liegt die Änderung der Netto-N-Zufuhr im Bereich von rund 0,1 %. Ebenfalls geringfügig erhöhen sich die NO_x-Emissionen um maximal 0,8 % (Maßnahme 4f), für alle anderen Maßnahmen erhöhen sich die NO_x-Emissionen lediglich im Bereich von 0,1 bis 0,2 %.

Mit Ausnahme der Feinstaub(PM_{2,5})-Emissionen, die durch Maßnahme 4c leicht um 0,6 % abnehmen, bleiben die anderen Luftschadstoffe durch Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerung unverändert (Abbildung 15).

Abbildung 15: Wirkung der Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerlagerung auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

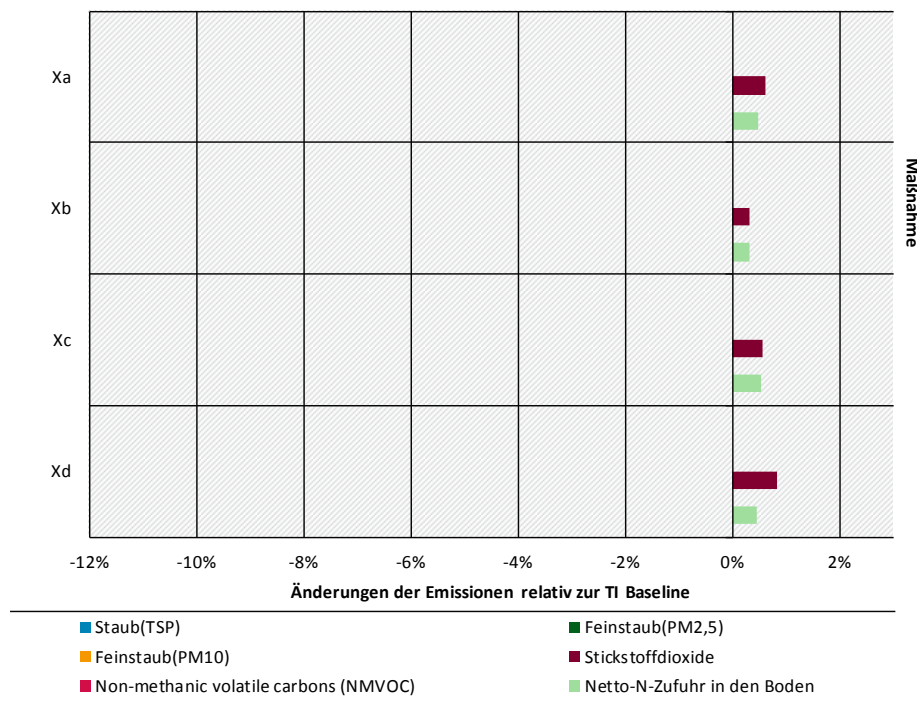
- 4a) Verpflichtende Abdeckung (mindestens mit Folie) von offenen Lagern flüssiger Wirtschaftsdünger
- 4b) Ergänzend zu 4a) 50 % der bisher Unterflur gelagerten Gülle werden im Außenlager gelagert und (mindestens mit Folie) abgedeckt
- 4c) Abdeckung von Rinder- und Schweinefestmist
- 4d) Abdeckung von Geflügelkot
- 4e) Kottrocknung mit Kotband von Legehennen und Junghennenkot
- 4f) Erhöhung des Anteils des vergorenen Wirtschaftsdüngers auf 50 % für Rinder- und Schweinegülle und Geflügelkot, bzw. 25 % für Rinderfestmist

Quelle zu Abbildung 15:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Der Einsatz von UI in Schweine- und Rinderställen oder Güllekühlung führen zu einer leichten Erhöhung der Netto-N-Zufuhr wie auch der NO_x-Emissionen um 0,3 bis 0,5 bzw. um 0,3 bis 0,7 %. Andere Luftschadstoffe bleiben durch diese Maßnahmen unverändert (Abbildung 16).

Abbildung 16: Wirkung der Maßnahmen im Stall auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

Xa) Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung, Spaltenbeläge

Xb) Güllekühlung, reduzierte Oberfläche in BlmSchV-G+V-Anlagen

Xc) Urease-Inhibitor in Schweineställen

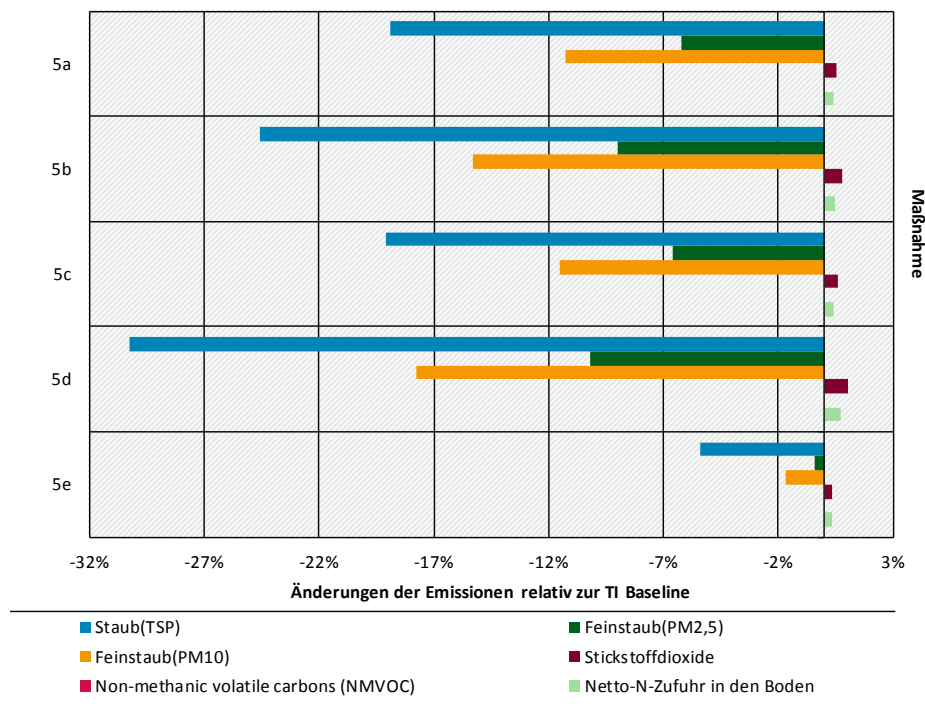
Xd) Urease-Inhibitor in Rinderställen

Quelle zu Abbildung 16:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Erheblichen Einfluss haben Maßnahmen zur Abluftreinigung auf die Staubemissionen (TSP, PM₁₀ und PM_{2,5}). Diese gehen bei der weitreichendsten Einbeziehung der Tierbestände (Maßnahme 5d) bei Gesamtschwebstaub (TSP) um rund 30 % zurück. Etwas weniger stark ausgeprägt ist der Rückgang bei Feinstaub der Partikelgröße PM₁₀ mit 18 % und PM_{2,5} mit 10 %. Die Netto-N-Zufuhr erhöht sich hierbei geringfügig um 0,7 % und die NO_x-Emissionen um 0,9 % (Abbildung 17).

Abbildung 17: Wirkung der Maßnahmen zur Abluftreinigung auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

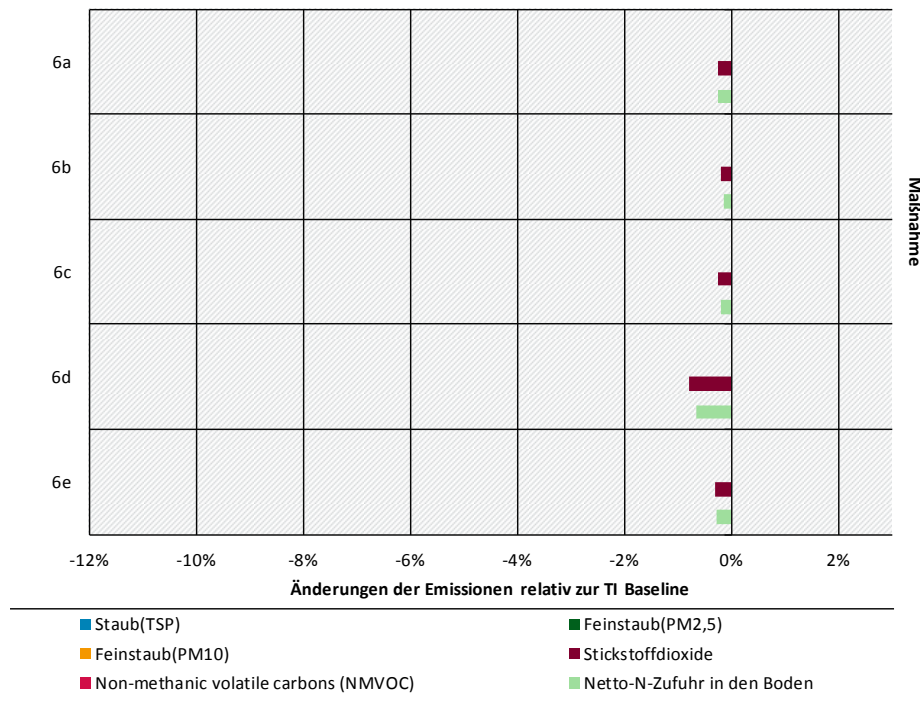
- 5a) Abluftreinigung in BImSchV-G-Anlagen (ab 2.000 Mastschweine-, 750 Sauen-, 6.000 Aufzuchtferkel- und 40.000 Geflügelplätzen)
- 5b) Abluftreinigung in BImSchV-G+V-Anlagen (ab 1.500 Mastschweine-, 560 Sauen-, 4.500 Aufzuchtferkel-, 30.000 Masthähnchen- und Junghennen, sowie 15.000 Legehennen und Putenplätzen)
- 5c) Wie 5 a) zusätzlich Abluftreinigung ab 500 Kälber- und 40.000 Entenplätzen
- 5d) Abluftreinigung ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der Grenze für BImSchV-G+V-Anlagen) (ab 1.000 Mastschweine-, 370 Sauen-, 3.000 Aufzuchtferkel-, 10.000 Legehennen- und Puten-, sowie 20.000 Masthähnchen und Junghennenplätzen)
- 5e) Abluftreinigung in BImSchV-G+V-Anlagen, nur Schweine (ab 2.000 Mastschweine-, 750 Sauen- und 6.000 Aufzuchtferkelplätzen)

Quelle zu Abbildung 17:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Im Gegensatz zu den zuvor dargestellten Maßnahmen führen Maßnahmen zur Fütterung zu einer Abnahme der Stickstoffmenge im System, wodurch sich nicht nur die NH₃-Emissionen vermindern, sondern auch die NO_x-Emissionen und die Netto-N-Zufuhr in den Boden, wenn auch geringfügig, um weniger als 1 % verringern. Andere Luftschadstoffe (Staub, NMVOC) bleiben durch Maßnahmen zur Fütterung unverändert (Abbildung 18).

Abbildung 18: Wirkung der Maßnahmen zur Fütterung auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

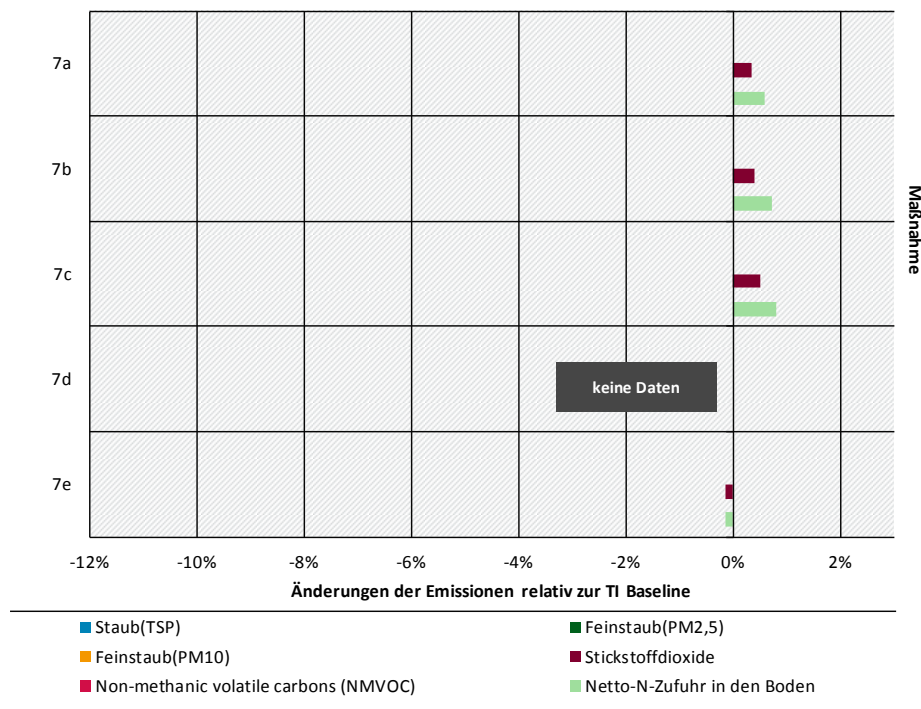
- 6a) Reduzierung der N-Ausscheidung der Mastschweine durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %
- 6b) Reduzierung der N-Ausscheidung in BImSchV-G-Anlagen durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %
- 6c) Reduzierung der N-Ausscheidung im BImSchV-G+V-Anlagen durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %
- 6d) Reduzierung der N-Ausscheidung der Milchkühe durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %
- 6e) Reduzierung der N-Ausscheidung in BImSchV-G-Anlagen einschließlich Rinder (ab 500 Kälber- und 600 Rinderplätzen, anderer Rinder ohne Mutterkühe) durch stark und sehr stark N-reduzierte Fütterung um 5 %

Quelle zu Abbildung 18:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Gülleansäuerung in den Ställen von Großbetrieben erhöht die Netto-N-Zufuhr in den Boden geringfügig (je nach Umfang der einbezogenen Tierbestände) um 0,6 bis 0,8 % und die die NO_x-Emissionen ebenfalls geringfügig um 0,3 bis 0,5 %. Staub und NMVOC-Emissionen ändern sich durch diese Maßnahme nicht (Abbildung 19).

Abbildung 19: Wirkung weiterer systemintegrierter Maßnahmen auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

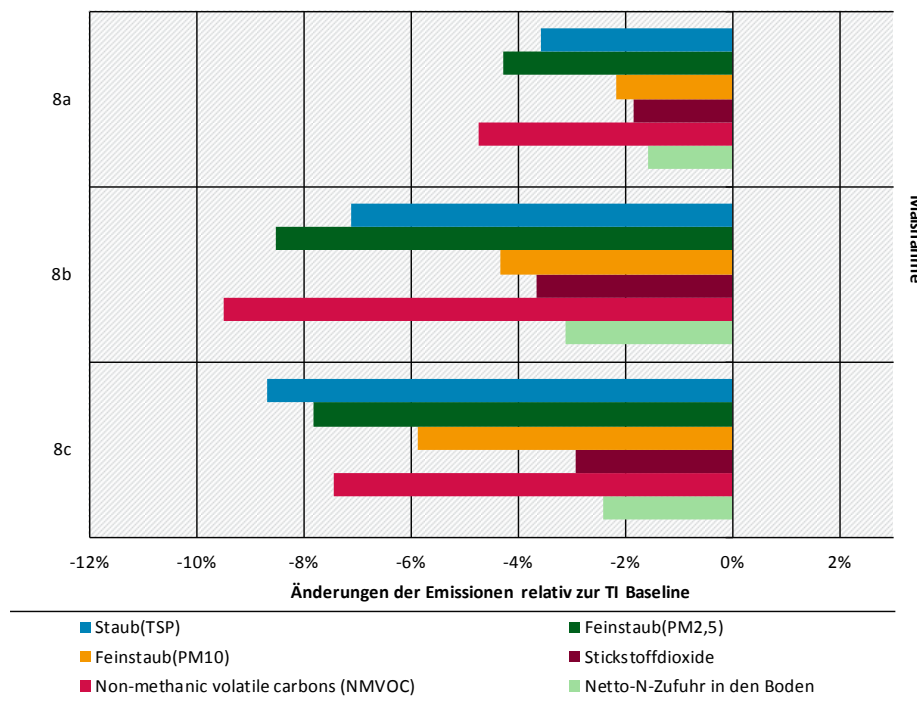
- 7a) Ansäuerung der Gülle im Stall in allen BImSchV-G-Anlagen, einschließlich Rinder
- 7b) Ansäuerung der Gülle im Stall in allen BImSchV-V-Anlagen, einschließlich Rinder
- 7c) Ansäuerung der Gülle im Stall ab niedrigeren Tierplatzzahlen (2/3 der Grenze für BImSchV-G+V-Anlagen)
- 7d) „Gülleloser Schweinestall“ für 25 % der güllebasierten Schweinebestände
- 7e) Gülle-Gärrest-Verarbeitung / weitergehende Verfahren zur Nährelementrückgewinnung

Quelle zu Abbildung 19:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Eine erhebliche Minderung aller in diesem Bericht ausgewiesenen Luftschadstoffe sowie der Netto-N-Zufuhr in den Boden lässt sich durch Viehbestandsabbau um 5 % bzw. 10 % des gesamten Viehbestands erreichen, wobei die deutlichste Minderung bei NMVOC mit mehr als -4 bzw. rund 9 % am stärksten ausgeprägt ist. Vergleichsweise geringe Minderungen lassen sich durch Viehbestandsabbau bei PM₁₀, NO_x und der Netto-N-Zufuhr erreichen (Abbildung 20).

Abbildung 20: Wirkung von Viehbestandsabbau auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

8a) Viehbestandsabbau, alle Tierarten um 5 %

8b) Viehbestandsabbau, alle Tierarten um 10 %

8c) Kreisbezogene Deckelung der tierischen N-Ausscheidungen auf die kreisbezogenen N-Ausscheidungen im Jahr 1995

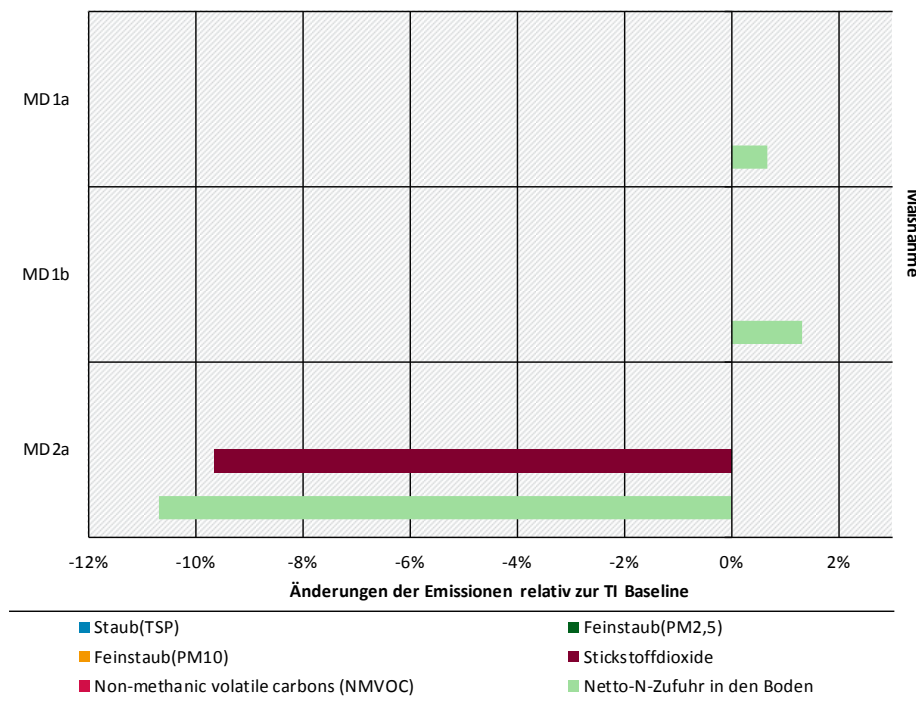
Quelle zu Abbildung 20:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Die Maßnahmen zur NH₃-Emissionsminderung aus der Anwendung von Harnstoff durch Einsatz von Urease-Inhibitoren oder durch Ersatz von Harnstoff und AHL durch KAS (Maßnahmen MD1a und MD1b) erhöhen die Netto-N-Zufuhr in den Boden geringfügig um 0,7 bis 1,3 %. Die Emissionen aller für vorliegenden Bericht berechneten Luftschadstoffe außer NH₃ bleiben bei diesen Maßnahmen unverändert.

Durch die Minderung der N-Zufuhr über synthetische N-Dünger um 20 kg N/ha LF lassen sich sowohl die NO_x-Emissionen als auch die Netto-N-Zufuhr in den Boden mit jeweils rund 10 % erheblich mindern, auf die anderen der im vorliegenden Bericht betrachteten Luftschadstoffe außer NH₃ hat diese Maßnahme keinen Einfluss (Abbildung 21).

Abbildung 21: Wirkung von Maßnahmen zu synthetischen N-Düngern auf die Emissionen von NO_x, NMVOC, TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} sowie auf die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030



Maßnahmen:

MD1a) Ausbringung von Harnstoff und AHL in Kombination mit Urease-Inhibitoren

MD1b) Ersatz von Harnstoff und AHL durch KAS

MD2a) Senkung der N-Überschüsse durch 20 kg N/ha LF geringere Mineraldüngerzufuhr

Quelle zu Abbildung 21:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

3.5.3 Szenarien

In Abbildung 22 werden die Auswirkungen der verschiedenen Szenarien auf die Änderungen der absoluten NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030 aus der Quellgruppe Landwirtschaft dargestellt, ohne die Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe zu berücksichtigen (diese wird im Text beschrieben), zum einen in Bezug auf die für diese Jahre im Thünen-Baseline-Szenario projizierten NH₃-Emissionen und zum andern in Bezug auf die NH₃-Emissionen im Referenzjahr der NEC-Richtlinie 2005. Unterschiede in der Änderung der absoluten NH₃-Emissionen zwischen beiden ergeben sich daher aufgrund einer unterschiedlichen Bezugsbasis. Die Differenz zwischen dem Vergleich zum Referenzjahr 2005 und dem Vergleich zu den Jahren 2020, 2025 und 2030 ist in allen Szenarien identisch mit der Differenz des Thünen-Baseline-Szenarios gegenüber dem Referenzjahr 2005.

Auf Grundlage des Thünen-Baseline-Szenarios und aufgrund der Tatsache, dass NH₃-Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Energiepflanzengärresten im Jahr 2020 noch nicht in die Reduktionsverpflichtungen eingerechnet werden müssen, können die Reduktionsverpflichtungen für 2020 ohne zusätzliche Maßnahmen erreicht werden. Für 2025 und 2030 bleibt das Thünen-Baseline-Szenario deutlich hinter den Anforderungen zurück.

Die NEC-Compliance-Szenarien (NECC1 bis NECC4), ebenso wie die gemeinsame Umsetzung von NECC4 mit TA Luft 50, sind zwar ausreichend um die Minderungsziele für 2025 zu erreichen,

auch bei Ausnahme von Klein- und Kleinstbetrieben. Die Minderungsziele für 2030 können jedoch sicher nur mit den Szenarien NECC3 und NECC4+TA Luft 50 erreicht werden. Für NECC4 gilt dies nur, sofern Klein- und Kleinstbetriebe nicht aus der Umsetzung ausgenommen werden. Für NECC4 sinkt das Reduktionspotenzial im Jahr 2030 bei Ausnahme der Kleinstbetriebe von 185,8 kt NH₃ auf 180,7 kt NH₃ und bei Ausnahme der Kleinbetriebe auf 177,2 kt NH₃, womit jeweils die Reduktionsverpflichtung von 181 kt NH₃ (knapp) unterschritten würde.

Mit NECC1 würde ohne Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe die Reduktionsverpflichtung von 181 kt NH₃ mit 182,2 kt NH₃ knapp erfüllt werden können, unterschreitet bei Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe diese Schwelle aber ebenfalls mit 177,3 bzw. 174 kt NH₃.

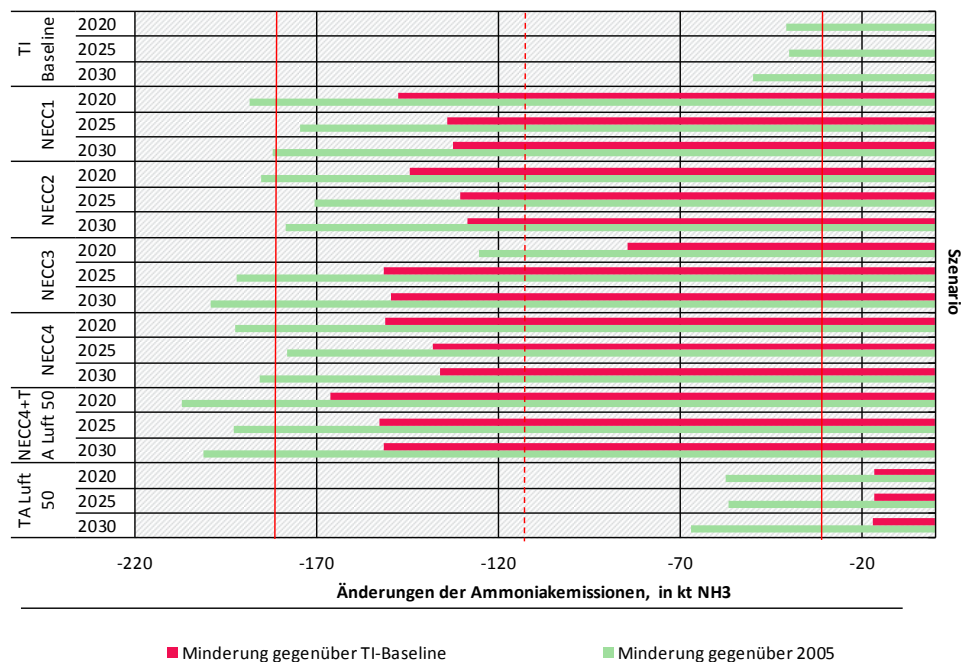
Mit NECC2 ließen sich die Reduktionsverpflichtungen für 2030 aufgrund des zu geringen Reduktionspotenzials von 178,4 kt NH₃ (bei Ausnahme der Kleinstbetriebe 173,5 kt NH₃ und bei Ausnahme der Kleinbetriebe 170,3 kt NH₃) nicht erreichen.

Für NECC3 liegt das Reduktionspotenzial auch bei Ausnahme der Kleinbetriebe noch bei 190,1 kt NH₃ und ohne die Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe bei 199,3 kt NH₃, womit die Reduktionsverpflichtung für 2030 jeweils sicher erfüllt werden kann.

Die Maßnahmen des TA Luft-Entwurfs vom 16. Juli 2018 haben bei 50 %-iger Umsetzung ein Reduktionspotenzial von 17 kt NH₃. Bei Kombination der NEC-Compliance-Szenarien mit den Maßnahmen der TA Luft kann damit die Reduktionsverpflichtung für 2030 erfüllt werden, auch wenn sich das Minderungspotenzial durch die Maßnahmen des TA Luft-Entwurfs innerhalb der NEC-Compliance-Szenarien um weniger als 17 kt NH₃ erhöht, da einzelne Maßnahmen des TA Luft-Entwurfs bereits in den NEC-Compliance-Szenarien umgesetzt werden.

Abbildung 22: Wirkung der Szenarien auf die NH₃-Emissionen in den Jahren 2020, 2025 und 2030 gegenüber Thünen-Baseline und den Emissionen im Jahr 2005

Die roten Linien stellen die Gesamt-NH₃-Reduktionspflichten für 2020, 2025 und 2030 gegenüber 2005 in Höhe von 31, 113, bzw. 181 kt NH₃ dar.

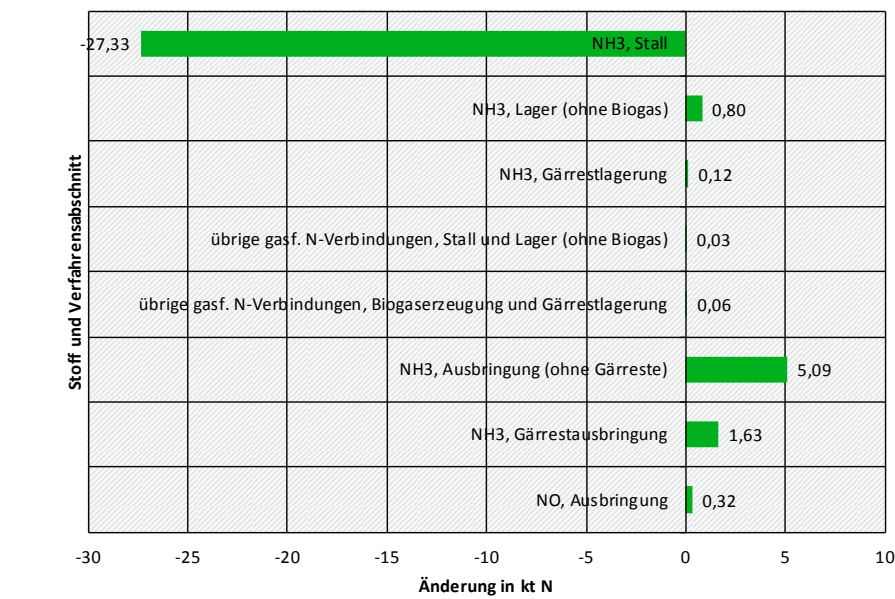


Quelle zu Abbildung 22:
eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Durch die Umsetzung von Maßnahmen in einem bestimmten Abschnitt der Verfahrenskette können sich die emissionsbestimmenden Eigenschaften von Wirtschaftsdünger in den nachgelagerten Abschnitten der Verfahrenskette ändern. Bspw. können NH₃-Emissionsminderungsmaßnahmen im Stall den TAN-Gehalt von Wirtschaftsdünger erhöhen, was ohne weitere Minderungsmaßnahmen im Bereich der Lagerung und Ausbringung zu höheren NH₃-Emissionen in diesen Abschnitten der Prozesskette führt.

Am Beispiel der Maßnahme Xd („Urease-Inhibitor in Rinderställen“), einer Maßnahme, die im Stall und damit fast zu Beginn der Verfahrenskette ansetzt, wird dies besonders deutlich. Bei einer auf 2030 bezogenen NH₃-Minderungswirkung von insgesamt 23,90 kt NH₃ ändern sich die NH₃-Emissionen in den einzelnen Abschnitten der Verfahrenskette wie folgt: Im Stall gehen die NH₃-Emissionen um 33,18 kt NH₃ zurück, sie steigen jedoch in den darauffolgenden Abschnitten der Verfahrenskette an; im Lager (ohne Vergärung in Biogasanlagen) um 0,97 kt NH₃, in der Lagerung der Gärreste aus Rindergülle und -festmist um 0,15 kt NH₃, bei der Wirtschaftsdünger-ausbringung (ohne Gärreste) um 6,18 kt NH₃ und bei der Ausbringung von Gärresten aus Rindergülle und -festmist um 1,98 kt NH₃. Insgesamt geht also ohne weitere Maßnahmen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung fast ein Drittel des im Stall erzielten Emissionsminderungspotenzials wieder verloren (Abbildung 23).

Abbildung 23: Änderung der Emissionen gasförmiger N-Verbindungen in einzelnen Verfahrensabschnitten durch Umsetzung der Maßnahme Xd („Urease-Inhibitor in Rinderställen“)



Quelle zu Abbildung 23:
eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

Die Änderung der emissionsbestimmenden Eigenschaften der Wirtschaftsdünger in den nachgelagerten Abschnitten der Verfahrenskette führt auch dazu, dass sich die Minderungspotenziale von Maßnahmenkombinationen von der Summe der Minderungspotenziale derselben Maßnahmen einzeln umgesetzt unterscheidet. Bspw. beträgt für das Szenario NECC4+TA Luft 50, das Maßnahmen entlang der gesamten Wirtschaftsdünger-Verfahrenskette Ausscheidungen – Stall – Wirtschaftsdüngerlagerung – Wirtschaftsdüngerausbringung umfasst, das auf das Jahr 2030 bezogenen NH₃-Minderungspotenzial (ohne Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe) 151,3 kt NH₃, die Summe über die NH₃-Minderungswirkungen der in NECC4+TA Luft 50 enthaltenen Einzelmaßnahmen beträgt jedoch 160,9 kt NH₃. Das auf 2030 bezogene NH₃-Minderungspotenzial durch das Szenario TA Luft 50 alleine beträgt 17,0 kt NH₃, die Summe der Minderungspotenziale der darin enthaltenen Maßnahmen beträgt hingegen 18,0 kt NH₃.

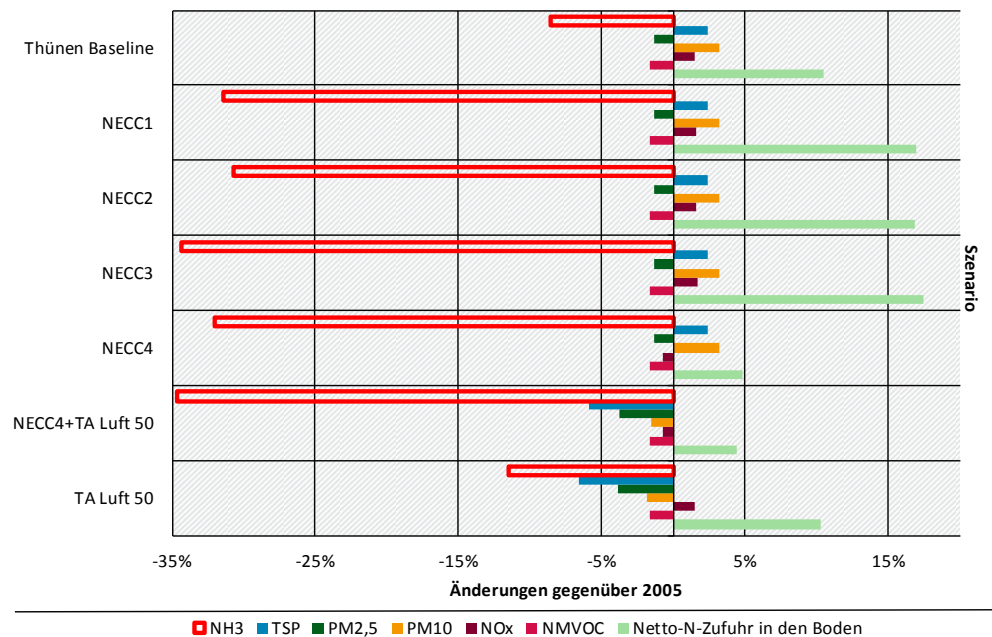
Abbildung 24 zeigt die Auswirkungen der Szenarien auf die relativen Änderungen der Emissionen von NH₃, Staub- (TSP, PM₁₀ und PM_{2,5}), NO_x und NMVOC sowie die Änderung der Netto-N-Bilanz aus der Quellgruppe Landwirtschaft im Jahr 2030 in Bezug auf das Referenzjahr 2005, jeweils ohne die Ausnahme der Klein- und Kleinstbetriebe. Die isolierte Wirkung der Szenarien besteht jeweils aus den Änderungen gegenüber dem Referenzjahr 2005 abzüglich der Änderungen des Thünen-Baseline-Szenarios.

Gegenüber dem Referenzjahr 2005 wird in allen Szenarien ein Anstieg der Netto-N-Zufuhr in den Boden ausgewiesen, der in den NEC-Compliance-Szenarien NECC1 bis NECC3 mit rund 17 % höher ist als im Thünen-Baseline-Szenario mit rund 10 %. D. h. in diesen Szenarien steigt die Netto-N-Zufuhr in den Boden auch in Bezug auf die 2030 im Thünen-Baseline-Szenario projizierte Netto-N-Zufuhr in den Boden um rund 7 %-Punkte an. Lediglich in NECC4, das als Maßnahme eine Minderung der Zufuhr synthetischer N-Dünger um 20 kg N/ha LF vorsieht ist die Netto-N-Zufuhr in Bezug auf 2005 immer noch 5 % höher, in Bezug auf die 2030 projizierte Netto-N-Zufuhr jedoch um 5 % geringer. Das Szenario TA Luft 50 führt aufgrund der Maßnahme N-reduzierte Fütterung zu geringfügig niedrigerer Netto-N-Zufuhr in den Boden und niedrigeren

NO_x-Emissionen als das Thünen-Baseline-Szenario, aufgrund der Maßnahmen zur Abluftreinigung jedoch zu deutlich geringeren Staubemissionen, auch in Kombination mit dem Szenario NECC4.

In den übrigen NEC-Compliance-Szenarien bleiben Staub- und NMVOC-Emissionen gegenüber den im Thünen-Baseline-Szenario für 2030 projizierten Emissionen praktisch unverändert, in Bezug auf 2005 gehen NMVOC- und PM_{2,5}-Emissionen leicht zurück, TSP- und PM₁₀-Emissionen steigen leicht an.

Abbildung 24: Wirkung der Szenarien auf die NH₃-, NO_x-, NMVOC-, PM₁₀-, PM_{2,5}- und TSP-Emissionen aus der Landwirtschaft sowie die Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2030 gegenüber den Emissionen und der Netto-N-Zufuhr in den Boden im Jahr 2005



Quelle zu Abbildung 24:

eigene Berechnungen auf methodischer Grundlage von Haenel et al. (2018)

4 Fazit und Ausblick

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung belegen, dass die Ammoniakminderungsziele der neuen NEC-Richtlinie grundsätzlich mit den derzeit eingeführten technischen Verfahren umgesetzt werden können. Um die NH_3 -Minderungsziele für die Jahre nach 2020 einzuhalten, reicht die Fortschreibung der gegenwärtigen Politik jedoch nicht aus, sondern es werden zusätzliche Maßnahmen erforderlich. Die Ziele für 2025 und 2030 können erreicht werden, ohne dass kostenaufwändige Maßnahmen, wie bspw. der weitere Ausbau der Abluftreinigung, eingesetzt werden müssen und ohne weitreichende Einschnitte in den landwirtschaftlichen Sektor, wie das bspw. der Abbau des Viehbestands darstellen würde. Der Bericht zeigt mit den Szenarien NECC1 bis NECC4 und NECC4+TA Luft 50 mehrere alternative Maßnahmenkombinationen auf, mit denen die NH_3 -Minderungsziele für 2020, 2025 und 2030 vollständig bzw. weitestgehend realisiert werden können. In diesen Szenarien wird über die mit der DüV (2017) eingeführten Maßnahmen hinaus in unterschiedlichem Ausmaß auf Ansäuerung der Wirtschaftsdünger zur Ausbringung zurückgegriffen und der Anteil zeitnah ausgebrachter Wirtschaftsdünger, d. h. mit Einarbeitungszeiten von weniger als einer Stunde, wird deutlich erhöht. Einzelne Szenarien beinhalten auch Maßnahmen im Bereich der Wirtschaftsdüngerlagerung sowie mit der Umsetzung des TA Luft-Entwurfs auch im Stall und der Fütterung.

Bei der Quantifizierung der Minderungswirkungen der Maßnahmen und Szenarien wurden in der vorliegenden Untersuchung keine Unsicherheiten (Spannbreiten oder Konfidenzintervalle) für die Ergebnisse ermittelt. Diese können jedoch, je nach Maßnahme und den zugrundeliegenden Eingangsdaten, erheblich sein. Die Unsicherheit in den Eingangsdaten kann zumindest qualitativ eingeschätzt werden. Hohe Unsicherheiten sind insbesondere für Eingangsdaten zu erwarten, die für die Projektionen für 2020, 2025 und 2030 aus den aktuell verfügbaren Daten für das Jahr 2016 übernommen wurden, ohne sie an die Situation in den Zieljahren anzupassen, obwohl gegenüber der Situation im Jahr 2016 für die Jahre 2020, 2025 und 2030 mit deutlichen Änderungen zu rechnen ist. Dies betrifft bspw. die Bestimmungen zu den Ausbringverfahren, die mit der Novellierung der Düngeverordnung in 2017 geändert worden sind. Es kann nicht zuverlässig prognostiziert werden, wie sich die Häufigkeitsverteilungen in den Verfahren der Stallhaltung, Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung aufgrund dieser Änderungen bis 2030 entwickeln werden.

Große Unsicherheiten bestehen auch hinsichtlich der Entwicklung der Verteilung der Tierbestandsgrößen in den Betrieben bis 2030, namentlich zum Anteil der Tierbestände einerseits in Klein- und Kleinstbetrieben sowie andererseits in Betrieben, die unter die Bestimmungen der BImSchV bzw. der IED-Richtlinie fallen. In den Eingangsdaten der Maßnahmen und Szenarien werden für die Jahre 2020, 2025 und 2030 jeweils konstante Anteile der Tierbestände in Klein- und Kleinstbetrieben sowie in BImSchV- und IED-Betrieben angenommen, was mit Blick auf die zukünftige Strukturentwicklung der Landwirtschaft den Anteil der Tierbestände in Klein- und Kleinstbetrieben in den Jahren 2020, 2025 und 2030 wahrscheinlich überschätzt und den Anteil in BImSchV- und IED-Betrieben unterschätzt. Unsicherheiten bestehen auch in Bezug auf diejenigen Maßnahmen, für aus der Agrarstatistik keine Aktivitätsdaten vorliegen, wie bspw. N-reduzierte Fütterung, Güllekühlung sowie Optimierung von Spaltentypen, Spaltenreinigung und Spaltenbelägen. Bei weiteren Maßnahmen wie dem Einsatz von Säuren in Stall, Lager und zur Ausbringung oder dem Einsatz von Ureaseinhibitoren kann mit relativ hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass diese Maßnahmen derzeit, von Einzelfälle abgesehen, noch keine Anwendung in der Landwirtschaft in Deutschland finden.

Die hier vorgestellte Methodik kann für die Fortschreibung des nationalen Luftreinhalteprogramms genutzt werden, ermöglicht darüber hinaus aber auch die Bewertung der Emissionswirkung von Maßnahmen, die zukünftig entwickelt bzw. vorgeschlagen werden. Aufbauend auf dem bestehenden Instrumentarium kann die Methodik weiterentwickelt werden zu einem umfassenden Bewertungsinstrument, mit dem die Emissionsminderung von Luftschadstoffen und Treibhausgasen durch definierte Maßnahmen und Szenarien quantifiziert werden kann und die Erfüllungskosten geschätzt werden können.

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass bei der Konzeption und Bewertung von NH_3 -Minderungsprogrammen stets das Problem des "pollution swapping" mitberücksichtigt werden muss. Eine ganze Reihe von Maßnahmen und Szenarien reduzieren zwar die NH_3 -Emissionen in die Atmosphäre, vermindern aber nicht den Eintrag von Stickstoff insgesamt in die Landwirtschaft. Infolge dieser Maßnahmen tritt die zuvor als Ammoniak in die Luft emittierte N-Menge dann als zusätzlicher Stickstoff in organischen und synthetischen N-Düngern in Erscheinung. Damit erhöht sich die potenzielle Belastung von Grundwasser und Oberflächengewässern durch Nitratauswaschung. In Bezug auf die N-Bilanz der Landwirtschaft wird also nur ein Teil des atmosphärischen N-Überschuss in den hydrosphärischen N-Überschuss verschoben – plakativ zugespitzt: der Schutz der Biodiversität geht zu Lasten des Gewässerschutzes. Um dies zu vermeiden, muss bei der Einführung von NH_3 -Minderungsmaßnahmen mit flankierenden Maßnahmen gewährleistet werden, dass auch die N-Zufuhr in die Landwirtschaft insgesamt um (mindestens) die N-Menge der NH_3 -Emissionsminderung reduziert wird.

5 Quellenverzeichnis

3. Änderungsverordnung zur DüMV (2019): Dritte Verordnung zur Änderung der Düngemittelverordnung vom 2. Oktober 2019. Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 35 1114 – 1115.

4. BImSchV (2017): Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) vom 2. Mai 2013, Neugefasst durch Bek. v. 31.5.2017 I 1440.

Agro Business Park (2019): Agro technology atlas – separation. (<http://www.agro-technology-atlas.eu/tech-descs.aspx?techgroup=400>; 16.09.2019)

Andersson, M. (1994): Performance of additives in reducing ammonia emissions from cow slurry. Lund. 30 S.

Andersson, M. (1998): Reducing ammonia emissions by cooling of manure in manure culverts. Nutrient Cycling in Agroecosystems 51 73 – 79.

Baumkötter, D. (2018): Maßgeschneiderte Güllestrategien – Gülle und Gärreste sinnvoll behandeln. Vortrag am 6. Dezember 2018, DeLuTa in Bremen.

BImSchG (2013): Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 8. April 2019 (BGBl. I S. 432) geändert worden ist.

BMU (2017): Projektionsbericht 2017 für Deutschland gemäß Verordnung (EU) Nr. 525/2013 (cdr.eionet.europa.eu/de/eu/mmr/art04-13-14_lcds_pams_projections/projections/envwqc4_g/170426_PB_2017_-_final.pdf; 08.08.2019)

BMU (2018): Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). Entwurf Stand: 16. Juli 2018 (www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Glaeserne_Gesetze/19._Lp/ta_luft/entwurf/ta_luft_180716_refe_bf.pdf; 22.05.2019)

BMU (2019): 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). (www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/luftreinhalteprogramm_bericht_bf.pdf; 08.08.2019)

Braam, C. R.; Keterlaars, J. J. M. H.; Smits, M. C. J. (1997): Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. Netherlands Journal of Agricultural Science, 45 49 – 64.

Canh, T. T.; Aarnink, A. J. A.; Verstegen, M. W. A.; Schrama, J. W. (1998): Influence of dietary factors on the pH and ammonia emissions of slurry from growing-finishing pigs. Journal of Animal Science 76 1123 – 12.

Canh, T. T.; Verstegen, M. W. A.; Aarnink, A. J.; Schrama, J. W. (1997): Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. Journal of Animal Science 75 700 – 706.

Carmona, G.; Christiansson, C. B.; Byrnes, B. H. (1990): Temperature and low concentration effects of the urease inhibitor *N*-(*n*-butyl) thiophosphoric triamide (nBTPT) on ammonia volatilization from urea. Soil Biology and Biochemistry 22 (7) 933 – 937.

Clemens, J.; Bergmann, S.; Vandr , R. (2002): Reduced ammonia emissions from slurry after self-acidification with organic supplements. Environmental Technology 23 (1) 429 – 435.

Connell, J. H.; Meyer, R. D.; Meyer, J. L.; Carlson, R. M. (1979): Gaseous ammonia losses following nitrogen fertilization. California Agriculture, 11 – 12.

Del Moro, S. K.; Sullivan, D. M.; Horneck, D. A. (2017): Ammonia volatilization from broadcast urea and alternative dry nitrogen fertilizers. Soil Science of America Journal 81 (6) 1629 – 1639.

DLG (2019a): Prüfberichte. Prüfgebiet „Innenwirtschaft“, Unterkategorie „Abluftreinigungssysteme“. (dlg.org/de/landwirtschaft/tests/suche-nach-pruefberichten/#!/p/3/u/95/1?locale=de; 02.11.2019)

DLG (2019b): Leitfaden zur nachvollziehbaren Umsetzung stark N-/P-reduzierter Fütterungsverfahren bei Schweinen. DLG-Merkblatt 418, Frankfurt am Main, 16 S.

Döhler, H. (1990): Laboratory and field experiments for estimating ammonia losses from pig and cattle slurry following application. In: Nielsen, V. C.; Voorburg, J. H.; L'Hermite, P. [Hg.]: Odour and ammonia emissions from livestock farming. Proceedings of a seminar held in Silsoe, United Kingdom 26 – 28 March 1990, 140 – 149.

Döhler, H. (2015): Ergebnisse deutscher Forschungsarbeiten über Ammoniakemissionen aus mineralischen Düngemitteln vor dem Hintergrund des nationalen Emissionsinventars. In: VDLUFA [Hg.] Kongressband 2015. Vorträge zum Generalthema Böden – Lebensgrundlage für Pflanze und Tier. Speyer, 141 – 148.

Döhler, H. (2017a): Pilotanlage zur Verarbeitung von Gülle und Gärresten für ein regionales Nährstoffmanagement zur Entlastung von Wirtschaftsdünger-Überschüssen in Südtirol. In: 10. Innovationskongress Biogas. Tagungsband 2017. Osnabrück, 137 – 143.

Döhler, H. (2017b): Manure processing plant in South Tyrol Italy. (www.biogas-wipptal.it/fileadmin/bio-gas/images/downloads/28_06_2017_Doehler_Aarhus.pdf; 12.11.2019)

Döhler, H. (2018a): Vortrag - Regionales Nährstoffmanagement mit Gärrestverarbeitungsverfahren zur Auflösung von Nährstoffüberhängen in Tierhaltungsregionen, Fortschritt Gülle und Gärrest 2018, Internationale Konferenz, IBBK, Schwäbisch Hall.

Döhler, H. (2018b): Gärrest zu Wasser. top agrar Ratgeber Düngeverordnung 2017, 76 – 77.

Döhler, H. (2019): Gülle- und Gärrestaufbereitung in Deutschland – Stand und Perspektiven. In: VDLUFA [Hg.] 131. VDLUFA-Kongress 10. – 13.09.2019. Verbraucherschutz als Herausforderung für die landwirtschaftliche Produktion. Speyer (in Druck)

Döhler, H.; Döhler, S.; Immel, L.; Häußermann, U.; Bach, M. (2019a): Zwischenbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 3717 53 258 0. Beschreibung und Umsetzung der nationalen BVT in der Intensivtierhaltung unter Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen (IRPP BREF) im Bereich Aufarbeitung von Gülle- und Gärresten. Berichtszeitraum 10/2017 – 07/2019. 38. S. (unveröffentlicht)

Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; Dämmgen, U.; Osterburg, B.; Lüttich, M.; Berg, W.; Brunsch, R. (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. UBA-Texte 05/02, Dessau, 307 S.

Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; Röbber, R.; Vandr , R.; Wulf, S. (2011): UN ECE-Luftreinhaltekonvention – Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen. UBA-Texte 79/2011, Dessau-Roßlau, 37. S.

Döhler, H.; Harder, E.; Kaupenjohann, M.; Auinger, C. (2019b): Tierwohlstall ohne Mist und Gülle mit Ammoniak-Niedrigstemissionen – Konzept und erste Ergebnisse zur emissionsarmen Behandlung der Exkremente. In: VDLUFA [Hg.] 131. VDLUFA-Kongress 10. – 13.09.2019. Verbraucherschutz als Herausforderung für die landwirtschaftliche Produktion. Speyer (in Druck)

Döhler, H.; Horlacher, D. (2010): Ammoniakemissionen organischer Düngemittel. In: KTBL [Hg.]: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL, Darmstadt, 51 – 71.

Doody, D. G.; Bailey, J. S.; Watson, C. J. (2013): Evaluating the evidence-base for the Nitrate Directive regulations controlling the storage of manure in field heaps. Review. Environmental Science and Policy 29 137 – 146.

du Preez, C. C.; Burger, R. T. (1987): Effect of application methods on ammonia volatilization from soils in a controlled environment. South African Journal of Plant and Soil 4 (2) 57 – 60.

DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV) vom 26. Mai 2017, BGBl. I, S. 1305.

Emerson, K.; Russo, R. C.; Lund, R. E.; Thurston, R. V. (1975): Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32 (12) 2379 – 2383.

Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; van den Weghe, H. (2011): Ammoniakemissionsfaktoren im landwirtschaftlichen Emissionsinventar — Teil 2: Geflügel und Mastschweine. *Landtechnik* 66 (1) 60 – 63.

Europäische Kommission, Generaldirektion Unternehmen und Industrie (2013): Minutes of the fertilizer working group meeting. 6th may 2013. Brüssel (ec.europa.eu/transparency/regexpert/index.cfm?do=groupDetail.groupDetailDoc&id=12902&no=5; 04.11.2019)

EG-RL 2001/81: Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, L 309, 22 – 30.

EU-RL 2010/75: Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung). *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 334, 17 – 119.

EU-RL 2016/2284: Richtlinie (EU) 2016/2284/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Oktober 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 244, 1 – 31.

EU-VO 2017/1262: Verordnung (EU) 2017/1262 der Kommission vom 12. Juli 2017 zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 142/2011 hinsichtlich der Verwendung von Gülle von Nutztieren als Brennstoff in Verbrennungsanlagen. *Amtsblatt der Europäischen Union* 2017, L 182 34 – 36.

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

Fontoura, S. M. V.; Bayer, C. (2010): Ammonia volatilization in no-till system in the south-central region of the State of Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34 (5) 1677 – 1684.

Forrestal, P. J.; Harty, M.; Carolan, R.; Lanigan, G. J.; Watson, C. J.; Laughlin, R. J.; McNeill, G.; Chambers, B. J.; Richards, K. G. (2016): Ammonia emissions from urea, stabilized urea and calcium ammonium nitrate: insights into loss abatement in temperate grassland. *Soil Use and Management* 32 92 – 100.

Frandsen, T. Q.; Schelde, K. M. (2007): Gylleforsuring Infarm A/S. Orienterende undersøgelse af anlægget hos en række landmænd i samarbejde med Infarm A/S. *FarmTest*. Bygninger nr. 41. 2. Auflage. Aarhus. 32. S.

Goebel, M. E.; Henke, C.; Peters, N.; Mannheim, T.; Koch, D. (2019): Controlled release fertilizer: Konzept und Anwendung getestet im Gefäßversuch. In: VDLUFA [Hg.]: 131. VDLUFA-Kongress Giessen. 10. – 13.09.2019 Verbraucherschutz als Herausforderung für die landwirtschaftliche Produktion. Kurzfassungen. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 172 S.

Griffing, E. M.; Overcash, M.; Westerman, P. (2007): A review of gaseous ammonia emissions from slurry pits in pig production systems. *Biosystems Engineering* 97 (3) 295 – 312.

Grimm, E. (2010): Abluftreinigung in der Schweinehaltung – Verfahren, Einsatzbereiche, Leistungen und Kosten. Darmstadt. 6. S.

Groenestein, C. M.; Smits, M. C. J.; Huijsmans, J. F. M.; Oenema, O. (2011) Measures to reduce ammonia emissions from livestock manures; now, soon and later. *Wageningen Livestock Research Report* 488, Wageningen, 66 S.

- Habtewold, J.; Gordon, R.; Sokolov, V.; VanderZaag, A.; Wagner-Riddle, C.; Dunfield, K. (2018): Reduction of methane emissions from acidified dairy slurry is related to inhibition of *Methanosarcina* species. *Frontiers in Microbiology* 9 1 – 12.
- Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B. (2018): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2016. Report zu Methoden und Daten (RMD), Berichterstattung 2018. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 57, 424 S.
- Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Abschlussbericht. UBA-Texte 131/2019. Dessau-Roßlau. 167 S.
- Hagenkamp-Korth, F.; Häußermann, A.; Hartung, E. (2015a): Effect of urease inhibitor application on urease activity in three different cubicle housing systems under practical conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202 168 – 177.
- Hagenkamp-Korth, F.; Häußermann, A.; Hartung, E.; Reinhardt-Hanisch, A. (2015b): Reduction of ammonia emissions from dairy manure using novel urease inhibitor formulations under laboratory conditions. *Biosystems Engineering* 130 43 – 51.
- Hagenkamp-Korth, F.; Ohl, S.; Hartung, E. (2015c): Effects on the biogas and methane production of cattle manure treated with urease inhibitor. *Biomass and Bioenergy* 75 75 – 82.
- Hahne, J. (2011): Entwicklung der Abluftreinigung in der Tierhaltung in Deutschland. *Landtechnik* 66 (4) 289 – 293.
- Hahne, J. (2012): Abluftreinigung – ein Weg zu einer emissionsarmen Tierhaltung. *Forschungsreport Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz* (1) 16 – 19.
- Hahne, J.; Arends, F.; Beverborg, R.; Niehoff, A.-L.; Bönsch, S.; Hortmann-Scholten, A. (2016): Aktuelle Entwicklung Kosten-Nutzenanalyse und Vollzugsempfehlungen für den Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung. UBA-Texte 61/2016, Dessau-Roßlau, 132 S.
- Hempel, S.; Saha, Ch. K.; Fiedler, M.; Berg, W.; Hansen, Ch.; Amon, B.; Amon, T. (2016): Non-linear temperature dependency of ammonia and methane emissions from a naturally ventilated dairy barn. *Biosystems Engineering* 145 10 – 21.
- Hilhorst, M. A.; Melse, R. W.; Willers, H. C.; Groenestein, C. M.; Monteny, G. J. (2002): Reduction of methane emissions from manure. In: van Ham, J.; Baede, A. P. M.; Guichert, R.; Williams-Jacobse, J. G. F. M. [Hg.]: *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control options and policy aspects. Proceedings of the Third International Symposium, Maastricht, Netherlands, 21–23 January 2002*, S. 435 – 440.
- Hjorth, M.; Christensen, K. V.; Christensen, M. L.; Sommer, S. G. (2010): Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice: A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30 153 – 180.
- Hjorth, M.; Cocolo, G.; Jonassen, K.; Abildgaard, L.; Sommer, S. G. (2015): Continuous in-house acidification affecting animal slurry composition. *Biosystems Engineering* 132 56 – 60.
- Hou, Y.; Velthof, G. L.; Oenema, O. (2015): Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Global change biology* 21 (3) 1293 – 1312.
- Hristov, A. N.; Oh, J.; Lee, Ch.; Meinen, R.; Montes, F.; Ott, T.; Firkins, J.; Rotz, A.; Dell, C.; Adesogan, A.; Yang, W.; Tricarico, J.; Kebreab, E.; Waghorn, G.; Dijkstra, J.; Oosting, S. (2013): Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production. A review of technical options for non-CO₂ emissions. *FAO animal production and health paper* 177. Rom, 226 S.

- Huijsmans, J. F. M.; Schröder, J. J.; Mosquera, J.; Vermeulen, G. D.; Berge, H. F. M. ten; Neeteson, J. J. (2016): Ammonia emissions from cattle slurries applied to grassland: should application techniques be reconsidered? *Soil Use and Management* 32 109 – 116.
- Immel, L. (2019): Stand des Wissens über die Vermeidung und Verminderung der Ammoniakemissionen in der Tierhaltung (Schweine, Rinder, Geflügel) und beim Düngungsmanagement. Masterarbeit an der Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt, Justus-Liebig-Universität Gießen, 259 S.
- Jones, C. A.; Koenig, R. T.; Ellsworth, J. W.; Brown, B.; Jackson, G. D. (2007): Management of urea fertilizer to minimize volatilization (<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.579.902&rep=rep1&type=pdf>; 13.09.2019)
- Kai, P.; Pedersen, P.; Jensen, J. E.; Hansen, M. N.; Sommer, S. G. (2008): A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28 (2) 148 – 154.
- Kaupenjohann, M.; Schnug, E.; Haneklaus, S.; Döhler, H. (2019): UNECE CLRTAP/TRFN. Gutachten zur Anwendung von Minderungstechniken für Ammoniak durch „Ansäuerung von Gülle“ und deren Wirkungen auf Boden und Umwelt. UBA-Texte, Dessau-Roßlau, 59 S. (in Druck)
- Ko, T. G.; Lee, J. H.; Kim, B. G.; Min, T. S.; Cho, S. B.; Han, I. K.; Kim, Y. Y. (2004): Effects of phase feeding and sugar beet pulp on growth performance, nutrient digestibility, blood urea nitrogen, nutrient excretion and carcass characteristics in finishing pigs. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 17 (8) 1150 – 1157.
- Koger, J. B.; O'Brien, B. K.; Burnette, R. P.; Kai, P.; van Kempen, M. H. J. G.; van Heugten, E.; van Kempen, T. A. T. G. (2014): Manure belts for harvesting urine and feces separately and improving air quality in swine facilities. *Livestock Science* 162. 214 – 222.
- KTBL; Thünen-Institut [Hg.] (o. J.): Maßnahmen zur Reduzierung von NH₃-Emissionen und ihre Bewertung. Darmstadt, Braunschweig. 6 S. (unveröffentlicht)
- Leinker, M. (2007): Entwicklung einer Prinzipiellösung zur Senkung von Ammoniakemissionen aus Nutztierställen mit Hilfe von Ureaseinhibitoren, Dissertation, Halle (Saale), Wittenberg, 268 S.
- McCorry, D. F.; Hobbs, P. J. (2001): Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock waste: A review. *Journal of Environmental Quality* 30 345 – 355.
- Mendes, L. B.; Pieters, J. G.; Snoek, D.; Ogink, N. W. M.; Brusselman, E.; Demeyer, P. (2017): Reduction of ammonia emissions from dairy cattle cubicle houses via improved management- or design-based strategies: A modeling approach. *The Science of total Environment* 574 520 – 531.
- Misselbrook, T. H. (2005): Ammonia losses from manure. NJF Seminar No. 372 Manure – An agronomical and environmental challenge, Skurup, Sweden 5. – 6. September 2005.
- Misselbrook, T. H.; Hunt, J.; Perazzolo, F.; Provololo, G. (2016): Greenhouse gas and ammonia emissions from slurry storage: Impacts of temperature and potential mitigation through covering (pig slurry) or acidification (cattle slurry). *Journal of Environmental Quality* 45 (5) 1520 – 1530.
- Monteney, G. J.; Erisman, J. W. (1998): Ammonia emission from dairy cow buildings: A review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 46 225 – 247.
- Ndegwa, P. M.; Hristov, A. N.; Arogo, J.; Sheffield, R. E. (2008): A review on ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Engineering* 100 (4) 453 – 469.
- Offermann, F.; Banse, M.; Freund, F.; Haß, M.; Kreins, P.; Laquai, V.; Osterburg, B.; Pelikan, J.; Rösemann, C.; Salamon, P. (2018): Thünen-Baseline 2017 – 2027: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen-Report 56, 116 S.

- Osterburg, B. (2018) E-Mail vom 7. August 2018 zu den NH₃-Emissionsfaktoren von AHL und Harnstoff bei Einsatz von Ureaseinhibitoren und Einarbeitung von Harnstoff.
- Osterburg, B.; Rösemann, C.; Fuß, R.; Wulf, S. (2018): Reduktionsziele. Ammoniak geht alle an. DLG-Mitteilungen 4/2018, 14 – 27.
- Pacholski, A. (2018): Modelling ammonia emissions from urea and organic fertilizers – potentials and challenges. In: Döhler, H.; Kaupenjohann, M.; Schmidhalter, U. [Hg.] NIFLUM –Nitrogen Flux Method Evaluation– Outcomes and Recommendations of an International Expert Workshop. UBA-Texte 44/2018, Dessau-Roßlau, 40 – 41.
- Pan, B.; Lam, S. K.; Moiser, A.; Luo, Y.; Chen, D. (2016): Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232 (1) 283 – 289.
- Pardo, G.; Moral, R.; Aguilera, E.; Del Prado, A. (2015): Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology* 21 (3) 1313 – 1327.
- Petersen, S. O.; Andersen, A. J.; Eriksen, J. (2012): Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *Journal of Environmental Quality* 41 (1) 88 – 94.
- Philippe, F.-X.; Cabaraux, J.-F.; Nicks, B. (2011): Ammonia emissions from pig houses. Influencing factors and mitigation techniques. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141 (3 – 4) 245 – 260.
- Pomar, C.; Pomar, J.; Dubeau, F.; Joannopoulos, E.; Dussault, J.-P. (2014): The impact of daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen and phosphorus excretion, and feed costs in growing-finishing pigs. *Animal* 8 (5) 704 – 713.
- Prasertsak, P.; Freney, J. R.; Denmead, O. T.; Saffigna, P. G.; Prove, B. G.; Reghenzani, J. R. (2002): Effect of fertilizer placement on nitrogen loss from sugarcane in tropical Queensland. *Nutrient Cycling in Agriculture*, 62, 229 – 239.
- Preece, S. L. M.; Cole, A. N.; Todd, R. W.; Auvermann, B. W. (2011): Ammonia emissions from cattle feeding operations. (aglifesciences.tamu.edu/baen/wp-content/uploads/sites/24/2017/01/E-632.-Ammonia-Emissions-from-Cattle-Feeding-Operations.pdf; 28.08.2019)
- Rawluk, C. D. L.; Grant, C. A.; Racz, G. J. (2001): Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT. *Canadian Journal of Soil Science* 81 (2) 239 – 246.
- Rech, I.; Polidoro, J. C.; Pavinato, P. S. (2017): Additives incorporated into urea to reduce nitrogen losses after application to the soil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 52 (3) 194 – 204.
- Reis, S.; Howard, C.; Sutton, M. A. (2015): Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits. Springer Netherlands, Dordrecht. 292 S.
- Roberts, S. A.; Xin, H.; Kerr, B. J.; Russell, J. R.; Bregendahl, K. (2007): Effects of dietary fiber and reduced crude protein on ammonia emission from laying-hen manure. *Poultry Science* 86 1625 – 1632.
- Rochette, P.; Angers, D. A.; Chantigny, M. H.; Gasser, M.-O.; MacDonald, J. D.; Pelster, D. E.; Bertrand, N. (2013a): Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? *Journal of Environmental Quality* 42 (6) 1635 – 1642.
- Rochette, P.; Angers, D. A.; Chantigny, M. H.; Gasser, M.-O.; MacDonald, J. D.; Pelster, D. E.; Bertrand, N. (2013b): NH₃ volatilization, soil concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. *Canadian Journal of Soil Science* 93 (2) 261 – 268.
- Rochette, P.; MacDonald, J. D.; Angers, D. A.; Chantigny, M. H.; Gasser, M.-O.; Bertrand, N. (2009): Banding of urea increased ammonia volatilization in a dry acidic soil. *Journal of Environment Quality* 38 (4) 1383 – 1390.

- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Freibauer, A.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Bauer, B.; Osterburg, B. (2015): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2013. Report zu Methoden und Daten (RMD), Berichterstattung 2015. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 27, 372 S.
- Rong, L.; Liu, D.; Pedersen, E. F.; Zhang, G. (2014): Effect of climate parameters on air exchange rate and ammonia and methane emissions from a hybrid ventilated dairy cow building. *Energy and Buildings* 82 632 – 643.
- Satter, L. D.; Klopfenstein, T. J.; Erickson, G. E. (2002): The role of nutrition in reducing output from ruminants. *Journal of Animal Science* 80: Issue E-suppl_2, E143 – E156.
- Scheurer, M.; Brauch, H.-J.; Schmidt, C. K.; Sacher, F. (2016): Occurrence and fate of nitrification and urease inhibitors in the aquatic environment. *Environmental Sciences: Processes & Impacts* 18 (1) 999 – 1010.
- Schinner, F.; Sonnleitner, R. (1997): Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik. Band III: Pflanzenschutzmittel, Agrarhilfsstoffe und organische Umweltchemikalien. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. 386 S.
- Schmidhalter, U. (2018): Referencing ammonia losses from fertilizer application. In: Döhler, H.; Kaupenjohann, M.; Schmidhalter, U. [Hg.] NIFLUM –Nitrogen Flux Method Evaluation– Outcomes and Recommendations of an International Expert Workshop. UBA-Texte 44/2018, Dessau-Roßlau, 53 – 55.
- Schuba, J.; Südekum, K.-H. (2012): Pansengeschützte Aminosäuren in der Milchkuhfütterung unter besonderer Berücksichtigung von Methionin und Lysin. *Übersichten zur Tierernährung* 40 113 – 149.
- Sindhøj, E.; Rodhe, L. (2013): Examples for implementing manure processing technology at farm level. Report 412, Agriculture & Industry. JTI –Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering. Uppsala, Sweden. 56 S.
- Singh, A.; Casey, K. D.; King, W. D.; Pescatore, A. J.; Gates, R. S.; Ford, M. J. (2009): Efficacy of urease inhibitor to reduce ammonia emission from poultry houses. *The Journal of Applied Poultry Research*, 18 (1) 34 – 42.
- Soares, J. R.; Cantarella, H.; Menegale, M. L. d. C. (2012): Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. *Soil Biology and Biochemistry* 52 82 – 89.
- Søgaard, H. T.; Sommer, S. G.; Hutchings, N. J.; Huijsmans, J. F. M.; Bussink, D. W.; Nicholson, F. (2002): Ammonia volatilization from field-applied animal slurry - the ALFAM model. *Atmospheric Environment* 36 3309 – 3319.
- Spott, O.; Kreuter, T.; Schuster, C. (2018): Ammonia loss from Urea and CAN after application to winter wheat and winter oilseed rape – Results of Calibrated Passive Sampling (CPS). In: Döhler, H.; Kaupenjohann, M.; Schmidhalter, U. [Hg.] NIFLUM –Nitrogen Flux Method Evaluation– Outcomes and Recommendations of an International Expert Workshop. UBA-Texte 44/2018, Dessau-Roßlau, 48 – 50.
- Swiestra, D.; Braam, C. R.; Smits, M. C. (2001): Grooved floor system for cattle housing: Ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture* 17 (1) 85 – 90.
- Umweltbundesamt (2019): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 – 2017. Endstand: 15.02.2019 (https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/2019-02-15_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_luft_v1.3_final.xlsx; 04.10.2019)
- van der Heyden, C.; Demeyer, P.; Volcke, E. I. P. (2015): Mitigating emissions from pig and poultry housing facilities through air scrubbers and biofilters: State-of-the-art and perspectives. *Biosystems Engineering* 134 74 – 93.
- Wesnaes, M.; Hamelin, L.; Wenzel, H. (2013): Life cycle inventory & Assessment Report: Cooling of manure, applied to fattening pigs slurry, Denmark. 52 S.
- Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags (2016): Auswirkungen des Einsatzes von Nitrifikations- und Ureasehemmern in der Landwirtschaft. Sachstand. Aktenzeichen WD 8 - 3000 - 079/16. Berlin. 19 S.

Zanin, L.; Tomasi, N.; Zamboni, A.; Varanini, Z.; Pinton, R. (2015): The urease inhibitor NBPT negatively affects DUR3-mediated uptake and assimilation of urea in maize roots. *Frontiers in Plant Science* 6 (1) 1 – 12.

A Zusammenstellung der Aktivitätsdaten

A.1 Klein- und Kleinstbetriebe

Tabelle 12: Mengengerüst der Tierbestände^a, Landwirtschaftsfläche und Mineraldüngermengen^b insgesamt und in Klein- und Kleinstbetrieben

Anzahl der Tiere in 1000, Landwirtschaftlich genutzte Fläche in 1000 ha LF, Mineraldüngermenge in Gg N und Anteil von insgesamt in Prozent

Kategorie	Bestand insgesamt	Davon in Kleinbetrieben ^c (in % von insgesamt)		Davon in Kleinstbetrieben (in % von insgesamt)	
Milchkühe	4.284,6	158,8	(3,71)	22,7	(0,53)
Kälber	1.316,6	64,5	(4,90)	18,2	(1,38)
Färsen	4.224,7	210,0	(4,97)	66,5	(1,57)
Mutterkühe	681,3	104,2	(15,29)	50,5	(7,41)
Mastrinder	2.042,9	89,9	(4,40)	26,8	(1,31)
Zuchtbullen	85,3	12,0	(14,07)	5,5	(6,45)
Sauen	1.973,5	35,8	(1,81)	10,2	(0,52)
Aufzuchtferkel	5.254,4	289,3	(3,19)	58,9	(0,94)
Mastschweine	15.725,4	223,1	(1,89)	65,6	(0,56)
Eber	25,2	0,5	(1,98)	0,1	(0,40)
Legehennen	50.619,3	2.325,3	(4,59)	995,1	(1,97)
Broiler	94.909,4	304,6	(0,32)	62,9	(0,07)
Junghennen	13.828,3	263,0	(1,90)	33,4	(0,24)
Gänse	400,8	81,2	(20,26)	39,1	(9,76)
Enten	2.410,8	102,5	(4,25)	33,3	(1,38)
Männliche Puten	7.051,9	346,6	(4,91)	33,6	(0,48)
Weibliche Puten	5.606,5	275,7	(4,92)	26,7	(0,48)
Schafe ohne Lämmer	1.172,4	251,5	(21,45)	197,7	(16,86)
Lämmer	694,5	149,9	(21,58)	117,8	(16,96)
Ziegen	135,9	13,9	(10,23)	6,9	(5,08)
Großpferde	341,5	119,2	(34,90)	54,4	(15,93)
Kleinpferde und Ponys	106,9	37,4	(34,99)	17,1	(16,00)
Landwirtschaftlich genutzte Fläche	16.658,9	1.208,3	(7,25)	1.208,3	(7,25)
Mineraldünger	1.710,6	124,1	(7,25)	124,1	(7,25)

^a im Jahr 2015

^b im Jahr 2016

^c Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Quelle zu Tabelle 12:

(1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

(2) eigene Berechnungen

Tabelle 13: Biogassubstratmengen; insgesamt sowie in Klein- und Kleinstbetrieben in den Jahren 2020, 2025 und 2030

Werte in Gg N

Biogassubstratkategorie	insgesamt			Kleinbetriebe ^a			Kleinstbetriebe		
	2020	2025	2030	2020	2025	2030	2020	2025	2030
Tierische Exkremente und Einstreu	191,2	192,0	189,9	7,3	7,4	7,3	1,7	1,7	1,7
Energiepflanzen	295,3	269,2	265,8	10,9	10,3	10,2	2,5	2,4	2,3

^a Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Tabelle 14: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren und Anteil der Weidezeiten von Rindern in Klein- und Kleinstbetrieben

Werte für die Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren in Prozent der Tierplätze; Werte für die Weidezeit in Prozent der Zeit pro Jahr

Haltungssystem	Milchvieh		Färsen		Mastrinder		Mutterkühe		Zuchtbullen	
	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb
Anbindestall, strohbasiert	30	38	29	36	22	28	44	50	40	46
Anbindestall, güllebasiert	49	38	20	17	22	19	9	7	14	12
Laufstall, strohbasiert	4	5	26	25	–	–	–	–	29	27
Laufstall, güllebasiert	17	18	25	23	33	32	7	6	17	15
Tiefstreu	0	0	–	–	–	–	41	37	–	–
Schrägboden	–	–	–	–	23	22	–	–	–	–
Weidezeit	11	11	32	35	5	6	61	64	48	51

Kleinb = Kleinbetriebe, Kleinstb = Kleinstbetriebe

^a Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Quelle zu Tabelle 14:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 15: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Schweinen in Klein- und Kleinstbetrieben

Werte in Prozent der Tierplätze

Haltungssysteme	Sauen/Eber		Aufzuchtferkel/ Mastschweine	
	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb
Vollspaltenboden, güllebasiert	–	–	57	54
Teilspaltenboden, güllebasiert	–	–	33	35
planbefestigter Boden mit Einstreu	–	–	4	4
Tiefstreu	–	–	6	7
strohbasierte Systeme	44	45	–	–
güllebasierte Systeme	56	55	–	–

Kleinb = Kleinbetriebe, Kleinstb = Kleinstbetriebe

^a Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Quelle zu Tabelle 15:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 16: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in Klein- und Kleinstbetrieben

Werte in Prozent der Tierplätze

Haltungssysteme	Legehennen		anderes Geflügel	
	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb
Kleingruppen	35	49	–	–
Bodenhaltung/Volieren	41	33	100	100
Freilandhaltung/Ökologische Haltung	24	19	–	–

Kleinb = Kleinbetriebe, Kleinstb = Kleinstbetriebe

^a Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Quelle zu (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

(2) eigene Berechnungen

Tabelle 16:

(1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

(2) eigene Berechnungen

Tabelle 17: Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Gülle in Klein- und Kleinstbetrieben

Werte in Prozent der Stickstoffmenge zu Beginn der Lagerung

Lagerverfahren	Rindergülle		Schweinegülle	
	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb
Offene Güllelager	7	7	12	15
Feste Abdeckung	35	32	37	35
Schwimmschicht	20	23	22	21
Strohhäckselabdeckung	1	0	3	3
Gülle Keller, > 1 Monat	38	38	32	32

Kleinb = Kleinbetriebe, Kleinstb = Kleinstbetriebe

^a Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Quelle zu (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

(2) eigene Berechnungen

Tabelle 17:

(1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

(2) eigene Berechnungen

Tabelle 18: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Gülle in Klein- und Kleinstbetrieben

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	Rindergülle				Schweinegülle			
	Kleinb ^b		Kleinstb		Kleinb ^b		Kleinstb	
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	16		14		11		9	
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	16		14		7		8	
Breitverteiler, Dauergrünland ^a	31	0	31	0	9	0	8	0
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	0		0		8		8	
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	0		0		4		4	
Schleppschlauch, kurzer Bewuchs	4		5		0		0	
Schleppschlauch, Dauergrünland ^a	4	0	4	0	2	0	2	0
Schleppschuh ^a	27	61	28	63	53	64	54	64
Schlitzverfahren	2		2		2		4	
Grubber- und Injektionsverfahren	1		1		4		4	

Kleinb = Kleinbetriebe, Kleinstb = Kleinstbetriebe

^a linke Spalte: 2020, rechte Spalte 2025 und 2030

^b Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Quelle zu Tabelle 18:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 19: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Festmist (nach Tierarten) in Klein- und Kleinstbetrieben

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Menge Stickstoff in unvergorenem Festmist

Ausbringverfahren	Rinder		Schweine		Geflügel		Schafe/Ziegen/Pferde	
	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb	Kleinb ^a	Kleinstb
Breitverteiler, ohne Einarbeitung	2	2	2	2	60	61	59	58
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	5	5	7	7	0	0	0	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	15	15	13	14	30	29	20	20
Breitverteiler, Einarbeitung < 12 h	21	22	21	22	10	10	21	22
Breitverteiler, Bewuchs, Dauergrünland	57	56	57	56	–	–	–	–

Kleinb = Kleinbetriebe, Kleinstb = Kleinstbetriebe

^a Kleinbetriebe schließen die Kleinstbetriebe mit ein

Quelle zu (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

(2) eigene Berechnungen

Tabelle 19:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

A.2 IED- und BImSchV-Betriebe

Tabelle 20: Mengengerüst der Tierbestände^a insgesamt und in BImSchV-Betrieben (G-Anlagen, G+V-Anlagen und 2/3 der Grenze der G+V-Anlagen)

Anzahl der Tiere in 1000 und Anteil von insgesamt in Prozent

Kategorie	Bestand insgesamt	G-Anlagen (in % von insgesamt)		G+V-Anlagen (in % von insgesamt)		2/3 der unteren Grenze der V-Anlagen	
Milchkühe	4.284,6			413,4	(9,6)		
Kälber	1.316,6			123,8	(9,4)		
Färsen	4.224,7			252,8	(6,0)		
Mutterkühe	681,3						
Mastrinder	2.042,9			97,5	(4,8)		
Zuchtbullen	85,3			1,1	(1,3)		
Sauen	1.973,5	882,3	(44,7)	1.069,4	(54,2)	1.370,4	(69,4)
Aufzuchtferkel	5.254,4	1.769,1	(33,7)	2.406,1	(45,8)	3.974,7	(75,6)
Mastschweine	15.725,4	3.136,2	(19,9)	4.265,4	(27,1)	7.046,1	(44,8)
Eber	25,2						
Legehennen	50.619,3	30.705,0	(60,7)	43.093,1	(85,1)	46.338,9	(91,5)
Broiler	94.909,4	78.602,2	(82,8)	88.074,0	(92,8)	91.853,3	(96,8)
Junghennen	13.828,3	10.097,5	(73,0)	11.358,1	(82,1)	12.228,8	(88,4)
Gänse	400,8						
Enten ^b	2.410,8	495,9	(20,6)				
Männliche Puten	7.051,9	1.969,3	(27,9)	5.214,4	(73,4)	6.356,3	(90,1)
Weibliche Puten	5.606,5	1.566,3	(27,9)	4.147,2	(73,4)	5.055,4	(90,1)
Schafe ohne Lämmer	1.172,4						
Lämmer	694,5						
Ziegen	135,9						
Großpferde	341,5						
Kleinpferde und Ponys	106,9						

^a im Jahr 2015

^b Enten sind nicht in der 4. BImSchV geregelt, Szenario unter Annahme der für andere Geflügelarten geltenden oberen Grenze von 40.000 Haltungsplätzen

Quelle zu Tabelle 20:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 21: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Schweinen in BImSchV-Betrieben

Werte in Prozent der Tierplätze

Haltungssystem	Sauen/Eber			Aufzuchtferkel/Mastschweine		
	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.
Vollspaltenboden, güllebasiert	–	–	–	73	74	75
Teilspaltenboden, güllebasiert	–	–	–	26	25	23
planbefestigter Boden mit Einstreu	–	–	–	1	1	1
Tiefstreu	–	–	–	1	1	1
strohbasierende Systeme	2	3	4	–	–	–
güllebasierte Systeme	98	97	96	–	–	–

Quelle zu Tabelle 21:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 22: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in BImSchV-Betrieben

Werte in Prozent der Tierplätze

Haltungssystem	Legehennen			anderes Geflügel		
	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.
Kleingruppen	17	17	17	–	–	–
Bodenhaltung/ Volieren	74	68	67	100	100	100
Freilandhaltung/ ökologische Haltung	9	15	16	–	–	–

Quelle zu (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 22:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 23: Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Schweinegülle in BImSchV-Betrieben

Werte in Prozent der Stickstoffmenge zu Beginn der Lagerung in unvergorener Gülle

Lagerverfahren	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.
Offene Lager	10	10	10
Feste Abdeckung	23	24	24
Schwimmdecke	28	28	28
Folienabdeckung	0	0	0
Strohhäckselabdeckung	7	7	6
Gülle Keller > 1 Monat	32	32	32

Quelle zu Tabelle 23:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 24: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinegülle in BImSchV-Betrieben

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	G-Anlagen		G+V-Anlagen		2/3 der unt. Grenze der V-Anl.	
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	5		5		7	
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	4		4		4	
Breitverteiler, Dauergrünland ^a	1	0	2	0	2	0
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	10		10		9	
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	7		6		5	
Schleppschlauch, Dauergrünland ^a	2	0	2	0	2	0
Schleppschuh ^a	53	56	56	60	61	64
Schlitzverfahren und Injektionsverfahren	6		5		4	
Güllegrubber	13		10		7	

^a linke Spalte: 2020, rechte Spalte 2025 und 2030

Quelle zu (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 24:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 25: Häufigkeitsverteilung der Festmistausbringverfahren für Schweinemist und Geflügelkot in BImSchV-Betrieben

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorenem Festmist/Geflügelkot

Ausbringverfahren	Schweinefestmist			Geflügelkot		
	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.
Breitverteiler, ohne Einarbeitung	0	1	1	22	27	28
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	22	20	21	0	0	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	44	40	44,3	70	63	63
Breitverteiler, Einarbeitung < 12 h	30	33	27	8	9	9
Breitverteiler, Bewuchs und Dauergrünland	5	6	7	–	–	–

Quelle zu Tabelle 25:

- (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)
- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 26: Anteil der Schweine in Ställen mit Abluftreinigungsanlagen in BImSchV-Betrieben

Werte in Prozent der Tierplätze

Ausbringverfahren	güllebasierte Systeme			insgesamt		
	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.	G-Anlagen	G+V-Anlagen	2/3 der unt. Grenze der V-Anl.
Sauen	3,72	3,91	4,14	3,63	3,79	3,96
Aufzuchtferkel	18,51	12,63	11,01	18,21	12,39	10,76
Mastschweine	9,48	12,79	11,19	9,33	12,55	10,94

Quellen zu (1) FDZ der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (2018)

- (2) eigene Berechnungen

Tabelle 26:

- (1) Hahne (2011)
- (2) Hahne et al. (2016)

A.3 Szenarien

Tabelle 27: Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Rindergülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der zu Beginn der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Lagerverfahren	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Offene Lager	5	0	0	0	0
Feste Abdeckung	13	29	29	29	29
Schwimmdecke	18	0	0	0	0
Folienabdeckung	24	33	33	52	33
Strohhäckselabdeckung	1	0	0	0	0
Gülle Keller > Monate	38	38	38	19	38

Tabelle 28: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Rindergülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	5	0	0	0	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	5	0	0	0	0
Breitverteiler, Dauergrünland ^a	7	0	0	0	0
Schleppschlauch, ohne Einarbeitung	0	0	0	0	0
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	11	23	23	23	23
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	6	0	0	0	0
Schleppschlauch, Dauergrünland ^a	7	0	0	0	0
Schleppschuh ^a	25	0	22	0	22
Schlitzverfahren und Injektionsverfahren	12	2	24	74	2
Güllegrubber	22	3	3	3	3
Schleppschuh, Ansäuerung	–	50	50	–	50

^a linke Spalte: 2020, rechte Spalte 2025 und 2030

Tabelle 29: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der Tierplätze

Stallhaltungs-verfahren	Legehennen					Anderes Geflügel				
	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Kleingruppen	–	–	–	–	–	64	71	71	71	71
Bodenhaltung/ Volieren	–	–	–	–	–	21	23	23	23	23
Freilandhaltung/ ökologische Haltung	–	–	–	–	–	1	5	5	5	5

Tabelle 30: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Schweinen in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der Tierplätze

Stallhaltungs-ver-fahren	Sauen/Eber					Aufzuchtferkel/Mastschweine				
	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Vollspaltenboden, güllebasiert	–	–	–	–	–	64	71	71	71	71
Teilspaltenboden, güllebasiert	–	–	–	–	–	21	23	23	23	23
Planbefestigter Boden mit Einstreu	–	–	–	–	–	1	5	5	5	5
Tiefstreu	–	–	–	–	–	1	2	2	2	2
Strohbasier-te Systeme	3	14	14	14	14	–	–	–	–	–
Güllebasier-te Systeme	89	86	86	86	86	–	–	–	–	–
Güllebasier-te Systeme mit nicht spezifizierten Maßnahmen	8	–	–	–	–	13	–	–	–	–

Tabelle 31: Häufigkeitsverteilung der Stallhaltungsverfahren von Geflügel in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der Tierplätze

Stallhaltungs-ver-fahren	Legehennen					Anderes Geflügel				
	TA Luft 50	NECC1 ^a	NECC2 ^a	NECC3 ^a	NECC4 ^a	TA Luft 50	NECC1 ^a	NECC2 ^a	NECC3 ^a	NECC4 ^a
Kleingruppen	17	10	10	10	10	–	–	–	–	–
Bodenhaltung/ Volieren	63	63	63	63	63	94	100	100	100	100
Freilandhaltung/ ökologische Haltung	14	27	27	27	27	–	–	–	–	–
unspezifische Maßnahmen im Stall	8	–	–	–	–	6	–	–	–	–

^a unverändert gegenüber der IST-Situation

Tabelle 32: Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren für Schweinegülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der zu Beginn der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Lagerverfahren	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Offene Lager	5	0	0	0	0
Feste Abdeckung	24	26	26	26	26
Schwimmdecke	14	0	0	0	0
Folienabdeckung	22	42	42	58	42
Strohhäckselabdeckung	3	0	0	0	0
Gülle Keller > Monate	32	32	32	16	32

Tabelle 33: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinegülle in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	5	0	0	8	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	4	0	0	5	0
Breitverteiler, Dauergrünland ^a	2	0	0	2	0
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	10	25	25	8	25
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	6	0	0	4	0
Schleppschlauch, Dauergrünland ^a	2	0	0	2	0
Schleppschuh ^a	56	60	18	64	68
Schlitzverfahren und Injektionsverfahren	5	3	3	3	3
Güllegrubber	10	4	4	4	4
Schleppschuh, Ansäuerung	–	50	50	–	50

^a linke Spalte: 2020, rechte Spalte 2025 und 2030

Tabelle 34: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinefestmist und Geflügelkot in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorenem Festmist

Ausbringverfahren	Schweinefestmist					Geflügelkot				
	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Breitverteiler, ohne Einarbeitung	1	0	0	0	0	27	0	0	0	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	20	72	72	72	72	0	100	100	100	100
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	40	0	0	0	0	73	0	0	0	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 12 h	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Breitverteiler, Vegetation/Dauer-grünland	6	28	28	28	28	–	–	–	–	–

Tabelle 35: Anteil der Schweine in Ställen mit güllebasierten Systemen mit Abluftreinigungsanlagen in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der Tierplätze

Schweinekategorie	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Sauen	42,25	4,64	4,64	4,64	4,64
Aufzuchtferkel	40,27	6,99	6,99	6,99	6,99
Mastschweine	43,68	6,01	6,01	6,01	6,01

Tabelle 36: Anteil des Geflügels in Ställen mit Abluftreinigungsanlagen in den Szenarien TA Luft 50, NECC1, NECC2, NECC3 und NECC4

Werte in Prozent der Tierplätze

Lagerverfahren	TA Luft 50	NECC1	NECC2	NECC3	NECC4
Legehennen	33,30	0	0	0	0
Broiler	45,78	0	0	0	0
Junghennen	45,72	0	0	0	0
Enten	0	0	0	0	0
Gänse	–	–	–	–	–
Puten, m.	0	0	0	0	0
Puten, w.	0	0	0	0	0

A.4 Maßnahmen

Tabelle 37: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Rindergülle in den Maßnahmen 1a, 1b, 2b, 3a, 3b und 3c zur Wirtschaftsdüngerausbringung

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	1a		1b		2b		3a		3b		3c
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	0		0		11		11		11		11
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	0		0		0		8		8		8
Breitverteiler, Dauergrünland ^a	45	0	45	0	45	0	0		2		0
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	23		23		2		2		2		2
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	0		0		2		2		2		2
Schleppschlauch, kurzer Bewuchs	0		5		0		0		0		0
Schleppschlauch, Dauergrünland ^a	3	0	3	0	3	0	2	0	0		2
Schleppschuh ^a	24	72	24	72	0		72		0		22
Schlitzverfahren und Injektionsverfahren	2		2		3		2		74		2
Güllegrubber	3		3		4		3		3		3
Schleppschuh, Ansäuerung	–		–		–		–		–		50

^a linke Spalte: 2020, rechte Spalte 2025 und 2030

Tabelle 38: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Schweinegülle in den Maßnahmen 1a, 1b, 2b, 3a, 3b und 3c zur Wirtschaftsdüngerausbringung

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	1a		1b		2b		3a	3b	3c
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	0		0		8		8	8	8
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	0		0		5		5	5	5
Breitverteiler, Dauergrünland ^a	2	0	2	0	2	0	0	0	0
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	25		25		8		8	8	8
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	0		0		4		4	4	4
Schleppschlauch, Dauergrünland ^a	2	0	2	0	3	0	2	0	2
Schleppschuh ^a	64	68	64	68	0		68	0	18
Schlitzverfahren und Injektionsverfahren	3		3		67	71	3	71	3
Güllegrubber	4		4		4		4	4	4
Schleppschuh, Ansäuerung	–		–		–		–	–	50

^a linke Spalte: 2020, rechte Spalte 2025 und 2030

Tabelle 39: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren für Gärreste in den Maßnahmen 1a, 1b, 2b, 3a, 3b und 3c zur Wirtschaftsdüngerausbringung

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	1a		1b		2b		3a	3b	3c
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	0		0		7		7	7	7
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	0		0		5		5	5	5
Breitverteiler, Dauergrünland ^a	9	0	9	0	9	0	0	0	0
Schleppschlauch, Einarbeitung < 1 h	27		27		9		9	9	9
Schleppschlauch, Einarbeitung < 4 h	0		0		6		6	6	6
Schleppschlauch, Dauergrünland ^a	4	0	4	0	4	0	0	0	0
Schleppschuh ^a	28	51	28	51	0		51	0	1
Schlitzverfahren und Injektionsverfahren	8		8		46	59	8	59	8
Güllegrubber	14		14		14		14	14	14
Schleppschuh, Ansäuerung	–		–		–		–	–	50

^a linke Spalte: 2020, rechte Spalte 2025 und 2030

Tabelle 40: Häufigkeitsverteilung der Ausbringverfahren in den Maßnahmen 1a und 1b zur Wirtschaftsdüngerausbringung

Werte in Prozent der zum Ende der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorenem Festmist

Ausbringverfahren	Rinderfestmist		Schweine-fest-mist		Geflügelkot		Schaf-/Pferde-/Ziegenmist	
	1a	1b	1a	1b	1a	1b	1a	1b
Breitverteiler, ohne Einarbeitung	0	0	0	0	0	0	31	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 1 h	72	72	72	72	100	100	0	100
Breitverteiler, Einarbeitung < 4 h	0	0	0	0	0	0	45	0
Breitverteiler, Einarbeitung < 12 h	0	0	0	0	0	0	24	0
Breitverteiler, Bewuchs/Dauergrünland	27	27	28	28	–	–	–	–

Tabelle 41: Häufigkeitsverteilung der Lagerverfahren in den Maßnahmen 4a, 4b und 4f zur Wirtschaftsdüngerlagerung

Werte in Prozent der zu Beginn der Lagerung vorliegenden Stickstoffmenge in unvergorener Gülle

Ausbringverfahren	Rindergülle			Schweinegülle		
	4a	4b	4f	4a	4b	4f
Offene Lagerung	0	0	0	0	0	9
Feste Abdeckung	29	29	29	26	26	26
Natürliche Schwimmdecke	0	0	27	0	0	29
Folienabdeckung	33	52	0	42	58	4
Gülle Keller > 1 Monat	38	19	38	32	16	32
Offene Gärrestlagerung	0	0	38	0	0	38
Gasdichte Gärrestlagerung	100	100	62	100	100	62
Anteil vergorener Rindergülle	28	28	50	–	–	–
Anteil vergorener Rinderfestmist	5	5	25	–	–	–
Anteil vergorener Schweinegülle	–	–	–	16	16	50