

HINTERGRUNDPAPIER ZU EINER MULTIMEDIALEN STICKSTOFF- EMISSIONSMINDERUNGSSTRATEGIE

Stand April 2009

Geupel, Jering, Frey, Gohlisch, Lambrecht, Jaschinski, Koppe, Mönch, Mäder, Nissler, Strogies, Mathan, Schneider, Mohaupt, Glante, Dominik, Mauscherling, Schulz, Hummel, Kacsóh, Trukenmüller, Graff, Spranger, Augustin, Neumann, Hofmann, Bernicke, Plickert, Beckers, Behnke, Brahner, Weiss, Butz, Herrmann, Fricke, Galander

HINTERGRUNDPAPIER ZU EINER MULTIMEDIALEN STICKSTOFF-EMISSIONSMINDERUNGSSTRATEGIE	1
1. Einleitung	4
1.1 Die Stickstoffkaskade – Bedeutung und menschliche Eingriffe in den Stickstoffhaushalt	4
1.1.1 Der natürliche Stickstoffkreislauf	4
1.1.2 Menschliche Eingriffe in den Stickstoffhaushalt	6
1.2 Belastungen der Umwelt und der menschlichen Gesundheit als Folge gesteigerter anthropogener Stickstoffemissionen	9
1.2.1 Eutrophierung und Artenverlust in terrestrischen Ökosystemen	10
1.2.2 Versauerung	10
1.2.3 Eutrophierung von Gewässersystemen	11
1.2.4 Stickstoffemissionen tragen zum Treibhauseffekt bei	12
1.2.5 Bodennahes Ozon	13
1.2.6 Gefährdung der menschlichen Gesundheit	14
1.2.7 Verwitterung von Materialien und Kulturgütern	15
2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland	16
2.1 Methode der Quantifizierung der Hauptstickstoff-Flüsse	16
2.2 Bereichsspezifisch quantitativ wichtigste Stickstoffverbindungen	17
2.3 Zusammenfassung der Bilanzierungs-Ergebnisse und erste Folgerungen	20
2.3.1 Import und Export von reaktivem Stickstoff	20
2.3.2 Anteile der wichtigsten Stickstoffverbindungen an den deutschen Gesamtemissionen	21
2.3.3 Bilanz der gasförmigen Stickstoffverbindungen	22
2.3.4 Unsicherheiten, Wissenslücken und Forschungsbedarf	23
2.3.5 Ergebnisbewertung hinsichtlich des Ziels „Entwicklung einer Strategie zur Verminderung der Emission von reaktiven Stickstoffverbindungen“	24
3. Umweltqualitätsziele, Umwelthandlungsziele umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente einer integrierten Stickstoffminderungs-Strategie	25
3.1 Umweltziele bezüglich reaktiver Stickstoffverbindungen und verbleibender Handlungsbedarf in Deutschland	26
3.2 Eine integrierte Herangehensweise zur Minderung reaktiver Stickstoffemissionen	30
3.3 Bewertung und Kategorisierung nationaler Maßnahmen und Instrumente	32

3.3.1	Bewertung von Maßnahmen und Instrumenten zur Stickstoffverminderung nach dem Minderungspotential	32
3.3.2	Kosten-Wirksamkeitsanalyse der wichtigsten Stickstoffminderungsmaßnahmen	33
3.3.3	Nachteilige Verlagerungseffekte - „Pollution Swapping“	34
3.4	<i>Zusammenfassende Bewertung der Maßnahmen und Instrumente zur Minderung von Stickstoffemissionen</i>	36
4.	Schlussfolgerungen und Ausblick	45
	Literatur	49
	Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland	59
1.	<i>Emittentengruppen und deren Anteil am Stickstoff-Kreislauf in Deutschland</i>	59
1.1	Stickstoffemissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion	59
1.2	N-Emissionen des Verkehrssektors, der Energiewirtschaft und der Industrie	69
1.3	Abwasserbehandlung und Abfallwirtschaft	72
2.	<i>Stickstoff-Einträge in aquatische und terrestrische Ökosysteme</i>	76
2.1	Stickstoffemissionen in Süßwasser- und Küstenökosysteme	76
2.2	Atmosphärische Deposition reaktiven Stickstoffs	81
2.3	Natürliche Stickstoff-Fixierung	82
	Anhang 2: Katalog von Maßnahmen und Instrumenten nach den Kriterien Effektivität und Kosten-Wirksamkeit.	83
1	<i>Rechtlich verbindliche Maßnahmen</i>	83
1.1	Landwirtschaft	83
1.2	Behandlung und Verwertung der Bioabfälle	88
1.3	Verkehr	89
1.4	Energiewirtschaft und Industrie	92
1.5	Gewässerreinigung / Gewässerschutz	94
2	<i>Optionale Maßnahmen und Instrumente (zur Erreichung von Umweltqualitätszielen)</i>	95
2.1	Landwirtschaft	95
2.2	Bioabfallbehandlung mit Biofiltern und vor geschaltetem sauren Wäscher	104
2.3	Verkehr	104
2.4	Energiewirtschaft und Industrie	108
2.5	Gewässerreinigung	115

1. Einleitung

Stickstoff, als Grundlage für die Produktion von Eiweiß, ist lebensnotwendig für eine wachsende Weltbevölkerung. Gleichzeitig ruft die massive Intensivierung des Stickstoffkreislaufs durch den Menschen – verbunden mit spezifischen Eigenschaften reaktiver Stickstoffverbindungen – regionale und globale Umweltprobleme hervor. Die mit Stickstoffemissionen verbundenen Umweltwirkungen haben in den letzten Dekaden zugenommen; sie sind zu einem zentralen Umweltproblem unserer Zeit geworden. Notwendig sind daher Managementstrategien auf regionaler, nationaler, kontinentaler und globaler Ebene.

Bereits 1997 verabschiedete die Länderumweltministerkonferenz sowie die Länderumweltagrarministerkonferenz (AMK/UMK-AG) ein Stickstoffminderungsprogramm (NNA, 1997), in dem Emissionen und nachfolgende Stickstoffströme in Deutschland und deren Auswirkungen u.a. auf Biodiversitätsverlust, troposphärisches Ozon, Versauerung, Eutrophierung, sekundäre Feinstaubpartikel und Klimaänderung analysiert wurden. Schon damals wurde die besondere Rolle des reaktiven Stickstoffs erkannt, der mobil und wandelfähig in verschiedenen Bindungsformen durch die Umweltmedien transportiert wird.

Ein Jahrzehnt später haben die Kenntnisse über die Stickstoff-Flüsse, ihre Wirkungen und deren räumliche Variabilität und Skalenabhängigkeit¹ erheblich zugenommen. Dies ermöglicht nunmehr eine globale und multimediale Sichtweise auf das Stickstoff-Problem und Empfehlungen mit einer optimierten Kombination aus nationalen, kontinentalen und globalen Aktivitäten und Maßnahmen der Agrar-, Verkehrs-, Energie-, Industrie- und Entwicklungspolitik.

Das hier vorgelegte Hintergrundpapier

- stellt den Stickstoffkreislauf in Deutschland dar,
- quantifiziert Qualitäts- und Emissionsminderungs-Ziele in verschiedenen Umweltbereichen sowie die bisherigen Erfolge zum Erreichen dieser Ziele,
- evaluiert die bisherigen Maßnahmen und versucht, ihre bisher nicht berücksichtigten Nebenwirkungen in anderen Medien zu quantifizieren,
- schlägt Maßnahmen einer integrierten Stickstoffminderungsstrategie vor.

1.1 Die Stickstoffkaskade – Bedeutung und menschliche Eingriffe in den Stickstoffhaushalt

1.1.1 *Der natürliche Stickstoffkreislauf*

Stickstoff (N) ist ein essentielles Element für alle Lebensformen. In den verschiedenen Verbindungen mit anderen Elementen, wie Sauerstoff (O), Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Schwefel (S) oder Phosphor (P) ist er zentral für den Aufbau und den Erhalt allen tierischen und pflanzlichen Lebens. An der Geosphäre hat Stickstoff insgesamt einen Anteil von ca. 0,03 % (BINDER, 1999). Ca. 20 % des gesamten

L

¹ lokal: z. B. Ammoniakemissionen; regional/kontinental: z. B. Ferntransport von Feinstaubpartikeln; global: z.B. Anstieg der N₂O-Konzentrationen

Stickstoffvorrats unseres Planeten befinden sich als gasförmige N-Verbindungen in der Atmosphäre. Diese besteht insgesamt zu ca. 78 Vol. % aus Stickstoff. Sauerstoff hat einen Anteil von ca. 21 Vol. %, und CO₂ trägt mit 0,038 Vol. % sowie wachsender Tendenz zur Luftzusammensetzung bei.

Mit 99,5 Massen-% liegt der größte Teil des gasförmigen Stickstoffs elementar als N₂ vor. Diese Form ist wegen der stabilen Dreifachbindung, die eine hohe Bindungsenergie der zwei Atome des Stickstoffmoleküls (942 kJ/mol) enthält, wenig reaktiv. Davon zu unterscheiden ist biologisch leicht verfügbarer oder reaktiver Stickstoff (N_r)², der für alle Lebensprozesse von zentraler Bedeutung ist. Für die Reduktion oder Oxidation elementaren (N₂) zu reaktivem Stickstoff (N_r) bedarf es eines sehr hohen Energieaufwands. Auf physikochemische Weise können Blitzschläge oder Verbrennungsenergie den benötigten, hohen Energiebedarf für die Spaltung liefern. Biologisch ist N₂ lediglich für den Stoffwechsel einer geringen Zahl symbiotisch oder frei im Boden oder Gewässern lebender Bakterien und Blaualgen verwertbar (SITTE ET AL., 1998). Diese senken den Energiebedarf der Reaktion katalytisch mit Hilfe des Enzymsystems Nitrogenase.

Auch die enzymatisch katalysierte Reaktion zur Rückgewinnung molekularen Stickstoffs ist auf eine geringe Artenzahl bakterieller Organismen begrenzt. Die natürliche Stickstofffixierung und die Abgabe des N₂ in die Atmosphäre stehen im Gleichgewicht zueinander, so dass der natürliche Kreislauf zwischen N₂ und N_r geschlossen ist (QUISPEL, 1974).

Wegen der - unter natürlichen Bedingungen - nur geringen Stickstoffeinträge ist das Stickstoffangebot in fast allen terrestrischen und einigen aquatischen Ökosystemen der limitierende Faktor, auf den sich die Lebensgemeinschaften eingestellt haben. Pflanzen und Tiere ungestörter Ökosysteme nutzen den Stickstoff sehr effizient. Abbauprodukte werden innerhalb des jeweiligen Ökosystems überwiegend sofort verwertet, so dass Verluste als Folge der Auswaschung oder der Entgasung gering sind. Die Ökosysteme machen sich dabei die Eigenschaft des Stickstoffs zunutze, dass seine Verbindungen sehr mobil und ineinander transformierbar sind. Man spricht von der so genannten Stickstoff-Kaskade („Nitrogen Cascade“) (GALLOWAY ET AL., 2003).

L

² Nr ist keine chemische Form, sondern eine Sammelbezeichnung für alle chemischen Formen des Stickstoffs, einschließlich N₂O, außer elementarem N₂.

1.1.2 Menschliche Eingriffe in den Stickstoffhaushalt

Übermäßige Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt führen in Verbindung mit ihrer hohen Mobilität und einfachen Transformierbarkeit mittlerweile in allen Umweltmedien zur Stickstoffanreicherung und in vielen Ökosystemen zu nachteiligen Wirkungen. Von nachteiligen Wirkungen spricht man in diesem Zusammenhang, wenn die Effekte der Stickstoffanreicherung zu nachhaltigen

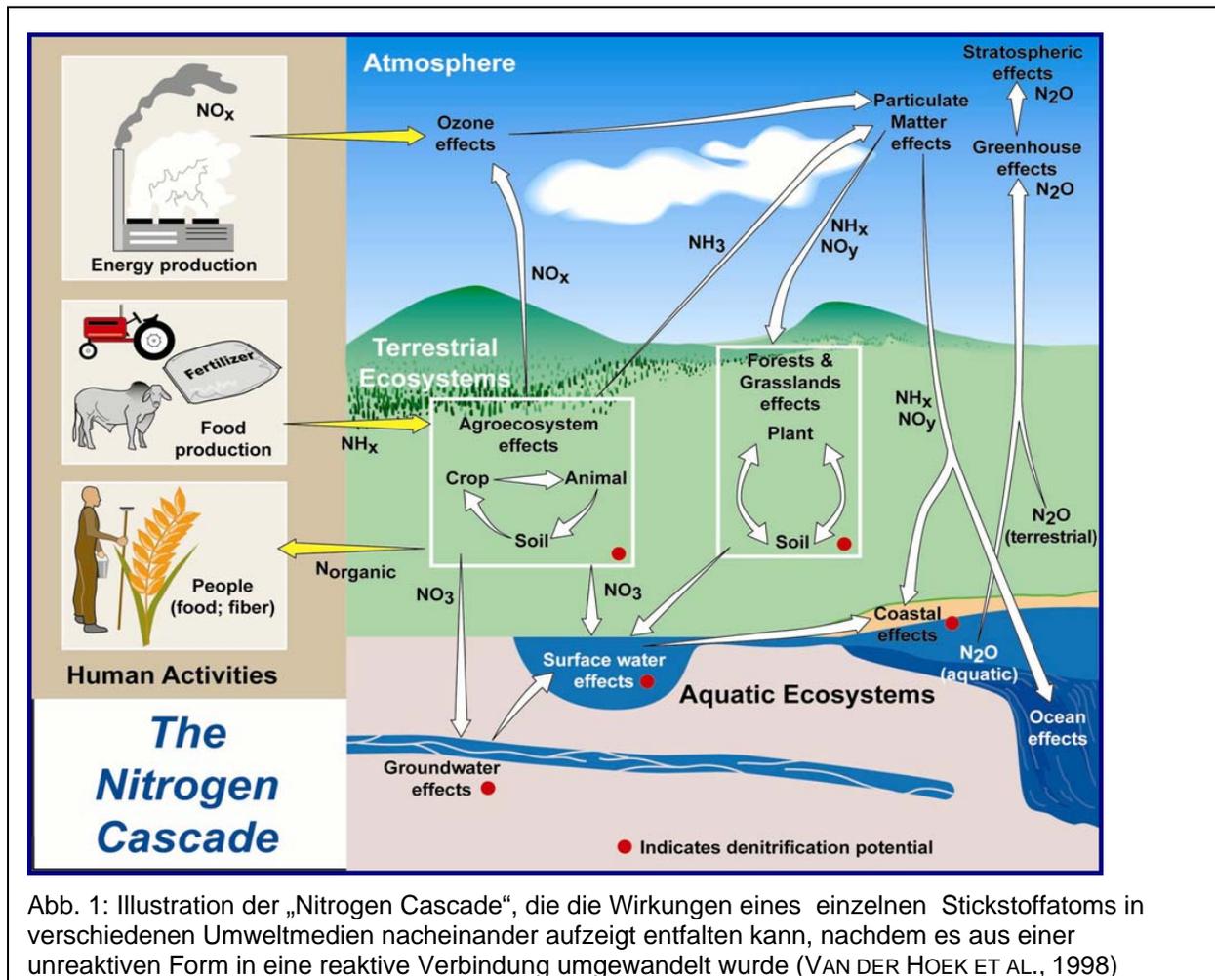


Abb. 1: Illustration der „Nitrogen Cascade“, die die Wirkungen eines einzelnen Stickstoffatoms in verschiedenen Umweltmedien nacheinander aufzeigt entfalten kann, nachdem es aus einer unreaktiven Form in eine reaktive Verbindung umgewandelt wurde (VAN DER HOEK ET AL., 1998)

Veränderungen in einem Ökosystemgleichgewicht führen, beispielsweise das verstärkte Wachstum von stickstofflimitierten Pflanzen mit allen Folgewirkungen in Richtung Biodiversität oder der ökologischen Vielfalt, oder die Folgen der Eutrophierung in Meeresökosystemen. Viele dieser Wirkungen treten mit starken Verzögerungen ein. Global weiterhin ansteigende Stickstoffemissionen und zunehmende N_r -Akkumulation in der Stickstoff-Kaskade bergen daher schwer prognostizierbare Risiken.

Das zentrale Problem eines erhöhten Eintrags von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt hat in erster Linie anthropogene Ursachen:

Seit Beginn der Industrialisierung vor 150 Jahren verzehnfachte sich die anthropogene Produktion reaktiver Stickstoffverbindungen gegenüber der aus natürlichen Prozessen (GALLOWAY ET AL., 2003). Als Folge erhöhte sich die Masse des N_r in der globalen

Biosphäre auf mehr als das Doppelte,- mit insgesamt zunehmender Tendenz und besonders starker N_r -Produktion in landwirtschaftlich intensiv genutzten und industriell geprägten Gebieten (CBD, 2004).

Diese Entwicklung hat folgende Ursachen:

- Das Haber-Bosch-Verfahren³ (industrielle Reduzierung des N_2) macht es möglich, Ammoniak (NH_3) zu synthetisierten und Handelsdünger herzustellen. So wurde die industrielle Agrarproduktion und somit die Ernährung von mittlerweile über 6 Mrd. Menschen möglich. SMIL (2001) schätzt, dass die Ernährungsgrundlage von 40 % der heutigen Weltbevölkerung auf der industriellen Bereitstellung reaktiver Stickstoffverbindungen (N_r) basiert.
- Der drastische Anstieg der Verbrennung fossiler Brennstoffe ist für den Anstieg biologisch verfügbaren Stickstoffs mit verantwortlich, da sich das elementare N_2 der Luft bei hohen Temperaturen zu reaktiven N-Verbindungen umwandelt.
- Eine weitere Quelle ist die biologische N-Fixierung durch symbiotische Bakterien beim Anbau von Leguminosen. Über globale Nahrungs- und Futtermitteltransporte wirken auch diese Stickstoffflüsse - teils weit entfernt von ihrer Entstehung. Dies gilt insbesondere für eiweiß- und damit stickstoffreiche Sojabohnen, die in Entwicklungs- und Schwellenländern angebaut und in der Intensivtierhaltung der Industrienationen verwendet werden.

Es ist davon auszugehen, dass aus der agrarischen und aus der industriellen Produktion derzeit jährlich 165 Millionen Tonnen (165 Tg) reaktiven Stickstoffs in die Umwelt gelangen. 85 Millionen Tonnen davon werden durch Anwendung mineralischer Düngemittel direkt in Agrarökosysteme eingetragen (GALLOWAY ET AL., 2003). Bis 1900 lag die durchschnittliche landwirtschaftliche Stickstoff-Düngung in Deutschland bei unter 20 Kilogramm pro Hektar und Jahr ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$) (BMELF, 1956). Bis Ende der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts stiegen die eingesetzten Stickstoff-Mengen im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft auf durchschnittlich $220\ kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ (BACH ET AL., 1997), und erreichten in Sonderkulturen und in Gebieten der Intensivtierhaltung Werte von über $300\ kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ allein durch den Einsatz von Handelsdüngern (SRU, 1985).

Technische Prozesse, die reaktiven Stickstoff wieder in elementaren Stickstoff umwandeln können, existieren nur vereinzelt. Die Minderungsoptionen beschränken sich meist auf die Nutzung und Förderung natürlicher, vor allem bakterieller Prozesse, durch den Menschen.

Wie oben erwähnt, sind die verschiedenen Stickstoffverbindungen sehr mobil und ineinander transformierbar. Beispielsweise kann ein Stickstoffatom, welches mit dem Wirtschaftsdünger auf eine Weide gelangt, als Ammoniak (NH_3) in die Atmosphäre entweichen, sich dort in atmosphärischem Wasser lösen und als Ammoniumion (NH_4^+) abregnen. Über den Boden gelangt der Stickstoff in den Pflanzenstoffwechsel, die

L

³ Industrieller, energieintensiver Prozess zur Reduktion von Luftstickstoff. Obwohl die Industrie erhebliche Erfolge erzielt hat, den Energieverbrauch zu reduzieren, fließt rund ein Prozent des Weltenergieverbrauchs in die Ammoniakproduktion (SWAMINATHAN, 2004).

Pflanze stirbt, wird von Mikroorganismen zersetzt, und das Stickstoffatom gelangt als Nitration (NO_3^-) in den Boden. Nehmen Pflanzen das Nitrat nicht auf, so kann es aus dem Boden in das Grundwasser und/oder weiter in Oberflächengewässer gelangen, wo Bakterien es zu elementarem Stickstoff (N_2), oder zu Lachgas (N_2O) veratmen. N_2O steigt in die Stratosphäre, wo es schließlich photochemische Reaktionen in elementarem Stickstoff zurück verwandeln (SEINFELD & PANDIS, 1998).

Der hier beschriebene Weg ist – je nach Umweltbedingungen wie Temperatur, Feuchte, Angebot anderer Nährstoffe und Artenzusammensetzung - vielfältig erweiter- und veränderbar.

Wesentlich ist die Tatsache, dass reaktiver Stickstoff - unabhängig von der Quelle oder vom Emittententyp - in alle Umweltmedien gelangen und somit unterschiedliche Schädwirkungen an unterschiedlichen Orten nacheinander entfalten kann.

Allerdings unterscheiden sich Ökosysteme und Umweltmedien in ihrer Akkumulationskapazität⁴ und ihrem Transferpotenzial⁵ reaktiver Stickstoffverbindungen (GALLOWAY ET AL., 2003).

Eine hohe Kapazität zur Akkumulation des Stickstoffs haben Wälder und Grasland, die unter ungestörten Bedingungen in Vegetation und Böden große N-Mengen speichern können. Ein hohes Transferpotenzial für N_r haben hingegen die Atmosphäre und Gewässersysteme. Denitrifizierende Bakterien sind besonders in aquatischen Ökosystemen und Feucht- oder wechselfeuchten Gebieten aktiv. Außerdem kommt es zu einem schnellen Transport der im Wasser gelösten Stickstoffverbindungen. Gasförmig emittiertes NO_x oder NH_3 und deren Folgeprodukte werden relativ schnell atmosphärisch transportiert und in terrestrische oder aquatische Systeme eingetragen.

Die Verweilzeit von reaktiven Stickstoffverbindungen in einzelnen Ökosystemkompartimenten hängt u.a. vom jeweiligen Transportmedium⁶, den chemisch-physikalischen Randbedingungen und vom jeweiligen Vegetations- und Nutzungstyp ab.

Wegen der erheblichen Wandlungsfähigkeit der reaktiven Stickstoffverbindungen ist es langfristig unerheblich, in welcher reaktiven Form und in welches Medium Stickstoff emittiert wird.

Das Ziel einer nachhaltigen Emissionsminderung wird langfristig nur unter Berücksichtigung neuer Konzepte und Maßnahmen erreicht werden können, die sich nicht nur, so wie bisher, auf einen Aktivitäts- oder Emissions-Sektor beziehungsweise auf eine Wirkung beziehen. Erst die Einbeziehung von Effekten und Problemen auch in anderen Medien, die zunächst nicht unmittelbar von einem Stickstoffeintrag betroffen sind, wird langfristig zu einer wirklichen Entlastung führen können.

So sind Emissionen (z.B. des NO_x aus dem Verkehr) nicht nur hinsichtlich ihrer unmittelbar nachteiligen Wirkungen und ihrer direkten Schadenskosten (troposphärisches Ozon,

L

⁴ Fähigkeit zur Speicherung von Stickstoffverbindungen in einem Medium, die nach unterschiedlichen Methoden aus der Bilanz zwischen Eintrag und Austrag ermittelt wird.

⁵ Fähigkeit zum Transport oder zur Mobilität einer Stickstoffverbindung in einem Medium

⁶ Die Verweilzeit einer wasserlöslichen Stickstoffverbindung im Boden z. B. wird u.a. maßgeblich beeinflusst durch die Niederschlagsmenge, die in den Boden eindringt sowie durch die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers.

Eutrophierung, Versauerung, Feinstaub) zu beurteilen, sondern auch hinsichtlich der Folgewirkungen in anderen Medien nach Umwandlung der emittierten in andere Bindungsformen. Eine solche Beurteilung gibt es bislang nicht.

Die Tatsache, dass Stickstoff nacheinander verschiedene Bindungsformen durchlaufen und somit aufeinander folgend vielfältige Wirkungen in unterschiedlichen Umweltmedien entfalten kann, macht eine exakte Bilanzierung und somit auch die Bewertung oder eine gezielte Regulierung von Stickstoffemissionen zu einer schwierigen und komplizierten Aufgabe.

1.2 Belastungen der Umwelt und der menschlichen Gesundheit als Folge gesteigerter anthropogener Stickstoffemissionen

Die verschiedenen Stickstoff-Verbindungen sind mit unterschiedlichen Stickstoff-Wirkungen in verschiedenen Umweltmedien gekoppelt. Zusammenfassend wird in Tabelle 1 ein Steckbrief der wichtigsten Stickstoffverbindungen gegeben:

Tabelle 1: Umweltrelevante Stickstoffverbindungen, ihre Entstehung und ihre Auswirkung (ATV-DVWK, 2002; BUWAL, 1996))

Stickstoffverbindung	Hauptquelle / Entstehung	bedeutendste Auswirkungen
N ₂	78 % der Atemluft	keine
NO _x (Stickstoffoxide)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Verkehr ➤ Energieumwandlung ➤ Verbrennungsprozesse ➤ Industrie 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Entstehung von bodennahem Ozon durch chemische Reaktionen mit NO_x ▪ Bildung von Methämoglobin aus NO ▪ Reizwirkung der Atemwege durch NO₂ ▪ Beitrag zu Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen
NO ₃ ⁻ (Nitrat)	<p>Umwandlungsprodukt aus Stickstoffoxiden, organischen N-Verbindungen und aus Ammonium / Ammoniak</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Ackerbau ➤ Industrie- und Kommunalabwässer ➤ Deposition von atmosphärischen Stickstoffverbindungen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Grund- und Oberflächengewässerbelastung ▪ Belastung von Meeres- und Küstenökosystemen ▪ Gesundheitsprobleme bei stark belastetem Trinkwasser (Nitrosamine, Methämoglobin) ▪ N-Überdüngung von Ökosystemen (Eutrophierung) ▪ Verschiebung des Artenspektrums
NH ₃ /NH ₄ (Ammonium/Ammoniak)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Nutztierhaltung in der Landwirtschaft (Umgang mit Wirtschaftsdüngern) ➤ Düngemittelherstellung und –anwendung ➤ Abwassereinleitung in Oberflächengewässer 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Versauerung und Eutrophierung der Böden und Ökosysteme (Bedrohung der Artenvielfalt / Verschiebung des Artenspektrums) ▪ Bildung von sekundären Aerosolen ▪ Fischgift ▪ ätzend
N ₂ O (Lachgas)	<p>Mikrobielle Umwandlungsprozesse in Böden und Gewässern (Denitrifikation)</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Landwirtschaft (Düngemittleinsatz) ➤ Stickstoffbelastete naturnahe Ökosysteme ➤ Bodenverdichtung ➤ Industrieprozesse 	Treibhauseffekt, klimarelevante Gas, Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht

1.2.1 Eutrophierung und Artenverlust in terrestrischen Ökosystemen

In Mitteleuropa sind die Stickstoffeinträge aus der Luft so hoch, dass sie die natürlichen Stoffkreisläufe und Ökosystembeziehungen weiträumig stören. Eine Veränderung des natürlichen Nährstoffgleichgewichts (zwischen Stickstoff und anderen Nährstoffen - wie Magnesium, Phosphor, Kalium) verursacht bei Pflanzen unter anderem eine geringere Toleranz gegenüber Stressfaktoren, seien es Schädlinge oder klimatische Extremsituationen, wie Trockenheit und Frost.

Die in Europa verbreiteten Pflanzengesellschaften haben eine unterschiedliche Stickstofftoleranz. Diejenigen, die flexibler auf ein zunehmendes Nährstoffangebot reagieren können, wachsen schneller und verdrängen die an eine nährstoffarme Umgebung angepassten Pflanzengesellschaften. Nitrophile Arten (Pflanzen mit hohem Stickstoff-Anspruch) wie die Brennnessel, die Brombeere oder Gräser im Unterwuchs in Wäldern setzen sich durch. Mehr als die Hälfte der Gefäßpflanzen ist jedoch an standortspezifische Gleichgewichtsbedingungen (u.a. Stickstoff und Spurenelemente) angepasst und nur unter vergleichsweise nährstoffarmen Bedingungen konkurrenzfähig. Unter veränderten, stickstoffreichen Bedingungen werden sie durch schnellwüchsige Arten überwuchert und vom Sonnenlicht verdrängt. Die Folge: Die Vielfalt der Ökosystemtypen nimmt ab. Obwohl die Wirkungen des übermäßigen Stickstoffangebots in der Umwelt erst verzögert eintreten sind sie vereinzelt bereits erkennbar: So sind schon zahlreiche der so genannten Rote Liste-Arten der Blütenpflanzen und Flechten, die an nährstoffarmen Standorten existieren, gänzlich oder an bestimmten Standorten verschwunden. Die Gefährdung von 404 Arten der Farn- und Blütenpflanzen, also mehr als die Hälfte von 756 in der Untersuchung berücksichtigten Arten, führt das BfN (2004) auf Stoffeinträge und damit verbundene Standortveränderungen zurück – mit stark steigender Tendenz.

Ein eingeeengtes Artenspektrum verringert auch die Reaktionsmöglichkeiten der Vegetation auf zukünftige Stressfaktoren – wie den fortschreitenden Klimawandel.

Der meist schleichende und wenig spektakuläre Charakter dieser Veränderungen sowie die langen Zeiträume, die zwischen Stoffeinträgen, Stoffakkumulation und auftretenden Schäden auf der Ökosystemebene liegen, erschweren die Beweisführung der Schädwirkungen. So treten Wirkungen der Stickstoffanreicherung in Böden und der Bodenversauerung unter Umständen erst mit einigen Jahrzehnten Verzögerung auf.

In Kulturpflanzensystemen erhöhen hohe Stickstoff-Gaben darüber hinaus die Anfälligkeit der angebauten Pflanzen gegenüber tierischen und pilzlichen Schadorganismen. Eine nichtlimitierte Stickstoffwirtschaft bewirkt somit durch nachfolgende Maßnahmen des chemischen Pflanzenschutzes auch indirekt den Artenverlust.

1.2.2 Versauerung

Bei der Umsetzung des eingetragenen Stickstoffs im Boden, d.h. der N-Aufnahme durch Pflanzen und der Mineralisation der organischen Substanz, laufen Prozesse ab, die Protonen $[H^+]$ produzieren und an den Boden abgeben (Versauerung). Führt die Reaktion dagegen zur Entfernung von Protonen aus dem Boden, so bewirkt sie eine pH-Wert-Erhöhung. In ungestörten Systemen, in denen der Stickstoff dem natürlichen

Kreislauf entstammt, sind die Umsetzungen säuren-/basen-neutral, da versauernde und entsauernde Reaktionen sich ausgleichen.

Eine ganzjährige „Zwangsdüngung“ mit reaktionsfähigem N_r aus der Luft ist hingegen nicht kompensierbar. Beispielsweise kann bei einem Eintrag von $1 \text{ kmol NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$ (= 14 kg Rein-N), vollständiger Nitrifizierung und nachfolgendem Austrag als Nitrat im Boden soviel Säure frei werden, dass erst 40 kg Ca diese neutralisieren. Die in Deutschland deponierten N-Mengen liegen oft um ein Vielfaches darüber.

Die Verringerung des pH-Wertes führt zu einer Nivellierung der Lebensverhältnisse für Flora und Fauna. Die meisten Vertreter der Bodenfauna sind an bestimmte pH-Wert-Bereiche gebunden, da sie ihre Nährstoffansprüche nur innerhalb einer bestimmten pH-Wert-Spanne erfüllen können. Mineralbodenbewohnende Regenwürmer (Lumbriciden) können unterhalb eines pH-Werts von 4 nicht mehr existieren, da in diesem Bereich die Böden für sie toxisches Aluminium freisetzen. Für Regenwürmer gibt es jedoch keinen „ökologischen Ersatz“. Ohne ihre durchmischende und zersetzende Tätigkeit kommen viele nachfolgende Prozesse zum Erliegen.

Auch Oberflächengewässer sind in vielen Gebieten Europas von der Versauerung betroffen. In Flüssen und Seen Skandinaviens, Großbritanniens und Mitteleuropas wurden massive biologische Folgewirkungen bis hin zur Vernichtung von Lebensgemeinschaften – etwa in vielen skandinavischen Gewässern – festgestellt.

1.2.3 Eutrophierung von Gewässersystemen

Die den direkten und indirekten Einträgen folgende Stickstoffsättigung terrestrischer Ökosysteme erhöht das Risiko, dass Nitrat in das Grundwasser gelangt. Nicht nur unter landwirtschaftlich genutzten Flächen, die wegen des hohen Düngemiteleinsatzes oder Viehbesatzes Hauptquelle des Stickstoffaustrags sind, sondern auch unter belasteten Waldökosystemen zeigt sich eine Auswaschung des Nitrats in das Grundwasser.

Nitrat kann im Untergrund partiell um- bzw. abgebaut werden. Bei diesen Prozessen werden u.a. organischer Kohlenstoff und Eisensulfide verbraucht. Sobald diese aufgebraucht sind, findet kein wesentlicher Nitratabbau mehr statt, und es kann nach kurzer Zeit zu so genannten „Nitratdurchbrüchen“ in das Grundwasser kommen. Schon viele Wasserwerke haben deshalb Grundwasservorkommen aufgeben und neue, tiefer liegende Grundwasservorräte erschließen müssen. Nicht nur wegen begrenzter Grundwassermengen sind dieser Ausweichstrategie allerdings Grenzen gesetzt. Auch die Sogwirkung der Wasserförderung im unteren Grundwasserstockwerk muss berücksichtigt werden, weil sie häufig dazu führt, dass Wegsamkeiten zwischen bereits kontaminierten bzw. noch nicht kontaminierten Grundwasserleitern entstehen

Oberflächengewässer sind gegenüber Stickstoffverbindungen unterschiedlich empfindlich. Von der flächendeckenden Zunahme der Stickstoffbelastung sind vor allem die natürlicherweise ganzjährig stickstofflimitierten Binnenseen des nordostdeutschen Tieflandes besonders betroffen. Sie sind seltene und daher schützenswerte Ökosysteme. Sie verschwinden wegen der Stickstoffeinträge und werden schrittweise durch andere Lebensgemeinschaften ersetzt.

Für das Pflanzenwachstum in Flüssen ist nicht das Element Stickstoff, sondern meist das Element Phosphor der wachstumsbegrenzende Nährstoff. Einige aquatische

Organismen reagieren jedoch sehr sensibel auf hohe Stickstoffgaben, so zum Beispiel die früher massenhaft vorkommende Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) oder die Bachmuschel (*Unio crassus*). Die Jungtiere der Bachmuschel überleben Nitrat-Konzentrationen in Höhe von etwa 2 mg/l nicht (ZETTLER & JUEG, 2001). Ältere verschwinden bei Konzentrationen von etwa 20 mg/l.

Nitrit- und Ammoniumverbindungen entfalten noch größere toxische Wirkung auf Organismen, falls sie sich bei - eutrophierungsbedingt hohen pH-Werten - zu freiem Ammoniak umwandeln. 37 % der repräsentativen Messstellen⁷ in Deutschland halten die Güteklasse II für Ammonium nicht ein.

Fließgewässer transportieren den Stickstoff in Küstenökosysteme und Meere. Da in den Meeren oftmals Stickstoff der wachstumsbegrenzende Faktor für Algen ist, wurden zum Schutz der Meere (OSPAR⁸ und HELCOM⁹) Minderungen der Stickstoffeinträge über die Flüsse vereinbart, um der bestehenden Eutrophierung in Nord- und Ostsee entgegenzuwirken. Auch Phosphor trägt zur Überdüngung der Meere bei. Als Folge der Massenentwicklung mancher Algen können damit einhergehende mikrobielle, sauerstoffzehrende Abbauprozesse zu starkem Sauerstoffmangel und zum Sterben der meisten Organismen im betroffenen Meeresgebiet führen. Steigende Temperaturen als Folge des Klimawandels verstärken die Problematik.

1.2.4 Stickstoffemissionen tragen zum Treibhauseffekt bei

Die seit Beginn der Industrialisierung kontinuierlich erhöhten Konzentrationen von Treibhausgasen in der Erdatmosphäre führen zu einem anthropogenen Treibhauseffekt, der in der Tendenz zu einer Erwärmung der Atmosphäre in Bodennähe führt. Das Klima hat sich bereits erwärmt, wie dies aufgrund von Beobachtungen des Anstiegs der mittleren globalen Luft- und Meerestemperaturen, des ausgedehnten Abschmelzens von Schnee und Eis und des Anstiegs des mittleren globalen Meeresspiegels offensichtlich ist (IPCC, 2007). Die Wissenschaftler geben zudem mit sehr hohem Vertrauen (das bedeutet, die Aussage ist in mindestens 9 von 10 Fällen richtig) an, dass der globale durchschnittliche Nettoeffekt der menschlichen Aktivitäten seit 1750 eine Erwärmung war (IPCC 2007).

Lachgas (Distickstoffoxid, N₂O) ist ein 310-mal klimawirksameres Treibhausgas als Kohlendioxid (CO₂) und verweilt in der Atmosphäre etwa 114 Jahre (IPCC, 2007). Es ist in der unteren Atmosphäre reaktionsträge und wird erst in der Stratosphäre durch Photolyse und Reaktion mit atomarem Sauerstoff abgebaut. Die Lachgaskonzentration in der Atmosphäre ist von ungefähr 270 parts per billion (ppb) in vorindustrieller Zeit auf 319 ppb im Jahre 2005 gestiegen (Abb. 2); die Fachwelt rechnet mit einer weiteren Zunahme (IPCC, 2007). Im Jahre 2005 beträgt der Strahlungsantrieb von Lachgas (Maß für die Klimawirksamkeit) etwa ein Zehntel des gesamten anthropogenen Strahlungsantriebes (IPCC, 2007).

N₂O entsteht als Zwischenprodukt bei der mikrobiellen Nitrifikation und Denitrifikation.

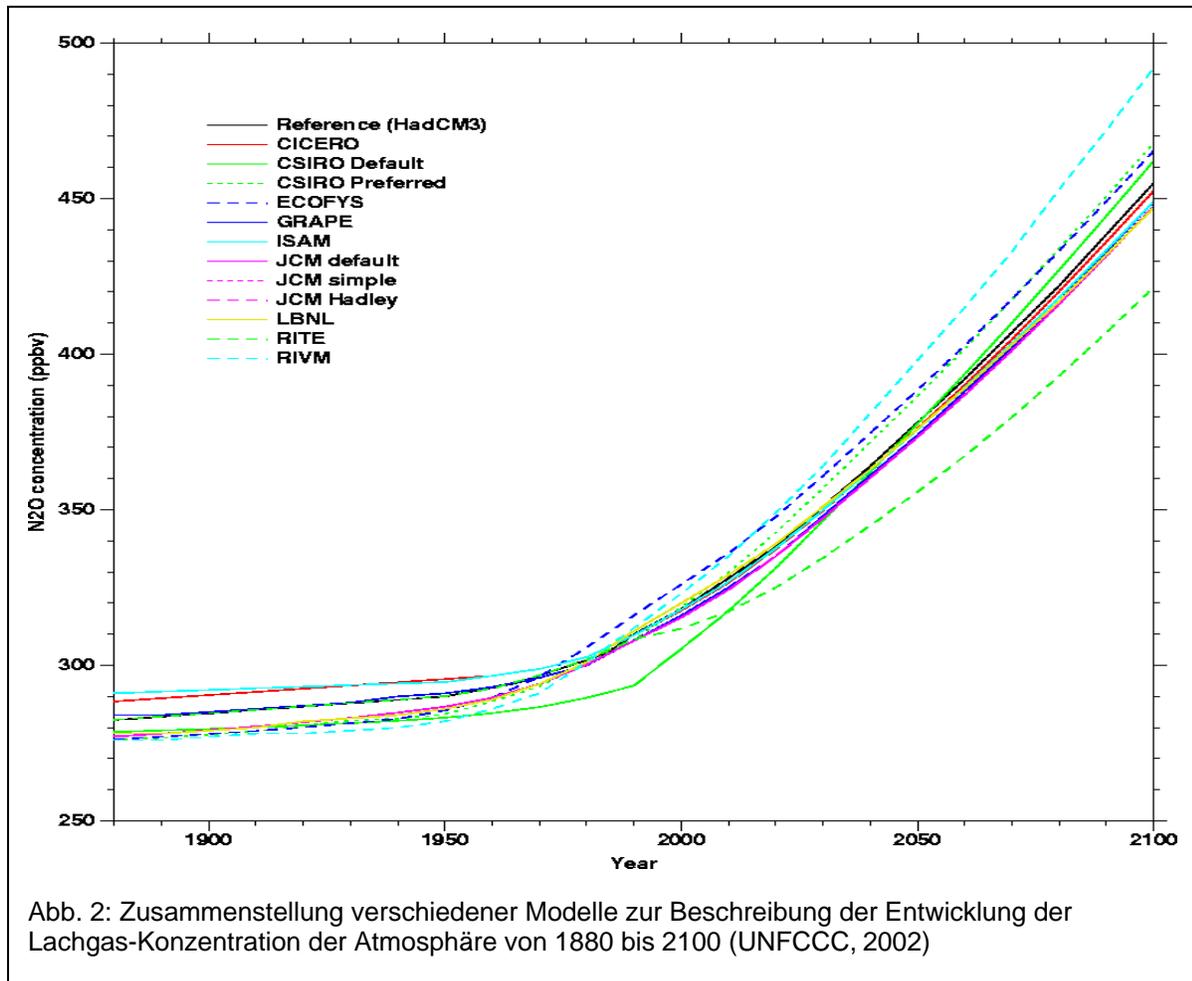
L

⁷ LAWA-Fließgewässermessstellennetz

⁸ Oslo-Paris-Kommission zum Schutz der Nordsee und des Nord-Ost-Atlantiks

⁹ Helsinki Kommission zum Schutz der Ostsee

Es kann bei solchen Prozessen auf landwirtschaftlichen Böden sowie in terrestrischen und vor allem in aquatischen Ökosystemen auftreten. Ein weiterer Klimaeffekt besteht darin, dass hohe NH_4 -Einträge in terrestrische Ökosysteme die Methanaufnahme der Waldböden erheblich reduzieren können und somit zu einem stärkeren Konzentrationsanstieg dieses Klimagases in der Erdatmosphäre beitragen. In Folge der kompetitiven Hemmung der CH_4 -Oxidation durch NH_4^+ gibt es Hinweise auf eine verminderte Methan-Aufnahme von 33 % bis zu 40% (STEUDLER ET AL., 1989; BUTTERBACH-BAHL & KIESE, 2005).



1.2.5 Bodennahes Ozon

Stickstoffverbindungen entfalten auch in der Luft unerwünschte Wirkungen. Stickstoffoxide sind - neben flüchtigen organischen Substanzen (VOC) - Vorläufersubstanzen für die Ozonbildung (O_3) im bodennahen Bereich. Unter Einfluss intensiver Sonneneinstrahlung zerfällt Stickstoffdioxid NO_2 zu Stickstoffmonoxid (NO) und atomarem Sauerstoff (O), welcher sich mit elementarem Luftsauerstoff (O_2) zu troposphärischem Ozon verbindet. NO kann mit flüchtigen organischen Substanzen (VOC) erneut zu NO_2 reagieren, so dass sich - unter intensiven Lichtbedingungen - die Bildung atomaren Sauerstoffs und anschließend des Ozons verstärkt. In

verkehrsreichen Bereichen ist die NO-Konzentration gegenüber der NO₂-Konzentration stark erhöht, was zum Abbau von Ozon in den Innenstädten führt. Erst beim Weitertransport der Luftmassen wandelt sich NO in einem langsamen Prozess immer mehr zu NO₂ um, so dass die höheren Ozonkonzentrationen häufig in verkehrsentfernten oder in ländlichen Gebieten auftreten. Allerdings nimmt das Verhältnis von NO₂ zu NO in den letzten Jahren an zahlreichen städtischen Messstationen zu, was zu vermehrten NO₂-Grenzwertüberschreitungen führt. Dieser Trend wird der erhöhten Direktmission von NO₂ aus Dieselfahrzeugen mit Oxidationskatalysator zugeschrieben.

Bei vielen Pflanzen verursacht bodennahes Ozon Schädigungen der Blätter, Wachstumshemmung und Ertragsverluste. Zusätzlich treten indirekte Schädigungen auf, zum Beispiel Änderungen der Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften. Bodennahes Ozon hat zudem eine gesundheitsschädigende Wirkung für den Menschen. Es kann zu Reizungen der Atemwegsschleimhäute und zur Beeinträchtigung der Lungenfunktion führen.

1.2.6 Gefährdung der menschlichen Gesundheit

Stickstoffverbindungen, im wesentlichen Ammoniak und Stickstoffoxide, sind die wichtigsten Vorläuferstoffe für die Bildung sekundärer Partikel in der Luft (zum Beispiel Ammoniumnitrat und -sulfat) und tragen insofern auch zur Gesundheitsgefährdung durch Feinstaub bei. In Deutschland geht etwa ein Viertel des Gehalts der Umgebungsluft an sekundärem PM₁₀- und PM_{2,5} (Feinstaubpartikel der Größen <10 und <2,5 µm im Durchmesser) auf diesen Vorgang zurück. In den 80er Jahren soll der jährliche, globale Fluss anthropogen erzeugter Feinstaub-Partikel aus Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat 240.000 Gigagramm (Gg) betragen haben. Sie entstehen in der Atmosphäre aus landwirtschaftlich oder industriell eingetragenen Ammoniak und Schwefeldioxid sowie Stickstoffoxiden, wobei letztere auch aus vielen Millionen Kleinf Feuerungen und mobilen Quellen freigesetzt werden. Für diesen Zeitraum entsprach dies sogar mehr als 50 % der jährlichen, anthropogen verursachten Gesamt-Feinstaub-Emissionen (SEINFELD & PANDIS, 1998).

Erhöhte Stickstoffdioxid-Konzentrationen (NO₂) in der Luft belasten die menschliche Gesundheit direkt durch Reizung der Atemwegsschleimhäute und Begünstigung von Atemwegserkrankungen. Die Konzentrationen sind heute an stark befahrenen Straßen in Ballungsräumen und Städten am höchsten. Dort betragen sie bis zu 60 Mikrogramm pro Kubikmeter Luft (µg/m³) (Kalender-Jahres-Mittelwert). Ab 2010 darf der gesetzlich vorgeschriebene Langzeit-Immissionswert von 40 µg / m³ im Jahresmittel nicht überschritten werden.

In der Stratosphäre sind Stickstoff und seine Verbindungen über komplexe chemische Reaktionsmechanismen am Abbau der stratosphärischen Ozonschicht („Ozonosphäre“, obere Stratosphäre) beteiligt. Der Abbau der Ozonschicht resultiert in einer erhöhten, die Erdoberfläche erreichenden ultravioletten Strahlung, welche die menschliche Gesundheit gefährdet (erhöhtes Hautkrebsrisiko) und Ökosysteme schädigt (mutagene Wirkung auf die Vegetation).

Auch ein vermehrtes Auftreten von Stickstoffverbindungen im Trinkwasser in Form von

Nitrat ist gesundheitlich unerwünscht, denn Nitrat kann im Stoffwechsel zu Nitrit reduziert werden und trägt dann zur endogenen Bildung kanzerogener Nitrosamine bei. Nicht gestillte Säuglinge sind nur unterhalb von 50 mg/l Nitrat (Grenzwert) zuverlässig vor Zyanose / Methämoglobinämie durch Nitrit geschützt. Darüber hinaus stört Ammoniak die Desinfektion des Trinkwassers mit Chlor wegen der Bildung von Chloramin. Nitrat und Ammoniak- oder Ammoniumverbindungen sind nur relativ aufwendig aus einem zur Trinkwassergewinnung vorgesehenen Rohwasser zu entfernen.

1.2.7 Verwitterung von Materialien und Kulturgütern

Ozon wirkt oxidativ auf organische Materialien (polymere Kunststoffe, Gummi, Beschichtungen), Metalle sowie Natursteine und führt zur beschleunigter Materialalterung und Verwitterung. Stickstoffoxide sind somit indirekt an diesen Materialschädigungen beteiligt. Salpetersäure (HNO_3) und Partikel, die zu einem unterschiedlich großen Teil aus Stickstoffverbindungen bestehen, fördern ebenfalls die Korrosion.

Bauwerke aus Kunst- oder Naturstein weisen an ihrer Oberfläche natürlicherweise eine Besiedlung mit nitrifizierenden Bakterien auf. Diese beziehen den für ihren Stoffwechsel notwendigen Stickstoff aus der Luft. Die beim Stoffwechsel entstehenden Säuren lösen Kalk und beschleunigen die Verwitterung von Gesteinen. Die Korrosionsraten sind materialspezifisch unterschiedlich und von zahlreichen Umweltparametern – wie zum Beispiel Feuchtigkeit, Temperatur und Konzentrationen verschiedener Schadstoffe – abhängig. Durch einen Vergleich zwischen materialspezifischen Hintergrund-Korrosionsraten¹⁰ mit den tatsächlichen aktuellen Korrosionsraten lässt sich das zusätzliche Risiko für Materialschäden als Folge erhöhter Konzentrationen reaktiver Stickstoffverbindungen quantifizieren. Die Hintergrund-Korrosionsraten werden in Deutschland regelmäßig und flächendeckend überschritten - für Zink bis zu 2,9fach und für Kalkstein bis zu 5,4fach.

L

¹⁰ Korrosionsverhalten unter Bedingungen niedriger Stickstoffemissionen in wenig belasteten Regionen

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hauptverursacher der anthropogenen Stickstoffemissionen in Deutschland sind die Landwirtschaft, der Verkehr, die Energieumwandlung, Industrieprozesse sowie der menschliche Konsum mit den Folgebereichen Abwasserbeseitigung, Reststoff- und Abfallwirtschaft. Durch Umwandlungs- und Verlagerungsprozesse wandern reaktive Stickstoffverbindungen auf komplexen Transportwegen durch die Umweltmedien und rufen vielfältige Wirkungen auf die Umwelt und den Menschen hervor.

Zur Bekämpfung der Wirkungen und Verminderung der Emissionen wurden seit den achtziger Jahren sektorale Maßnahmen und Instrumente entwickelt und eingeführt und teilweise beachtliche Erfolge bei der Emissionsreduzierung erzielt. Trotzdem hat Deutschland nach wie vor Schwierigkeiten, nationale und europäische Umweltziele zum Beispiel zu Nitrat im Grundwasser, Stickstoffeinträgen in Küstengewässer und Emissionen von NO_x und NH_3 zu erreichen. Deshalb müssen weitere Maßnahmen und Instrumente entwickelt und/oder implementiert werden. Bei der Auswahl von zusätzlichen Maßnahmen sind gegenläufige Wirkungen zu vermeiden und ökonomische und effektivitätssteigernde Synergieeffekte zu fördern.

Vor dem Hintergrund der Bewertung von Maßnahmen hinsichtlich ihres Wirkungsbereiches, ist es sinnvoll, Emissionsquellen von reaktiven Stickstoffverbindungen einschließlich ihrer Flüsse und Transportwege durch die Umwelt darzustellen. Bisherige Ansätze verfolgen eine sektorale Darstellungsweise, ohne die Transporteigenschaften und Umwandlungsprozesse reaktiver Stickstoffverbindungen in der Biosphäre zu berücksichtigen. Dadurch können Auswirkungen von einem Wirkungssektor auf einen anderen unterschätzt werden. Mit der folgenden Herangehensweise wird daher der Versuch unternommen, Stickstoffemissionen in die Umwelt unter Berücksichtigung ihrer quantitativen Beziehungen zueinander darzustellen. Solch eine integrierte Fluss-Darstellung ist hilfreich bei der Entwicklung, Bewertung und Auswahl von Maßnahmen insbesondere vor dem Hintergrund potentielle Nebeneffekte der Maßnahmen auf nachfolgende Umweltbereiche abzuschätzen. Außerdem stellt ein integrierter Ansatz Felder mit dringendem Handlungsbedarf heraus. Die Quantifizierung der Stickstoff-Flüsse ermöglicht darüber hinaus auch die Erstellung von Stickstoffbilanzen. Die Quantifizierung des gesamten Imports und Exports reaktiver Stickstoffverbindungen in die deutsche Umwelt lässt eine Schätzung der Akkumulation von Stickstoffverbindungen und des damit einhergehenden Schadpotentials zu.

2.1 Methode der Quantifizierung der Hauptstickstoff-Flüsse

Die Quantifizierung von Stickstoff-Flüssen in die Umwelt und von einem Medium in ein anderes erfolgte in bisherigen Studien beschränkt auf einzelne Sektoren oder hervorgehobene Ausschnitte der Stickstoff-Kaskade. Mit der in diesem Dokument vorgestellten Herangehensweise, eine Gesamt-Bilanz der Stickstoff-Flüsse in Deutschland zu erstellen, wird der Versuch unternommen, mit Hilfe einer umfassenden Literaturstudie bisher unabhängig voneinander dargestellte N-Emissionen zusammenzufassen und quantitativ zu verbinden.

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Dem Umweltbundesamt vorliegende Quellen lieferten die nötigen, quantitativen Informationen zu Stickstoff-Emissionen, Einträgen und Flüssen, und ermöglichen die Darstellung einer weitestgehend geschlossenen Bilanz der Stickstoff Kaskade. Dabei stehen folgende methodologische Ansätze im Vordergrund:

1. Berücksichtigung der quantitativ bedeutendsten Stickstoff-Flüsse (mindestens 1 Gg a^{-1})
2. Bezugszeitraum für die Daten sind die Jahre 2000 – 2004
3. Keine quantitative Berücksichtigung von Stickstoff-Umwandlungsprozessen innerhalb eines Umweltmediums
4. Darstellung der Flüsse in einer Fluss-Grafik (Abbildung 3)
5. Tabellarische Zusammenfassung der Haupt-Stickstoffflüsse
6. Bilanzierung aller Stickstoffverbindungen in Gigagramm (Kilotonnen) reinen Stickstoff [Gg N a^{-1}] mit Hilfe folgender Umrechnungsfaktoren:
 - a. Menge $\text{NH}_3 / 17 * 14 =$ Menge $\text{NH}_3\text{-N}$ [d.h. N-Anteil: $14/17 = 0,8235$];
 - b. Menge $\text{N}_2\text{O} / 44 * 28 =$ Menge $\text{N}_2\text{O-N}$ [d.h. N-Anteil: $28/44 = 0,6364$];
 - c. Menge $\text{NO}_x / 46 * 14 =$ Menge $\text{NO}_x\text{-N}$ [d.h. N-Anteil: $14/46 = 0,3044$] (NO_x wird als NO_2 angegeben);

Die Umrechnung auf elementaren Stickstoff (Rein-N) dient der besseren der Vergleichbarkeit der relevanten Flüsse. Es wird nur der Gewichtsanteil des Stickstoffs an der jeweiligen Verbindung berücksichtigt. Die Umrechnungsfaktoren basieren auf den Molekularmassen.

2.2 Bereichsspezifisch quantitativ wichtigste Stickstoffverbindungen

Die landwirtschaftliche Produktion führt zu atmosphärischen Ammoniak (NH_3)- und Distickstoffoxid (N_2O)-Emissionen sowie zu einer Nitrat (NO_3^-)-Belastung der Hydrosphäre. Bei Verbrennungsprozessen im Verkehr, in der Industrie und in Kraftwerken entstehen durch die Oxidation von Luftstickstoff hauptsächlich Stickstoffoxide (NO_x). Die geregelten Drei-Wege-Katalysatoren für Pkw oder die SCR-Technik¹¹ bei Feuerungsanlagen reduzieren die NO_x -Emissionen – bei letzteren durch den Einsatz von Ammoniak oder Harnstoff als Reduktionsmittel - erheblich. In der chemischen Industrie entsteht bei der Produktion von Adipin- und Salpetersäure N_2O als Nebenprodukt. Aus kommunalen Abwässern sowie bei der Umwandlung von Reststoffen und Abfällen kommt es, je nach Beseitigungstechnik, zu Emissionen verschiedener Stickstoffverbindungen in nicht unerheblichem Maß. Vor allem die Nahrungsmittelindustrie und kommunale Kläranlagen emittieren mit dem gereinigten Abwasser überwiegend Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) in die Oberflächen-

L

¹¹ Katalysatorsysteme, bei der die Selektive katalytische Reduktion (SCR) von Stickstoffoxiden in Abgasen von Feuerungsanlagen und Motoren zum Einsatz kommt. Die chemische Reaktion der Reduktion ist selektiv, das heißt, es werden nur die Stickoxidkomponenten des Abgases reduziert ($\text{NO}, \text{NO}_2 \rightarrow \text{N}_2$).

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

gewässer sowie geringe Mengen von Lachgas (N_2O) in die Atmosphäre. Mit der Einführung der weitergehenden Abwasserbehandlung (gezielte Nitrifikation / Denitrifikation) konnte der punktuelle Eintrag von reaktivem Stickstoff in die Gewässer über Kläranlagenabläufe jedoch erheblich gemindert werden. Moderne Abwasserbehandlungstechniken wandeln den überwiegenden Teil des im Abwasser vorhandenen reaktiven Stickstoffs in wenig reaktives, elementares N_2 um. Reaktiver Stickstoff gelangt heute vor allem über diffuse Einträge in die Gewässer. Zudem gelangen bei der Reststoff- und Abfallverwertung umweltrelevante Stickstoff-Formen in die Atmosphäre (NH_3 , N_2O). Auch aus schadhafte Kanalisationsnetzen kann reaktiver Stickstoff, in erster Linie Ammonium (NH_4^+) in den Untergrund und somit in die Umwelt gelangen.

Aktivitäten des Menschen erhöhen jedoch nicht nur die Konzentrationen der Stickstoffverbindungen im Boden, in Gewässern und in der Luft, sondern auch die Stickstoffumsätze. Dies hat weit reichende Folgen für die gesamten Stoffflüsse im Stickstoffkreislauf.

Der Veranschaulichung der Stickstoff-Flüsse dienen Abbildung 3 und Tabelle 2 sowie Tabelle 3. Im Anhang 1 finden sich weiterführende, detaillierte Erläuterungen zu Emissionsmengen und Trendaussagen zur Emissionsentwicklung der bedeutendsten Stickstoffquellen sowie zu quantifizierbaren Stickstoff-Flüssen zwischen den einzelnen Sektoren.

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

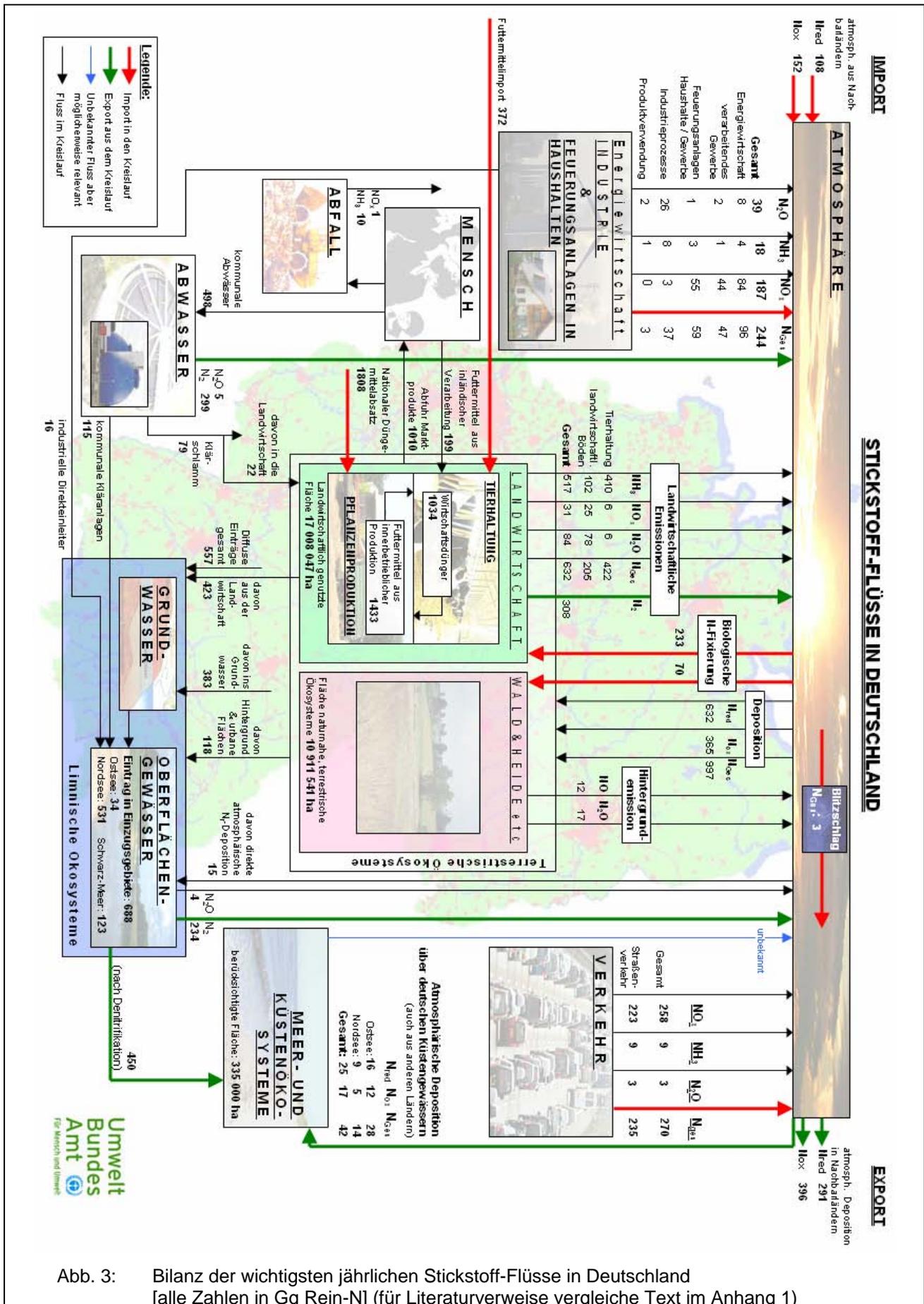


Abb. 3: Bilanz der wichtigsten jährlichen Stickstoff-Flüsse in Deutschland [alle Zahlen in Gg Rein-N] (für Literaturverweise vergleiche Text im Anhang 1)

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

2.3 Zusammenfassung der Bilanzierungs-Ergebnisse und erste Folgerungen

2.3.1 *Import und Export von reaktivem Stickstoff*

Der Gesamteintrag reaktiver Stickstoffverbindungen in den Stickstoffkreislauf in Deutschland beträgt jährlich etwa 3200 Gg Rein-N. Er setzt sich zusammen aus dem nationalen Absatz mineralischer Düngemittel (ca. 1800 Gg N a⁻¹), dem Import von Futtermitteln (ca. 370 Gg N a⁻¹), der biologischen N-Fixierung in der Landwirtschaft und in terrestrischen Ökosystemen (ca. 300 Gg N a⁻¹), dem grenzüberschreitenden Import atmosphärischer Stickstoffverbindungen (ca. 260 Gg N a⁻¹) und den Emissionen reaktiven Stickstoffs durch Verbrennungsprozesse aus stationären und mobilen Quellen (ca. 520 Gg N a⁻¹). In Abbildung 3 sind die wichtigsten Einträge durch rote Pfeile kenntlich gemacht.

Die Entfernung reaktiven Stickstoffs aus dem Kreislauf ist in Deutschland bisher weniger genau quantifizierbar. Unsicherheit birgt insbesondere die kaum messbare Umwandlung in elementaren Stickstoff (N₂) im Bereich terrestrischer und aquatischer Ökosysteme. Als bisher relativ gut quantifizierbar gilt ein Gesamtaustrag von etwa 2000 Gg N a⁻¹: Grenzüberschreitender atmosphärischer Transport entfernt jährlich fast 700 Gg reaktive Stickstoffverbindungen; Fließgewässersysteme entlassen nach Denitrifikation etwa 230 Gg N als elementares N₂ an die Atmosphäre und exportieren etwa 450 Gg gelöste Stickstoffverbindungen pro Jahr in angrenzende Meeres- und Küstenökosysteme. Zusätzlich entfernen die Abwasserbehandlung und mikrobiologische Prozesse in landwirtschaftlichen Systemen jeweils geschätzte 300 Gg N a⁻¹ als elementares N₂ (Abb. 3, grüne Pfeile).

Die Zahlen deuten an, dass es eventuell zu einer erheblichen Akkumulation reaktiver Stickstoffverbindungen innerhalb des Kreislaufes in Deutschland kommen könnte. Ein Gesamt-Import von ca. 3200 Gg a⁻¹ und ein Export von ca. 2000 Gg a⁻¹ bedeuten eine jährliche Anhäufung von ca. 40 % aller eingetragenen reaktiven Stickstoffverbindungen in der deutschen Umwelt und damit ein Jahr für Jahr wachsendes Risiko von negativen Umweltwirkungen und Wirkungen auf die menschliche Gesundheit.

Der importierte reaktive Stickstoff zirkuliert in einer Art Kreislauf durch die Umweltmedien. Die Transportwege sind vielfältig und teilweise schwierig quantifizierbar. Insgesamt lassen sich 4 Hauptflüsse von Stickstoff durch die Biosphäre zusammenfassen. Die Emission gasförmiger Stickstoffverbindungen (NH_y, NO_x) aus Verbrennungsprozessen und der Landwirtschaft in die Atmosphäre ist mit ca. 1200 Gg N a⁻¹ der bedeutendste Fluss im Stickstoff-Kreislauf in Deutschland. Ein Großteil dieser gasförmigen Verbindungen wird anschließend in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen abgelagert. Die Gesamtdosition über Deutschland beträgt ca. 1000 Gg N a⁻¹. Etwa 700 Gg N a⁻¹ wasserlösliche und organische Stickstoffverbindungen tragen Böden und Punktquellen in Gewässerökosysteme ein. Gespeist wird dieser Fluss durch Stickstoffeinträge in Böden aus der Luft und der Landwirtschaft sowie durch kommunale Kläranlagen, industriellen Direktleiter oder den Ablauf von Wassern von urbanen Flächen. Letztlich verlagern Fließgewässer gelöste Stickstoffverbindungen in Küstenökosysteme. Von den eingetragenen

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

700 Gg N a⁻¹ erreichen nach Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen ca. 400-500 Gg N a⁻¹ die Meeres- und Küstenökosysteme.

2.3.2 Anteile der wichtigsten Stickstoffverbindungen an den deutschen Gesamtemissionen

Etwa 63 % aller deutschen Stickstoffemissionen (reaktiver Stickstoff als Rein-N) werden über den Luftpfad emittiert (NH₃, NO_x, N₂O). Die verbleibenden 37 % gelangen über den Boden-Wasserpfad in Form gelöster Stickstoffverbindungen – wie Nitrat und Ammonium – in die Umwelt. Die Gesamtemissionen belaufen sich auf fast 1.900 Gg a⁻¹.

Auf den Luftpfad bezogen sind Ammoniak (48 %) und Stickstoffoxide (41 %) die wichtigsten Stickstoffverbindungen (Tabelle 2). Lachgas (N₂O) hat einen Anteil von etwa 11 % an den gasförmigen Stickstoffemissionen. An den in die Umgebungsluft abgegebenen versauernden und eutrophierenden N-Verbindungen (ohne N₂O) hat Ammoniak mit 54 % den Hauptanteil. Wegen seiner atmosphärischen Ausbreitungseigenschaften und seiner schnellen, regionalen Deposition kommt dem Ammoniak eine besondere Bedeutung für den Stickstoffkreislauf in Deutschland zu.

Tabelle 2: Anteil der wichtigsten N-Verbindungen und Emittentengruppen an den Gesamtemissionen

Anteil der wichtigsten N-Verbindungen und Emittentengruppen an den Gesamtemissionen in Gg Rein-N a ⁻¹							
	Autor (Geltungszeitraum)	Luft			Wasser	Summe [Gg]	Anteil [%]
		NO _x	NH ₃	N ₂ O	NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺		
Landwirtschaft (inkl. Klärschlammausbringung)	ZSE (2001-03) / UBA (98-00)	31,0	517,4	84,0	423,0	1 055,4	57,1%
Verkehr	ZSE (2004)	257,7	9,1	2,8		269,6	14,6%
Industrie / Energie	ZSE (2004)	187,0	17,6	39,2		243,8	13,2%
Müllverbrennungsanlagen	NPVE (2005)	0,9				0,9	0,0%
biogene Abfälle	IFEU (2003)		9,5			9,5	0,5%
Abwasser / Oberflächenablauf (ohne Landwirtschaft)	UBA (98-00) / ZSE (2004)			4,7	256,0	269,7	14,6%
Summe [kT]		476,6	553,6	130,7	688,0	1848,9	100,0%
Anteil [%]		25,8%	29,9%	7,1%	37,2%	100,0%	

Verkehr-, Industrie- und Energiegewinnungsprozesse sowie Abwässer und nicht landwirtschaftliche Oberflächenabläufe tragen mit je 13 - 14 % zu den Gesamtemissionen bei. Der landwirtschaftliche Sektor ist mit mehr als 57 % Hauptverursacher reaktiver Stickstoffemissionen. Dies verdeutlicht, wie wichtig es ist, dass gerade in diesem Bereich effektive Maßnahmen für eine Emissionsverminderung entwickelt werden.

Beim Vergleich der Zahlen aus den Emissionsinventaren (UBA, 2006b und BEHRENDT, 2003) und den N-Bilanzüberschusswerten von BACH & FREDE (2005) (vgl. Anhang 1, Tabelle 5) fällt auf, dass die in der Landwirtschaft überschüssige Menge reaktiver N-Verbindungen (Gesamtbilanzüberschuss 1 815 Gg a⁻¹) nicht vollständig in den Emissionsinventaren bilanziert wird (1 055 Gg a⁻¹). Die Differenz beträgt mehr als 700

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Gg a⁻¹ reinen Stickstoffs. Dies könnte darauf hinweisen, dass erheblich größere Mengen des in der Landwirtschaft eingesetzten Stickstoffs bei Denitrifikationsprozessen wieder zu elementarem Stickstoff (N₂) bzw. auch zu N₂O um- und zurückverwandelt werden, als bisher quantifiziert werden können.

2.3.3 Bilanz der gasförmigen Stickstoffverbindungen

Ein Vergleich zwischen den Emissions-Daten gasförmiger Stickstoffverbindungen und Werten der atmosphärischen Deposition von reduzierten und oxidierten N-Verbindungen ist wegen nicht deckungsgleicher Berichtszeiträume und wegen der großen Vielzahl von hierzu vorliegenden Daten mit sehr heterogenen Ergebnissen nur schwer möglich und erlaubt keine belastbaren Schlussfolgerungen.

Die Daten des transnationalen, atmosphärischen Transports von reduzierten und oxidierten Stickstoffverbindungen stellen eine Ergänzung für die Bilanzierungen aus Emissions- und Depositionsdaten dar. Das hierzu existierende Datenmaterial zeigt, dass erhebliche Mengen der in Deutschland aus den verschiedenen Sektoren emittierten Stickstoffverbindungen mit Luftströmungen auch über große Entfernungen oder Landesgrenzen transportiert werden.

Tabelle 3: Atmosphärische Bilanz gasförmiger Stickstoffverbindungen

Bilanz gasförmiger Stickstoffverbindungen in Gg a ⁻¹					
	Autor (Geltungszeitraum)	Import	Emission	Deposition	Export
atmosphärischer Transport	EMEP (2004)	260,1			686,8
atmosphärische Deposition nationaler Datensatz	GAUGER ET AL. (2004)			997,2	
Landwirtschaft	ZSE (2001-03)		627,0		
Verkehr	ZSE (2004)		269,8		
Energiewirtschaft, Industrie & kleine Feuerungsanlagen	ZSE (2004)		243,8		
MVA	NPVE (2005)		0,9		
biogene Abfälle	IFEU (2003)		9,5		
Abwasser	ZSE (2004)		4,7		
Klärschlamm	IFEU (2003)		5,5		
Summe		260,1	1160,3	997,2	686,8
			1420,4		1684,0
Differenz (Import+Emission)-(Export+Deposition)					-263,6

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Bei einer Bilanzierung müssen diese Exportverluste mit Importgewinnen verrechnet werden. Es ist zu beachten, dass reduzierte und oxidierte Stickstoffverbindungen unterschiedliche Transporteigenschaften aufweisen. So werden z.B. NO_x-Verbindungen mit atmosphärischen Luftströmungen über weitere Distanzen verfrachtet als reduzierte N-Verbindungen. EMEP¹² (EMEP, 2006) erstellt jährlich so genannte „source receptor“-Verhältnisse zwischen verschiedenen CLRTAP¹³-Vertragsstaaten.

Insgesamt ergibt sich rechnerisch eine nicht unerhebliche Bilanzdifferenz zwischen der Summe aus emittierten und importierten N-Verbindungen abzüglich der Summe aus deponierten und exportierten N-Verbindungen in Höhe von -263,6 Gg a⁻¹ Stickstoff (Tabelle 3). Da die atomosphärische Bilanz eigentlich ausgeglichen sein müsste, verdeutlichen diese Zahlen, wie schwer es ist, belastbare Aussagen zu Einträgen und Austrägen zu treffen.

2.3.4 Unsicherheiten, Wissenslücken und Forschungsbedarf

Die bisher vorliegenden Daten zur Bilanzierung der Flüsse von reaktiven Stickstoffverbindungen sind teilweise noch mit erheblichen Unsicherheiten belastet und es besteht Verbesserungsbedarf vor allem hinsichtlich der quantitativen Erfassung und Messung von Stickstoffflüssen in den verschiedenen Umweltmedien. Als unsicher hinsichtlich ihrer Aussagekraft gelten dabei auch solche Bereiche, denen ein bedeutender Anteil am Gesamtstickstofffluss zugerechnet werden muss.

Dies umfasst beispielsweise alle Prozesse einer Freisetzung von elementarem Stickstoff aus terrestrischen und aquatischen Ökosystemen, zu denen bisher nur grobe Schätzungen vorliegen. Das führt besonders bei der Abschätzung der in Ökosystemen akkumulierenden reaktiven Stickstoff-Verbindungen zu großen Unsicherheiten. Hier besteht dringender Forschungsbedarf, auch um das Risiko von Wirkungen besser abschätzen zu können.

Auch die Interpretation von Emissionsdaten sowie die meisten der aus ihnen resultierenden Modellberechnungen sind noch wenig zuverlässig und kaum verifizierbar. Dies gilt ganz besonders auch im Bereich der landwirtschaftlichen Emissionen, wo es beispielsweise bis heute keine europaweit abgestimmte Strategie zur Erfassung der Ammoniakströme gibt. Unter anderem diese Unsicherheiten bei Emissionsdaten führen zu Schwierigkeiten, bei der Bilanzierung gasförmiger Stickstoffverbindungen. Die unausgeglichene atmosphärische Bilanz mit einer Differenz von -263,6 Gg N a⁻¹ weist des Weiteren auf die Schwierigkeit hin, aus unterschiedlichen Datenquellen für Emission/Deposition (nationaler, hochauflösender Datensatz) und Import/Export (EMEP) eine geschlossene Bilanz zu berechnen. Eine Interpretation, ob der Import oder die Emissionen unterschätzt oder der Export und die Deposition überschätzt wird und daher eine insgesamt veränderte Menge zirkulierenden reaktiven Stickstoffs im System zu erwarten wäre, ist nicht möglich.

Des Weiteren zu nennen sind hier alle Daten zu Konzentrationsveränderungen von

L

¹² Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe

¹³ UNECE – Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution

2. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

einzelnen Stickstoffverbindungen sowohl in kleinräumigen als auch in großräumigen Systemen, die bei Messungen entweder unzureichend berücksichtigt wurden oder hinsichtlich der vorliegenden Ergebnisse regelmäßig eine große Variationsbreite aufweisen. Abhilfe wäre beispielsweise möglich durch eine Intensivierung von Messungen (als Stichworte zu nennen sind hier eine Ausweitung der bestehenden Emissionsinventare sowie die räumliche und zeitliche Auflösung der Daten in Form von Emissionsfaktoren, Aktivitätsdaten oder Tierzahlen; UNECE, 2007).

Für zukünftige Bilanzierungen ist es erforderlich zu Grunde liegende Emissions-Zeiträume weitestgehend anzugleichen, um eine bessere Vergleichbarkeit der Teilflüsse bei unterschiedlichen sektoralen Trends zu gewährleisten.

2.3.5 Ergebnisbewertung hinsichtlich des Ziels „Entwicklung einer Strategie zur Verminderung der Emission von reaktiven Stickstoffverbindungen“

Die Wirkungen von Stickstoffverbindungen sind vielfältig und es gibt keinen dominierenden Effekt. Eine Vielzahl von teilweise diffusen Quellen emittiert reaktiven Stickstoff in die Umwelt. Die Wirkungsbereiche wie auch die Emissionssektoren sind über die Stickstoff-Kaskade eng miteinander verknüpft. Auf Grund dieser Abhängigkeiten ist die integrierte Betrachtung und Berücksichtigung der Quellen und Flüsse reaktiven Stickstoffs effektiver und vermeidet nachteilige Nebeneffekte.

Trotz eines nach wie vor unzureichenden Kenntnisstandes hinsichtlich der genauen Bilanzierung des Eintrags und der Umsetzung von Stickstoffverbindungen in die Atmosphäre, Hydrosphäre und Pedosphäre, wird aus den bisherigen Ausführungen deutlich, dass die beträchtliche Zunahme des Eintrags reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt zu nachhaltigen Umweltwirkungen führt. Das Ausmaß der Veränderungen ist komplex und schwer überschaubar und betrifft als Angriffspunkt beispielsweise Ökosysteme, klimatische Zustandsparameter oder die menschliche Gesundheit. Hinsichtlich der Effekte Überdüngung, Eutrophierung und Versauerung von wässrigen und terrestrischen Ökosystemen, des Aus- und Eintrags von beispielsweise Nitrat in Grundwässer oder der Bildung von sekundären Schadefekten (z.B. Feinstäube oder Ozon) muss überprüft werden, ob und wenn ja, inwieweit bereits aufgetretene und sich weiter entfaltende Schadwirkungen gestoppt oder wieder zurückgeführt werden können.

Vor dem Hintergrund, dass Deutschland nach wie vor Schwierigkeiten hat, verschiedene nationale und internationale N-bezogene Umweltqualitäts- und handlungsziele zu erreichen, ist die Entwicklung und Implementierung zusätzlicher Maßnahmen zur Reduktion der quantifizierten Emissionen und der anschließenden Umsetzungsprozesse nötig. Die Bilanzierung und Quantifizierung der Stickstoff-Flüsse können den Prozess der Maßnahmenbewertung unterstützen, indem durch Darstellung der relevanten Stickstoff-Strömungen, Felder mit bedeutendem Handlungsbedarf und erfolgversprechendem Reduktionspotential hervorgehoben werden. Insbesondere das Potential von Maßnahmen, sich auch auf benachbarte Umweltbereiche (positiv oder negativ) auszuwirken, kann durch einen Fluss-Grafik (Abbildung 3) visualisiert werden.

3. Umweltqualitätsziele, Umwelthandlungsziele umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente einer integrierten Stickstoffminderungs-Strategie

Reaktive Stickstoffverbindungen spielen bei vielen globalen und regionalen umweltpolitischen und entwicklungspolitischen Themen eine wichtige Rolle. Sie sind essentiell für die Ernährung der Weltbevölkerung und künstlich erzeugt tragen sie in großem Maße zur heutigen Produktivität der Landwirtschaft bei. In einigen Regionen der Welt, besonders in Afrika und hier südlich der Sahara, führt die mangelnde Verfügbarkeit von reaktivem Stickstoff (z.B. in Düngemitteln) zunehmend zu ernährungsbedingten Mangelerscheinungen (Unterernährung) großer Teile der Bevölkerung (SANCHEZ & PALM, 2007). Gleichzeitig gefährdet die Präsenz reaktiver Stickstoffverbindungen in vielerlei Hinsicht die Umwelt (vgl. Kap. 1.2) und enorme Einträge von N_r in die Umweltmedien begleiten die Produktion von Nahrungsmitteln. Auch bei der Nutzung von Energie aus Verbrennungsprozessen ist reaktiver Stickstoff ein zum Teil unvermeidliches Nebenprodukt. In Europa gibt es eine Vielzahl europäischer und internationaler Rahmen- und Regelwerke, die Umweltqualitätsziele und Zielzustände von gefährdeten Schutzgütern und daraus abgeleitete Umwelthandlungsziele zur Reduktion von reaktiven Stickstoffverbindungen und den damit verbundenen, teilweise grenzübergreifenden Umweltproblemen definieren.

Umweltqualitätsziele (UQZ) charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umwelt oder eines Umweltausschnitts. Der gewünschte Zustand soll sicherstellen, dass das jeweilige Schutzgut unter Berücksichtigung der Bedürfnisse heutiger und zukünftiger Generationen – im Sinne der Nachhaltigkeit – langfristig geschützt und dessen Schädigungen vermieden wird. UQZ orientieren sich an wichtigen Zustandsparametern wie zum Beispiel der Regenerationsfähigkeit von Ökosystemen oder dem Schutz der menschlichen Gesundheit. Der aktuelle und der gewünschte Zustand eines Umweltmediums werden anhand geeigneter Indikatoren beschrieben, beispielsweise durch Konzentrationen von Stoffen in einem Medium.

Überschreitungen eines Indikatorwertes erfordern weitere Belastungsminderungen. Den Umfang der erforderlichen Belastungsminderung definieren Umwelthandlungsziele. Umwelthandlungsziele sind Handlungsanweisungen, um Umweltqualitätsziele zu erreichen (z.B. Reduktion der NO_x -Emissionen um 61 % und der NH_3 -Emissionen um 28 % auf der Basis der Emissionen des Jahres 1990 zur Umsetzung der NEC-Richtlinie 2001/81/EG der EU).

Deutschland hat Schwierigkeiten, stickstoffbezogene nationale und europäische Umweltziele zum Beispiel zu Nitrat im Grundwasser, Stickstoffeinträgen in Küstengewässer und Emissionen von NO_x und NH_3 zu erreichen. Stickstoffinduzierte Wirkungen in den verschiedenen Umweltbereichen (Kapitel 1.2) sowie die Bewertung der Emissionsentwicklungen und Eintragsraten, die in Kapitel 2 (und Anhang 1) umfassend dargestellt wurden (Abbildung 3, Tabelle 2) und der Vergleich solcher Daten mit kritischen Belastungs- und Konzentrationswerten sowie mit Emissionshöchstmengen dokumentieren, dass nach wie vor erheblicher Handlungsbedarf besteht, Stickstoff-

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

emissionen zu mindern. Die Entwicklung, Bewertung und Implementierung neuer Maßnahmen sowie die weitergehende Überprüfung existierender Maßnahmen ist erforderlich.

3.1 Umweltziele bezüglich reaktiver Stickstoffverbindungen und verbleibender Handlungsbedarf in Deutschland

Das Ziel, die Eutrophierung (1.2.1), die Versauerung (1.2.2) und den durch bodennahes Ozon ausgelösten Sommersmog (1.2.5) wirksam zu bekämpfen, verfolgt das Multikomponenten-Protokoll¹⁴ unter dem Dach der Genfer Luftreinhaltekonvention („Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung“, CLRTAP¹⁵). Dazu sollen kritische Eintragsraten (Critical Loads) für eutrophierende und versauernde Verbindungen sowie kritische Schwellenwerte für die Konzentration bodennahen Ozons zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Vegetation eingehalten oder unterschritten werden.

Durch die Einhaltung nationaler Emissionshöchstmengen und verbindlicher technischer Standards will das Multikomponenten-Protokoll schädigende Wirkungen auf natürliche Ökosysteme, auf die menschliche Gesundheit sowie auf Materialien und landwirtschaftliche Kulturen begrenzen und verringern. Die Ableitung dieser Höchstmengen erfolgt nach dem „Wirkungsbasierten Ansatz“ (*effects based approach*), dem regionale Überschreitungen kritischer Eintragsraten der Schadstoffe (Critical Loads) und regional unterschiedliche Kosten für Emissionsminderungsmaßnahmen europaweit zu Grunde liegen.

Für die Mitgliedstaaten der EU werden teilweise noch darüber hinausgehende Ziele mit der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen als Jahresfrachten für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie 2001/81/EG) verfolgt. Die Richtlinie formuliert, so wie auch das Multikomponenten-Protokoll, Zwischenziele zur Emissionsreduzierung für NO_x und NH₃. In Deutschland soll danach bis 2010 eine Reduktion der NO_x-Emissionen um 61 % und der NH₃-Emissionen um 28 % auf der Basis der Emissionen des Jahres 1990 erfolgen (vgl. § 7 der 33. BImSchV). Das Nationale Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen (UBA, 2007) beinhaltet eine Vielzahl von Maßnahmen und Instrumenten, die die konkrete Emissionsminderung von Stickstoffoxiden und Ammoniak und darüber hinaus NMVOC und Schwefeldioxid in Deutschland zum Ziel haben.

Nach Artikel 2 der Klimarahmenkonvention (UNFCCC¹⁶) und dessen Auslegung des EU-Umweltministerrates (RAT DER EU, 2007b) soll eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre helfen, die Erhöhung des globalen Mittels der Lufttemperatur von mehr als 2°C gegenüber der vorindustriellen Zeit zu vermeiden (1.2.4). Die Treibhausgasemissionsminderung schließt neben anderen klimarelevanten Gasen auch N₂O (Lachgas) ein. Entsprechend der Formulierung des Qualitätsziels

L

¹⁴ Protokoll zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon

¹⁵ Convention on Long-range Transboundary Air Pollution der UNECE

¹⁶ United Nations Framework Convention on Climate Change

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

„Verminderung der Treibhausgasemissionen“ berechnen sich alle Treibhausgase nach CO₂-Äquivalenten. Um das „2°C-Ziel“ mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erreichen, wird eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre bei 400 ppm CO₂-Äquivalenten als notwendig erachtet.

Entsprechend dem Handlungsziel des Kyoto-Protokolls¹⁷ soll Deutschland bis 2012 eine Reduktion seiner Treibhausgasemissionen um 21 % gegenüber dem Jahr 1990 erreichen. In einer Mitte Februar 2007 angenommenen Schlussfolgerung des Umweltrates (RAT DER EU, 2007) fordert die EU, die Gesamt-Treibhausgasemissionen der Industrieländer bis zum Jahr 2020 um 30 % im Vergleich zu 1990 zu reduzieren. Bis zur Realisierung eines solchen Abkommens beabsichtigt die EU, ihre Treibhausgasemissionen um mindestens 20% bis 2020 im Vergleich zu 1990 zu mindern. Quantitative Emissionsminderungsverpflichtungen für Lachgas (N₂O) existieren in diesem Zusammenhang bisher nicht.

Deutschland setzt diese europäischen Zielsetzungen mit Hilfe des „Integrierten Klimaprogramms“, einem nationalen Maßnahmenplan der Bundesregierung (2007) um. Viele der mit dem Programm beschlossenen Maßnahmen und Instrumente haben zwar nicht direkt die Verminderung von klimaschädlichen Lachgas zum Ziel, aber die Umsetzung der Maßnahmen hinsichtlich Energieeinsparung und Ausbau regenerativer Energiequellen führt auch zu einer Einsparung von NO_x-Emissionen aus dem Bereich der Energieumwandlung.

Internationale Abkommen haben den Schutz der Meeres- und Küstenökosysteme der Nord- und der Ostsee vor Eutrophierung zum Ziel (1.2.3). Im Rahmen der HELCOM- und der OSPAR-Konvention beschlossen die jeweiligen Zeichnerstaaten, bis zum Jahr 2010 für den Nord-Ostatlantik (inklusive Nordsee) und die Ostsee einen Zustand ohne Eutrophierung zu erreichen. Bereits vor mehr als 20 Jahren einigten sie sich auf eine Minderung des Nährstoffeintrags (N, P über Flüsse, Direkteinträge und aus der Atmosphäre) um 50 % bis 1995 (im Vergleich zu 1985 (Nordsee) und 1987 (Ostsee)). Aktuell ist besonders die nationale Umsetzung des Baltic Sea Action Plan (HELCOM, 2007) für die Erreichung der stickstoffbezogenen Ziele des Meeresschutzes relevant und nützlich.

Umweltqualitätsziele für Oberflächengewässer in Deutschland basieren im Wesentlichen auf der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)¹⁸ und daraus abgeleiteten deutschen Aktionsprogrammen. Sie sind eng gekoppelt mit den Umweltqualitätszielen für marine Ökosysteme. Das primäre Ziel der WRRL ist ein guter ökologischer und chemischer Zustand der Oberflächengewässer (1.2.3). Der gute chemische Zustand orientiert sich an den Vorgaben der Nitratrichtlinie und begrenzt die Nitratkonzentration auf 50 mg/l. Auch die menschliche Gesundheit soll durch Gewässergrenzwerte vor zu hohen Stickstoffbelastungen geschützt werden (1.2.6). Für Trinkwasser beträgt die maximal tolerierte Nitratkonzentration 50 mg/l. Mit der Gewässerschutzrichtlinie 2006/11/EG sollen Stoffe, die ungünstig auf die Sauerstoffbilanz wirken, insbesondere Ammonium und Nitrit, begrenzt werden.

Die angestrebte Reduzierung von Stickstoffemissionen sowohl in Oberflächengewässer

L

¹⁷ Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (2005 in Kraft getreten)

¹⁸ EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

als auch daran anschließend in Küstenökosysteme ist darüber hinaus eine besondere Herausforderung an die Gemeinsame Europäische Landwirtschaftspolitik (GAP, Cross-Compliance¹⁹, Agrarumweltmaßnahmen²⁰)

Den Schutz der menschlichen Gesundheit vor schädlichen Wirkungen durch Stickstoffoxide, Ozon und sekundäre Feinstäube (1.2.5 und 1.2.6) streben verschiedene europäische Regelwerke an. Zwei europäische übergreifende Regelwerke, die IVU-Richtlinie (Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) und die Luftqualitätsrichtlinie²¹ mit der Thematischen Strategie Luftreinhaltung²² – auf dem früheren Programm CAFE²³ fußend - zielen in erster Linie auf eine bessere Luftqualität (auch bezüglich einer Verminderung von Stickstoffemissionen) und berücksichtigen dabei ganz besonders die Belange des menschlichen Gesundheitsschutzes.

Die erste EG-Luftqualitäts-Tochtrichtlinie 1999/30/EG legt u.a. Grenzwerte für NO₂, NO_x und Feinstäube in der Luft (PM₁₀) fest. Unter anderem darf seit 2005 eine PM₁₀-Konzentration in Höhe von 50 µg/m³ im Tagesmittel nur an höchstens 35 Tagen im Jahr überschritten werden, und der NO₂-Grenzwert für das Jahresmittel von 40 µg/m³ wird ab dem Jahr 2010 einzuhalten sein.

Nach der dritten EG-Tochtrichtlinie 2002/3/EG über den Ozongehalt der Luft darf ab dem Jahr 2010 für Ozon ein 8-Stunden-Mittelwert von 120 µg/m³ an höchstens 25 Tagen pro Kalenderjahr, gemittelt über drei Jahre, überschritten werden.

Mit der Umsetzung der beschriebenen Regelwerke in deutsches Recht konnten im Verlauf der letzten 20 Jahre bereits beachtliche Emissionsminderungserfolge in Deutschland erzielt werden. Abb. 4 zeigt, dass besonders die Emissionen von Stickstoffverbindungen in die Gewässer und Stickstoffoxid-Emissionen aus Verkehr-, Industrie- und Energieumwandlungsprozessen deutlich reduziert werden konnten.

Ammoniak- und Lachgas-Emissionen konnten im Vergleich dazu deutlich weniger vermindert werden. Trotzdem besteht insgesamt noch deutlicher Handlungsbedarf in Deutschland, um international und europäisch gesteckte Umweltziele zu erreichen. Dies wird durch nach wie vor vielfältige stickstoffbedingte Umweltwirkungen deutlich (Kapitel 1). Auch die Bilanzierung und Bewertung der Stickstoff-Emissionen und -Flüsse in Kapitel 2 dieser Studie (Abb. 3, Tabelle 2) zeigt die Notwendigkeit weiterer Reduktionsbemühungen:

- Die nationale Referenzprognose (UBA, 2007) geht davon aus, dass ohne Ergreifung zusätzlicher Maßnahmen, die erforderlichen Emissionsreduktionen für NH₃ und NO_x nach der NEC- Richtlinie 2001/81/EG nicht erreicht werden. Die angestrebte Höchstmenge für NH₃ (550 Gg Gesamt-NH₃ / 453 Gg N) wird dieser Prognose zu Folge im Jahr 2010 um 60 Gg NH₃ überschritten und die Höchstmenge für NO_x (1051 Gg Gesamt-NO_x / 320 Gg N) um 61 Gg NO_x.

L

¹⁹ Verpflichtende Einhaltung sogenannter, anderweitiger Verpflichtungen (Umweltschutzaufgaben) durch die Landwirte, um in den Genuss von Marktunterstützungsmaßnahmen zu kommen

²⁰ Finanzielle Förderung von landwirtschaftlichen Produktionsverfahren, die über die gute landwirtschaftliche Praxis hinausgehen

²¹ Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Luftqualität und saubere Luft für Europa [KOM(2005)447 endgültig] – derzeit nach der 2. Lesung in der Endphase der Verabschiedung

²² Thematische Strategie Luftreinhaltung [KOM(2005)446 endgültig]

²³ Clean Air for Europe

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

- Im Jahr 2004 wurden in Deutschland Critical Loads für Eutrophierung und für Versauerung nach wie vor auf 95 % und 85 % der Fläche empfindlicher Ökosysteme überschritten.
- Die Ziele zur Halbierung des Nährstoffeintrags in Küstengewässer von Nord- und Ostsee wurden von Deutschland bis 2007 nicht erreicht. Die Verpflichtung besteht weiterhin fort.
- Für den Zeitraum 2002 - 2004 konnte Deutschland die gesetzten Ziele für Nitrat, Nitrit und Ammonium wegen zu hoher Stickstoffeinleitungen in Grund- und Oberflächengewässer aus diffusen und Punktquellen nicht überall erreichen.
- Vor allem stark verkehrsbelastete Orte in Deutschland können aktuell die bestehenden Grenzwerte für PM₁₀ nicht einhalten. Dies ist für NO₂ ab 2010 in ähnlicher Weise absehbar.
- Der bis 2010 zu erreichende Zielwert für den Schutz der Gesundheit vor zu hohen Ozonkonzentrationen wird aktuell vielerorts in Deutschland nicht eingehalten. Ob er im Jahr 2010 flächendeckend erreicht werden wird, kann noch nicht abschließend beurteilt werden. Das bis 2020 zu erreichende langfristige Ziel wird aktuell flächendeckend in Deutschland verfehlt.

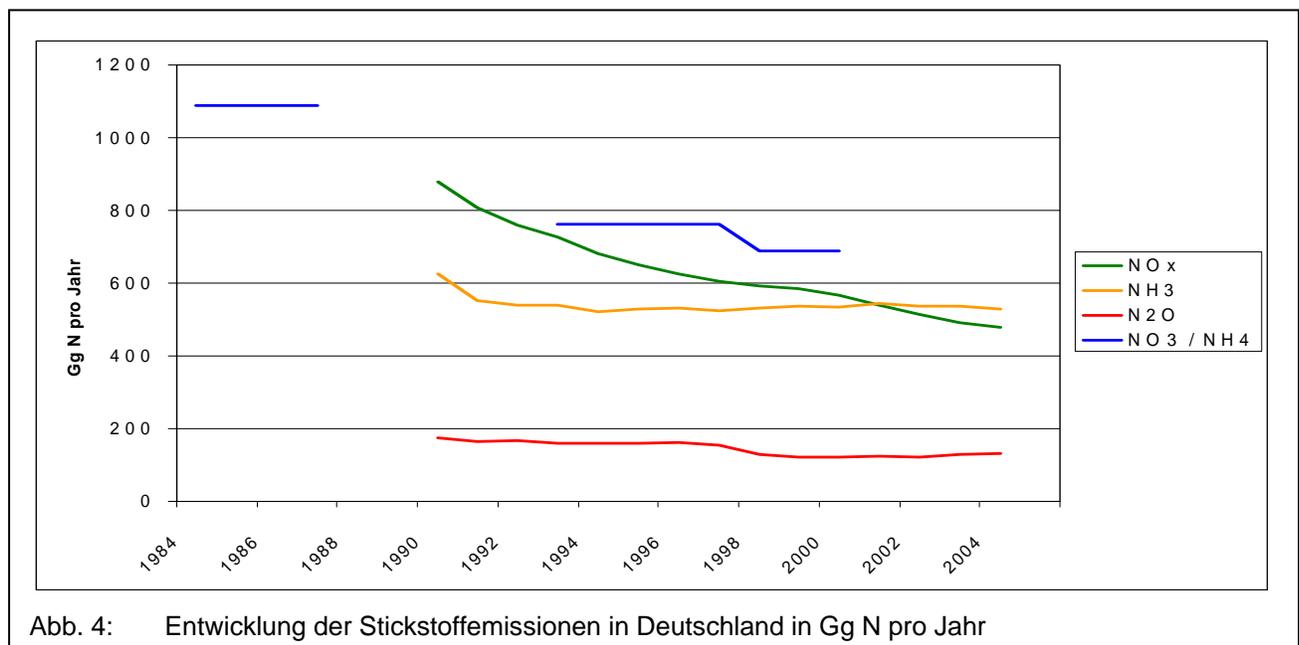


Abb. 4: Entwicklung der Stickstoffemissionen in Deutschland in Gg N pro Jahr

Die Umsetzung der gefassten Umwelthandlungsziele erfolgt bisher zu wenig ambitioniert. Es ist dringend erforderlich weitere Maßnahmen und Instrumente zur Verminderung von Stickstoff-Emissionen zu entwickeln und/oder bestehende Optionale zu implementieren. Nur durch konsequente weiterführende Anstrengungen in allen Emissions-Sektoren, die über die bisherigen bereits umgesetzten Maßnahmen und Mittel hinausgehen, ist eine Verringerung von Stickstoff-Wirkungen und eine Erreichung von Umweltzielen für die Zukunft absehbar.

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Vor dem Hintergrund der vielfältigen negativen und positiven (gesteigerte Produktivität in der Landwirtschaft) Wirkungen und Handlungsfelder im Bereich der Stickstoff-Kaskade ist die Auswahl von zusätzlichen Maßnahmen-Optionen so zu treffen, dass Synergieeffekte genutzt und sich hemmende Effekte vermieden werden. Eine handlungsfeldübergreifende Kombination von Maßnahmen bietet im Hinblick auf die Reduktion von Stickstoffemissionen sich verstärkende Vorteile hinsichtlich Effizienzsteigerung und Kosteneffizienz.

3.2 Eine integrierte Herangehensweise zur Minderung reaktiver Stickstoffemissionen

Die vielfältigen europäischen und internationalen Übereinkünfte haben gemeinsam, dass sie jeweils nur einen meist kleinen Ausschnitt der Stickstoff-Kaskade zum Gegenstand haben und mit ihren Regulierungen nur die Minderung von Emissionen einzelner Stickstoffverbindungen bewirken. Konzepte, die sich nur auf bestimmte Stickstoffverbindungen oder einen einzelnen Emissionssektor beziehen, bergen aber die Gefahr, dass mögliche Umweltrisiken, die sich durch Verlagerung von Effekten in andere Umweltmedien oder aus der Umwandlung einzelner Stickstoffverbindungen ergeben (engl.: Pollution Swapping), unterschätzt oder nur unzureichend berücksichtigt werden. Diese Einzelbetrachtung setzt sich auf die Ebene der nationalen Gesetzgebung, mit der die Staaten die internationalen Übereinkünfte in nationales Recht umsetzen, fort. Dies führt regelmäßig zu einer Unterschätzung der Auswirkungen auf benachbarte Bereiche der Stickstoffkaskade oder angrenzende Umweltmedien (Kapitel 2, Abb. 3).

Das vorliegende Gesamtkonzept zur Minderung von Stickstoff-Emissionen hat eine integrierte Betrachtung aller durch reaktiven Stickstoff beeinflussten Umweltveränderungen zum Ziel und wägt so die teilweise sehr gegensätzlichen Forderungen, die sich einerseits aus der weiterhin wachsenden Nahrungsmittel- und Energiepflanzenproduktion ergeben und die andererseits durch die hohen Verluste von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt verursacht werden, gegeneinander ab. Zudem lassen sich Optionen für eine höhere Kosteneffizienz in den bisher weitgehend unabhängig voneinander agierenden Bereichen besser nutzen.

Am Beispiel der Maßnahmen zur Umsetzung der NEC-Richtlinie wird deutlich, dass diese nicht nur der Verminderung der Luftkonzentrationen von NH_3 (Ammoniak) aus der Landwirtschaft und NO_x (Stickstoffoxide) aus Verkehr und Energieumwandlung dienen, sondern ebenfalls zu geringeren Stoffeinträgen in Ökosysteme führen und via weiteren Folgereaktionen ebenfalls zu geringeren Freisetzungsraten von Nitrat und Lachgas beitragen. Damit sind sie auch im Sinne des Klimaschutzes sowie des Gewässerschutzes positiv zu bewerten. Als signifikantes Beispiel für erhöhte Kosteneffizienz ist insbesondere die Umsetzung der Nitratrichtlinie zu nennen: Mit dem Rückkopplungseffekt einer Verminderung der Emission von NH_3 und N_2O (Lachgas) in die Atmosphäre wirkt die Nitratrichtlinie auch positiv im Sinne der NEC-Richtlinie der EU und der UNFCCC und trägt dort entsprechend zur Zielerreichung bei.

Maßnahmen sind also nicht nur hinsichtlich ihrer direkten Kosten und Erfolge (Verminderung der Eutrophierung, der Versauerung und der Feinstaubbelastung) zu bewerten,

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

sondern auch hinsichtlich sekundärer Effekte in anderen Umweltmedien oder mit anderer räumlicher und zeitlicher Auflösung (z.B. Nitratreintrag ins Grundwasser als Folge der NH_3 -Deposition in Wäldern).

Abb. 5 verdeutlicht die Komplexität der Vorgänge. Alle aufgeführten Maßnahmenpläne dienen dem Erreichen von stickstoffbezogenen Umweltqualitätszielen. Wegen der

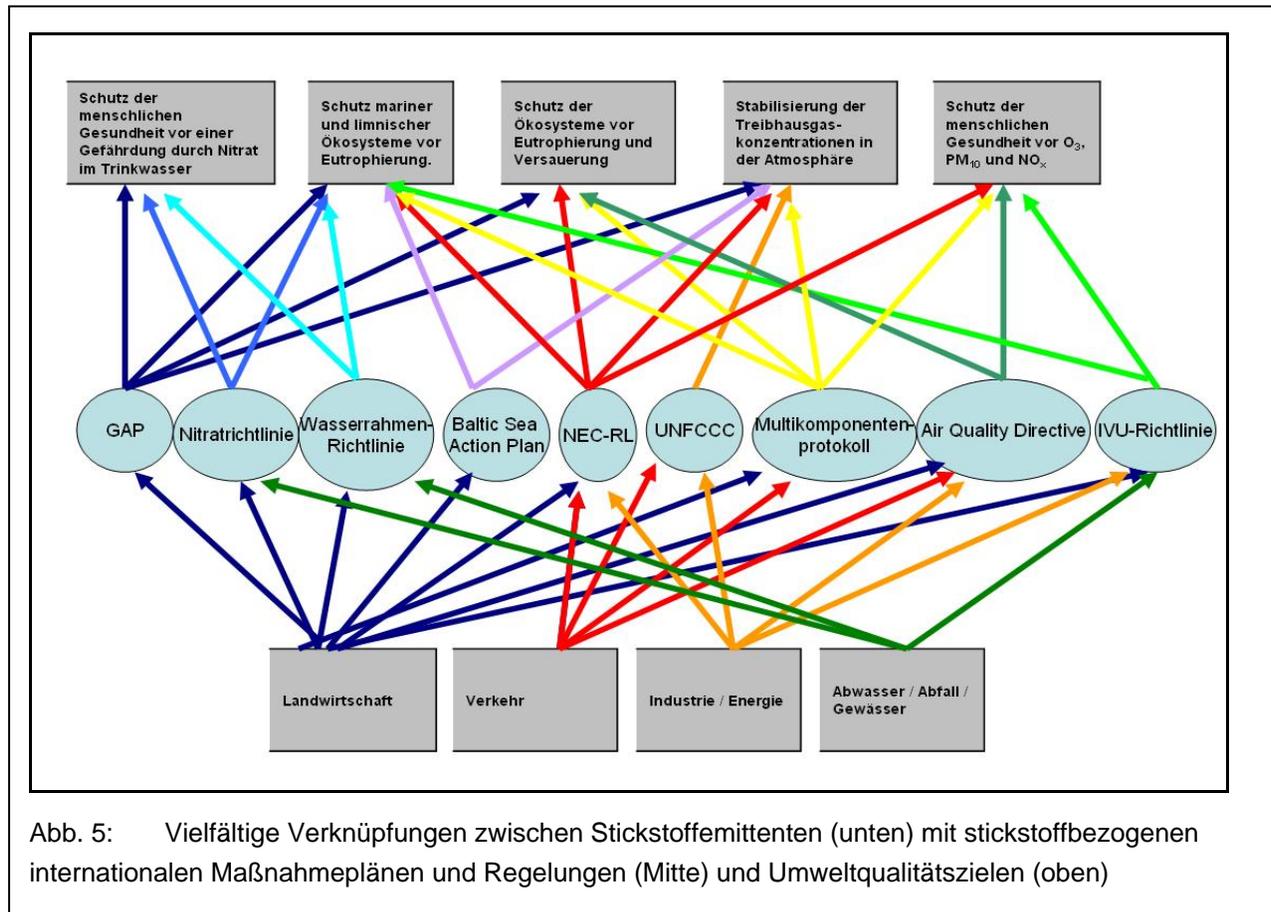


Abb. 5: Vielfältige Verknüpfungen zwischen Stickstoffemittenten (unten) mit stickstoffbezogenen internationalen Maßnahmenplänen und Regelungen (Mitte) und Umweltqualitätszielen (oben)

Vorgänge in der Stickstoff-Kaskade beeinflussen sie meist mehrere Umweltqualitätsziele gleichzeitig und womöglich gegenläufig (Rückkopplungen, Verlagerungen). Alle Maßnahmenpläne wirken sich entweder auf die Stickstoff-Emissionsquellen aus, auf den Transport der Stickstoffverbindungen innerhalb der Stickstoff-Kaskade oder auf die Verfügbarkeit von Stickstoff an den Rezeptoren (Schutzgut, Ökosystem).

Zur Optimierung einer Strategie zur Verminderung von Stickstoffemissionen sind sowohl positive Rückkopplungseffekte von Maßnahmen auf andere Stickstoffverbindungen oder Umweltmedien, als auch Nebenwirkungen, die ein Stickstoffproblem entweder in andere Bereiche verlagern oder die sogar eine verstärkende Wirkung entfalten, zu berücksichtigen.

3.3 Bewertung und Kategorisierung nationaler Maßnahmen und Instrumente

Für die Aufstellung eines integrierten Maßnahmenplans und vor dem Hintergrund der Stickstoff-Kaskade müssen verschiedenste Maßnahmen aller Emissions-Bereiche und zum Schutz für alle betroffenen Umweltmedien evaluiert werden. Die Maßnahmen und Instrumente unterscheiden sich hinsichtlich ihres Wirkungsspektrums zur Verminderung von Stickstoffemissionen oder zur Abwehr und Vermeidung von mit reaktivem Stickstoff im Zusammenhang stehenden Umweltproblemen. Darüber hinaus weichen Effektivität und Effizienz einzelner Maßnahmen unter Umständen stark voneinander ab und während der Erfolg der Maßnahme im Fall A mit geringem Kostenaufwand erzielbar ist, müssen für die Verminderung von Stickstoffemissionen im Fall B beträchtlich Mittel aufgewendet werden. Ziel der Stickstoffstrategie ist es daher, alle Maßnahmen und Instrumente zur Verminderung von Stickstoff-Emissionen hinsichtlich ihrer Effektivität, ihrer Kosten-Wirksamkeit und ihrer Wirkungsentfaltung im Bereich anderer reaktiver Stickstoffspezies oder in anderen Umweltmedien aber auch hinsichtlich ihrer potentiellen Risiken vergleichend zu beurteilen. Für die Aufstellung eines integrierten Maßnahmenplans ist es daher notwendig jede einzelne Maßnahme vor der Auswahl einer möglichst umfassenden Einzelbeurteilung zu unterziehen. Zentrale Kriterien, die diesbezüglich angewandt wurden, sind

- die genaue Definition des Maßnahmenzieles,
- das Minderungspotential der Maßnahme,
- die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme und
- eine umfassende Erörterung des gesamten Wirkungsbereiches mit möglichen Nebeneffekten.

Die auf diese Art vorgenommene Bewertung und Systematisierung soll vor allem dem Zweck einer besseren Vergleichbarkeit der Einzelmaßnahmen dienen. Dies geschieht unter anderem mit dem Ziel, eine Rangfolge der N-Emissionsminderungsmaßnahmen zu erreichen und zu aussagekräftigen und wissenschaftlich fundierten Empfehlungen zur Anwendung zu kommen, die für eine Politikberatung genutzt werden können.

3.3.1 *Bewertung von Maßnahmen und Instrumenten zur Stickstoffverminderung nach dem Minderungspotential*

Eine Maßnahme oder ein Instrument bewirkt technische oder strukturelle Veränderungen und reduziert dadurch Emissionen. Verschiedene Faktoren können die Höhe des Stickstoffminderungspotentials beeinflussen.

Das Minderungspotential ist zunächst abhängig vom Wirkungsbereich, auf den eine Maßnahme oder das Instrument Einfluss nimmt. Beispielsweise ist die Ausbringung von Rinderdung verknüpft mit beträchtlichen Emissionsströmen von NH_3 und stellt somit einen bedeutenden Wirkungsbereich dar. Ein Wirkungsbereich mit hohen Emissionsströmen lässt ein höheres Minderungspotential erwarten als ein Wirkungsbereich mit geringen Emissionen.

Ein anderer, die Höhe des Minderungspotentials bestimmender Faktor, ist die Wirksam-

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

keit der Maßnahme. So wird die Wirksamkeit der stickstoffreduzierten Nutztierfütterung als hoch erachtet, weil geringere Stickstoffmengen im Futter von Zuchttieren zu einem geringeren Stickstoffgehalt in den Ausscheidungen führen. Daher kommt es dann sowohl im Stallbereich als auch bei der Lagerung und Ausbringung des Wirtschaftsdüngers zu verminderten Stickstofffreisetzungen aus der stickstoffärmeren Gülle. Zuletzt ist der Umsetzungsgrad einer Maßnahme ein wichtiger Faktor, der die Höhe des Minderungspotentials beeinflusst. So könnte es beispielsweise zu einer Erniedrigung des Minderungspotentials kommen, wenn sich eine Maßnahme zum Zeitpunkt der Implementierung schon teilweise in der praktischen Anwendung befindet. Dies gilt insbesondere bei rechtlicher Festschreibung zur Umsetzung neuer technischer Verfahren.

3.3.2 **Kosten-Wirksamkeitsanalyse der wichtigsten Stickstoffminderungsmaßnahmen**

Die Analyse von Maßnahmen und Instrumenten hinsichtlich ihrer Kosten-Wirksamkeit bietet die Möglichkeit, Maßnahmeninstrumente verschiedener Sektoren miteinander zu vergleichen. Die Zielsetzung von Kosten-Wirksamkeitsanalysen (KWA) ist es, mit den eingesetzten finanziellen Mitteln eine maximale Verbesserung im Hinblick auf das Umweltziel zu erreichen oder ein gegebenes Umweltziel mit minimalem Kostenaufwand zu erreichen. Der Vergleich der Kosten-Wirksamkeit von Stickstoffminderungsmaßnahmen gibt somit Hinweise für kostenminimale Anpassungsmaßnahmen zur Emissionsminderung von reaktiven Stickstoffverbindungen. Die Kosten-Wirksamkeit einer Maßnahme stellt die erzielbare Reduzierung der Stickstoff-Emission als nicht-monetäre, physikalische Größe (Gg a^{-1}) in Relation zu den dabei im Vergleich zur Ausgangssituation entstehenden Mehrkosten (€) dar. Eine geringe Kosten-Wirksamkeit bedeutet hohe Kosten in Bezug auf die Wirksamkeit der untersuchten Maßnahme, wohingegen eine hohe Kosten-Wirksamkeit, geringe Kosten zur Reduktion der Emission reaktiver N-Verbindungen andeutet.

Im Vergleich zur Kosten-Nutzenanalyse, die hohe Anforderungen an die Verfügbarkeit und Qualität der Daten stellt und auch die Umweltentlastung durch die Maßnahme (Nutzen) in Geldeinheiten darstellt, bietet eine KWA den Vorteil, dass sie methodisch einfacher ist, da sie die Abschätzung der Wirkung von Maßnahmen nicht in Geld sondern in physikalischen Einheiten darstellt.

Vor dem Hintergrund einer geringen Verfügbarkeit von quantitativ belastbaren Kosten-Wirksamkeitsdaten erschien es sinnvoll, auch diesbezüglich vorliegende Schätzungen und nicht genau verifizierbare Angaben zu möglichen Kosten zu berücksichtigen. Aus diesem Grund und um teilweise großen Unsicherheiten zu vermeiden, erfolgt die Analyse der Kostenwirksamkeit nach semiquantitativen Kriterien. Die Bewertung von Maßnahmen und Instrumenten folgt dabei einer vier stufigen Skala mit den Kriterien: „Keine Kosten“, „Geringe Kosten-Wirksamkeit“, „Mittlere Kosten-Wirksamkeit“ und „Hohe Kosten-Wirksamkeit“.

Die Kosten oder Einsparungen durch (negative oder positive) Folgewirkungen der Maßnahmen und Instrumente in *anderen* Umweltmedien oder bezüglich *anderer* Umweltqualitätsziele, als der primär mit der Maßnahme angesprochenen, können bei

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

der hier durchgeführten Analyse nicht berechnet und berücksichtigt werden. Eine Studie des International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) (AMANN ET AL., 2007) zeigt jedoch, dass die Berücksichtigung dieser Kosten für Folgebereiche nicht vernachlässigbar ist. Entsprechend der IIASA-Kostenanalyse würde sich eine ganzheitliche Lösungsstrategie zur Verminderung von Stickstoffemissionen nämlich nicht nur bezüglich einer gesteigerten Effizienz stickstoffmindernder Maßnahmen, sondern vor allem auch ökonomisch lohnen. Beispielsweise die Bewertung von Maßnahmenbündeln wie der NEC-Richtlinie und der Nitrat-Richtlinie mit Hilfe des GAINS-Modells²⁴ macht deutlich, dass eine europaweite (EU-27), vollständige Implementierung der Maßnahmen der Nitrat-Richtlinie zusätzlich eine Absenkung der europaweiten NH₃-Emissionen um 8,4 % (304 Gg) zur Folge hätte. Dies wiederum wirke zurück auf die Luftreinhalte-Kosten, die entsprechend um 300 Mio. Euro gesenkt werden könnten. Das in der Studie berechnete, zusätzliche Minderungspotential bezieht sich auf nationale NH₃-Projektionen für das Jahr 2020, welche die Maßnahmen der Nitrat-Richtlinie bisher nicht mit einschließen.

Die Verminderung des Eintrags von Nitrat ins Grundwasser würde also nicht nur die Gewässer vor den negativen Effekten zu hoher Nitratkonzentrationen besser schützen, sondern gleichzeitig auch eine NH₃-Konzentrationsverminderung bewirken, und damit zu einer Abnahme von Versauerung und Eutrophierung in betroffenen Ökosystemen führen.

Auch im Rahmen der Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie sollten zukünftige Bewertungen von Maßnahmen Kosten *und* Einsparungen bezüglich anderer Umweltbereiche und Emissionssektoren mit berücksichtigen. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

3.3.3 *Nachteilige Verlagerungseffekte - „Pollution Swapping“*

Die Wandelfähigkeit und Mobilität von Stickstoffverbindungen führt dazu, dass Maßnahmen ein Potential zu positiven Nebeneffekten und das Risiko von negativen Nebenwirkungen bergen können (Verlagerungseffekt; engl.: Pollution Swapping). Das Wort „Verlagerungseffekt“ drückt zutreffend aus, dass äquimolare N-Mengen der gleichen oder einer anderen Stickstoffspezies in andere Umweltmedien verlagert werden und negative Umwelteffekte dabei in einem neuen Umweltsegment auftreten. Die Bewertung von spezifischen Stickstoffminderungsmaßnahmen hinsichtlich dieser potentiellen Seiteneffekte auch in anderen Umweltmedien oder Umweltschutzbereichen ist komplex und schwierig. Bis heute gibt es kein geeignetes Bewertungsverfahren, das für diese Zwecke wirklich verwendet werden könnte. Für die praktische Durchführung einer solchen Analyse empfiehlt sich die Anwendung einer allgemeinen Bewertungsschablone, die einleitend folgende Fragen beantworten sollte:

- Handelt es sich um eine Emissionsminderungsmaßnahme ohne Einfluss auf die Gesamtbilanz des Flusses aller reaktiven Stickstoffverbindungen in der Umwelt? (Potentielle Maßnahmen in diesem Bereich beschränken sich auf eine lokale oder

L

²⁴ Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

sektorale Stickstoffminderung)

- Handelt es sich um eine Emissionsminderungsmaßnahme, durch die der Input von reaktivem Stickstoff in die Umwelt vermindert wird? (Potentielle Maßnahmen in diesem Bereich weisen regelmäßig ein hohes synergetisches Potenzial auf)
- Handelt es sich um eine Emissionsminderungsmaßnahme unter Anwendung vieler verschiedener Angriffspunkte? (Potentielle Maßnahmen in diesem Bereich umfassen alle Einzelprozesse und N-Bindungsformen eines ausgedehnten Wirkungsbereichs)
- Handelt es sich um eine Emissionsminderungsmaßnahme in definierten Zielgebieten oder Zonen, wie beispielsweise dem räumlichen Schutz eines FFH-Gebiets oder einer Grundwasserzone vor zu hohen Stickstoffeinträgen? (Maßnahmen in diesem Bereich haben eine hohe Tendenz zur Verlagerung von Stickstoffemissionen in andere Räume)

Bei der durchgeführten Analyse handelt es sich um qualitative und semiquantitative Bewertungen des Potentials zu Nebenwirkungen. Eine quantifizierbare Analyse hinsichtlich des Verlagerungspotentials in Mengenflüssen und der dadurch in anderen Maßnahmenbereichen zusätzlich entstehenden Minderungskosten erfolgte nicht. Die vorgenommenen Beurteilungen basieren auf UBA-Experten-Einschätzungen sowie einer Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, in der die Entwicklung eines integrierten Ansatzes zur Reduktion von NH_3 -Emissionen in der Landwirtschaft unter Berücksichtigung nachteiliger Effekte verfolgt wurde (OENEMA & VELTHOF, 2007).

3.3.3.1 Verlagerungseffekte im weiteren Kontext der Stickstoff-Kaskade

Die hier vorgenommenen qualitativen Bewertungen der Verlagerungseffekte berücksichtigen jeweils nur den primären Umwandlungsschritt oder Transportweg im Sinne der Stickstoff-Kaskade. Da reaktiver Stickstoff aber häufig sogar noch weitere Umwandlungsschritte erfährt oder weiter verlagert wird, sind für eine umfassende Bewertung der Maßnahmen auch sekundäre oder indirekte Nebeneffekte zu berücksichtigen. Unter Umständen können sekundäre (positive) Nebeneffekte primäre (negative) Verlagerungseffekte ausgleichen oder zumindest abmildern.

So bergen ammoniakreduzierende Maßnahmen im landwirtschaftlichen System selbst zwar das Risiko zur Verlagerung der Stickstoff-Emissionen hinzu erhöhtem NO_3^- -Austrag und erhöhten N_2O -Emissionen, betrachtet man die Wirkung der Maßnahmen aber über die Grenzen des landwirtschaftlichen Systems hinaus, könnten diese Verlagerungseffekte durch die abgeschwächte N-Kaskade in angrenzenden Ökosystemen und Umweltbereichen wieder ausgeglichen oder sogar übertroffen werden.

Ammoniak wird z.B. nahe seiner Emissionsquelle in der Landwirtschaft in naturnahe Ökosysteme eingetragen und nach Umwandlung aus diesen als NO_3^- oder N_2O emittiert. Nach dem Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser in Grund- und Oberflächengewässer ist auch dort mit zusätzlichen N_2O -Emissionen zu rechnen. Diese indirekten N_2O - und Nitrat-Emissionen werden auch bei der Berichterstattung der Treibhausgase nach IPCC-Richtlinien berücksichtigt (IPCC, 1997). Die Reduktion von Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft kann demnach zwar zu unerwünschten

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Nebenwirkungen im landwirtschaftlichen System selbst führen, aber andererseits einen wirksamen Beitrag dazu leisten, klimarelevante N₂O-Emissionen und gewässerschutzrelevanten Nitrat-Austrag aus naturnahen Ökosystemen zu reduzieren (RIHM & ACHERMANN, 2007).

Die zukünftige umfassende und quantifizierende Bewertung *aller* Seiteneffekte von Stickstoff-Minderungsmaßnahmen für die Ermittlung des Gesamt-Minderungspotentials stellt daher eine zukünftige Aufgabe an die Forschung dar und bietet Verbesserungspotential im Hinblick auf die in dieser Studie durchgeführte Bewertungsmethodik.

3.4 Zusammenfassende Bewertung der Maßnahmen und Instrumente zur Minderung von Stickstoffemissionen

Im Rahmen der Erstellung dieses Hintergrundpapiers ist eine umfassende Analyse und Bewertung der Maßnahmen und Instrumente erfolgt. Eine detaillierte Darstellung und Beschreibung ist dem Anhang 2 (Katalog von Maßnahmen und Instrumenten nach den Kriterien Effektivität und Kosten-Wirksamkeit) zu entnehmen.

Der dadurch erzielte Maßnahmen- und Instrumentenkatalog liefert einen Überblick sowohl zu bereits angewandten als auch zu neuen noch nicht realisierten Ansätzen zur Reduktion von Stickstoff-Emissionen. Eine integrierende und vergleichende Bewertung von Stickstoffminderungsmaßnahmen der verschiedenen Sektoren erfolgt in Tabelle 4²⁵. Gesetzlich vorgeschriebene und optionale Maßnahmen sind dort farblich unterschiedlich hinterlegt. Die Tabelle gewichtet die Maßnahmen hinsichtlich der Kriterien „Kosten-Wirksamkeit“ und „Gesamtminderungspotential“. Allerdings konnte zum jetzigen Zeitpunkt nicht ausnahmslos für alle Maßnahmen eine belastbare quantitative Abschätzung des mit der Maßnahme verbundenen Minderungspotentials oder der Kosten-Wirksamkeit identifiziert werden. Einige Maßnahmen lassen sich daher noch nicht nach dem Kriterium des Minderungspotentials oder der Kosten-Wirksamkeit priorisieren. Die Bewertung potentieller Synergieeffekte sowie möglicher „Verlagerungseffekte“ erfolgt auf der Basis semiquantitativer Betrachtungen und ist in der Tabelle 4 gekennzeichnet.

Da die Bewertungen zu potentiellen Nebenwirkungen und Synergieeffekten bisher nur als Trendaussagen zu werten sind, können die in der Tabelle 4 ausgewiesenen Minderungspotentiale nicht ohne weiteres addiert werden, ohne dass dies zu einer Überschätzung des Gesamtminderungseffektes führen würde. Eine aktuelle Überprüfung des tatsächlichen Minderungspotentials (Netto-Effektivität), die auch Synergieeffekte und Nebenwirkungen quantitativ berücksichtigt, ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht möglich. In allen Fällen einer Kombination von Einzelmaßnahmen ergeben sich weitere komplexe Abhängigkeiten, die nur durch computer-gestützte Modellrechnungen darstellbar sind. Erste Versuche hierzu werden beispielsweise von IIASA²⁶ mit dem GAINS-Modell (AMANN ET AL., 2007) und von Alterra, Wageningen mit dem MITERRA-EUROPE-Modell (VELTHOF ET AL., 2007) durchgeführt. Dabei deutet sich

L

²⁵ In den Niederlanden wurde eine vergleichbare Maßnahmen-Analyse vorgenommen (ERISMAN ET AL., 2005).

²⁶ International Institute of Applied Systems Analyses

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

an, dass ganzheitliche Lösungsstrategien zur Verminderung von Stickstoffemissionen sowohl mit einer im Vergleich zu Einzelmaßnahmen höheren Effizienz als auch weniger kostenintensiv durchgeführt werden könnten.

Alle bisherigen Ergebnisse zu Gesamt-Minderungspotentialen und den mit der Maßnahme oder dem Instrument entstehenden Kosten sind mit Unsicherheiten behaftet. Dennoch vermitteln sie schon jetzt wichtige Hinweise auf die Gesamtausrichtung zukünftiger Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen.

Sektorübergreifende Beurteilung im Hinblick auf das Minderungspotential

Das größte Minderungspotential für Stickstoffemissionen liegt in der Landwirtschaft, insbesondere bei Managementmaßnahmen und ökonomischen Steuerungsinstrumenten, die auf eine Reduktion der Stickstoff-Überschüsse abzielen. Das Minderungspotential dieser Maßnahmen und Instrumente liegt um etwa eine Größenordnung über dem Potential technischer Maßnahmen in allen anderen Sektoren. Es handelt sich um Maßnahmen und Instrumente, die bisher rechtlich nicht verbindlich sind und von der Landwirtschaft teilweise freiwillig durchgeführt werden. Die dazu in Tabelle 4 angegebenen Zahlen basieren auf einer Studie des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA, 2002c). Das Minderungspotential rechtlich verbindlicher Maßnahmen liegt deutlich unter dem von optionalen, zusätzlichen Maßnahmen und Instrumenten.

Eine Optimierung der Steuerungsinstrumente in der Landwirtschaft, sowie ein konsequentes landwirtschaftliches Management nach den Regeln der guten fachlichen Praxis erschließt das quantitativ bedeutendste zusätzliche Reduktionspotential. Förderinstrumente zur Reduzierung der Viehdichte, Maßnahmen der N-angepassten Fütterung und der effizienten Anwendung von Düngemitteln sowie ökonomische Steuerungsinstrumente, wie zum Beispiel eine Abgabe auf Stickstoff-Überschüsse, sind besonders positiv zu werten: Sie reduzieren die Gesamtbilanz reaktiver Stickstoffverbindungen. Die weitergehende Umsetzung technischer Verbesserungen der NH_3 -Emissionsminderung, die vielfach bereits vorgeschrieben sind, sollte ambitioniert verfolgt und verstärkt kontrolliert werden. Das Minderungspotential liegt aber um etwa eine Größenordnung unter dem ökonomischer Instrumente und Managementmaßnahmen. Dies gilt auch für die zusätzlichen technischen Instrumente der anderen Sektoren.

Im Verkehrssektor haben die Instrumente zur Einführung von Abgaskatalysatoren und Partikelfiltern das größte Emissionsreduktions-Potential. Zudem sind die Maßnahmen, mit dem Ziel verkehrsbedingtes NO_2 zu reduzieren, auch aus gesundheitlichen Gründen grundsätzlich positiv zu werten. Die Begrenzung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit auf Autobahnen und verschiedene Instrumente zur ökonomischen Steuerung (Mineralölsteuer, Lkw-Maut) bieten zusätzliche, wenn auch teilweise nur geringfügige Minderungseffekte mit einer besonders hohen Kosten-Wirksamkeit.

Tabelle 4: Wichtigste quellenbezogene Maßnahmen und Instrumente zur N-Minderung

Überblick über die wichtigsten Maßnahmen und Instrumente zur Verminderung von Stickstoff-Emissionen und ihr Einfluss auf die jeweilige Stickstoffverbindung und das jeweilige Umweltmedium					Stickstoff-Reduktionspotential pro Jahr [Gg N] ^{2) 3)}	geschätzte Kosten-Wirksamkeit ¹⁾	Umsetzung	
		Luft		Wasser				„Klima“
		NO _x	NH ₃	NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺				N ₂ O
Landwirtschaft ²⁾	Verschärfung der Düngeverordnung	°	+	++	+	370	hoch	Änderung der Düngeverordnung
	Abgabe auf Stickstoffmineraldünger (50 %)	°	+	++	+	300	hoch	Änderung der Steuergesetzgebung: Einführung einer Abgabe (z.B. Steuer) auf Stickstoffdünger → Erhöhung der Mineraldüngerpreise
	Sektorbezogene Steuer auf Stickstoffüberschüsse	°	+	++	+	n.q.	n.q.	Änderung der Steuergesetzgebung: Einführung einer Steuer auf N-Überschüsse
	Bewirtschaftungsauflagen für besonders schützenswerte Flächen	°	++	++	+	200	hoch	Auflagen in den Genehmigungsverfahren für Neubauten und Änderungen von Anlagen (betrifft vor allem genehmigungsbedürftige Tierhaltungsanlagen)
	Verstärkte Umstellung auf ökologische Landwirtschaft	°	++	++	+	180	hoch	Förderprogramme: z.B. "Bundesprogramm ökologischer Landbau", Agrar-Umweltprogramme der EU; Information und Ausbildung von Landwirten durch Behörden, Anbauverbände, Dachverbände, Landwirtschaftskammern, Beraterfirmen; Information und Aufklärung der Verbraucher
	Flächenbindung in der Tierhaltung	°	++	+	+	65	hoch	Auflagen in Genehmigungsverfahren
	Verstärkte Beratung der Landwirte zur Düngemittelanwendung	°	++	++	+	45	hoch	Schulungen der Landwirte durch Verbände, Landwirtschaftskammern, Beraterfirmen
	Kontingentierung des Stickstoff Mineraldünger an Hand von Düngeplänen (mit Hilfe zertifizierter Experten)	°	+	++	+	n.q.	n.q.	Änderung der Düngeverordnung; Beratungen zur Düngeplanung durch Landwirtschaftskammern, Verbände, Berater
	Steigerung der Düngeeffizienz	°	+	++	+	n.q.	n.q.	Stickstoffdüngerberatung durch Landwirtschaftskammern, Behörden, etc.

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Überblick über die wichtigsten Maßnahmen und Instrumente zur Verminderung von Stickstoff-Emissionen und ihr Einfluss auf die jeweilige Stickstoffverbindung und das jeweilige Umweltmedium						Stickstoff-Reduktionspotential pro Jahr [Gg N] ^{2) 3)}	geschätzte Kosten-Wirksamkeit ¹⁾	Umsetzung
		Luft		Wasser	„Klima“			
		NO _x	NH ₃	NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺	N ₂ O			
Landwirtschaft ²⁾	an den Eiweißbedarf der Tiere angepasste stickstoffreduzierte Fütterung	o	++	+	+	14	hoch	Im Rahmen der Altanlagenanierung und bei Neuanträgen wird der Nachweis einer nährstoffangepassten Fütterung gefordert (Forderung in der TA Luft Nr. 5.4.7.1 c); Beratung des Landwirts durch einen Fachberater für Tierernährung.
	Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in der Schweinehaltung	-	++	o	-	16	n.q.	Auflagen in den Genehmigungsverfahren für Neubauten und Änderungen von Anlagen; Anforderungen in der TA Luft (Nr. 5.4.7.1 d); (Schulungen für Landwirte)
	Änderung des humanen Konsumverhaltens - mediterrane Ernährung (weniger tierisches Eiweiß)	o	++	+	+	n.q.	n.q.	Aufklärung der Bevölkerung durch Informations- und Werbekampagnen des BMELV, BMG; Krankenkassen, etc.
	Verringerter Einsatz von Harnstoffdüngern (50%iger Ersatz durch Kalkammon-Salpeter)	o	++	+	+	25	n.q.	Änderung der Düngeverordnung; Beratungen der Landwirte durch Landwirtschaftskammern, Verbände, Berater
	Maßnahmen gegen Grünlandumbruch	o	+	+	++	n.q.	n.q.	Verschärfung des Umbruchverbots nach Cross Compliance; Einführung einer Genehmigungspflicht auf EU-Ebene
	abgedeckte Güllebehälter (fest) (mind. 6-8 Monate Lagerkapazität) (Schweine)	o	++	-	-	8	hoch	Genehmigungsverfahren, TA Luft Nr. 5.4.7.1 h)
	abgedeckte Güllebehälter (fest) (mind. 6-8 Monate Lagerkapazität) (Rinder)	o	++	-	-	2	mittel	Genehmigungsverfahren, TA Luft Nr. 5.4.7.1 h)
	bodennahe Ausbringung der Gülle mit Geräten die dem Stand der Technik entsprechen (Rinderdung)	o	++	-	-	27	mittel	In der Düngeverordnung geregelt. Allerdings müssen die „allgemein anerkannten Regeln der Technik“ durch den „Stand der Technik“ ersetzt werden.
	bodennahe Ausbringung der Gülle mit Geräten die dem Stand der Technik entsprechen (Schweinedung)	o	++	-	-	4	mittel	In der Düngeverordnung geregelt (s.o.)
	Unmittelbare Einarbeitung nach Ausbringung des Wirtschaftsdüngers	o	++	-	-	26	hoch	In der Düngeverordnung geregelt
	Geflügelhaltungsverfahren mit belüftetem, trocknenden Kotband	o	++	+	-	1	n.q.	TA Luft 5.4.7.1 j)

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Überblick über die wichtigsten Maßnahmen und Instrumente zur Verminderung von Stickstoff-Emissionen und ihr Einfluss auf die jeweilige Stickstoffverbindung und das jeweilige Umweltmedium					Stickstoff-Reduktionspotential pro Jahr [Gg N] ^{2) 3)}	geschätzte Kosten-Wirksamkeit ¹⁾	Umsetzung	
		Luft		Wasser				„Klima“
		NO _x	NH ₃	NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺				N ₂ O
Verkehr ³⁾	Bestehende LKW-Maut	++	-	o	o	8	hoch	Anpassung der Mauthöhenverordnung und Autobahnmautgesetzes (ABMG) an aktuelle Wegekostenrichtlinie.; Anhebung der Lkw-Maut und stärkere Mautspreizung
	Ausweitung der LKW-Maut	++	-	o	o	n.q.	hoch	Ausweitung der Lkw-Maut auf alle Lkw über 3,5 t und alle Fernstraßen. Änderung der Eurovignetten-Richtlinie (Anlastung von externen Kosten des Lkw-Verkehrs)
	Grenzwertverschärfung für Pkw (EURO 5 und 6)	++	-	o	o	26	gering	Umsetzung der Verordnung (EG) Nr. 715/2007; Förderung der Vermarktung von Euro 5 und 6-Fahrzeugen durch steuerliche Instrumente
	Geschwindigkeitsbeschränkung BAB 120 km/h	++	+	o	o	3	n.q.	Änderung der Straßenverkehrsordnung
	Anhebung der Mineralölsteuer für Diesel auf das Niveau von Otto-Kraftstoffen	++	o	o	o	3	n.q.	Änderung der Steuergesetzgebung
	strengere Emissionsstandards für internationalen Schiffsverkehr	++	o	o	+	n.q.	n.q.	Auf internationaler Ebene von IMO festgelegt; die Revision des Anhang VI der MARPOL Konvention soll im Januar 2010 in Kraft treten; sie sieht die schrittweise Absenkung der Emissionsstandards vor.
	deutliche Verschärfung der bisherigen Grenzwerte für Flugzeugtriebwerke	++	o	o	+	n.q.	n.q.	Auf internationaler Ebene von ICAO festgelegt; Maßnahmen wie emissionsabhängige Flughafenentgelte geben den Fluggesellschaften den Anreiz, Flugzeuge mit möglichst geringen NO _x -Emissionen einzusetzen und den Herstellern ein Signal, technologische Innovationen voranzutreiben.
	Grenzwertverschärfung Schwere Nutzfahrzeuge (EURO VI)	++	-	o	o	33	hoch	Vorschlag der KOM liegt vor; Förderung der Vermarktung von Euro VI-Fahrzeugen durch steuerliche Anreize; Lkw-Maut: stärkere Orientierung an den Euro-Normen bei der Gebührendifferenzierung
	Maßnahmenbereich Treibhausgasminderung im Verkehr ⁴⁾	++	o	o	o	36	n.q.	Umsetzung von Klimamaßnahmen durch das Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Überblick über die wichtigsten Maßnahmen und Instrumente zur Verminderung von Stickstoff-Emissionen und ihr Einfluss auf die jeweilige Stickstoffverbindung und das jeweilige Umweltmedium					Stickstoff-Reduktionspotential pro Jahr [Gg N] ^{2) 3)}	geschätzte Kosten-Wirksamkeit ¹⁾	Umsetzung	
		Luft		Wasser				„Klima“
		NO _x	NH ₃	NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺				N ₂ O
Industrie und Energie ³⁾	Maßnahmenbereich Großfeuerungsanlagen (verschiedene SCR- und SNCR-Optimierungsmaßnahmen im Bereich der Braun- und Steinkohle sowie Erdgasfeuerung)	++	-	o	o	48	mittel	Novellierung der 13. BImSchV
	Grenzwertverschärfung im Zuge der Novellierung der 1. BImSchV (Kleinfeuerungsanlagenverordnung)	++	-	o	o	5	hoch	Novellierung der 1. BImSchV
	Durchführungsmaßnahmen zur Ökodesignrichtlinie	++	-	o	o	n.q.	n.q.	EU-KOM entwirft Durchführungsmaßnahmen; deutsche Umsetzung im Rahmen des Energiebetriebene-Produkte-Gesetzes
	Maßnahmenbereich Industrieprozesse (Weiterentwicklung der SCR-Techniken)	++	-	o	o	5	n.q.	TA Luft, ggf. 17. BImSchV oder gesonderte Verordnung
	Abluftreinigung in der Mineraldüngerindustrie	o	++	o	+	1	n.q.	TA Luft
	Lachgas-Emissionsminderung bei Salpetersäure- und Adipinsäureherstellung	o	o	o	++	n.q.	n.q.	Kyotoprotokoll: CDM-Projekte in der Salpetersäure- und Adipinsäureindustrie
	Maßnahmenbereich Treibhausgasminderungsmaßnahmen Industrie, Energiewirtschaft, Haushalt & Gewerbe ⁵⁾ (Stromerzeugung, Stromverbrauch, Raumwärme)	++	o	o	o	14	n.q.	Umsetzung von Klimamaßnahmen durch das Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung
Abfallverbrennungsanlagen	Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen	++	o	o	o	n.q.	n.q.	17. BImSchV
biogene Abfälle	Biofilter	o	++	o	-	5	hoch	Rechtsgrundlage: TA Luft (Nr. 5.4.8.5 e)
	Biofilter + vorgeschalteter "Saurer Wäscher"	o	++	o	o	5	mittel	Änderung TA Luft (Nr. 5.4.8.5 e)
Abwasser und Oberflächenablauf	Zusätzliche Etablierung der Denitrifikationsstufe in kleinen kommunalen Kläranlagen	o	o	++	+	3	n.q.	Änderung der Abwasserverordnung
	Regenabwasserbewirtschaftung bei Starkregenereignisse	o	o	++	+	< 1	gering	Vereinheitlichung der unterschiedlichen Regelungen/Anforderungen zur Behandlung und Bewirtschaftung von Regenwasserabflüssen in den Bundesländern.

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Legende:

- ++ primär gegenständliche Stickstoff-Verbindung der Maßnahme
 - + Maßnahme führt zusätzlich zu potentiellen Synergieeffekten im Bereich anderer Stickstoffverbindungen
 - Maßnahme führt zu möglichen „Verlagerungs- und Tauscheffekten“ und erhöht die Emission anderer Stickstoffverbindungen
 - o Maßnahme nicht relevant für die angegebene Stickstoffverbindung
 - n.q. derzeit noch nicht quantifizierbar
-
- 1) gestufte Kostenwirksamkeit, entwickelt im Zusammenhang mit den Arbeiten an dieser Studie:
- | | |
|----------------|--------------|
| 0 €/ kg N | keine Kosten |
| 0 - 5 €/ kg N | hoch |
| 5 - 50 €/ kg N | mittel |
| > 50 €/ kg N | gering |
- 2) Minderungspotential für Maßnahmen der Landwirtschaft bezogen auf das Referenzjahr 2000
- 3) Minderungspotential von Maßnahmen im Verkehr, Industrie und Energiewirtschaft bezogen auf die Referenzprognose für 2010
- 4) Paket von 12 aus UBA-Sicht klima- und energiepolitisch empfehlenswerten Maßnahmen; teilweise identisch mit Luftreinhaltemaßnahmen im Verkehrsbereich; Minderungspotential für 2020
- 5) Paket von 13 aus UBA-Sicht klima- und energiepolitisch empfehlenswerten Maßnahmen; Minderungspotential für 2020
- Grün:** gesetzlich vorgeschriebene Maßnahmen und Instrumente
- Blau:** optionale Maßnahmen und Instrumente

Im Abfallbereich betreffen mögliche Minderungspotenziale in erster Linie die Kompostierung von Bioabfällen. Mehrstufige Abluftreinigungssysteme bestehend aus Saurem Wäscher und Biofilter könnten Ammoniakemissionen ohne negative Verlagerungseffekte reduzieren.

Für den Bereich der Energieumwandlung und den Industriesektor hat die SCR- und SNCR-Technik von Großfeuerungsanlagen ein erhebliches Minderungspotential; die Instrumente, die eine Einsparung und bessere Ausnutzung von Energie bewirken sollen, um Ziele des Klimaschutzes zu erreichen, ergeben weitere deutlich positive Effekte, wie z.B. reduzierte NO_x-Emissionen bei der Energieumwandlung.

Der Eintrag von reaktivem Stickstoff in die Umwelt wird außerdem geprägt durch das Verhalten der Bevölkerung. Beispiele sind die gefahrene Geschwindigkeit auf Bundesautobahnen oder der Umfang des Konsums von tierischem Eiweiß.

Beurteilung nach dem Kriterium der Kosten-Wirksamkeit

Ökonomische Instrumente oder Maßnahmen, die zu einem veränderten Management oder Produzentenverhalten beitragen, haben in allen Sektoren meist eine höhere Kosten-Wirksamkeit als technische Maßnahmen zur Emissions-Reduzierung.

Im Bereich der Landwirtschaft sind, verglichen mit den anderen Sektoren, zusätzliche Minderungserfolge mit geringen Kosten (in € pro kg verminderter Emission reaktiven Stickstoffs) zu erreichen. Eine hohe Kosten-Wirksamkeit weisen ökonomische Instrumente auf, wie eine staatliche Förderung zur Reduzierung der Viehdichte oder solche, die zu einem verändertem Management oder Verhalten beitragen: Typische Beispiele sind die verstärkte Beratung von Landwirten zur guten fachlichen Praxis, die

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

schnelle und direkte Einarbeitung der Gülle in Böden, eine gezielte Verminderung des Stickstoffgehalts in Futtermitteln oder ein möglichst effizienter Einsatz von Düngemitteln. Diese Maßnahmen verbessern die Gesamtbilanz reaktiver Stickstoffverbindungen in der Umwelt erheblich.

Technische Veränderungen im Bereich der Landwirtschaft sind stets, wie in den anderen Sektoren auch, mit einer geringeren Kosten-Wirksamkeit verbunden. So hat die Lagerung von Wirtschaftsdüngern eine mittlere bis hohe, Neuerungen zur bodennahen und emissionsarmen Ausbringung von Wirtschaftsdüngern eine mittlere Kosten-Wirksamkeit.

Auch bei der NO_x-Minderung im Verkehr, in der Industrie sowie in der Energieumwandlung hat die Anwendung technischer Maßnahmen zwar ein teilweise großes Minderungspotential, ist allerdings meist mit vergleichsweise hohen Investitionskosten verbunden. So ist die Einführung der Pkw-Grenzwertstufen EURO 5 und EURO 6 und der mit diesen Maßnahmen unter Umständen verbundene Neuwagenkauf ein typisches Beispiel für eine sehr geringe Kosten-Wirksamkeit hinsichtlich des Zieles einer Verminderung von N-Emissionen. Die geplante NO_x-Minderung bei Lkw ist hingegen sowohl unter Kostengesichtspunkten als auch hinsichtlich des Minderungspotentials positiv zu beurteilen.

Technischen Veränderungen im Bereich der Bioabfallbehandlung wird eine hohe bis mittlere Kosten-Wirksamkeit zugerechnet.

Beurteilung hinsichtlich potentiellen Verlagerungs- und Synergieeffekten

Maßnahmen und Instrumente im Bereich der Landwirtschaft können ein hohes Potential zu Verlagerung in andere Umweltbereiche (negativen Seiteneffekte, *Pollution Swapping*), aber auch erhebliche Synergiewirkungen aufweisen. Beispielsweise zeigen die Umsetzungen zur Erfüllung der Nitratrichtlinie eine geringere Tendenz zu Verlagerungseffekten als ähnliche Maßnahmen zur Reduzierung von Ammoniak-Emissionen, da sie meist darauf abzielen, die Menge oder den Input des reaktiven Stickstoffs insgesamt zu reduzieren. Dies wirkt sich auch auf nachfolgende Bereiche der Kaskade positiv aus.

Ammoniakreduzierende Maßnahmen sind dagegen hauptsächlich technischer Natur und bergen vielfach das Risiko von Verlagerungseffekten, welche sich aber durch entsprechendes Wirtschaftsdünger-Management minimieren ließen.

Auch alle Instrumente im Bereich von Verkehrs- und von Verbrennungsprozessen stationärer Groß- und Kleinf Feuerungsanlagen bergen ein Risiko zu Verlagerungseffekten. Der Einsatz von Katalysatortechnik (SCR- und SNCR-Systemen¹⁰) reduziert zwar NO_x-Emissionen, jedoch kann dies Ammoniakemissionen erhöhen, falls diese unzureichend ausgelegt oder nicht streng genug kontrolliert würden.

3. Stickstoffbezogene UQZ und umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Ammoniakverluste können allerdings mit Ammoniaksensoren²⁷ kontrolliert werden.

Zu besonders starken Verlagerungseffekten kommt es bei der Anwendung von Biofiltern im Bereich der NH₃-Minderung (z.B. Bioabfallbehandlung). Biofilter wandeln bis zu 29 % des NH₃ in N₂O um, und führen so zu einer Verschärfung der Probleme im Klimaschutz (CUHLS & MÄHL, 2007). Erst eine mehrstufige kombinierte Abluftreinigung (bestehend aus Saurem Wäscher und Biofilter) entfernt reaktiven Stickstoff sehr effektiv mit wässriger Lösung aus der Abluft. Für Tierhaltungsanlagen eignet sich diese Kombination nur bedingt, da geschlossene Anlagen zur gezielten Abführung der Abluft aus Gründen des Tierschutzes vermieden werden.

L

²⁷ Sensoren dieser Art messen Ammoniakkonzentrationen in der Abluft von Katalysatoren und rückkoppeln mit den Einstellungen des Katalysatorbetts und der NH₃-Dosierung. Die Signale des Sensors bewirken somit eine präzisere, angepasste Dosierung von Harnstoff zur Reduktion von NO_x und reduzieren auf diesem Wege unerwünschte Ammoniakemissionen auf ein Minimum.

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Stickstoffflüsse stehen mit vielen umweltpolitischen Themen in Zusammenhang:

- Die Biodiversität insbesondere mariner und terrestrischer Ökosysteme ist in vielen Regionen der Welt durch zu hohe Stickstoffeinträge bedroht.
- Anthropogen stark erhöhte Emissionen von Lachgas und anderen Stickstoffoxiden tragen zur Klimaänderung bei. Stickstoffflüsse beeinflussen zudem die Steuerung der Kohlenstoff-Festlegung in Meeren, Wäldern und anderen Ökosystemen. Klimaänderungen wirken ihrerseits zurück auf den Stickstoffhaushalt von Ökosystemen.
- Verbindungen zur Energiepolitik bestehen vor allem über NO_x-Emissionen aus verschiedenen Methoden der Energieumwandlung sowie bezüglich erhöhter N₂O-Emissionen infolge der Stickstoff-Düngung von Energiepflanzen.
- Die menschliche Gesundheit ist direkt und indirekt von veränderten Stickstoffflüssen betroffen. Sie wird durch erhöhte Nitratwerte im Trinkwasser und pflanzlichen Lebensmitteln sowie vermehrte Belastung durch stickstoffbezogene Luftschadstoffe gefährdet.
- Während Stickstoffflüsse in den meisten Weltregionen stark angestiegen sind, sind massive Stickstoffverluste in Afrika (südlich der Sahara) hauptverantwortlich für dauerhafte Unterernährung der Bevölkerung. Dieser Trend wird durch fehlende Infrastruktur und Verzerrungen des Welthandels verstärkt.

Die vorgenommene Quantifizierung des Stickstoffkreislaufs in Deutschland identifiziert die relevanten Stickstoff-Flüsse und Emissionsquellen und weist auf entscheidende Stellschrauben zur Reduktion von Stickstoff-Emissionen hin. Zusammen mit der Analyse bestehender Regelwerke und den darin formulierten Zielen verdeutlichen die Ergebnisse, dass folgende Umweltqualitäts- und -handlungsziele in Bezug auf stickstoffrelevante Wirkungen bisher nicht erreicht werden konnten:

- Deutschland wird die im Multikomponentenprotokoll (CLRTAP) und der NEC-Richtlinie der EG festgelegten N-Minderungsziele für 2010 (NO_x und Ammoniak) voraussichtlich ohne weitere Maßnahmen nicht erreichen.
- Eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre mit dem Ziel, eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems zu verhindern (UNFCCC), erfordert weitergehende Maßnahmen zur Emissionsminderung auch von N₂O.
- Der mit der Eutrophierung durch Stickstoffeinträge einhergehende Verlust von Biodiversität konnte bisher nicht gestoppt werden. Der Schutz mariner und limnischer Ökosysteme vor N-bedingter Eutrophierung und damit einhergehendem biologischem Qualitätsverlust ist bisher nicht ausreichend. Internationale Ziele zur Reduktion des Eintrags reaktiven Stickstoffs in Küstenökosysteme konnte Deutschland bisher nicht erreichen.

4. Ausblick und Schlussfolgerungen

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

- Der Schutz der menschlichen Gesundheit vor einer Gefährdung durch Nitrat im Trinkwasser, in pflanzlichen Lebensmitteln und Feinstaub und Ozon in der Außenluft ist bisher nicht ausreichend. Geltende Richt- und Grenzwerte werden überschritten

Zur Erreichung der Umweltqualitätsziele sollten die folgenden übergreifenden Aspekte im Focus von Maßnahmen und Instrumenten stehen:

- **Begrenzung der Produktion oder begrenzter Import von reaktivem Stickstoff**
- **Verbesserte Effizienz beim Einsatz von reaktivem Stickstoff**
- **Reduzierter Verbrauch von reaktivem Stickstoff durch verändertes Konsumentenverhalten**
- **Verstärkte Umwandlung von reaktivem in unreaktiven Stickstoff (N₂)**

Um diese Ziele effizient zu erreichen, ist es erforderlich rechtlich verbindliche Regelungen und optionale Maßnahmen und Instrumente hinsichtlich ihres Emissionsminderungspotentials und den bei der Umsetzung entstehenden Kosten zu bewerten. Erstmals berücksichtigt wurde dabei die Mobilität und Wandelfähigkeit von Stickstoffverbindungen und damit verbunden die Tatsache, dass Einzel-Regelungen mögliche Synergie-Effekte unterschätzen oder eine Verlagerung von Problemen in andere Medien verursachen können.

Das größte Minderungspotential besteht bei optionalen, noch nicht rechtlich verbindlichen Maßnahmen und Instrumenten vor allem im Landwirtschaftssektor. Erste Betrachtungen der Kostenwirksamkeit weisen zudem darauf hin, dass diese Maßnahmen auch mit geringeren Kosten pro kg verminderter Emission reaktiven Stickstoffs verbunden sind. Neben der Kostenwirksamkeit sind jedoch bei der Bewertung von Maßnahmen unbedingt auch potentielle Synergieeffekte und die potentielle Verlagerung von Stickstoffemissionen in andere Umweltbereiche („pollution swapping“) zu betrachten. Ein Risiko für *Pollution Swapping* besteht vor allem bei einzelnen landwirtschaftlichen Maßnahmen und Biofiltern zur NH₃-Minderung. Insgesamt aber führte der sorgsamere Umgang mit Düngemitteln im Pflanzenbau und stickstoffhaltigen Futtermitteln in der Tierzucht gleichzeitig zu Verbesserungen im Bereich des Biodiversitäts-, des Küsten- und des Gesundheitsschutzes sowie im Hinblick auf die Reduzierung von Treibhausgasen.

4. Ausblick und Schlussfolgerungen

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Aus der Analyse der nicht erreichten Umweltqualitätsziele und der Bewertung der Minderungspotentiale ergibt sich die Notwendigkeit eines nachhaltigen Managements der Ressource reaktiver Stickstoff. Konkret anzustreben ist die Senkung insbesondere landwirtschaftlicher Emissionen, die forcierte Anwendung nicht-technischer Maßnahmen und die Formulierung langfristiger nationaler Handlungsziele unter Berücksichtigung der Wirkungen hoher Stickstoffemissionen.

Einige der wesentlichen stickstoffbedingten Umweltprobleme (z.B. Eutrophierung von Küstengewässern, Klimaschutz, grenzüberschreitender Transport von Feinstaub) lassen sich nur durch internationale Kooperation lösen; Maßnahmen auf nationaler Ebene allein reichen nicht aus. Die vorliegende nationale Strategie ist daher auch als deutsche Unterstützung europäischer und globaler Aktivitäten zur Lösung dieser Umweltprobleme zu sehen. Zu nennen sind hier insbesondere:

- die „*International Nitrogen Initiative*“ (INI), die zum Ziel hat,
 - das Wissen zu Quellen und Wirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit zu dokumentieren, kombinieren, erweitern und bewerten,
 - die Kommunikation zwischen Emittenten, Wissenschaftlern und Politikern zu stimulieren,
 - ausgewogene Strategien zur Verminderung von Wirkungen bei Steigerung von Nahrungsmittel- und Energieproduktion zu entwickeln;
- die „*Task Force on Reactive Nitrogen*“ unter der UNECE-Luftreinhaltekonvention (UNECE, 2007a), deren Auftrag es ist, die Politik hinsichtlich der Optimierung des Nutzens von Stickstoff und der Minderung von Stickstoffemissionen in die Umwelt und der damit verbundenen Schädigungen zu beraten;
- das in Entstehung befindliche „*European Nitrogen Assessment*“ (ENA) unter dem von der European Science Foundation geförderten Projekt „*Nitrogen in Europe*“, das für Europa erstmalig Stickstoff-Wirkungen, -Flüsse und -Maßnahmen bündelt und bewertet.

Basierend auf der Analyse des vorliegenden Hintergrundpapiers erstellte das UBA ein Strategiepapier mit konkreten Handlungsempfehlungen. Auf Grundlage dieser Betrachtungen werden die folgenden Handlungsschritte vorgeschlagen:

- Konkretisierung der Ziele des Strategiepapiers und der Hintergrundanalyse durch Erstellung eines Handlungsleitfadens als Grundlage für ressortübergreifende Absprachen und Verhandlungen.
- Kapazitätsmäßiger Ausbau der fachlichen Kompetenz im Hinblick auf die Einträge und Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft, da diese Hauptverursacher von Umweltwirkungen reaktiven Stickstoffs ist und zugleich das größte Minderungspotential aufweist.
- Die vorliegenden Ergebnisse können als wesentliche Bausteine ähnlicher regionaler (Europa) oder globaler Analysen und Managementkonzepte dienen. Gleichzeitig kann die Weiterführung der Arbeiten von internationalen Erfahrungen profitieren. Daher ist die Zusammenarbeit auf europäischer und globaler Ebene

4. Ausblick und Schlussfolgerungen

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

weiter zu verfolgen.

Darüber hinaus sollte das UBA die Untersuchungen im Hinblick auf folgende Aspekte weiterführen:

- Eine integrierte Kombination von Maßnahmen und Instrumenten wird erst abschließend möglich, wenn sich auch die zusätzlichen Kosten oder Einsparungen durch Verlagerungs- oder Synergieeffekte von Maßnahmen verlässlich bestimmen lassen. Daher wird eine Quantifizierung der durch die Maßnahmen hervorgerufenen neuen Stickstoffflüsse in andere Umweltsegmente angestrebt, wodurch sich auch ökonomische Größenordnungen sowohl für nachteilige Umweltwirkungen als auch für Synergien bestimmen ließen.
- Die für Deutschland aufgestellte Stickstoff-Bilanz ist bisher nicht vollständig geschlossen. Insbesondere die Entfernung reaktiven Stickstoffs als unschädlicher Luftstickstoff N_2 aus dem Kreislauf ist schwer zu quantifizieren. Die Bilanz verdeutlicht einen erheblichen Überschuss an importiertem und produziertem reaktivem gegenüber exportiertem Stickstoff. Um die Hypothese der starken Akkumulation von reaktivem Stickstoff zu stützen, sind die Schätzungen durch Angleichen der Bezugszeiträume, Monitoring oder anderen Verbesserungen der Methoden und Daten zu validieren.
- Indikatoren für die Wirkungen von Stickstoffverbindungen in der N-Kaskade sowie zur Effizienz und Effektivität von Maßnahmen und Instrumenten sind zu entwickeln und anzuwenden.
- Die Bilanz der Stickstoffflüsse ist bisher statisch; für eine bessere Politikberatung sind mittels Szenarien zukünftige Bilanzen zu errechnen.
- Mit diesem Instrumentarium sind fortlaufend alle relevanten Politiken auf N-Wirkungen zu prüfen.

Literatur

- AIRCLIM – AIR POLLUTION & CLIMATE SECRETARIATE (2008a): Global ship emission standards adopted. Acid News (4) 2008. Seiten 6-7
- AIRCLIM – AIR POLLUTION & CLIMATE SECRETARIATE (2008b): Air pollution from Ships. Published jointly by Swedish NGO AirClim, European Environmental Bureau (EEB), European Federation for Transport and Environment (T&E), North Sea Foundation, Seas at Risk, (SAR and Bellona Foundation.
<http://www.airclim.org/factsheets/shipping08.pdf>
- AMANN, M., W. ASMANN, I. BERTOK, J. COFALA, C. HEYES, Z. KLIMONT, P. RAFAJ, W. SCHÖPP & F. WAGNER (2007): NEC Scenario Analysis Report Nr. 5. Cost-effective emission reductions to address the objectives of the Thematic Strategy on Air Pollution under different greenhouse gas constraints. IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis. Laxenburg, 2007.
- ATV-DVWK (2002): Stickstoffbilanz in Deutschland: Landwirtschaft – Futtermittel- und Ernährungsindustrie – Abwasser- und Abfallentsorgung. ATV-DVWK-Arbeitsbericht. Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, 2001
- BACH, M., H.-G. FREDE & G. LANG (1997): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie i. A. des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD), Frankfurt a.M. Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V.
- BACH, M. & H.-G. FREDE (2005): Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement. Universität Gießen
- BACH, M. (2009): Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement. Universität Gießen
- BARTNICKI, J., OLENDZYNSKI, K., JONSON. J. E. UER, S. (1998): Description of the Eulerian Acid Deposition model. In: Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MS-CW Status Report 1/98. Part 2, Oslo.
- BARTNICKI, J. AND M. VAN LOON (2006): Estimation of atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea in 2010 based on agreed emission ceilings under the EU NEC Directive and the Gothenburg Protocol. Helsinki Commission, Helsinki
- BAUER, G., E. SCHRIMPF, W. THOMAS, R. HERRMANN (1980): Zusammenhänge zwischen dem Bestandsrückgang der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera L.*) im Fichtelgebirge und der Gewässerbelastung. Archiv für Hydrobiologie 88(4) 505-513, Stuttgart
- BEHRENDT, H., M. BACH, R. KUNKEL, D. OPITZ, W.-G. PAGENKOPF(2003), G. SCHOLZ, F. WENDLAND: Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte 82/03. UBA, Berlin
- BINDER, H. (1999): Lexikon der chemischen Elemente. Hirzel, Stuttgart, Leipzig

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

- BRADE, W., U. DÄMMGEN, P. LEBZIEN & G. FLACHOWSKY (2008): Milcherzeugung und Treibhausgasemissionen: Konsequenzen für die künftige Milchrindzucht in Deutschland? Tierärztliche Umschau 63, 189-199 (2008)
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2004): Daten zur Natur 2004. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1956): Statistisches Handbuch über Landwirtschaft und Ernährung der Bundesrepublik Deutschland. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin. 1956
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2007): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2007. Landwirtschaftsverlag GmbH. Münster-Hiltrup
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT (2007): Die neuen Immissionsschutzrechtlichen Anforderungen der TA Luft – Konsequenzen für die Praxis der biologischen Abfallbehandlung. PD Lahl auf dem Biomasse-Forum Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/vortrag_lahl_emmission_folien.pdf
- BUNDESREGIERUNG (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Hrsg.: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung, Berlin
- BUNDESREGIERUNG (2007): Das Integrierte Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung. <http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Artikel/2007/12/Anlagen/2007-12-05-zusammenfassung-energiepaket.property=publicationFile.pdf>
- BUNDESREGIERUNG (2007a): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU (Hrsg.), Berlin, 2007
- BUTTERBACH-BAHL, K., M. KESIK, P. MIEHLE, H. PAPEN, C. LI (2004): Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. Plant and Soil 260: 311-329
- BUTTERBACH-BAHL, K., R. KIESE (2005): Stickstoffdynamik und biologische Prozesse in Ökosystemen. F- und E-Vorhaben 202 63 224
- BUWAL (1996): STRATEGIE ZUR REDUKTION VON STICKSTOFFEMISSIONEN. SCHRIFTENREIHE UMWELT NR. 273. BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT, BERN, 1996.
- CBD, CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2004): UNEP/CBD/AHTEG-2010-IND/1/INF/4. <http://www.biodiv.org/doc/meetings/ind/tegind-01/information/tegind-01-01-inf-04-en.pdf>
- CLEVELAND C.C., A.R. TOWNSEND, D.S. SCHIMEL, H. FISHER, R.W. HOWARTH, L.O. HEDIN, S.S. PERAKIS, E.F. LATTY, J.C. VON FISCHER, A. ELSEROD, M.F. WASSON (1999): Global Patterns of terrestrial biological nitrogen fixation in natural ecosystems.

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Global Biogeochemical Cycles. Vol.13, No. 2, 623-645²⁸

- COFALA J., M. AMANN, C. HEYES, F. WAGNER, Z. KLIMONT, M. POSCH, W. SCHÖPP, L. TARASSON, J.E. JONSON, C. WHALL, A. STAVRAKAKI (2007): Analysis of policy Measures to reduce Ship Emissions in the context of the revision of the National Emission Ceiling – Final Report. IIASA Contract No. 06-107. Submitted to the EC, DG Environment, Unit ENV/C1, No 070501/2005/419589/MAR/C1.
- CRUTZEN, P. J., A. R. MOSIER, K. A. SMITH & W. WINIWARTER (2007): N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmospheric Chemistry and Physics Discussion 7: 11191–11205
- CUHLS, C. & B. MÄHL (2007): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. 1. Zwischenbericht. UFOPLAN 2006, FKZ 204 33 326
- DÄMMGEN, U., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., EURICH-MENDEN, B., GRIMM, E., DÖHLER, H., & HAHNE, J. (2008): Teilbericht Landwirtschaftliche Emissionen. Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung. UFO-Plan-Vorhaben 206 43 200/01 im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- DÄMMGEN, U. (HRSG.) (2007): Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2007 for 2005: Tables – Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005 Tabellen. Landbauforschung Völkenrode, FAL Agricultural Research. Sonderheft 304 A
- DÄMMGEN, U. (HRSG.) (2009): Calculations of emission from German agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007: Tables. Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft 324A.
- DE LEEUW, F., K. BARRETT, N. CLAEYS, P. COLEMAN, A. GRIMVALL, M. KOOPMANS (2005): Assessment of trends in atmospheric concentration and deposition of hazardous pollutants to the OSPAR maritime area. OSPAR Commission
- DGE – DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR ERNÄHRUNG (2004): Ernährungsbericht 2004. Bonn. 483 S.
- DÜNGEVERORDNUNG (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenschutzmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2006 Teil I Nr. 2, Bonn, 13.1. 2006
- DÜRTH, A., C. SCHAUM, A. MEDA, M. WAGNER, K.-H. HARTMANN, N. JARDIN, J. KOPP, R. OTTE-WITTE (2005): Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. KA Abwasser Abfal52 (10) S.1099-1107
- DWA/ATV-ARBEITSBLATT A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. ISBN: 978-3-933707-41-3
- EEB – EUROPEAN ENVIRONMENTAL BUREAU (2003): Air pollution from ships. Online unter:

L

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

<http://www.eeb.org/activities/air/Air-Pollution-from-Ships-Feb2003.pdf>

- EICHHAMMER, W., DOLL, C., FLEITER, T., RAGWITZ, M., SCHADE, W., SCHLOMANN, B., SENSFUSS, F., WIETSCHL, M., HARTHAN, R., MATTHES, F., HANSEN, P., KLEEMANN, M., MARKEWITZ, P. (2007): Wirtschaftliche Bewertung von Maßnahmen des Integrierten Energie- und Klimaprogramms (IEKP). <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/zusammenfassung-bewertung-ikepv3.pdf>
- EMEP/MS-CW: KLEIN, H. & BENEDICTOW, A. (2006): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM – Germany. Norwegian Meteorological Institute. ISSN 1890-0003
- ERISMAN, J.W. (2004): The Nanjing Declaration on Management of Reactive Nitrogen. *BioScience* Vol. 54 No. 4, 286-287
- ERISMAN, J.W., DOMBURG, P., DE HAAN, B.J., DE VRIES, W., KROS, J., VELTHOF, G., SANDERS, K. (2005): The dutch nitrogen cascade in the european perspective. ECN Biomass, Coal and Environmental Research, ECN-C--05-007, 2005, <http://www.ecn.nl/publications/PdfFetch.aspx?nr=ECN-C--05-007>.
- FLACHOWSKY, G. (2008): Klimafragen: Relevante Gase aus der Tierproduktion. *Feed Magazine/Kraftfutter* 1 2 / 2008
- GALLOWAY, J.N., ABER, J.D., ERISMAN, J.W., SEITZINGER, S.P., HOWARTH, R.W., COWLING, E.B., COSBY, B.J. (2003): The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53 (4): 341-356
- GAUGER, TH.; H.-D. HAENEL, C. RÖSEMANN, U. DÄMMGEN, A. BLEEKER, J. W. ERISMAN, A. T. VERMEULEN, M. SCHAAP, R.M.A TIMMERMANN, P. J. H. BUILTJES, J. H. DUYZER, H.-D. NAGEL, R. BECKER, P. KRAFT, A. SCHLUTOW, G. SCHÜTZE, R. WEIGELT-KIRCHNER, F. ANSHELM (2008): Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252: National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects). UBA-Texte 38/08 Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom BMU. ISSN 1862-4804. http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3646
- GOHLISCH, G. & M. MALOW (1999): Umweltauswirkungen von Geschwindigkeitsbeschränkungen. UBA-Texte 40/1999. Umweltbundesamt (Hrsg.)
- GRIMM, E, ARENDS, F., BREHME, G., BÜSCHER, W., CLEMENS, J., EICHLER, F., FRANKE, G., GRAMATTE, W., HÄUSER, S., HAHNE, J., HARTUNG, E., MUßLICK, M., SEEDORF, J., VAN DEN WEGHE, H. (2007): Kosten der Abluftreinigung bei Tierhaltungsanlagen. 8. Tagung: Bau, Technik und Umwelt 2007 in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. Oktober 2007 in Bonn, Tagungsband, KTBL, 2007, Darmstadt, S. 39-44
- HELCOM (2007): Baltic Sea Action Plan. http://www.helcom.fi/stc/files/BSAP/BSAP_Final.pdf
- HERSENER, J.-L., MEIER, U., DINKEL, F. (2002): Ammoniakemissionen aus Gülle und deren Minderungsmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Vergärung, Schlussbericht im Auftrag vom Amt für Umweltschutz Kanton Luzern und in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Energie
- IFEU - INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG (2003): Anpassung der deutschen

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationalen Richtlinien, Teil Abfall/Abwasser. Heidelberg

ISERMANN, K. (1994): Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. In: Studienprogramm Landwirtschaft der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages. Economica-Verlag, Bonn

IPCC, HRSG. (1997): Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. (<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6c.htm>)

IPCC, HRSG. (2000): Indirect N₂O Emissions from Agriculture. In: Background papers, IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. pp. 381-398. Institute for Global Environmental Strategies, Kamiyamaguchi. Japan

IPCC, HRSG. (2001): Climate Change: The scientific basis. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC, HRSG (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. www.ipcc.ch

JUNGKUNST, H.F., A. FREIBAUER, H. NEUFELDT, G. BARETH (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany – a synthesis of available annual field data. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169: 341-351

KEIL, M., R. KIEFL & G. STRUNZ (2005): CORINE Land Cover 2000 – Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landnutzungsdaten für Deutschland. Abschlussbericht zum F+E Vorhaben UBA FKZ 201 12 209 (UBA – FB 000 826). Umweltbundesamt, Berlin, 2005

KESIK, M., N. BRÜGGEMANN, R. FORKEL, R. KIESE, R. KNOCHE, C. LI, G. SEUFERT, D.W. SIMPSON AND K. BUTTERBACH-BAHL (2006): Future scenarios of N₂O and NO emissions from European forest soils. Journal of Geophysical Research 111 (G02018)

KIESE, R., S. WOCHOLE, C. HEINZELLER, R. GROTE, A. SCHLUTOW, M. JENNSSEN, K. BIRKHOFFER & K. BUTTERBACH-BAHL (2007): Modelling and assessing effects of N-Deposition in forest ecosystems in Germany. Präsentation im Rahmen des “Workshop on integrated nitrogen modelling“ der Task Force on Integrated Assessment modelling. Laxenburg. 2007
(http://www.iiasa.ac.at/rains/meetings/IAM_Nitrogen/Presentations/Day-2/Kiese_et_al.ppt)

KNOERR W. & C. REUTER (2005): TREMOD: Transport Emission Model. Update 4.1. IFEU im Auftrag des Umweltbundesamtes. UFOPLAN Nr. 204 45 139. Berlin/Heidelberg.

KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2007): Vorbereitung auf den GAP-Gesundheitscheck. KOM(2007) 722.
http://ec.europa.eu/agriculture/healthcheck/com2007_722_de.pdf

KRAUTH ET AL. (1994): N₂O in Kläranlagen. BMFT-Förderkennzeichen 02 WA 910 2/9. Im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

- KRONVANG, B., ANDERSEN, H. E., BØRGESEN, C., DALGAARD, T., LARSEN, S. E., BØGESTRAND, J. & BLICHER-MATHIASSEN, G. (2008): Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy* 11 (2008) 144–152
- KTBL (2006): Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen. KTBL-Schrift 451. Darmstadt
- KTBL, FAL, BMELV & UBA (2007): Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren. KTBL-Schrift 446. Darmstadt. ISBN 13: 978-3-939371-13-7
- NNA (1997): Stickstoffminderungsprogramm. NNA-Bericht 10/4. Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (Hrsg.)
- OECD (2007): Instrument mixes addressing non-point sources of water pollution. Organisation for Economic Co-operation and Development, Directorate for food, agriculture and fisheries. [http://www.oilis.oecd.org/oilis/2004doc.nsf/linkto/com-env-epoc-agr-ca\(2004\)90-FINAL](http://www.oilis.oecd.org/oilis/2004doc.nsf/linkto/com-env-epoc-agr-ca(2004)90-FINAL)
- OENEMA, O. & G.L.VELTHOF (2007): Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions - Analysis of international and European policy instruments: pollution swapping. <http://www.scammonia.wur.nl/NR/rdonlyres/E46888D3-6C8E-4BCC-90F1-154D2B270654/43219/Reporttask231May2008.pdf>
- Osterburg, B. (2002): Rechnerische Abschätzung der Wirkungen möglicher politischer Maßnahmen auf die Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft in Deutschland im Jahr 2010, Anhang 2 zum Nationalen Programm, Bericht der Bundesrepublik Deutschland nach Art. 6 der Richtlinie 2001/81/EG (NEC-Richtlinie) über die Emissionen von SO₂, NO_x, NH₃ und NMVOC sowie die Maßnahmen zur Einhaltung der NECs
- PETER, M., FELDWISCH, N., SCHULTHEISS, U., RESCHKE, M., DÖHLER, H. & JÄGER, P. (2005): Landbewirtschaftung und Gewässerschutz. aid infodienst e.V. (Hrsg.). 1494/2005
- PUCKETT, L.J., COWDERY, T.K., LORENZ, D.L. & STONER, J.D. (1999): Estimation of nitrate contamination of an agro-ecosystem outwash aquifer using a nitrogen mass-balance budget. *Journal of Environmental Quality* 28: 2015-2025
- QUISPEL, A. (1974) (ED.): *The Biology of Nitrogen Fixation*. American Elsevier. New York
- RADULESCU, D. M. (2004): Produktionsmittelbesteuerung der Landwirtschaft in ausgewählten EU-Partnerländern. Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung (Hrsg.), Seiten 20-27
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2007): Ziele der EU für die Weiterentwicklung der internationalen Klimaschutzregelung über das Jahr 2012 hinaus. Informativischer Vermerk 6621/07. <http://register.consilium.europa.eu/pdf/de/07/st06/st06621.de07.pdf>
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2007b): Beitrag zur Frühjahrstagung des Europäischen Rates (8.-9. März 2007). Informativischer Vermerk 6629/07. <http://register.consilium.europa.eu/pdf/de/07/st06/st06629.de07.pdf>
- RIHM, B. & ACHERMANN, B. (2007): Indirect Leaching of Nitrate and Emissions of Nitrous Oxide from Agricultural Activities - Considerations for Switzerland. Informal Note -

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

TFIAM/COST 729 Workshop on Integrated Modelling of Nitrogen, Laxenburg, 28-30 November 2007

SANCHEZ, P. & C. PALM (2007): Nitrogen and the Achievement of the Millennium Development Goals in Tropical Africa. Präsentation bei der N-2007 Conference. Costa de Saúípe, Brasil.
http://www.nitrogen2007.com/plenary/N2007%20Sanchez_2out2007.zip

SCHLEEF, K.H. (1999): Auswirkungen von Stickstoffminderungspolitik. Schriftenreihe des BMELV, Reihe A: Angewandte Wissenschaft Heft 42, Münster-Hiltrup

SCHULTHEISS, U. JÄGER, P., DÖHLER, H. & EURICH-MENDEN, B. (2003): Effects of Water Protection Measures on the Profitability of Farms. Proceedings of the 7th International Specialised Conference on Diffuse Pollution and Basin Management, Dublin, 17-22 August 2003

SEINFELD, J.H., PANDIS, S.N. (1998): Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change. John Wiley & Sons Inc. New York

SITTE, P., ZIEGLER, H., EHRENDORFER, F., BRESINSKY, A. (1998) (ED.): Straßburger, Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm. S. 330-332

SJODIN A.L.; LEWIS JR. W.M.; SAUNDERS III J.F. (1997): Denitrification as a component of the nitrogen budget for a large plains river. Biogeochemistry, Volume 39, Number 3, December 1997, pp. 327-342(16). Springer

SMIL, V. (2001): Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food. MIT Press, Cambridge (MA)

SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten, März 1985. – Kohlhammer, Stuttgart/Mainz

SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2008): Umweltgutachten 2008 – Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin, 2008

STATISTISCHES BUNDESAMT (2003): Fachserie 19 Umwelt, Reihe 2.1 – Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Wiesbaden, 2003

STATISTISCHES BUNDESAMT (2007): Fachserie 19, Reihe 1 Abfallentsorgung 2005, Wiesbaden

STATISTISCHES BUNDESAMT (2009): Fachserie 4 Reihe 8.2 Produzierendes Gewerbe. Düngemittelversorgung. 1. Vierteljahr 2008. Wiesbaden.

STATISTISCHE MONATSHEFTE NIEDERSACHSEN (2006): Regionale Viehbestandsdichte in Deutschland 2003. Stat. Monatshefte Niedersachsen 60. Jahrgang. Heft 7. Juli 2006, S. 326-331.

http://www.nls.niedersachsen.de/Monatsheft/MH_07_2006_Gesamtausgabe.pdf

STEUDLER P.A. ET AL. (1989): Influence of nitrogen-fertilization on methane uptake in temperate forest soils, Nature 341: 314 - 316

SWAMINATHAN, B. (2004): Technology Transfer and Mitigation of Climate Change: the Fertilizer Industry Perspective. IPCC Expert Meeting on Industrial Technology

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

- Development, Transfer and Diffusion, Tokyo, 2004.
<http://www.iccwbo.org/uploadedFiles/ICC/policy/Environment/TechTransferFertilizerInd.doc>
- TARRASÓN, L., H. FAGERLI, H. KLEIN, D. SIMPSON, A.C. BENEDICTOW, V. VESTRENG, E. RIGLER, L. EMBERSON, M. POSCH, T. SPRANGER (2006): Trends of Air-concentrations and depositions since 1990 to 2004: Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe since 1990 to 2004, EMEP Status Report 1/2006, ISSN 1504-6109 (print), ISSN 1504-6192 (online)
- TNO BUILT ENVIRONMENT AND GEOSCIENCE (2005): Euro 5 technologies and costs for Light-Duty vehicles – The expert panels summary of stakeholders responses. Gense et al., Delft 2005
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (1990) (HRSG.): Luftverschmutzung durch Stickstoffoxide - Ursachen, Wirkungen, Minderung. UBA-Berichte 3/90. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (1994) (HRSG.): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. UBA-Berichte 2/94. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (2002) (HRSG.): Luftreinhaltung 2010 - Nationales Programm zur Einhaltung von Emissionshöchstwerten für bestimmte Luftschadstoffe nach der Richtlinie 2001/81/EG (NEC-RL). UBA-Texte 37/02. ISSN 0722-186X
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (2002b) (HRSG.): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. UBA-Texte 05/02. UBA, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (2002c) (HRSG.): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. UBA-Texte 12/02. UBA, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (2002d) (HRSG.): Nachhaltige Nahrungsmittelproduktion: Szenarien und Prognosen bis 2030 – Handlungsbedarf und Langfriststrategien für die Umweltpolitik. UBA-Texte 18/02. UBA, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (2005): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT (2005a) (HRSG.): Deutsches Treibhausgasinventar 1990-2003, Nationaler Inventarbericht 2005. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Berlin, April 2005
- UMWELTBUNDESAMT (2006a) (HRSG.): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2006. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2004. Climate Change 03/06. ISSN 1862-4359
- UMWELTBUNDESAMT (2006b) (HRSG.): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2004.
<http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstwerten gemäß § 8

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

der 33. BImSchV und der Richtlinie 2001/81/EG (NEC RL). UBA-Texte 37/07, ISSN 1862-4804

UMWELTBUNDESAMT (2007b): Maßnahmen zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie. UBA-Texte 36/07. ISSN 1862-4804

UMWELTBUNDESAMT (2007c) (HRSG.): Emissionsentwicklung 1990 - 2006, Treibhausgase und klassische Luftschadstoffe, inkl. erweiterte Auswertung und Äquivalentemissionen der Treibhausgase.

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

UMWELTBUNDESAMT (2007d): Daten zur Umwelt – Umweltzustand in Deutschland. <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2298>

UMWELTBUNDESAMT (2008) (HRSG.): Politikszenerarien für den Klimaschutz IV: Szenarien bis 2030. UBA - Climate Change 1/08. ISSN 1862-4359. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3361.pdf>

UMWELTBUNDESAMT (2009): Daten zur Umwelt – Umweltzustand in Deutschland. <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=3639>

UNECE (2006): Critical loads of acidification, eutrophication and heavy metals: Status, exceedances and progress on nitrogen modelling. www.unece.org/env/documents/2006/eb/WG1/ece.eb.air.wg.1.2006.10.e.pdf

UNECE (2007): Report on the Workshop on Atmospheric Ammonia: detecting emission changes and environmental impacts. <http://www.unece.org/env/documents/2007/eb/wg5/ece.eb.air.wg.5.2007.3.e.pdf>

UNECE (2007a): Executive Body Decision 2007/1: Establishment of a Task Force on Reactive Nitrogen. ECE/EB.AIR/91/Add.1. <http://www.unece.org/env/documents/2007/eb/EB/EB%20Decisions/Decision%20007.1.pdf>

UNEP & WHRC (2007): Reactive Nitrogen in the Environment: Too Much or Too Little of a Good Thing. United Nations Environment Programme, Paris, 2007

UNFCCC (2002): <http://unfccc.int/resource/brazil/results/collated/graphs/n2o.gif>

VAN DER HOEK, K. ERISMAN, J. W., SMEULDERS, S. WISNIEWSKI, J. R., WISNIEWSKI, J. (1998): Nitrogen, the Confer-N-s. Contributed papers from the First International Nitrogen Conference. 23-27 March, Noordwijkerhout, The Netherlands. Elsevier Science

VELTHOF, G.L., D.A. OUDENDAG & O. OENEMA (2007): Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions - Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA-EUROPE.

<http://www.scammonia.wur.nl/NR/rdonlyres/E46888D3-6C8E-4BCC-90F1-154D2B270654/43218/Reporttask131May2008.pdf>

VENTERINK, H. OLDE, E. HUMMELINK & M.W. VAN DEN HOORN (2002): Denitrification potential of a river floodplain during flooding with nitrate-rich water: grasslands versus reedbeds. Biogeochemistry 65: 233–244. Kluwer Academic Publishers

Literaturverzeichnis

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

ZETTLER, M.L., U. JUEG (2001): Verantwortung für wenig populäre Tiergruppen? Beispiel Egel, Höhere Krebse und Mollusken. Pustilla (4) 76-80

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

1. Emittentengruppen und deren Anteil am Stickstoff-Kreislauf in Deutschland

1.1 Stickstoffemissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion

N_r ist Bestandteil der in der Landwirtschaft eingesetzten Dünge- und Futtermittel: Reaktive Stickstoffverbindungen wie Ammonium (NH₄⁺) und Nitrat (NO₃⁻) sind wichtige Pflanzennährstoffe. Als Grundbaustein von essentiellen Aminosäuren und Proteinen ist Stickstoff für die tierische Ernährung unerlässlich. Mit dem umfangreichen Einsatz proteinreicher Futtermittel macht man sich wachstumsfördernde Eigenschaften der Proteine in der Tiermast zu Nutze.

Die Verwendung stickstoffhaltiger Düngemittel in landwirtschaftlichen Betrieben ist für Deutschland über die Düngeverordnung²⁹ geregelt. Mit der Konkretisierung der im § 1a des Düngemittelgesetzes³⁰ genannten Grundsätze der „Guten Fachlichen Praxis beim Düngen“ ist sie ein wesentliches Instrument bei der Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie³¹ in nationales Recht. Sie enthält seit der Novellierung im Jahr 2006 unter anderem Vorgaben zur Bewertung der betrieblichen Flächenbilanz, das heißt zum Vergleich zwischen Nährstoffabfuhr mit den angebauten pflanzlichen Produkten und Nährstoffzufuhr über die Arten und Mengen der Düngemittel. Dieser Nährstoffvergleich (Abb. 6) darf aktuell die Nährstoffüberschuss-Obergrenze von 90 kg N ha⁻¹ a⁻¹ nicht überschreiten. In den kommenden Jahren wird dieser Wert schrittweise auf 60 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gesenkt. Wegen der starken klimatischen Abhängigkeit – besonders der Ernteerträge und dem davon abhängigen Stickstoffentzug – kann der so ermittelte N-Überschuss von Jahr zu Jahr stark variieren, weshalb sich die Obergrenze und ermittelte Werte auf einen Drei-Jahres-Durchschnitt beziehen. Die Obergrenze von 60 kg N ha⁻¹ a⁻¹ wird erstmalig für den Durchschnitt der Jahre 2009, 2010 und 2011 relevant.

Überschüssig eingesetzter reaktiver Stickstoff, der nicht in pflanzlichen oder tierischen landwirtschaftlichen Produkten gebunden ist, gelangt über verschiedene Austragspfade in die Stickstoffkaskade.

Für die Jahre 2001 – 2003 ermittelten BACH & FREDE (2005) einen Überschuss auf den landwirtschaftlichen Flächen in Höhe von 1.425 Gg N a⁻¹ in Deutschland (Abb. 6, Tabelle 5). Die Flächenbilanz betrachtet die Stickstoff-Flüsse zu und von der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Auf die Fläche gelangt Stickstoff in Form von Mineraldünger, Wirtschaftsdünger (Jauche, Gülle, Mist), Sekundärrohstoffdünger (Klärschlamm, Kompost), sowie durch atmosphärische Einträge und Stickstoff-Bindung durch Leguminosen. Beim Wirtschaftsdünger werden vorab die N-Verluste an die

L

²⁹ Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der Guten Fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV, vom 27.02.2007, BGBl I, S. 221)

³⁰ Düngemittelgesetz vom 15. November 1977 (BGBl. I S. 2134), zuletzt geändert durch Artikel 6 des Gesetzes vom 9. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2819; 2007, 195)

³¹ Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

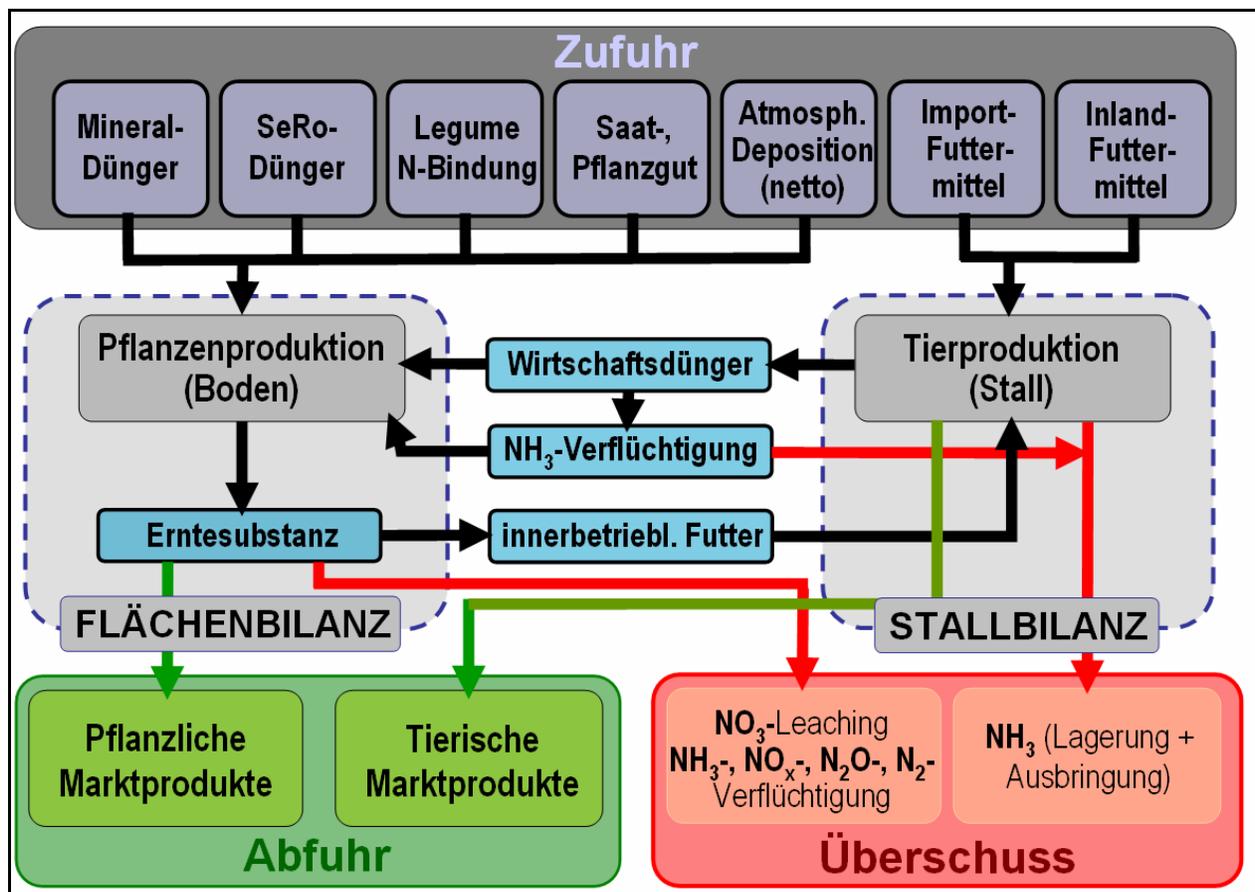


Abb. 6: Linke Seite: Fließschema der so genannten Flächenbilanz für die Landwirtschaft. Rechte Seite: Fließschema der so genannten Stallbilanz. Die Flächenbilanz entspricht dem betrieblichen Nährstoffvergleich, den die Düngeverordnung in §§ 5 und 6 vorschreibt (DÜNGEVERORDNUNG, 2006). Abbildung: BACH, 2009.

Atmosphäre aus den Ställen und bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern abgezogen. Den Zufuhren steht die N-Abfuhr mit dem Ernteentzug entgegen, die von der Fläche abgefahren wird. Die Differenz zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr von der Fläche bildet schließlich den Flächenbilanzüberschuss. Der Bilanzierungsansatz als Flächenbilanz enthält nicht den in außerbetrieblich erzeugten Futtermitteln enthaltenen Stickstoff sowie die Abfuhr mit tierischen Produkten (Milch, Fleisch, Eier) und auch nicht die Verluste als Ammoniak (NH₃) aus den Ställen sowie aus den Wirtschaftsdüngern, bevor diese auf den Flächen ausgebracht werden.

Von der Bundesregierung wird als Indikator für die Nachhaltigkeitsberichterstattung der Stickstoff-Hof- oder Gesamtbilanzüberschuss herangezogen. Die Hof- oder Gesamtbilanz, (Abb. 7, Tabelle 5) Deutschlands errechnet sich aus allen Stickstoffflüssen, die in die deutsche Landwirtschaft hinein und aus ihr heraus gehen. Sie berücksichtigt also auch die oben genannten Ammoniak-Verluste und den Stickstoffgehalt von tierischen Marktprodukten. Der Überschuss der Hof- oder Gesamtbilanz ist dadurch höher als bei der Flächenbilanz. Er betrug in den Jahren 2001 - 2003 im Mittel 1.815 Gg N a⁻¹.

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

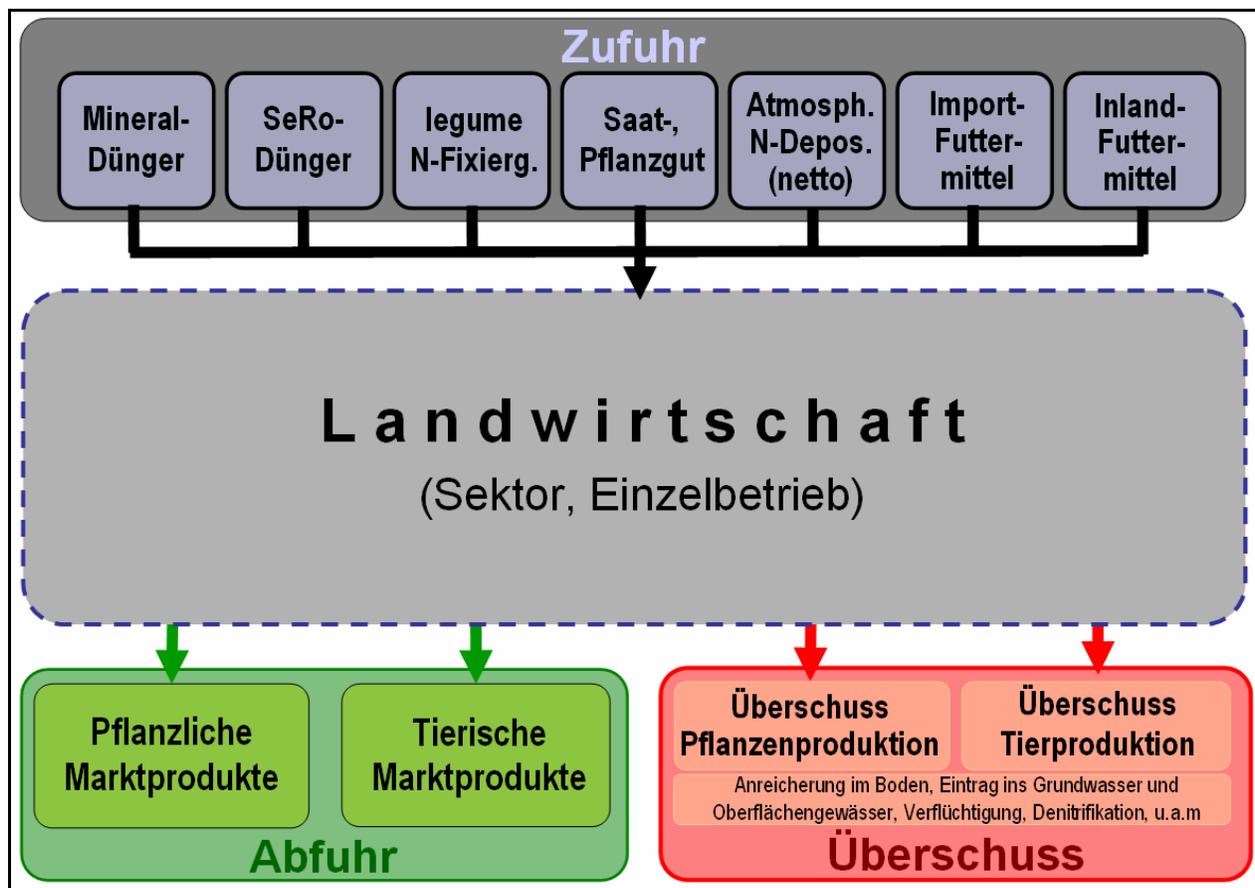


Abb. 7: Schema der Hoftorbilanz, welche nach PARCOM-Richtlinie nationale Grundmineral- oder Gesamtbilanz genannt wird. Abbildung: BACH, 2009.

Nach Gesamt-Bilanz stammten in den Jahren 2001 - 2003 64 % (1809 Gg N a^{-1}) der Stickstoffzufuhr aus Mineraldünger und 20 % aus Tierfutter (13 Prozentpunkte davon aus Futtermittelimporten); etwa 6 % entstammen dem Luftpfad (Deposition außerlandwirtschaftlichen Stickstoffs - zum Beispiel aus Verkehrs- und Kraftwerksabgasen) und 2 % entstammt der N-Zufuhr über die Verwertung von Siedlungsabfällen (Klärschlamm, Kompost) in der Landwirtschaft; der Rest (8 %) ist der biologischen N-Fixierung durch Leguminosen (beispielsweise Klee oder Erbsen) zuzuschreiben.

Wie Tabelle 5 zeigt, ist im Vergleich zum Zeitraum 1990 - 1992 keine deutliche Tendenz zu erkennen: Die Gesamt-Stickstoffzufuhr blieb nahezu unverändert, die Ernteabfuhr stieg aber etwas an, so dass die Stickstoff-Überschüsse der Hoftorbilanz insgesamt um etwa 7 % oder um $0,6 \text{ %}$ pro Jahr abnahmen. Das in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung formulierte Ziel, die nationalen Überschüsse nach Hoftorbilanz bis zum Jahr 2010 auf $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu reduzieren (BUNDESREGIERUNG, 2002), ließe sich nur erreichen, falls ab 2004 die Überschüsse jährlich um durchschnittlich 4 % zurück gehen würden, was jedoch auch neuere Zahlen nicht belegen können (UBA, 2009).

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Tabelle 5: Stickstoff-Zufuhr, -Abfuhr und Stickstoff-Überschüsse für die Jahre 1990-1992 und 2001-2003 nach den verschiedenen Bilanzierungsansätzen (nach BACH & FREDE, 2005)

Stickstoffbilanzen i.d. Landwirtschaft		FLÄCHEN-BILANZ				STALL-BILANZ				GESAMT-BILANZ			
		1990-1992		2001-2003		1990-1992		2001-2003		1990-1992		2001-2003	
Landwirtschaftlich genutzte Fläche [ha]		17.372.953		17.008.047						17.372.953		17.008.047	
		Gg N/a	kg/ha/a	Gg N/a	kg/ha/a	Gg N/a	kg/ha/a	Gg N/a	kg/ha/a	Gg N/a	kg/ha/a	Gg N/a	kg/ha/a
ZUFUHR	Mineraldünger	1.645	95	1.809	106					1.645	95	1.809	106
	Sekundär-Rohstoff-Dünger ³²	52	3	52	3					52	3	52	3
	Wirtschaftsdünger	1.172	67	1.034	61								
	Futtermittel aus Importen					504	29	372	22	504	29	372	22
	Futtermittel (inländ. Verarbeitung)					222	13	199	12	222	13	199	12
	Futtermittel (innerbetriebl. Erzeugung)					1.418	82	1.433	84				
	Biologische N-Fixierung (Leguminosen)	264	15	233	14					264	15	233	14
	Atm. Deposition - NO _x (netto)	167	10	161	9					167	10	161	9
	Atm. Deposition - NH ₃ auf LF	241	14	230	14								
	SUMME Zufuhren	3.540	204	3.519	207	2.144	124	2.004	118	2.854	164	2.825	166
ABFUHR	Pflanzliche Marktprodukte									528	30	661	39
	Tierische Marktprodukte					361	21	349	21	361	21	349	21
	Ernte-Abfuhr	1.946	112	2.094	123								
	Wirtschaftsdünger					1.172	67	1.034	61				
	NH ₃ -Deposition auf LF					241	14	230	14				
	SUMME Abfuhren	1.946	112	2.094	123	1.774	102	1.614	95	889	51	1.010	60
Bilanzüberschuss		1.594	92	1.425	84	370	22	390	23	1.965	113	1.815	107

Ein erster Schritt, um die Stickstoffüberschüsse effizient zu senken, ist es, ihre räumliche und betriebliche Verteilung sichtbar zu machen. Damit soll die Voraussetzung dafür geschaffen werden, Minderungsmaßnahmen auf Standorte und Regionen mit dem größten Problemdruck zu konzentrieren. Ferner lassen sich die Potenziale für künftige Verbesserungsmaßnahmen besser erkennen. Abb. 8 zeigt, dass Überschüsse über 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ in Gebieten mit hohem Viehbesatz auftreten. Ursache der Überschüsse sind demnach die Stickstoffverluste aus der Viehproduktion durch Ammoniakentgasung (Abb. 10 und Abb. 11) und der wenig effiziente Umgang mit dem in den Wirtschaftsdüngern enthaltenen Stickstoff. Trotz hohem Wirtschaftsdüngeranfall wird häufig mineralisch zugefüttert.

L

³² Klärschlamm, Kompost – diese Größen können nur überschlägig geschätzt werden

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

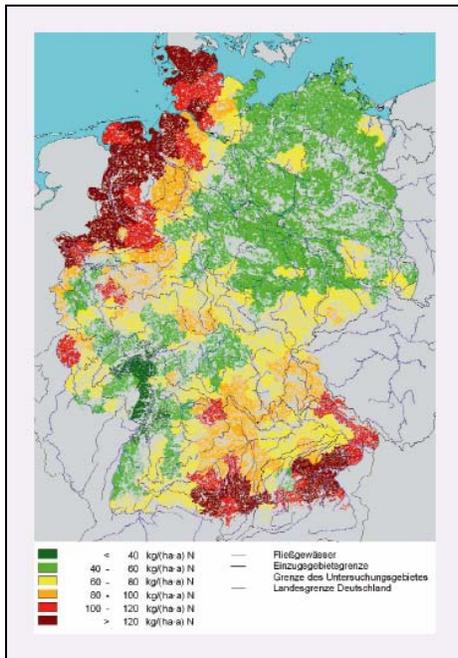


Abb. 8: Räumliche Verteilung der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Jahr 1999 (BEHRENDT ET AL., 2003)

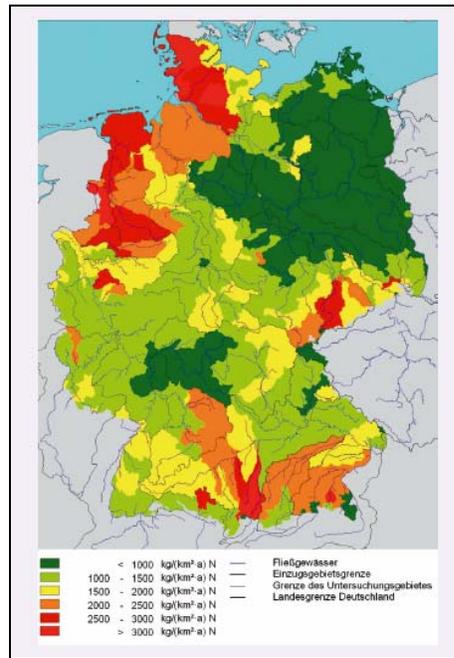


Abb. 9: Räumliche Verteilung der diffusen Stickstoffemissionen in die Oberflächengewässer im Jahr 2000 (BEHRENDT ET AL., 2003)

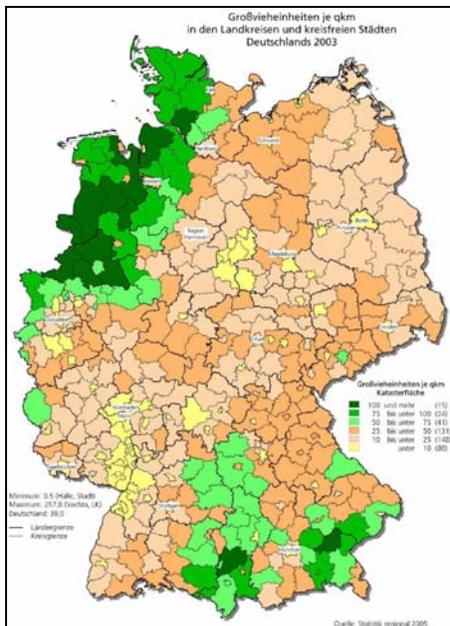


Abb. 10: Räumliche Verteilung der Großvieheinheiten in Deutschland 2003 [GV km⁻²] (STATISTISCHE MONATSCHEFTE NIEDERSACHSEN, 2006)

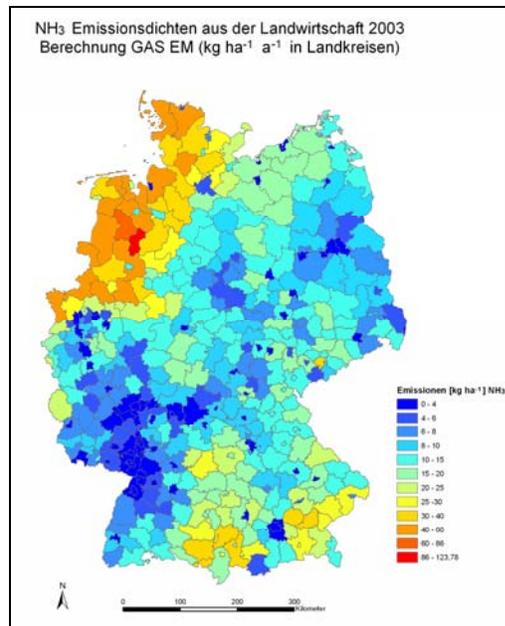


Abb. 11: Räumliche Verteilung der NH₃-Emissionsdichten 2003 [kg ha⁻¹ a⁻¹] (DÄMMGEN, 2009, veränderte Darstellung als Landkreisdaten)

Stickstoffaustrag aus der Landwirtschaft in Gewässer

Reaktiver Stickstoff aus Düngemitteln kann über verschiedene Wege in Gewässer gelangen. Direkte Eintragspfade sind die Auswaschung in das Grundwasser, der Oberflächenabfluss durch Abschwemmung, Bodenerosion oder Hochwasserabfluss, Hofabläufe oder Direkteinträge in die Gewässer. Indirekt verbreiten landwirtschaftliche Produktionsprozesse Stickstoff über die Atmosphäre mit anschließender Deposition in terrestrische Ökosysteme und Gewässer.

Die Auswaschung wasserlöslicher Bestandteile des Düngers wie Nitrat aus den durchwurzelbaren Schichten ist besonders auf Böden mit geringer Wasserspeicherkapazität (beispielsweise Sandböden) von Bedeutung (PETER ET AL., 2005). Mit der Versickerung verlagert das Wasser gelöste Stoffe aus den oberen Bodenschichten in Richtung Grundwasser. Über Dränagen oder oberflächennahe, stauende Schichten gelangt im Sickerwasser gelöstes Nitrat in die Oberflächengewässer.

Auf dem Weg Richtung Grundwasser vermögen Bodenmikroorganismen erhebliche Teile des Nitrats zu N_2 zu denitrifizieren (PUCKETT ET AL., 1999) und Stickstoff dadurch in seiner elementaren, unreaktiven Form in die Atmosphäre zu entlassen. Als Nebenprodukte dieser Denitrifizierung entstehen NO und N_2O . Das Verhältnis, in dem die Reaktionsprodukte N_2 , NO und N_2O zueinander stehen, ist von den Bedingungen abhängig, denen die denitrifizierenden Mikroorganismen ausgesetzt sind. Aktuelle Schätzungen gehen davon aus, dass unter heutigen Bedingungen in Deutschland durchschnittlich 1,5 % des Stickstoffanteils des ausgewaschenen Nitrats (NO_3-N) als Ergebnis mikrobieller Umsetzungen in Form von N_2O entweichen. Die Anteile können jedoch zwischen 0,3% und 6 % schwanken (IPCC, 1997). Vor allem die Temperatur sowie Feuchtigkeits- und Sauerstoffverhältnisse im Boden, jedoch auch die Menge des verfügbaren Kohlenstoffs, beeinflussen das Verhältnis zwischen N_2 und N_2O in komplizierter Abhängigkeit. Eine erhöhte Sauerstoff- und Nitratverfügbarkeit führt beispielsweise zu erhöhter N_2O -Freisetzung. Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse, und damit auch die Sauerstoffbedingungen, sind stark wetterabhängig, so dass im Zuge des Klimawandels regional mit Veränderungen hinsichtlich der Reaktionsprodukte der Denitrifikation zu rechnen ist (KESIK ET AL., 2006). Diese Fachleute prognostizieren unter Annahme des regionalen Klimamodells MCCM³³ für Deutschland eine 13 %-ige Zunahme der N_2O -Freisetzung aus deutschen Wäldern.

Die Nitrat-Auswaschung ist stark standortabhängig und wird – außer von klimatischen Parametern (Niederschlag, Verdunstung) - von der Bodenart, den Bewirtschaftungsformen (Ackerbau, Weidewirtschaft, Gartenbau) sowie der mobilen Stickstoffmenge im Boden geprägt. Um einen möglichst guten Schutz des Grundwassers und der davon gespeisten Oberflächengewässer zu erreichen, müssen sowohl die Art und Intensität der Bewirtschaftung (Bilanzüberschüsse) als auch die Wahl und Ausbringung der Düngemittel und die Bestandsführung (organische / mineralische Stickstoffdüngung, geteilte Düngergaben etc.) der standörtlichen Nitratauswaschungsgefährdung angepasst werden.

L

³³ Multiscale climate and chemistry model des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung Karlsruhe

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Gebiete mit den höchsten Nitratverlusten an die Hydrosphäre in Deutschland sind in etwa deckungsgleich mit solchen der höchsten Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft (Abb. 9). Auch die räumliche Verteilung der diffusen Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen in die Oberflächengewässer zeigt ein ähnliches Muster wie die landwirtschaftlichen Stickstoff-Überschüsse (Abb. 8). Höchste N-Überschüsse existieren auf den sandigen Böden im Nordwesten Deutschlands mit räumlich konzentrierter Schweine- und Geflügelhaltung sowie im durch Milchvieh-Wirtschaft geprägten Alpenvorland, wo es auf steilen Hanglagen zudem zu hohem Oberflächenabfluss und damit kombinierter starker Nitrat Auswaschung kommt. Zusätzlich zur N-Auswaschung tritt in diesen Gebieten der „Mais-Gülle-Fruchtfolge“, die einen hohen, zum Teil an Bodenpartikeln gebundenen Amid-Stickstoff-Anteil aufweisen, ein verstärkter Bodenabtrag mit erosiver N-Verlagerung auf (SRU, 1985, Tz. 780 f.).

In Gegenden mit hohen N-Bilanzüberschüssen als Folge intensiver Landwirtschaft kommt es nach wie vor zu Überschreitungen des EU-Grenzwertes für Nitrat im Grundwasser (siehe auch Kapitel 3.1). Der Normwert in Höhe von 50 mg l^{-1} im Grundwasser, der mit dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung identisch ist, wurde im Jahr 2002 immer noch an 14,4 % der deutschen Messstellen für die Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur zum Teil deutlich überschritten (UBA, 2005). Gliedert man die Messstellen nach der Flächennutzung in ihrem unmittelbaren Umfeld, so zeigt sich, dass die höchsten Nitratbelastungen unter Ackerflächen liegen. In dieser Gruppe weisen circa 25 % der Messstellen Nitratbelastungen von mehr als 50 mg l^{-1} auf. Dort sind weitere Maßnahmen zur Verminderung der Nitratbelastung erforderlich.

Grundwasser ist zu einem erheblichen Teil an der Stickstoffbefrachtung der Fließgewässer beteiligt, da sich die Oberflächengewässer überwiegend aus dem Grundwasser speisen. Allerdings erreichen nur 30 – 50 % der über Versickerungsprozesse ins Grundwasser gelangten N-Fracht die Oberflächengewässer. Der Rest wird über Denitrifikationsprozesse in der wasserungesättigten Zone sowie in der Grundwasserzone selbst gasförmig an die Atmosphäre abgegeben (BEHRENDT, 2003). Diese 30-50 % sind so genannte diffuse Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer, da die Quelle der Stickstoffbefrachtung nicht genau lokalisierbar ist. In Abhängigkeit vom Standort kann die Nitrat-Verweilzeit in der Sicker- und Grundwasserzone bis zu mehreren Jahrzehnten betragen. Diese langen Verweilzeiten und die teilweise weiten Transportstrecken des Grundwassers bis zum Förderbrunnen der Wasserwerke oder bis zum Übertritt in die Fließgewässer bringen es mit sich, dass oft erhebliche Zeiträume vergehen, bis nach dem Erkennen und Ausschalten der Ursachen von Nitrat-Belastungen im Grundwasser eine Besserung der Wasserqualität feststellbar ist (NNA, 1997).

Neben der Auswaschung des Nitrats trägt als weiterer Prozess die Erosion der Böden zur Gewässerbelastung bei. Durch Bodenerosion oder Oberflächenabfluss, zum Beispiel als Folge sommerlicher Starkregen-Niederschläge, können Nährstoffe von landwirtschaftlichen Nutzflächen direkt in Oberflächengewässer gelangen. Ebenso führt das Nichtbeachten der „Guten fachlichen Praxis“ wie die Unterschreitung der Mindestabstände zu Gewässern beim Düngen³⁴ oder die verzögerte Einarbeitung von

L

³⁴ Die novellierte Düngeverordnung (2006) schreibt 3 m Mindestabstand von der Böschungsoberkante vor.

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Wirtschaftsdüngern in den Boden zu Direkteinträgen von Stickstoffverbindungen in die Oberflächengewässer.

Zur Darstellung gewässerwirtschaftlicher Daten benutzt man, genau wie bei der N-Überschussbilanzierung, Mittelwerte mehrerer Jahre (so genanntes „gleitendes Mittel“³⁵), da Stoffkonzentrationen in Fließgewässern in starkem Maße von witterungsbedingten Durchflussmengen abhängen. Insgesamt waren im Mittel der Jahre 1998 - 2000 circa 61,5 % (423 Gg N a^{-1}) der Gesamt-Stickstoffeinträge in die Gewässer landwirtschaftlichen Prozessen zuzuordnen (BEHRENDT, 2003). Von 1993 - 1997 betrug der landwirtschaftlich verursachte Stickstoffeintrag in die Gewässer 399 Gg N a^{-1} (6 % weniger als 1998 - 2000), von 1983 bis 1987 500 Gg N a^{-1} (15 % mehr als 1998 - 2000). Eine leichte Tendenz zur Abnahme ist im Verlauf der letzten 20 Jahre zwar erkennbar, sie reicht allerdings nicht aus, um die 1987 von der 2. Internationalen Nordsee-Schutzkonferenz für das Jahr 1995 geforderte Halbierung der Nährstoffeinträge über den Wasserpfad (Stickstoff und Phosphor) zu erreichen (vgl. Kap. 3.1). Das heißt, die bisher eingeleiteten Minderungsmaßnahmen greifen zwar, ihre Einführung oder der Umfang ihrer Anwendung reichen aber bisher zur Reduktion von Stickstoffeinträgen in Gewässer noch nicht aus.

Die landwirtschaftliche Nutzung ist gegenwärtig mit mehr als 61 % der Gesamt-Stickstoff-Emissionen der größte Verursacher nachgewiesener Stickstoff-Belastungen der Gewässer. Dies liegt auch daran, dass bei den Kläranlagen durch Stickstoffentfernung höhere Minderungsquoten erreicht wurden als in der Landwirtschaft. Die Abwasserpreise sind u.a. deshalb um etwa 25 Cent pro m^3 bzw. ca. 12 € pro Einwohner und Jahr gestiegen. Der Anteil der Landwirtschaft an den verbliebenen Emissionen steigt also an, obwohl auch deren absoluter Wert infolge ergriffener Minderungsmaßnahmen langsam abnimmt. Künftige Emissionsminderungsmaßnahmen können und müssen daher schwerpunktmäßig nur noch aus der Landwirtschaft kommen. In diesem Zusammenhang ist es erforderlich, die Düngeverordnung weiter zu verschärfen und ihre konsequente Anwendung stärker zu kontrollieren (Anhang 2, Kapitel 2.1.2).

Die Aussetzung der konjunkturellen Flächenstilllegung und die Ausweitung des Energieraps- und -maisbaus auf weniger geeignete Standorte bergen in diesem Zusammenhang allerdings die Gefahr erhöhter Auswaschung und Abschwemmung reaktiver Stickstoffverbindungen sowie Bodenpartikel in sich. Der gesteigerte Einsatz von Düngemitteln (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2009) durch Intensivierung von stickstoffintensiven Kulturen wie Mais oder Raps kann darüber hinaus zu erhöhten Ammoniak- und Lachgas-Emissionen führen. Es ist dafür Sorge zu tragen, dass der im Zuge des Klimaschutzes betriebene Ausbau der Bioenergie die bereits erreichten und zukünftig weiter nötigen Fortschritte im landwirtschaftlichen Umweltschutz nicht konterkariert.

L

³⁵ Das gleitende Mittel ist ein verbreitetes Instrument zur Untersuchung von Zeitreihen. Durch Bildung gleitender Mittel zur Glättung der Zeitreihe wird der Effekt zufälliger Ausschläge verringert. Gleitende Mittel reduzieren beträchtlich die Varianz und sind daher ein geeignetes Instrument zur Trend-identifikation.

Stickstoffaustrag aus der Landwirtschaft in die Atmosphäre

Neben den N-Einträgen in Form löslicher N-Verbindungen in Grund- und Oberflächengewässer bilden gasförmige Stickstoffemissionen in die Atmosphäre den größeren Anteil an den Gesamt-Stickstoff-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Praxis. Geflügel-, Rinder- und Schweinehaltung, die Lagerung der Wirtschaftsdünger sowie die Ausbringung tierischer Ausscheidungen (Gülle, Jauche, Mist) auf Acker- oder Weideland und damit verbundene gasförmige N-Verluste sind die hierbei hervorzuhebenden Emissionsquellen.

Hauptsächlich emittierte Verbindungen sind Ammoniak (NH_3), Stickstoffoxide (NO_x) sowie Lachgas (N_2O). Emissionsberechnungen ergaben für landwirtschaftliche Prozesse in Deutschland, gemittelt über die Jahre 2001 – 2003, insgesamt 632 Gg a^{-1} gasförmige Stickstoff-Emissionen. Das FAL-AOE³⁶ berechnet die Emissionsdaten auf Basis der Aktivitätsdaten nach den internationalen Berichtsvorschriften für Emissionen des Intergovernmental Panel on Climate Change der Vereinten Nationen (IPCC) sowie der Coordination of Information on Air der Europäischen Umweltagentur (CORINAIR)³⁷ und liefert diese an die Emissionsdatenbank „Zentrales System Emissionen – ZSE“ des Umweltbundesamtes. Zusätzlich zu diesen reaktiven Stickstoff-Emissionen bilanziert DÄMMGEN (2007) in landwirtschaftlichen Systemen Emissionen molekularen Stickstoffs in Höhe von etwa 300 Gg N a^{-1} in Folge von Denitrifikationsprozessen.

Demzufolge geht insgesamt mehr als die Hälfte (circa 60 %) des in der Landwirtschaft emittierten reaktiven Stickstoffs in die Atmosphäre. Mehr als 82 % dieser Emissionen sind Ammoniak. Im Zeitraum von 2001 - 2003 entsprach dies 512 Gg reinen Stickstoffs ($\text{NH}_3\text{-N}$) pro Jahr oder $621 \text{ Gg NH}_3 \text{ a}^{-1}$. Dazu kommen noch $12 \text{ Gg NH}_3\text{-N}$, die bei der Verwertung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft an die Atmosphäre abgegeben werden (vgl. Anhang 1, 1.3). Die Menge des in die Atmosphäre gelangenden NH_3 hängt u.a. von der Art, Anzahl und Fütterung der gehaltenen Tiere, der Art und Lagerung der Wirtschaftsdünger sowie den eingesetzten Geräten, der fachlichen Praxis und den Witterungsbedingungen zum Zeitpunkt der Wirtschaftsdüngerausbringung ab.

Es ist nur der geringere Teil der landwirtschaftlich bedingten Ammoniakfreisetzungen in die Atmosphäre, der als Folge des Düngemiteleinsatz und der atmosphärischen Deposition aus landwirtschaftlich genutzten Böden entweicht ($102 \text{ Gg NH}_3\text{-N a}^{-1}$). Der größte Teil der NH_3 -Emissionen in die Atmosphäre stammt aus der Tierhaltung (Mastbetriebe) sowie der Lagerung des hier erzeugten Wirtschaftsdüngers (circa $410 \text{ Gg NH}_3\text{-N a}^{-1}$). Tierproduktionseinheiten und Ställe sind punktuell einfach identifizierbare und somit kontrollierbare Quellen. Im Unterschied dazu stellt die Wirtschaftsdünger-Ausbringung eine diffuse Emissions-Quelle dar.

Die nach NEC-Richtlinie ab 2010 einzuhaltende nationale Emissionshöchstmenge von 550 Gg a^{-1} Gesamtammoniak (453 Gg N a^{-1}) wurde von Deutschland im Jahr 2005 mit $509 \text{ Gg NH}_3\text{-N}$ um 56 Gg überschritten. Auch im Jahr 2010 wird Deutschland

L

³⁶ Institut für Agrarökologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft

³⁷ The IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Reporting Instructions, IPCC-Guidelines <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm> und CORINAIR Atmospheric Inventory Guidebook – 2005, CORINAIR-Handbook <http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR4/en>

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

wahrscheinlich die Emissionshöchstmenge für Ammoniak nicht einhalten können. Laut Referenzprognose des „Nationalen Programms zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen“ (UBA, 2007) wird die Emissionshöchstmenge von Ammoniak auch im Jahr 2010 weiterhin um 49 Gg NH₃-N überschritten werden, wenn nicht weitergehende zusätzliche Maßnahmen ergriffen werden. 94,5 % der für die NEC-Richtlinie relevanten NH₃-Emissionen waren im Jahr 2005 der Landwirtschaft zuzuordnen. Nur 5,5 % der Ammoniak-Emissionen kommen aus der Industrie, stationären Feuerungsanlagen und dem Verkehr (siehe Kapitel 2.2.2). Die dominierende Relevanz dieser Emissionen aus der Landwirtschaft dürfte - nach der Referenzprognose - im Jahr 2010 auf 95,5 % steigen.

Nach Ammoniak ist insbesondere die Freisetzung von Lachgas (N₂O) als Nebenprodukt mikrobieller Denitrifikations- und Nitrifikationsprozesse an nächster Stelle zu nennen. Für die direkte Emission von N₂O als Folge des als Dünger eingesetzten Stickstoffs beschreiben Experten unterschiedliche Emissionsfaktoren (BUTTERBACH-BAHL 2004; JUNGKUNST ET AL. 2006). Das IPCC (1997) verwendet einen Emissionsfaktor von 1,25 % des Düngemittelsatzes. Crutzen et al. (2007) hingegen bilanzieren zusätzlich zu den direkten N₂O-Emissionen bei der Düngemittelanwendung weitere N₂O Austragspfade. Sie gehen davon aus, dass die Lachgas-Freisetzung aus der Landwirtschaft nicht nur direkt erfolgt (Äckern und gedüngtes Grünland), sondern dass es bei der Produktion von Dünge- und Futtermitteln und als Folge einer Stickstoffverlagerung in naturnahe Ökosysteme (Wälder, Moore, Flussmündungen und küstennahe Flachgewässer) zu weiteren (indirekten) N₂O Freisetzungen kommt. Sie schätzen, dass immerhin 3,3-4,6 % des in die Landwirtschaft eingebrachten reaktiven Stickstoffs wieder als Lachgas freigesetzt wird.

In den Jahren 2001 - 2003 kam es nach Berechnungen des UBA (2006a) auf Grundlage der IPCC Emissionsfaktoren zu Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Betrieben in Höhe von 84 Gg N₂O-N a⁻¹. Der größte Teil entfiel dabei auf diffuse Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden (78 Gg N₂O-N a⁻¹) (UBA, 2006a). Nur eine kleine Restmenge (6 Gg N a⁻¹) entfiel auf Emissionen aus der Lagerung von Wirtschaftsdüngern sowie aus Stallungen. Dabei war die Lachgasemission aus Tierproduktionsanlagen seit 1994 in etwa konstant (UBA, 2006a). Als weitere Nebenprodukte von Denitrifikationsprozessen entstehen auch Stickstoffoxide und hier in erster Linie Stickstoffmonoxid (NO). Das Ausmaß dieses Emissionspfades aus landwirtschaftlich genutzten Böden sowie der Lagerung von Wirtschaftsdüngern betrug in den Jahren 2001 - 2003 ca. 25 Gg NO-N a⁻¹ (Böden) und 6 Gg N a⁻¹ (Düngerwirtschaft). Dabei gab es ebenfalls seit 1993 keine signifikanten Veränderungen in der Größenordnung dieser Emissionsströme (UBA, 2006a).

Zusätzlich zu den anthropogen bedingten Emissionen gibt es bei Lachgas auch bedeutende Emissionsströme aus natürlichen Quellen. Primäre Quellen sind dabei ebenfalls mikrobielle Denitrifikations- und Nitrifikationsprozesse, die unter natürlichen Bedingungen nach denselben Mechanismen ablaufen, wie sie auch auf landwirtschaftlich genutzten Böden oder bei der Lagerung des Wirtschaftsdüngers beschrieben wurden. Die Menge der N₂O-Hintergrundemission in Deutschland wird auf durchschnittlich ca. 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ N₂O-N geschätzt (JUNGKUNST ET AL., 2006). BUTTERBACH-BAHL ET AL. (2004) modellieren für Waldböden in Sachsen N₂O-Emissionen

in Höhe von $2,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. KIESE ET AL. (2007) beschreiben nicht unbedeutende Hintergrundemission in Höhe von $1,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei einer Fläche von etwa 11 Mio. Hektar naturnaher terrestrischer Ökosysteme (KEIL ET AL. 2005) kommt es mit den Emissionsfaktoren von KIESE ET AL. (2007) aus Wald- und Heideökosystemen zu Emissionen in Höhe von mehr als $15 \text{ Gg N}_2\text{O-N a}^{-1}$. Zusätzlich dazu werden aus den Ökosystemen etwa $12 \text{ Gg NO-N a}^{-1}$ und $17 \text{ Gg N}_2\text{-N a}^{-1}$ freigesetzt.

1.2 *N-Emissionen des Verkehrssektors, der Energiewirtschaft und der Industrie*

Die Emissionen von Stickstoffverbindungen aus Verkehr, Energiewirtschaft und Industrie sind hauptsächlich gasförmig. Es handelt sich überwiegend um die Stickstoffoxide NO und NO_2 (in der Luftchemie und im Folgenden zusammengefasst als NO_x), Ammoniak (NH_3) und Lachgas (Distickstoffmonoxid, N_2O). Letzteres wird in der klassischen Chemie üblicherweise zu den NO_x gezählt, in der Luftchemie jedoch, obwohl es selbst ein N-Oxid ist, nicht. Weitere N-Oxid-Verbindungen sind bekannt (N_2O_3 , N_2O_5) und mit NO_x sowie den entsprechenden Säuren (HNO_2 und HNO_3) zu NO_y zusammengefasst. Im Bereich der chemischen Industrie erfolgen Stickstoffemissionen auch über den Wasserpfad. Diese werden im Kapitel 2.1 den industriellen Direkteinleitern zugeordnet.

Verkehrssektor

Der überwiegende Teil der N-Emissionen aus dem Verkehr tritt in Form der Stickstoffoxide auf. Ammoniak und Lachgas bilden nur einen geringen Anteil (UMWELTBUNDESAMT, 2006b). Die Stickstoffoxid-Emissionen des Verkehrs in Deutschland, vor allem die des Straßenverkehrs, reduzierten sich zwischen 1990 und 2004 um circa 45 %. Im selben Zeitraum ist hingegen bei den Emissionen von Ammoniak und Lachgas ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen. Die geringen NH_3 -Emissionen des Verkehrs entfallen nahezu komplett auf den Straßenverkehr und stiegen um circa 160 %. Auch die N_2O -Emissionen entstammen fast ausschließlich dem Straßenverkehr und weisen in den letzten 15 Jahren eine Verdopplung auf.

Der Anstieg der NH_3 - sowie N_2O -Emissionen liegt an der flächendeckenden Einführung der Katalysatortechnik, mit deren Hilfe sich zwar NO_x , trotz der allgemein gestiegenen Straßenverkehrsleistung, deutlich reduzierte, es jedoch zum verstärkten Schlupf des Reduktionsmittels Ammoniak (NH_3) und des Nebenprodukts N_2O kommen kann (NNA, 1997). Seit Einführung modernerer, effizienter Katalysatorteknik³⁸ um die Jahrtausendwende, sind die NH_3 - und die N_2O -Emissionen wieder rückläufig.

L

³⁸ Die Wirksamkeit der katalytisch aktiven Substanzen konnte erhöht werden, wodurch man mit kleinerem NH_3 -Überschuß oder gar äquimolar arbeiten kann.

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Tabelle 6: Emissionsentwicklung gasförmiger Stickstoffverbindungen des Verkehrs in Deutschland [Gg N]³⁹; [%]

	NO _x -N				NH ₃ -N				N ₂ O-N			
	1990	2000	2004	1990-2004 [%]	1990	2000	2004	1990-2004 [%]	1990	2000	2004	1990-2004 [%]
Verkehr (gesamt)	456,5	341,9	257,7	- 44	3,6	10,1	9,1	+ 153	1,4	3,3	2,8	+ 102
Straßenverkehr	408,8	304,3	222,9	- 45	3,3	9,7	8,8	+ 167	1,3	3,1	2,6	+ 108

1991 - 2003 kam es allein beim Gütertransport zu einem Anstieg von 54 % der gefahrenen LKW-Kilometer (UBA, 2005). Entsprechend stellten die Nutzfahrzeuge im Jahr 2005 den Hauptteil der Stickstoff-Verkehrsemissionen auf deutschen Straßen mit einer Gesamt-Emission von 145,8 Gg Rein-N a⁻¹ (60 % der in diesem Jahr insgesamt vom Verkehr verursachten Stickstoffemissionen). Die PKW emittierten im Jahr 2005 73,3 Gg N a⁻¹ oder 31 % der Stickstoffemissionen des Verkehrssektors.

Zusätzlich entspringen 20,7 Gg N a⁻¹ reaktiven Stickstoffs oder 9 % der gesamten Stickstoff-Emissionen des Verkehrssektors dem Flugverkehr (2,2 Gg N a⁻¹ – nur Emissionen aus Start- und Landezyklen), der Bahn (6,6 Gg N a⁻¹) und der Binnenschifffahrt (11,9 Gg N a⁻¹). Der Straßenverkehr und hierbei besonders der Güterverkehr sind für den größten Anteil der verkehrsbedingten Stickstoff-Emissionen verantwortlich (Tabelle 6).

Die in Tabelle 6 aufgeführten Daten entstammen den „Nationalen Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen“ (UBA, 2006b). Die detailliertere Beschreibung der Verkehrsdaten für das Jahr 2005 sowie die Daten des Flug-, Bahn- und Binnenschiffverkehrs entstammen UBA-Modellberechnungen mittels TREMOD⁴⁰ (KNOERR, 2005) zur prognostizierten Entwicklung der Emissionen im Verkehrssektor (Bezugsjahr 2005). Rechnet man zum nationalen Verkehrsaufkommen den internationalen Flug- und Seeverkehr hinzu, so ergeben sich deutlich größere Emissionsmengen. „Internationaler Verkehr“ bezeichnet hier die Flüge und Schiffsfahrten, die von deutschen Flughäfen oder Häfen starten oder dort ankommen und grenzüberschreitende Ziele oder als Ausgangsort haben. Deren Emissionen werden zwar erhoben, jedoch nicht in die nationalen Gesamtemissionsregister einbezogen. Es lassen sich nur die Mengen abbilden, deren Grundlage in Deutschland getankte Brennstoffe sind. Insgesamt emittierte der so definierte „Internationale Verkehr“ im Jahr 2004 86,5 Gg Rein-N (UBA, 2006b). In Deutschland emittiert er davon jedoch nur einen Bruchteil.

L

³⁹ Die Umrechnungsfaktoren zwischen Rein-N und den verschiedenen N-Verbindungen basieren auf den Molekularmassen:

Menge NH₃ / 17 * 14 = Menge NH₃-N

Menge N₂O / 44 * 28 = Menge N₂O-N

Menge NO_x / 46 * 14 = Menge NO_x-N (NO_x wird als NO₂ angegeben)

⁴⁰ Transport Emission Modell

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Im „Internationalen Schiffsverkehr“ auf Nord- und Ostsee fallen 98 % der Stickstoff-Emissionen als NO_x an. Diese Emissionen sind von Bedeutung, da sie eine wichtige Quelle für die atmosphärische Deposition in Meere und in terrestrische Ökosysteme in Küstennähe darstellen: Über der gesamten Nordsee emittierten Schiffe im Jahr 2000 insgesamt etwa 720 Gg NO_x (219 Gg N), über der Ostsee 315 Gg (96 Gg N a^{-1}) (COFALA ET AL. 2007). Für die 12-Meilen Zone in deutschen Küstengewässern weist die gleiche Studie auf Basis der EMEP-Emissionsdaten Schiffemissionen in Höhe von etwa $15 \text{ Gg NO}_x\text{-N a}^{-1}$ für das Jahr 2000 aus. Der Anstieg der gesamten Schiffsemissionen im internationalen Schiffsverkehr (NO_x) im Zeitraum 1990-2000 betrug etwa 28 % (EEB, 2003). Bis 2010 erwartet die EEB-Studie einen weiteren Anstieg der NO_x -Emissionen des internationalen Schiffsverkehrs zwischen 15 und 30 % wegen der prognostizierten starken Zunahme des Seeverkehrs in Stückzahl und Fahrleistung der Flotten sowie wegen mangelnder Rauchgasentstickungs-Vorrichtungen.

Die Reduktion der straßenverkehrsbedingten Stickstoffemissionen in Deutschland (Tabelle 6) führte sowohl zur Verbesserung der Luftqualität als auch zu abnehmenden Stickstoffdepositionen aus der Atmosphäre in die Ökosysteme (siehe auch Kapitel 3.1). Insbesondere der Straßenverkehrssektor weist aber weitere deutliche Reduktionspotentiale auf (Anhang 2).

Energiewirtschaft und Industrie

In diesem Kapitel fassen wir die Stickstoffemissionen aus Energieumwandlungsprozessen industrieller und privater Art sowie N_r -Emissionen aus Industrieprozessen des produzierenden und verarbeitenden Gewerbes zusammen. Insgesamt kam es im Jahr 2004 zu nahezu 243,8 Gg gasförmigen Stickstoffemissionen (UBA, 2006b) aus den oben angegebenen Bereichen. Davon waren 187 Gg (76,7 %) $\text{NO}_x\text{-N}$, 39 Gg (16,1 %) $\text{N}_2\text{O-N}$ und knapp 18 Gg (7,2 %) Ammoniak- N.

Seit 1990 sind die gasförmigen Stickstoffemissionen von 458,2 Gg auf 243,8 Gg im Jahr 2004 zurückgegangen. Insgesamt handelt es sich dabei um eine Reduktion um 47 % (Tabelle 7), die in der Gruppe der „sauren“ Stickstoffoxide sowie beim Lachgas zu verzeichnen ist. Anspruchsvolle Vorgaben in Deutschland (zum Beispiel in der Großfeuerungsanlagen-Verordnung – 13. BImSchV) sind ursächlich für diese Erfolge. Die Stickstoffoxid-Emissionen gingen um 51 % zurück.

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Tabelle 7: Emissionsentwicklung gasförmiger Stickstoffverbindungen in der deutschen Energieumwandlung, der Industrie und im verarbeitenden Gewerbe [Gg N a⁻¹]; [%]

	NO _x -N			NH ₃ -N			N ₂ O-N		
	1990	2004	[%]	1990	2004	[%]	1990	2004	[%]
Gesamt	368,9	187,0	- 51	21,7	17,6	- 19	67,6	39,2	- 42
Energiewirtschaft	184,5	84,1	- 54	3,2	3,9	+ 22	9,3	8,0	- 14
verarbeitendes Gewerbe	106,1	44,4	- 58	2,0	1,3	- 33	3,2	1,8	- 44
Feuerungsanlagen (Gewerbe, Handel, Haushalte)	68,9	55,2	- 20	3,1	2,6	-19	2,0	1,0	- 50
Industrieprozesse	9,4	3,3	- 65	12,4	8,4	- 33	48,8	26,0	- 47
Produktverwendung	0,0	0,0	+/- 0	1,0	1,4	+ 43	4,3	2,4	- 44

Wegen der Initiative der beiden deutschen Adipinsäurehersteller gingen die N₂O-Emissionen aus Industrieprozessen in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre erheblich zurück (UBA, 2005). Bis 2004 sanken sie im Durchschnitt um 42 % gegenüber 1990. Durch CDM-Projekte in der Salpetersäureindustrie werden die N₂O-Emissionen aus Industrieprozessen in den nächsten Jahren auch weiterhin sinken.

Auch bei NH₃ ist im selben Zeitraum ein Rückgang von 19 % zu beobachten. Als Folge des Einsatzes der SCR-Technik, die mit Hilfe des Reduktionsmittels Ammoniak durch die so genannte katalytische Reduktion die Stickstoffoxide zu Wasser und elementarem Stickstoff (N₂), reduziert, treten im Teilsektor Energiewirtschaft – wie auch im Verkehrssektor – verstärkt NH₃-Emissionen auf (Tabelle 7).

Auch in Gewässersysteme emittiert das produzierende und verarbeitende Gewerbe reaktiven Stickstoff, jedoch in weit aus geringerem Ausmaß als in die Atmosphäre. Industrielle Direkteinleiter tragen nach BEHRENDT ET AL. (2003) etwa 16 Gg N a⁻¹ in deutsche Oberflächengewässer ein (Tabelle 8).

1.3 Abwasserbehandlung und Abfallwirtschaft

Bei der Lagerung und Behandlung der Abfälle kann es auf verschiedene Weise zum Austrag von Stickstoffverbindungen in die Umwelt kommen. Diese können sowohl gasförmig als auch gelöst sein. Ammoniakemissionen entstehen hauptsächlich bei der Behandlung und Verwertung des Bioabfalls und des Klärschlammes. Bei der Abwasserbehandlung kann N₂O als Zwischenprodukt von Denitrifikationsprozessen freigesetzt werden. NO_x-Emissionen fallen bei der energetischen Nutzung der Abfälle in Verbrennungs- oder Mitverbrennungsanlagen ins Gewicht. Bei der Deponierung der Abfälle gelangen gelöste Stickstoffverbindungen (NO₃⁻, NH₄⁺) über das so genannte Deponiesickerwasser in Kläranlagen und Gewässer.

N-Emissionen aus der Abwasserbehandlung in Gewässer und Atmosphäre

Die Kenntnisse zu N_2O -Austrägen aus Kläranlagen und aus dem Kanalisationsnetz sind lückenhaft. N_2O entsteht als Zwischenprodukt der Denitrifikationsprozesse, bei denen primär unschädliches N_2 entsteht. Man geht davon aus, dass die N_2 -Freisetzung die N_2O -Verluste an die Atmosphäre um den Faktor 1000 übertreffen kann. Von KRAUTH ET AL. wurden Berechnungen mit einem Emissionsfaktor von 0,07 bis 0,08 g N_2O / m³ Abwasser durchgeführt (KRAUTH ET AL., 1994), der aber nach dem Nationalen Inventarbericht für Treibhausgase 2005 (UBA, 2005a) wissenschaftlich noch nicht gesichert ist. Im Rahmen der Berichterstattung zum Nationalen Treibhausgasinventar verwendet das Umweltbundesamt für kommunales Abwasser einen Emissionsfaktor von 0,01 kg N_2O / kg N im Abwasser.

Sauerstoffsättigung (Redoxpotenzial), Temperatur, Art des notwendigen Kohlenstoffsubstrates, und Nitratkonzentration sowie Konzentration und Adaptation der Mikroorganismenpopulation und weitere Parameter beeinflussen in starkem Maße das Verhältnis zwischen N_2 und N_2O . Zur N_2O -Freisetzung kann es durch eine Erhöhung des O_2 -Gehaltes, eine Erhöhung des Nitratgehaltes oder eine Abnahme des pH-Wertes kommen. Die biologische Reinigungsstufe der Kläranlagen ist eine wichtige Stelle der Stickstoff-Kaskade, an der die gezielte Denitrifikation eine Umwandlung des reaktiven Stickstoffs in N_2 bewirkt.

Bei Einhaltung der verfahrenstechnischen Parameter für die Denitrifikation ist sichergestellt, dass ein N_2O -Austrag in die Atmosphäre sehr gering und damit unter normalen Betriebsbedingungen zu vernachlässigen ist. Die Emissionsrate des N_2O bei der biologischen Abwasserbehandlung in Deutschland betrug im Jahr 2004 insgesamt 4,7 Gg N_2O -N (UBA, 2006b). Das sind - bezogen auf dieses Jahr - in etwa 3,5 % der Gesamt- N_2O -Emissionen Deutschlands.

Insgesamt gelangen 498 Gg N a⁻¹ (2001) mit dem kommunalen Abwasser in die kommunalen Kläranlagen (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003; DWA/ATV, 2000). Das entspricht einer Zulaufkonzentration im Umfang von circa 47,5 mg/l Gesamtstickstoff. Im Ablauf der Kläranlagen darf die Konzentration nach der Abwasserverordnung⁴¹ - je nach Menge der angeschlossenen Anwohner (EW) - nur 10 mg/l NH_4^+ -N (5.000 – 10.000 EW), 13 mg/l anorganischen Stickstoff (ab 100.000 EW) oder 18 mg/l anorganischen Stickstoff (10.000 – 100.000 EW) betragen, um die Vorgaben der Kommunalabwasserrichtlinie 98/15/EG einzuhalten. Insgesamt gelangen 115 Gg Rein-N a⁻¹ mit dem Ablauf in die Fließgewässer. Demnach entziehen die Kläranlagen dem Abwasser 77 % oder 383 Gg der Stickstoffbelastung. Ca. 5 Gg a⁻¹ davon (1 %) gehen als N_2O an die Atmosphäre verloren. Weitere 79 Gg N a⁻¹ (16 %) werden im Klärschlamm gebunden und die rechnerisch verbleibenden 299 Gg N a⁻¹ (60 %) gehen als N_2 in die Atmosphäre.

Die weitergehende Abwasserbehandlung (gezielte Nährstoffelimination) trägt zum Rückgang der Stickstoffemissionen aus Punktquellen in Gewässersysteme maßgeblich bei.

L

⁴¹ Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer

N-Emissionen bei der Klärschlammverwertung

Laut Umweltbundesamt (UBA, 2007d) fielen im Jahr 2004 in Deutschland etwa 2.261 Gg Klärschlämme (Trockenmasse) an. Der in der Landwirtschaft als Dünger verwertbare Klärschlamm hat einen Gesamt-Stickstoffgehalt von circa 3,5 % der Trockensubstanz (DURTH ET AL., 2005). Insgesamt bergen 2.261 Gg Klärschlamm somit einen Gehalt von circa 79 Gg N. Bei einer stofflichen Verwertung der Klärschlammmenge in Höhe von circa 1.200 Gg Trockensubstanz im Jahr 2004 (UBA, 2007d) wurden also etwa 42 Gg Stickstoff in die Umwelt eingetragen. Das IFEU-Institut (2003) schätzt die Ammoniakemissionen bei der Ausbringung des Klärschlammes analog zum Einsatz von Wirtschaftsdünger und kommt zu einem Emissionsfaktor von 8,8 kg N pro Tonne Klärschlamm-Trockensubstanz. Der durchschnittliche NH_3 -Verlust an die Atmosphäre bei einer Klärschlammverwertung auf landwirtschaftlichen Böden in Höhe von etwa 639 Gg Trockensubstanz beträgt also etwa (5,5 Gg NH_3 -N) pro Jahr.

Eine Deponierung unbehandelter Klärschlämme und anderer, biologisch abbaubarer Abfälle ist nach TA Siedlungsabfall⁴² und der Abfallablagerungsverordnung⁴³ nicht mehr zulässig. Nach diesen Vorschriften dürfen Abfälle nur abgelagert werden, soweit sie die strengen Zuordnungskriterien für die Gehalte an organischer Substanz sowie für die Eluierbarkeit von Schwermetallen und anderen anorganischen Schadstoffen erfüllen. Die Ablagerung von Klärschlämmen auf Deponien ist wegen diesen Anforderungen nur nach einer entsprechenden Vorbehandlung in thermischen oder mechanisch-biologischen (Rest)-Abfallbehandlungsanlagen möglich.

Die Verbrennung von Klärschlamm in Monoverbrennungsanlagen oder in Kraft- und Zementwerken hat eine weitgehende Zerstörung der reaktiven Stickstoffverbindungen zur Folge. Maximale NO_x -Emissionen von 200 mg/m³ Abgas (17. BImSchV) und N_2O -Emissionen von durchschnittlich 180 mg/m³ (IFEU, 2003) haben Stickstoffemissionen von etwa 821 g N pro Tonne verbranntem Klärschlamm zur Folge⁴⁴. Bei etwa 710 Gg Klärschlamm-Trockensubstanz mit einem Gehalt von insgesamt ca. 25 Gg N, die 2004 verbrannt wurden, bedeutet dies eine Stickstoffemission von etwa 0,583 Gg. Der Großteil des N-Gehalts im Klärschlamm wird demnach bei der Verbrennung mit Hilfe von Reduktionstechnik unter Einsatz von Ammoniak (SCR- und SNCR-Technik) zu elementarem Stickstoff N_2 umgewandelt.

L

⁴² Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen

⁴³ Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen (AbfAbIV); Bundesgesetzblatt – Teil 1 Nr. 10, Bonn den 27.02.2001

⁴⁴ $200 \text{ mg NO}_x (60,9 \text{ mg NO}_x\text{-N}) * 4673 \text{ m}^3 (\text{Abgasvolumen pro t verbranntem Klärschlamm}) = 935 \text{ g NO}_x$
 $(284 \text{ g NO}_x\text{-N})$ pro t verbranntem Klärschlamm und
 $180 \text{ mg N}_2\text{O} (115 \text{ mg N}_2\text{O-N}) * 4673 \text{ m}^3 (\text{Abgasvolumen pro t verbranntem Klärschlamm}) = 841 \text{ g N}_2\text{O}$
 $(537 \text{ g N}_2\text{O-N})$ pro t verbranntem Klärschlamm

Stickstoffoxidemissionen aus Müllverbrennungsanlagen und der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Für Stickstoffoxidemissionen, die bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen in Müllverbrennungsanlagen (MVA) entstehen, gelten die in der 17. BImSchV⁴⁵ vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte (entsprechend EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen - 2000/76/EG). Die 30. BImSchV regelt die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA). Hier wird erstmalig eine Begrenzung der Emission von N₂O (Lachgas) als Massenverhältnis in g/Mg festgeschrieben (summarischer Monatsmassen-Mittelwert, der nicht betriebsstündlich sondern nachträglich nach Monatsablauf ermittelt wird).

Die NO_x-Emissionen des Jahres 2005 aus der Müllverbrennung betragen 3 Gg NO_x oder 0,9 Gg Rein-N (UBA, 2007). Relevante NH₃-Emissionen treten in diesem Sektor nicht auf. Die Anforderungen der 30. BImSchV erfordern für die Abgasreinigung der MBA eine Kombination aus saurem Wäscher und regenerativ-thermischer Oxidation (RTO). Diese reduzierten die Stickstoffemissionen für N₂O aus MBAn auf circa 0,3 Gg a⁻¹ und für NO_x auf circa 0,6 Gg a⁻¹. Die NH₃-Emissionen sind wegen der Effektivität der Abgasreinigung vernachlässigbar.

NH₃-Emissionen bei der Behandlung und Verwertung der Bioabfälle

In Deutschland werden jährlich etwa 12,4 Mio. Tonnen Bioabfälle in Kompostierungs- oder Vergärungsanlagen behandelt und anschließend auf Böden verwertet (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2007). Diese Bioabfälle stammen aus häuslichen Bio-tonnen, aus der kommunalen Grünanlagenpflege, aus der Lebensmittel verarbeitenden Industrie und aus dem Gewerbe. Bei der Sammlung der Bioabfälle ist nicht mit relevanten Ammoniakemissionen zu rechnen. Erst bei der anschließenden Kompostierung oder Vergärung der Abfälle entsteht beim Abbau der eiweißhaltigen Substanz unter anaeroben Bedingungen Ammoniak in relevanten Mengen. Auch bei der Ausbringung des Komposts oder des Gärsubstrats auf landwirtschaftliche Böden entstehen, wie bei der Ausbringung der Gülle oder des Klärschlammes, Ammoniakemissionen, die stark von der Einbringungsart in den Boden abhängig sind. Für die Kompostierung des Bio- oder Grünabfalls schätzte das IFEU-Institut (2003) einen Emissionsfaktor von 2,2 bis 3,0 kg NH₃ pro Tonne Abfall. Das sind 1,8 bis 2,5 kg reiner Stickstoff pro Tonne Abfall. Neuere Untersuchungen kommen jedoch auf geringere Ammoniakemissionen. Ein durchschnittlicher Emissionsfaktor könnte bei 0,6 kg NH₃ (~0,47 kg NH₃-N) pro Tonne Abfall liegen (CUHLS & MÄHL, 2007). Hinzu kommen Emissionen bei der Ausbringung im Umfang von etwa 0,3 kg NH₃-N pro Tonne Bioabfall, so dass im Durchschnitt nach den neuen Schätzungen mit 0,77 kg NH₃-N pro Tonne Bioabfall zu rechnen ist. Bei der Vergärung liegen die Werte in einem ähnlichen Bereich. Insgesamt ergibt diese Schätzung Emissionen in Höhe von knapp 9,5 Gg NH₃-N, mit denen bei der Behandlung und Verwertung von 12 400 Gg biogener Abfälle im Jahr 2005 (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2007) zu rechnen ist.

L

⁴⁵ 17. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes – Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen

2. Stickstoff-Einträge in aquatische und terrestrische Ökosysteme

2.1 Stickstoffemissionen in Süßwasser- und Küstenökosysteme

Neben den hauptsächlich diffusen Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft, welche das vorherige Kapitel beschrieb, gibt es weitere Quellen für N-Einträge in Gewässerökosysteme. Dazu zählen so genannte genau lokalisierbare Punktquellen, wie die kommunalen Kläranlagen oder die industriellen Direkteinleiter. Des Weiteren existieren zusätzliche Quellen für diffuse Einleitungen in Grundwasserleiter und Oberflächengewässer: Drainagen, Erosions- sowie Abschwemmungsprozesse, atmosphärische Deposition sowie der Ablauf und die Einträge von urbanen Flächen.

Insgesamt wurden in den Jahren 1998 - 2000 durchschnittlich 688 Gg N a^{-1} in die deutschen Gewässersysteme eingetragen (BEHRENDT ET AL., 2003⁴⁶, Tabelle 8). 19,1 % und damit 131 Gg der N-Einträge waren punktuellen Quellen zuzuordnen, der Rest, 80,9 %, oder 557 Gg, trat aus diffusen Quellen in die Gewässer über. In den Jahren 1983 - 1987 gab es einen durchschnittlichen Stickstoffeintrag von $1\,088 \text{ Gg N a}^{-1}$. Den Punktquellen war damals ein mehr als doppelt so großer Anteil (39,7 %) zuzuschreiben als während der Jahre 1998-2000 (19,1 %). Der flächendeckende Ausbau der Kläranlagen mit der Denitrifikationsstufe führte dazu, dass sich - gemittelt über die Jahre 1993 bis 1997 - der Anteil der Punktquellen bis auf 30,5 % reduzierte und 1998 - 2000 sogar nur noch 19,1 % betrug. Während sich der prozentuale Anteil der Punktquellen halbierte, reduzierten sich die absoluten N-Austräge in die Gewässer auf ein Drittel; von 431 Gg a^{-1} (1983-1987) auf 131 Gg a^{-1} (1998-2000).

Die EU-Kommunalabwasserrichtlinie (98/15/EG) führte zu einer stufenweisen Anpassung der deutschen Gesetzgebung (Abwasserverordnung), nach der das Abwasser der Kläranlagen seit 2004 in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße die Grenzwerte von 10 mg/l (für $\text{NH}_4^+\text{-N}$) sowie 13 und 18 mg/l (für $\text{NH}_4^+\text{-N}$, NO_2^- - und $\text{NO}_3^-\text{-N}$) nicht überschreiten darf.

L

⁴⁶ Alle in diesem Kapitel verwendeten Daten entspringen dem UBA-Forschungsbericht „Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens“.

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Tabelle 8: Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamteinträgen in die Oberflächengewässer der gesamten deutschen Einzugsgebiete für die Zeiträume 1998 - 2000, 1993 - 1997 und 1983 - 1987 sowie deren Änderung (nach BEHRENDT, 2003)

Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden [Gg] und deren Anteile [%] am Gesamteintrag in die deutschen Oberflächengewässer								
	1998 - 2000		1993 - 1997		1983 - 1987		Änderung von 1983 - 2000	Änderung von 1993 - 2000
Grundwasser	55,7%	383	46,6%	355	37,2%	405	-5%	8%
Dränagen	15,4%	106	14,9%	114	14,8%	161	-34%	-7%
Erosion	1,9%	13	1,8%	13	1,1%	12	11%	-1%
Abschwemmung	2,0%	14	1,3%	10	1,4%	15	-9%	37%
Atmosph. Deposition (direkt)	2,2%	15	1,6%	12	2,0%	22	-31%	26%
Urbane Flächen	3,6%	25	3,3%	25	3,7%	41	-39%	-1%
Summe diffuse Quellen	80,9%	557	69,5%	530	60,3%	656	-15%	5%
davon landwirtschaftl. Quellen	61,5%	423	52,4%	399	46,0%	500	-15%	6%
Kommunale Kläranlagen	16,8%	115	26,9%	205	27,9%	303	-62%	-44%
Industrielle Direkteinleiter	2,3%	16	3,6%	27	11,8%	128	-87%	-41%
Summe Punktquellen	19,1%	131	30,5%	232	39,7%	432	-70%	-43%
Summe aller Quellen	100,0%	688	100,0%	762	100,0%	1 088	-37%	-10%

Die prozentuale Bedeutung der diffusen Quellen erhöhte sich vom Zeitraum 1983 – 1987 bis zum Zeitraum 1998 - 2000 von 60,3 % auf 80,9 %. Die absoluten Werte dieser Emittentengruppe reduzierten sich über denselben Zeitraum allerdings auch um 100 Gg N a^{-1} von 656 Gg N a^{-1} auf 557 Gg N a^{-1} . Diese Reduktion vollzog sich Anfang der 1990er Jahre. Den Hauptanteil hieran hatte die drastische Reduktion des Viehbestandes im Beitrittsgebiet. Danach stagnierten die diffusen Einträge. Bei den diffusen Gesamt-N-Einträgen aus der Landwirtschaft handelt es sich vornehmlich um ausgewaschenes Nitrat. Insgesamt bildeten sie im Zeitraum 1998 - 2000 61,5 % der Emissionen in deutsche Gewässersysteme. Da es sich bei diesen Emissionen um eine Folge der hohen Stickstoff-Überschüsse auf landwirtschaftlichen Nutzflächen handelt (siehe Kapitel 2.2.1), sollten sich mögliche Maßnahmen zur effektiven Reduktion der N-Emissionen in Gewässer vor allem auf diesen Bereich konzentrieren.

Stickstoff-Emissionen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung

Bei der kommunalen Abwasserbehandlung geht der Hauptanteil des Stickstoffs in Form von N_2 in die Atmosphäre. Der verbleibende reaktive Stickstoff verlässt die Anlage hauptsächlich über den Wasserpfad in Form von Nitrat. Mit gasförmigen NH_3 - oder NO_2 - und N_2O -Emissionen ist bei der Abwasserbehandlung nicht in relevanten Mengen zu rechnen. Das im Abwasser enthaltene Ammonium (NH_4^+) oxidiert in der Aerobstufe unter Sauerstoffzufuhr zu Nitrat (NO_3^-) und reduziert sich in der Denitrifikationsstufe zu elementarem Stickstoff N_2 .

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Hochbelastete Abwässer aus dem industriellen Bereich werden vor der Einleitung in die Kanalisation vorbehandelt. So genannte Dampfstripper treiben NH_3 -Gas aus; und reduzieren so die Ammoniakkonzentrationen auf weniger als 50 mg/l. Das ausgestrippte Ammoniak wird in wässriger Lösung aufgefangen und kann zur Produktion von ammoniumhaltigem Mineraldünger weiterverwendet werden.

Der Kläranlagenablauf darf maximal eine Konzentration von 10 mg NH_4^+ -N pro Liter besitzen (Abwasserverordnung) und zum Schutz der Fischfauna vor toxischem Ammoniak im Gewässer sollte ein Wert von 0,3 mg NH_4 -N pro Liter nicht überschritten werden. Letzterer Wert dient lediglich als nicht rechtsverbindliches Qualitätskriterium für die nationale Berichterstattung zur EU-Gewässerschutzrichtlinie 2006/11/EG. Dieses Qualitätskriterium konnte Deutschland für den Zeitraum 2002 - 2004 stellenweise nicht einhalten. Im Jahr 2002 kam es an 4,7 % der beprobten Messstellen (213 Messstellen), 2003 an 10,3 % und 2004 an 8,8 % (217 Messstellen) zu Überschreitungen.

Das sowohl bei der Nitrifikation, als auch bei der Denitrifikation als Zwischenprodukt auftretende und für Fische giftige NO_2^- (Nitrit) darf nach den zur Umsetzung der Gewässerschutzrichtlinie erlassenen Qualitätszielrichtlinien der Bundesländer 0,1 mg NO_2 -N pro Liter nicht überschreiten. Deutschland konnte diesen Grenzwert für den Zeitraum 2002 - 2004 teilweise nicht einhalten. Im Jahr 2002 kam es an 2,5 % der beprobten Messstellen (200 Messstellen), 2003 an 8,8 % (204 Messstellen) und 2004 an 6,3 % (205 Messstellen) zu Überschreitungen des Grenzwertes.

Das bei der Klärschlammmentwässerung auftretende NH_4^+ -haltige Schlammwasser fließt in die biologische Behandlungsstufe (Belebungsbecken) zurück. Bei hohen NH_4^+ -Gehalten lässt sich Ammoniak vorher im alkalischen Milieu ausstripfen, was die Rückbelastung der biologischen Behandlungsstufe verringert.

Stickstoffemissionen aus Deponie-Sickerwasser

Die Stickstoffemissionen einer Siedlungsabfalldeponie erfolgen nahezu ausschließlich als NH_4^+ über den Sickerwasserpfad. Die NH_4^+ -Einträge über aufgefangenes Sickerwasser sind weitgehend der Abwasserbehandlung zuzuordnen, da etwa 80-90 % der Deponien das Sickerwasser (zum Teil nach einer Vorbehandlung) in die Kanalisation einleiten. Deponien mit Direkteinleitung verfügen überwiegend über hoch wirksame Sickerwasserreinigungsanlagen (z.B. mit Umkehrosmose), die einen nahezu vollständigen NH_3 -Rückhalt ermöglichen. Der Anhang 51 der Abwasserverordnung lässt für solche Direkteinleiter einen Eintrag für anorganische Stickstoffverbindungen von bis zu 70 mg/l zu (für kommunale Kläranlagen gilt ab einer Ausbaugröße > 10.000 Einwohnergleichwerte ein Maximalwert von 18 mg/l; vgl. Anhang 1, Kapitel 1.3).

Da die meisten Deponien ihr Sickerwasser über kommunale Kläranlagen entsorgen und die Stickstofffrachten der direkt einleitenden Deponien gering sind, können Stickstoffeinträge über diesen Pfad als vernachlässigbar angesehen werden. Die diffusen NH_4^+ -Emissionen über nicht gefasstes Deponiesickerwasser hingegen stellen wahrscheinlich einen relevanten Eintrag in das Grundwasser dar. Da jedoch keine belastbaren Daten über diese Sickerwassermengen und -zusammensetzungen vorliegen, sind diese Einträge nicht zu quantifizieren.

Atmosphärische Deposition reaktiver Stickstoffverbindungen direkt auf Gewässer

Die atmosphärischen Depositionen reaktiver Stickstoffverbindungen in deutsche Oberflächengewässer betragen im Zeitraum 1998 - 2000 in etwa 15 Gg Rein-N pro Jahr (BEHRENDT ET AL., 2003). Die Daten basieren auf den EMEP⁴⁷-Daten zur Deposition der Stickstoffverbindungen, berechnet auf einem 50 x 50 km-Raster für die gesamten Mitgliedstaaten der CLRTAP. (TSYRO 1998, BARTNICKI ET AL. 1998). Für Deutschland liegt zusätzlich die Gesamtfläche der einzelnen Flusssysteme zugrunde, anhand derer der mittlere Eintrag für jedes Flusssystem sowie daraus folgend für die Gesamt-Gewässerfläche (inklusive Seen) berechnet wurde.

Diffuse Eintragsquellen: Erosion, Abschwemmung, Dränagen, Versickerung

Stickstoffemissionen gelangen mit der natürlichen Versickerung, der Bodenerosion, Abschwemmungen, sowie Dränagen in Grund- und Oberflächengewässer. BEHRENDT ET AL. (2003) ermittelten einen natürlichen Hintergrundeintrag, über den Zeitraum 1998 – 2000, von jährlich 93 Gg Stickstoff. Das sind circa 13,6 % der Gesamtstickstoffeinträge in die Oberflächengewässersysteme. Unter Hintergrundfracht wird die Eintragsfracht verstanden, die ohne menschlichen Einfluss in die Gewässer eingetragen wird.

Unter Einbeziehung der anthropogenen Aktivitäten besitzen diese diffusen Eintragsquellen für den Zeitraum 1998 - 2000 eine weitaus größere Bedeutung: Allein aus der Landwirtschaft gelangten über diffuse Emissionen 423 Gg N in die Oberflächengewässer. Der Ablauf von urbanen Flächen (25 Gg N a^{-1}) sowie Abschwemmungs- (14 Gg N a^{-1}) und Erosionsprozesse (13 Gg N a^{-1}) tragen, verglichen mit dem Zulauf über Versickerungsprozesse und das Grundwasser (383 Gg N a^{-1}) sowie den Dränagen (106 Gg N a^{-1}) in geringem Maße zur diffusen Befruchtung der deutschen Binnengewässer mit reaktiven Stickstoffverbindungen bei.

Eintrag in Küstenökosysteme der Nord- und Ostsee

Fließgewässer transportieren Stickstoffverbindungen in die Küstengewässer der Nord- und der Ostsee. Während des Transportes stattfindende Denitrifikationsprozesse führen zu einer Reduktion reaktiver Stickstoffverbindungen, die aus den oben genannten Quellen in die Oberflächengewässer gelangen. Über den Zeitraum 1998 - 2000 gemittelt, gelangten 688 Gg N a^{-1} in die deutschen Oberflächengewässer. Davon waren insgesamt 565 Gg N a^{-1} den mit der Nord- oder der Ostsee verbundenen Flusssystemen zuzuordnen, wovon 531 Gg auf die Nordsee- und 34 Gg auf die Ostseezuflüsse entfielen (zum Vergleich: Schwarzes Meer / Donau: 123 Gg N a^{-1}). Man geht von natürlichen Denitrifikationsverlusten zwischen circa 30 und 40 % auf den Fließstrecken aus (SJODIN ET AL., 1997; VENTERINK ET AL., 2002): Dementsprechend erreichen etwa 450 Gg N die Küstenökosysteme (65 %). Bei zu Grunde Legung eines Emissionsfaktor von 1,5 % für N_2O (IPCC, 2007) entweichen auf den Fließstrecken neben etwa 234 Gg elementarem Stickstoff auch ca. 3-4 Gg N_2O .

L

⁴⁷ Cooperative Program for the Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

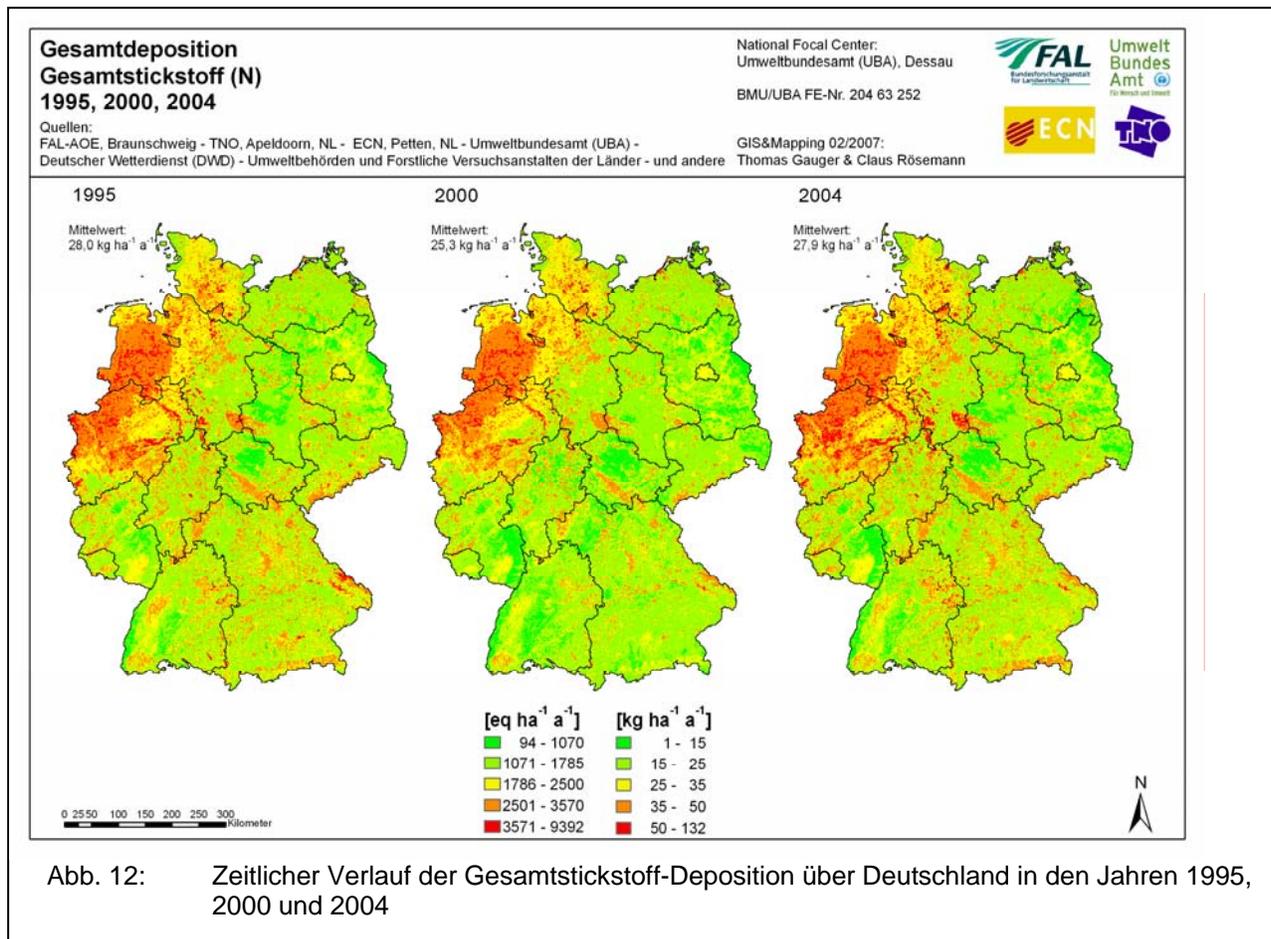
Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Der 1987 im Rahmen der Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK), der OSPAR-Kommission zum Schutz des Nord-Ost-Atlantiks und der HELCOM zum Schutz der Ostsee gefasste Beschluss, die N-Einträge über den Wasserpfad bis 1995 im Vergleich zu 1985 (Nordsee) und 1987 (Ostsee) zu halbieren, verwirklichte Deutschland - vor allem wegen unzureichender Reduktionen im Bereich der landwirtschaftlichen N-Emissionen - bis heute nicht. Für die mit der Nordsee verbundenen Gewässersysteme konnte Deutschland in 2000 gegenüber dem Vergleichsjahr 1985 eine Reduktion von 344 Gg (39 %) erreichen, für die Fluss-Systeme der Ostsee eine Reduktion von 26 Gg (43 %). Die erzielten Erfolge basieren vornehmlich auf Reduktionen an den Punktquellen.

Land- und meerbürtige Emissionen gasförmiger Stickstoffverbindungen werden auch über Küstengewässern und dem offenen Meer in der Atmosphäre verteilt und in Meeresökosysteme eingetragen. Für die Quantifizierung der atmosphärischen Depositionen in deutsche Küstengewässer von Nord- und Ostsee wurden EMEP Modell-Daten im 50 x 50 km² Raster für die Deposition reduzierter und oxidiertes Stickstoffverbindungen über Deutschland im Jahr 2004 (TARRASÓN ET AL., 2006) ausgewertet. Es wurde ausschließlich die Deposition solcher Rasterzellen (Grids) berücksichtigt, die einen Flächenanteil in Küstengewässern von Nord- oder Ostsee aufwiesen. Die Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen über den Küstengewässern der Nord- und Ostsee weisen Werte zwischen 9 und 24 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf. Zur genäherten Berechnung des Gesamt-Depositionsflusses [Gg N a⁻¹] über Küstengewässern wurde prozentual nur den Meeresanteil der jeweiligen Rasterzellen in einer Größenordnung von 12,5 %, 37,5 %, 62,5 % und 87,5 % berücksichtigt. Daraus ergab sich für das Jahr 2004 ein Gesamt-Depositionsfluss von etwa 42,4 Gg N bioreaktiven Stickstoffs in deutsche Küstengewässer, wobei reduzierten Stickstoffverbindungen ein Anteil von ca. 60 % zuzuschreiben ist. Bezogen auf die Gesamtfläche des jeweiligen Meeres im Jahr 2004 geben TARRASÓN ET AL. (2006) eine Gesamt-Stickstoffdeposition von 210 Gg a⁻¹ für die Ostsee und von 437 Gg a⁻¹ für die Nordsee an. Diese Ergebnisse decken sich auch mit Resultaten weiterer Studien: Für die gesamte Ostsee gibt die HELCOM eine Gesamtdeposition von 215 Gg im Jahr 2003 an (BARTNICKI & VAN LOON, 2006). Für die gesamte Fläche der Nordsee gibt die OSPAR-Kommission für das Jahr 2000 eine Deposition von circa 550 Gg N a⁻¹ an (DE LEEUW ET AL., 2005).

Anhang 1: Emissionsquellen, Stickstoffeinträge und Stickstoffflüsse in Deutschland

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA



2.2 Atmosphärische Deposition reaktiven Stickstoffs

Die Deposition gasförmiger Stickstoffverbindungen in Ökosysteme erfolgt durch Auswaschung der Schadstoffe aus der Atmosphäre mit dem Niederschlag (nasse und feuchte Deposition) und durch Ablagerung der luftgetragenen Partikel und Gase auf Böden, Vegetation und auf Materialien (trockene Deposition). Besonders bei der trockenen Deposition ist die Beschaffenheit der Rezeptoren von Bedeutung. So hält die Kronenschicht von Wäldern durch die direkte Aufnahme von Schadstoffen in die Blätter große Mengen von Stickstoff zurück. Im Jahr 2004 betrug die gesamte Deposition in Deutschland 996 Gg a^{-1} oder $27,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im Vergleich dazu wurden im Jahr 2000 insgesamt 904 Gg N a^{-1} oder $25,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im Jahr 1995 zusammen 1000 Gg N a^{-1} oder $28,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bestimmt (GAUGER ET AL. 2008; Abb. 12). Die am stärksten betroffenen Gebiete sind Regionen mit intensiver Tierhaltung, also insbesondere der Nordwesten Deutschlands. Ein Trend ist im Verlauf der betrachteten Periode nicht erkennbar.

Messdaten der trockenen Deposition aller Stickstoffverbindungen stehen nur an sehr wenigen Standorten zur Verfügung. Mehrere lokale, regionale und nationale Monitoring-Programme und -Netzwerke quantifizieren Daten zur nassen Deposition von Stickstoffverbindungen regelmäßig und kontinuierlich. In Kombination mit

Modellrechnungen wird die Gesamt-Deposition rezeptorspezifisch und kontinuierlich dargestellt. GAUGER ET AL. (2008) verwendeten hochauflösende Modelle im 1x1 km² Raster).

2.3 Natürliche Stickstoff-Fixierung

Blitzschlag

Auf physikochemische Weise liefern Blitzschläge ausreichend hohe Energie, um elementaren Luftstickstoff (N₂) zu spalten und in bioreaktive Stickstoffverbindungen umzuwandeln. Bei diesem Prozess der abiotischen aber natürlichen Stickstofffixierung entstehen oxidierte Stickstoffverbindungen (NO_x). Aktuelle Studien gehen von einer jährlichen globalen Stickstofffixierung durch Blitzschlag von 3-5 Tg N aus. (NADELHOFFER ET AL., 1998; ERISMAN ET AL., 2005). Bezogen auf die Fläche Deutschlands (357.104 km²) kommt es demnach zu einem Eintrag von etwa 2,0-3,5 Gg N a⁻¹ in den deutschen Stickstoffkreislauf. Das entspricht einer natürlichen abiotischen Zufuhr von etwa 0,05-0,10 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Biologische Stickstofffixierung in Wald- und Heideökosystemen

Die enzymatisch katalysierte Reaktion zur Umwandlung molekularen Stickstoffs in biologisch verfügbare, reaktive N-Verbindungen ist auf eine geringe Artenzahl bakterieller Organismen begrenzt. Auf biologische Weise liefern Blaualgen (Cyanobakterien) sowie symbiotisch mit Pflanzen (z. B. Knöllchenbakterien) oder frei lebende Bakterien reaktive Stickstoffverbindungen aus Luftstickstoff (SITTE ET AL., 1998). Katalytisch senken sie den Energiebedarf der Spaltung der stabilen N₂-Moleküle mit Hilfe des Enzymsystems Nitrogenase. Die biologische Stickstofffixierung und die biologische Freisetzung von elementarem Luftstickstoff in die Atmosphäre stehen im Gleichgewicht zueinander, so dass der natürliche Kreislauf zwischen N₂ und reaktivem Stickstoff geschlossen ist (QUISPEL, 1974).

In Wäldern gemäßigter Breiten fixieren mikrobielle Organismen und Symbiosen zwischen 6,5 und 26,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (CLEVELAND ET AL., 1999). Hohe Fixierungsraten von 26,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ treten vor allem auf Sukzessionsflächen auf, während niedrige Raten charakteristisch für alte Wälder sind. Für Grasland gemäßigter Breiten geben die Autoren Fixierungsraten von 2,35 kg N ha⁻¹ a⁻¹ an. In Deutschland bedecken Wald- und Heideökosysteme etwa 11 Mio. Hektar der Landesfläche (KEIL ET AL., 2005). Die biologische N-Fixierung leistet demnach in Deutschland einen jährlichen Stickstoff-Import von wenigstens 70 Gg.

Anhang 2: Katalog von Maßnahmen und Instrumenten nach den Kriterien Effektivität und Kosten-Wirksamkeit.

Im folgenden Teil des Anhangs werden die Einzelmaßnahmen einer weiter gehenden Betrachtung unterzogen. Anhand der Kriterien: Art der Maßnahme, Art des Minderungsprinzips, Erläuterung der Kosten-Wirksamkeit und einer Abschätzung des Potentials zu Verlagerungseffekten erfolgt eine tiefer gehende Charakterisierung. Zu diesem Zweck wurden die Maßnahmen und Instrumente entsprechend ihres Verbindlichkeitscharakters eingeteilt. Es wird im Folgenden differenziert nach rechtlich relevanten Maßnahmen, also solchen, die gesetzlich vorgesehen und/oder die bereits umgesetzt sind (Anhang 2, Kapitel 1), und solchen, die noch nicht vorgesehen und/oder noch nicht umgesetzt sind (Anhang 2, Kapitel 2). Es erfolgte eine Bewertung bzw. Einschätzung dazu, inwieweit eine optionale Maßnahme als empfehlenswert erachtet wird. Rechtlich verbindliche Maßnahmen wurden auch hinsichtlich ihrer Tendenz zu Verlagerungseffekten im Sinne eines pollution swappings eingehend untersucht.

Alle Maßnahmen und Instrumente wurden entsprechend ihres Minderungspotentials (Gg N a^{-1}), sowie nach ihrer Kosten-Wirksamkeit evaluiert. Vor allem optionale Maßnahmen, denen unter Umständen ein hohes Minderungspotential zugerechnet wird, die aber bisher noch nicht den Grad einer Rechtsverbindlichkeit erreicht haben, wurden zusätzlich nach Gesichtspunkten einer Kosteneffizienz gewichtet.

1 Rechtlich verbindliche Maßnahmen

1.1 Landwirtschaft

Die hier diskutierten Maßnahmen der Landwirtschaft werden in Deutschland bereits in großem Umfang eingesetzt. Es handelt sich um technische Maßnahmen und Management Praktiken, welche die Reduktion von NH_3 zum Ziel haben. Sie setzen die Richtlinie zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie 96/61/EG), die unter anderem für die Intensivtierhaltung bindend ist, um. Diese setzt sich zum Ziel, Verlagerungseffekte von einem Medium zum anderen zu vermeiden und die Umwelt insgesamt zu schützen.

Abgedeckte Güllebehälter, bodennahe Ausbringung mit modernen Geräten (Schleppschlauch-, Schleppschuh-, Injektions- und Drillgeräte) sowie die unmittelbare Einarbeitung von Wirtschaftsdünger in den unbestellten Ackerboden mindern die Ammoniak-Emissionen erheblich (Tabelle 4). Sie dienen damit in erster Linie den Zielen der NEC-Richtlinie und des Multikomponentenprotokolls und tragen bei konsequenter Umsetzung dazu bei, die Ziele der NEC-Richtlinie für die nationalen Emissionshöchstmengen für 2010 zu erreichen. Sie weisen ein Reduktionspotential von insgesamt 75 Gg N a^{-1} auf, vergleicht man die NH_3 -Emissionen bei 90-100 %-iger Implementierung mit Emissionsdaten aus dem Jahr 2000. Das Reduktionspotential ist nach wie vor auszuschöpfen, da sich NH_3 -Emissionen in Deutschland von 2000 bis 2006 nicht wesentlich verändert haben (UBA, 2007c). Diese technischen Maßnahmen im Bereich der NH_3 -Minderung zeichnen sich im Allgemeinen durch eine mittlere Kosten-Wirksam-

Anhang 2: Katalog von Maßnahmen und Instrumenten zur Stickstoff-Emissionsminderung

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

keit (5-50 €/ kg N) aus (Kap. 4, Tabelle 4).

Die Maßnahmen 1.1.1 – 1.1.3 bergen unter bestimmten Voraussetzungen allerdings auch ein Risiko zu verstärktem Nitrataustrag ins Grundwasser sowie erhöhten Lachgas-Emissionen in die Luft (OENEMA & VELTHOF, 2007). Der NH_3 -Austrag erfolgt an einer frühen Stelle innerhalb der Sequenz von Prozessen, die bezogen auf die Tierhaltung, der Fäkal- oder Urinexkretion folgen oder sich im Bereich der Pflanzenproduktion an die Aufbringung von Gülle oder Mineraldünger anschließen (Abb. 11). Die Entstehung und Emission von N_2O sowie der Wandel und die Auswaschung von NO_3^- erfolgen an späterer Stelle. Die zeitliche Abfolge der Reaktionsketten macht auch deutlich, dass die Erfolge beziehungsweise die Tendenz zu Verlagerungseffekten von Anstrengungen zur Verminderung von Stickstoffemissionen unter anderem davon abhängig sind, an welcher Stelle die Maßnahmen in das Geschehen eingreifen. Maßnahmen und Instrumente, die auf die Emissionsreduzierung von NH_3 abzielen, führen zu einem gesteigerten Stickstoffgehalt in der Gülle und beeinflussen daher auch die Emission von N_2O und den Austrag von NO_3^- . Berücksichtigt der Landwirt den zusätzlichen Stickstoff bei seinen Berechnungen zum Gesamtstickstoff-Gehalt⁴⁸ in der Gülle nicht, besteht die Gefahr, dass er die nach Düngeverordnung vorgeschriebene Obergrenze von 170 kg N ha^{-1} auf den Acker überschreitet. Als Folge davon wäre mit höheren N_2O -Emissionen und NO_3^- -Austrägen zu rechnen. Um dies zu vermeiden und den Schutz des Grundwassers zu gewährleisten, müsste nach dem Einsatz NH_3 -mindernder Techniken, die Berechnung des Gesamtstickstoff-Gehalts der Gülle deshalb mit entsprechend höheren anzurechnenden Mindestwerten für den Stickstoffanteil durchgeführt werden. Entsprechend angepasste Mindestwerte sieht die Düngeverordnung bisher nicht vor.

Die Maßnahmen und Instrumente 1.1.4 – 1.1.5 sind im Gegensatz dazu als besonders wirksam zu betrachten, da sie entweder kein Risiko zur Verlagerung des Verlusts von einer N-Verbindung hin zu einer anderen bergen oder sogar Synergieeffekte aufweisen und zusätzlich zu der eigentlich zu reduzierenden Stickstoff-Spezies ein Reduktionspotential für andere Stickstoff-Verbindungen aufweisen.

Es handelt sich hauptsächlich um Maßnahmen und Instrumente zur Kontrolle des N-Inputs in das landwirtschaftliche System, z.B. durch an den tatsächlichen Eiweiß-Bedarf von Zuchttieren angepasste Stickstoff-Fütterung. Durch Reduktion des N-Inputs wirken sich die Maßnahmen auf alle folgenden Umwandlungsschritte in der N-Kaskade positiv aus und tragen somit im Hinblick auf die mit der Stickstoffproblematik formulierten Umweltqualitätsziele vollständig zu einer Verbesserung bei.

L

⁴⁸ Die Berechnung erfolgt nach entsprechenden Mindestwerten der Düngeverordnung (DüV, 2006)

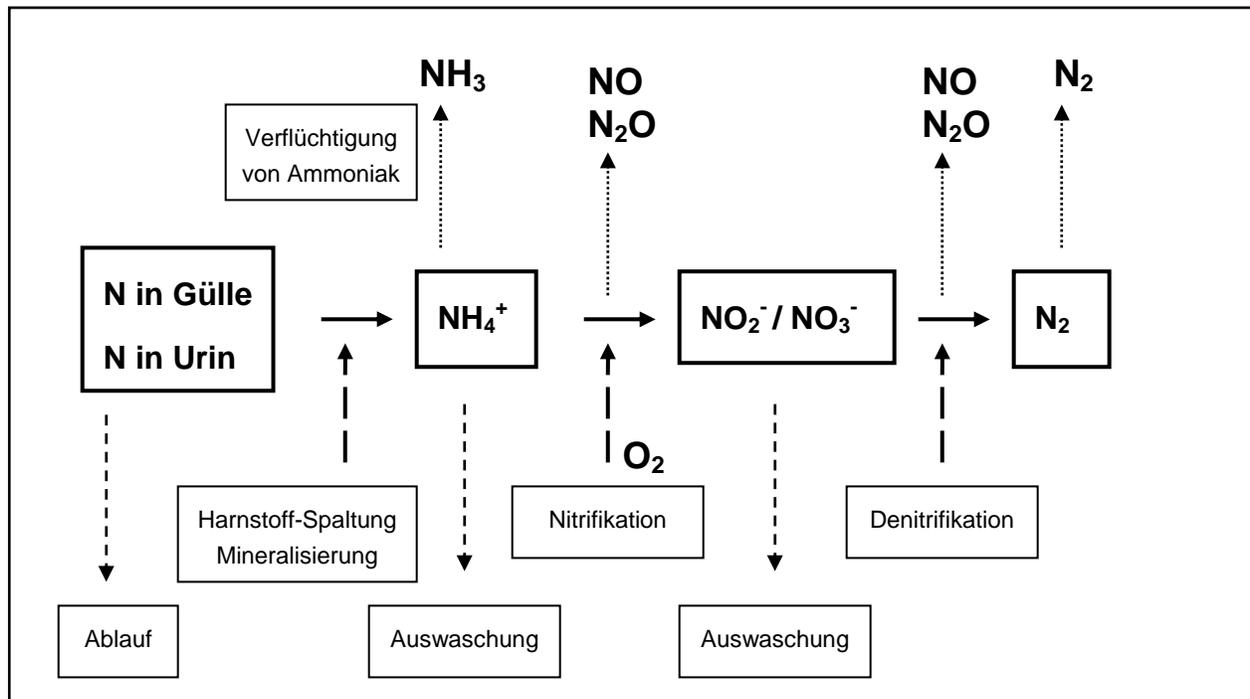


Abb. 13: Sequenz der N-Umwandlungsprozesse und Freisetzung und Verlust von verschiedenen Stickstoffverbindungen aus Gülle und Urin/Jauche

1.1.1 Abdeckung der Güllelager

Das Agrarinvestitionsförderungsprogramm fördert emissionsmindernde Maßnahmen, zum Beispiel für die feste Abdeckung der Güllelager (im Rahmen des ersten Schwerpunkts der ELER-VO). Die Finanzierung der NH₃-Minderungsmaßnahmen im Rahmen der ländlichen Entwicklung soll insbesondere über Agrar-Umweltprogramme („Zweiter Schwerpunkt“ der ELER-VO⁴⁹) erfolgen. Die dazu gehörigen Programme erarbeiten die Bundesländer und lassen sie in Brüssel notifizieren. Bei Schweinen gehört die Abdeckung der Gülleaußenlager zu den effizientesten Maßnahmen der Emissionsreduzierung. Die Kosten sind sehr niedrig und liegen bei 0,4 €/ kg N und es besteht ein Reduktionspotential von insgesamt 8 Gg N a⁻¹ (UBA, 2002). Die Abdeckung von Güllelagern mit Rinderdung führt zu einer geringeren Emissionsminderung (2 Gg N a⁻¹), da sich bei Rindergülle eine natürliche Schwimmdecke bildet, die emissionsmindernd wirkt. Im Vergleich zur Abdeckung von Schweinegülle, liegen die Kosten mit 6,3 €/ kg N bereits im Bereich mittlerer Kosten-Wirksamkeit (UBA, 2002). Alle Möglichkeiten zur Verringerung der NH₃-Emissionen durch Abdeckung sollten auf Grund der vergleichsweise geringen Minderungskosten ausgeschöpft werden: Die Inventare müssen künftig auch die Möglichkeit der Lagerung im Stall berücksichtigen. Mögliche Minderungsstrategien müssen erarbeitet und ihr Erfolg quantifiziert werden. Außerdem muss die Abdeckung von Festmist-Außenlagern erwogen werden. Dänemark führte eine obligatorische Festmistabdeckung bereits 2001 im Rahmen des „Ammonia Action Plan“ ein (KRONVANG ET AL., 2008).

L

⁴⁹ Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)

1.1.2 Einsatz verbesserter Gülleausbringungstechnik

Eine Förderung emissionsmindernder Maßnahmen, zum Beispiel für die Anschaffung von Maschinen zur bodennahen Flüssigausbringung (Schleppschlauch-Verteiler oder Gülleinjektionsgeräte) kann über die landwirtschaftliche Rentenbank stattfinden. Seit 2003 wird ferner im Rahmen der Agrarumweltmaßnahmen die Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Acker- und Grünland mit besonders umweltfreundlichen Ausbringungsverfahren gefördert. Die Finanzierung der Ammoniak-Minderungsmaßnahmen soll, wie in 1.1.1 insbesondere über Agrar-Umweltprogramme erfolgen.

Das BMVEL/UBA-Ammoniakemissionsinventar für die deutsche Landwirtschaft (UBA, 2002) rechnet besonders technischen Minderungsmaßnahmen im Bereich der Rinderwirtschaft ein hohes NH_3 -Emissionsminderungspotential zu: Eine auf Deutschland bezogene prognostizierte 90%ige Anwendung von Schleppschuh- und Schleppschlauch-Ausbringungsverfahren im Bereich der Rinderhaltung führt im Vergleich zu Emissionsdaten aus dem Jahr 2000 zu einer Reduktion von 31 Gg N a^{-1} . Die flächendeckende Umsetzung dieser Maßnahme verlangt allerdings eine kostenintensive Verbreitung der nötigen Technik. Man geht von Kosten von $6\text{-}7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus. Damit liegt die Maßnahme im Bereich mittlerer Kosten-Wirksamkeit. Alle technischen Ansätze sollten standort- und situationsgerecht ausgeschöpft werden. Eine optimale Ausnutzung des pflanzenverfügbaren Stickstoffs kann durch Wahl geeigneter Ausbringungszeitpunkte (Witterung, Tageszeit und Jahreszeit) deutlich erhöht werden (1.1.4). Bei breiter Verteilung der Gülle ist die direkte Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers höchst effizient (1.1.3).

Auf auswaschungsgefährdeten Standorten (leichte Böden und gleichzeitig hohe Niederschläge) kann diese Maßnahme sowie die Maßnahme 1.1.3 allerdings das Risiko zur Verlagerung der Stickstoffverluste von Ammoniak- hin zu Nitratemissionen erhöhen. Durch die Abdeckung von Güllelagern (1.1.1) erhöht sich der Stickstoffgehalt des Wirtschaftsdüngers und durch direkte Einbringung in den Boden verringern sich gleichzeitig die N-Verluste an die Atmosphäre. Diesen zusätzlichen Stickstoffgehalt muss der Landwirt bei der Aufstellung der Düngepläne unbedingt berücksichtigen und die Wirtschaftsdüngermenge entsprechend reduzieren, da sonst überschüssiger, nicht mit der Ernte entnommener Stickstoff aus dem Boden ins Grundwasser ausgewaschen wird.

1.1.3 Unmittelbare Einarbeitung nach Ausbringung des Wirtschaftsdüngers

Die novellierte Düngeverordnung (DüV) von 2006 schreibt vor, dass Gülle, Jauche, Geflügelkot oder sonstige organische flüssige Düngemittel nach der Ausbringung unverzüglich eingearbeitet werden müssen. Dies ist als wesentliche Verbesserung gegenüber der DüV von 1996 anzusehen (vgl. 1.1.4). Die Maßnahme ist als besonders effizient zu werten. Der Ausbringungszeitpunkt kann optimiert werden; Witterung, Tages- und Jahreszeit müssen berücksichtigt werden. Die Einarbeitung sollte allerdings so schnell wie möglich erfolgen.

Eine Maßnahmenanalyse aus dem Jahr 2002 (UBA, 2002) berechnete für diese Art des landwirtschaftlichen Managements ein Minderungspotential von insgesamt 26 Gg N a^{-1} bei flächendeckender Umsetzung bezogen auf Rinder-, Schweine- und Geflügelzucht im

Vergleich zur Emissionssituation des Jahres 2000.

Vor allem die förderrechtliche Überprüfung von Cross Compliance (der Verstoß kann zu einer Kürzung von bis zu 100% der Förderung führen) und der ordnungsrechtliche Vollzug, also die systematische Überprüfung der DüV, wird wesentlich zum Erfolg der Maßnahme beitragen. Bisher werden allerdings nur stichprobenartige Kontrollen durchgeführt⁵⁰. Ob es zu einer flächendeckenden Umsetzung kommt ist demnach fraglich. Außerdem sind der Einarbeitung Grenzen gesetzt, da ein erheblicher Teil der Rindergülle auf Grünland und ein großer Teil der Schweinegülle auf bewachsenen Ackerflächen ausgebracht wird. Des Weiteren ist die Einarbeitung innerhalb einer Stunde technisch und organisatorisch nicht immer machbar. Das UBA hält es für notwendig, die bisherige Regelung in der DüV, nach der auf unbestelltem Ackerland die Gülle unverzüglich einzuarbeiten ist, auf Stallmist auszudehnen.

Unter Kostengesichtspunkten ist die Maßnahme, im Gegensatz zu den technischen NH₃-Minderungsmaßnahmen unbedingt zu empfehlen, da sie in der Regel keine zusätzlichen Investitionskosten erfordert.

Bei obligatorischem Ansatz der Maßnahme kann es jedoch zu verstärkter Verlagerung der Ausbringung auf Grünland und in wachsende Kulturen und damit verbundenen erhöhten N-Emissionen kommen.

1.1.4 Aktuelle Novellierung der Düngeverordnung (DüV)

Die aktuelle Novellierung der DüV konkretisiert die Anforderungen an die Technik bei der Gülleausbringung weiter und dient damit der Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie sowie den Zielen der NEC-Richtlinie, des Multikomponentenprotokolls und der Wasserrahmenrichtlinie. Durch konsequente Anwendung der DüV kann die Gesamtbilanz reaktiver Stickstoffverbindungen auf nahezu allen Ebenen der N-Kaskade weiter reduziert werden.

Sie formuliert vor allem Regelungen zu Art und Zeitpunkt der Wirtschaftsdüngerausbringung, zur Menge des aufgebrachten Dungs sowie zu Geräten zum Ausbringen der Düngemittel.

Trotzdem ist aus UBA-Sicht mittelfristig eine weitere Verschärfung der DüV erforderlich. Dies betrifft einerseits die weitergehende Absenkung der zulässigen Stickstoff-Bilanzüberschüsse und die Methodik der Bilanzierung (Anhang 2; 2.1.2), sowie andererseits die Regelungen zur Wirtschaftsdüngerausbringung:

Das UBA hält es für erforderlich, die Liste nach Anhang 4, welche die Geräte enthält, die nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen, weil sie Gülle z.B. über einen Prallverteiler zentral nach oben verteilen, fortzuschreiben. Nach § 3 Absatz (10) der Verordnung dürfen Geräte dieser Kategorie, die vor dem 14. Januar 2006 in Betrieb genommen wurden, bis einschließlich 2015 weiter verwendet werden. Durch Verkürzung dieses Übergangszeitraums wären erhebliche, zusätzliche Emissionsminderungen zu erwarten.

Weitere Minderungseffekte wären durch eine Konkretisierung des Zeitpunktes der

L

⁵⁰ Die Cross Compliance wird an 1 % statistisch ausgewählter Betriebe jährlich überprüft. Hinzu kommen die so genannten Cross Checks, das heißt die gezielten Überprüfungen bei bestehendem Anfangsverdacht.

Düngemittelaufbringung abzusehen. Der Ausbringungszeitpunkt entscheidet beim Wirtschaftsdünger in vielen Fällen über den Ausnutzungsgrad der Nährstoffe durch die Pflanzen und damit auch über das entstehende Nitrat-Austrags- und NH_3 -Emissionspotenzial. Durch Wahl geeigneter Witterung, Tages- und Jahreszeit für die Ausbringung kann das Minderungspotential deutlich erhöht werden (siehe oben). Dänemark führt inzwischen mehr als 90 % der Düngemittelanwendung im Frühling in wachsenden Beständen durch und reduzierte unter anderem dadurch die Menge des ausgewaschenen Nitrats um fast 50 %. Für den Landwirt bedeutet der eingesparte Mineraldünger eine entsprechende Kostenersparnis. Durch die Verlagerung der Düngung in wachsende Bestände beschneidet man jedoch Möglichkeiten zur direkten Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers und nimmt dadurch ein Risiko erhöhter NH_3 -Emissionen in Kauf.

1.1.5 Geflügel-Kotband mit Trocknung

Im Bereich der Geflügelhaltung ist eine Trocknung und Trockenlagerung des Geflügelkots besonders wirksam, da insbesondere bei Wiederbefeuchtung des Kots sehr große NH_3 -Mengen entweichen können, da der Stickstoffgehalt des Kotes sehr hoch ist. Bei der Trockenlagerung des Kotes hingegen treten kaum Verluste an die Atmosphäre auf. Die Trocknung gekoppelt mit einer direkten Einarbeitung in den Boden (vgl. 1.1.3) stellt demnach eine effektive Maßnahmenkombination dar, bei der nur in geringem Maße mit Verlagerungseffekten zu rechnen ist, falls den geänderten Stickstoffgehalten des Kots durch reduzierten N-Verlust an die Atmosphäre Rechnung getragen wird.

Die Trocknung allein liefert ein Minderungspotential von ca. 1 Gg N a^{-1} (UBA, 2002). Besonders wirkungsvoll ist die Trocknung in der Käfighaltung. Die heutige Technik ermöglicht auf kosteneffiziente Weise eine stabile, dauerhafte Trocknung des Kots. Der für die Nachbehandlung nötige Fremdennergieaufwand ist jedoch nicht gering. Besonders bei Volieren und Bodenhaltungssystemen existiert noch zusätzlicher Optimierungsbedarf.

Im Allgemeinen sind Minderungsansätze in der Geflügelmast schlecht dokumentierbar, da die Modellierung der Emissionen wegen fehlender Daten nur unzureichend möglich ist.

1.2 *Behandlung und Verwertung der Bioabfälle*

Um die Ammoniakemissionen aus der Bioabfallbehandlung zu reduzieren, ist es erforderlich, dass die Kompostierung und die vorgeschaltete Aufbereitung des Materials in geschlossenen Anlagen mit Abluftfassung und anschließender Abluftreinigung betrieben werden. Nach TA-Luft ist eine geschlossene Bauweise und Abluftreinigung mittels Biofilter für Anlagen größer als 10.000 Tonnen Jahresdurchsatz verpflichtend vorgeschrieben. Für kleinere Anlagen wird diese Bauweise empfohlen, wenn die Anlagen geruchsintensive nasse oder strukturarme Bioabfälle behandeln. Bioabfälle aus Haushalten und Gewerbe können als geruchsintensive Einsatzstoffe eingeschätzt werden und sie sind vor allem reich an Stickstoffverbindungen, was die Grundlage für hohe Ammoniakemissionen ist. Obwohl die Übergangsfrist zur Umsetzung der TA Luft

Ende Oktober 2007 abgelaufen ist, wurden längst nicht alle betroffenen Anlagen entsprechend der genannten Anforderungen nachgerüstet. Zum Teil wurden für Kompostierungsanlagen Ausnahmetatbestände von der TA Luft erlassen. Hier besteht noch zusätzliches Minderungspotential.

Eine Behandlung von ammoniakreicher Abluft in Biofiltern – wie sie in der TA Luft vorgesehen ist - führt nach neueren Erkenntnissen zu nicht erwünschten Verlagerungseffekten und damit zu einer Verschiebung des Problems, da aus Ammoniak durch die biologischen Abbauprozesse im Biofilter in größerem Umfang (bis zu 29 %) Lachgas (N_2O) gebildet wird (CUHLS & MÄHL, 2007). Um diesen Effekt der Bildung dieses hochwirksamen Klimagases zu verhindern sollte Ammoniak vor dem Eintritt in den Biofilter durch eine saure Abgaswäsche (vgl. Anhang 2, Kap. 2.2) aus dem Abluftstrom entfernt werden. Das in der Waschlösung entstehende Ammoniumsulfat lässt sich anschließend als Dünger einsetzen.

1.3 Verkehr

Maßnahmen und Instrumente zur Stickstoffemissionsverminderung im Verkehrssektor dienen vor allem der Luftreinhaltung und dem Biodiversitätsschutz. Der überwiegende Teil der N-Emissionen aus dem Verkehr tritt in Form der Stickstoffoxide auf. Ammoniak und Lachgas bilden nur einen geringen Anteil (Tabelle 6).

Aus Analysen bezüglich der Effektivität, Effizienz und Implementierungs-Kosten von Maßnahmen und Instrumenten im Verkehrssektor erhält man ein beträchtliches Wirkungspotential. Sie tragen damit zu einer Erleichterung des Erreichens der NO_x -Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie und des Multikomponenten-Protokolls bei. Im Hinblick auf 2020 und auf die bis zu diesem Zeitpunkt geplante Revision der beiden Regelwerke bieten die evaluierten Instrumente ein weiteres Reduktionspotential. Falls das für das Jahr 2020 als möglich erachtete Minderungspotential in Höhe von ca. 70 Gg N a^{-1} erreicht werden könnte, würden die Maßnahmen und Instrumente im Verkehrsbereich zu einer Verminderung der aktuellen NO_x -Emissionsbelastung in Höhe von $476,6 \text{ Gg N a}^{-1}$ um etwa 15 % beitragen können. Besonders Grenzwertverschärfungen für Pkw, schwere Nutzfahrzeuge, Binnenschiffe und Flugzeuge und dadurch erzwungene technische Verbesserungen im Bereich der Verbrennungs- und Katalysatortechnik bergen ein hohes Reduktionspotential. Einige der in diesem Bereich vorgeschlagenen Maßnahmen und Instrumente und die hinsichtlich eines möglichen Minderungspotentials an dieser Stelle bereits berücksichtigt werden (siehe hierzu Kapitel 2.3; Anhang 2), sind Empfehlungen des UBA.

Obwohl die Anwendung der Katalysatortechnik zur Verminderung von NO_x -Emissionen unter Umständen mit erhöhten NH_3 -Emissionen verknüpft ist, wird den Maßnahmen dieser Kategorie generell eine geringe Tendenz zu Verlagerungseffekten zugerechnet. Des Weiteren lassen Optimierungen der Katalysator-Technik eine Kontrolle und eine weitgehende Minimierung des NH_3 -Schlupfs in Zukunft erwarten.

1.3.1 Einführung der Grenzwertstufe EURO VI für schwere Nutzfahrzeuge

Im Rahmen einer EU-weiten Regelung wird Deutschland eine weitere Grenzwertstufe

EURO VI für schwere Nutzfahrzeuge einführen. Diese wird voraussichtlich ab dem Jahr 2013 für neue Fahrzeugtypen und ab 2014 für alle Neuzulassungen gelten. Bei einem zulässigen NO_x -Grenzwert in Höhe von 0,4 g/kWh wird, mit zunehmender Durchdringung des Lkw-Bestands mit EURO-VI-Lkw, eine Verminderung der spezifischen NO_x -Emissionen um 75 % (gegenüber Fahrzeugen mit EURO V Norm) erwartet.

Laut UBA-Referenzszenario (UBA, 2007) wird die Höhe der NO_x -Emissionen im Bereich schwerer Nutzfahrzeuge (Lkw und Busse > 3,5 t) im Jahr 2010 voraussichtlich etwa 283 Gg NO_x (86,5 Gg N) betragen (UBA, 2007). Das entspräche einer Menge von circa 24 % der gesamten NO_x -Emissionen in Deutschland. Mit Inkrafttreten von Euro VI-Norm im Jahr 2011 und einem Marktzugang von Fahrzeugen dieser Grenzwertstufe schon ab dem Jahr 2010 könnten sich die NO_x -Emissionen schwerer Nutzfahrzeuge bis 2020 um 109,6 Gg $\text{NO}_x \text{ a}^{-1}$ (entsprechend 33 Gg Rein-N a^{-1}) verringern. Bei dieser Schätzung wurde berücksichtigt, dass es wahrscheinlich keine Um- oder Nachrüstung des bestehenden Fahrzeugbestandes geben wird. Die Kosten-Wirksamkeit bei Umsetzung der Maßnahme liegt mit geschätzten 11-12 € pro kg N in einem mittleren Bereich. Die Marktdurchdringung der Flotte mit EURO VI Nutzfahrzeugen ließe sich mit steuerlichen Anreizen und einer Ausweitung der Maut (vgl. 2.3.3) beschleunigen.

Ein möglicherweise antagonistisch auftretender Effekt ist die Erhöhung der Ammoniakemissionen beim Einsatz von SCR-Systemen⁵¹ (NH_3 -Schlupf), falls diese entweder unzureichend ausgelegt sind oder nicht streng genug kontrolliert werden. Es ist deshalb geplant, dass mit Einführung der Euro VI Norm auch die Ammoniak-Emissionen auf maximal 10 ppm begrenzt werden. In Form von Ammoniaksensoren⁵² stehen effektive Überwachungsmaßnahmen zur Verfügung.

Als weiteres positives Wirkungsszenario ist an dieser Stelle ganz besonders der durch diese Maßnahmen zu erwartende Rückgang von Partikelemissionen zu erwähnen.

1.3.2 Einführung von Grenzwertstufen Euro 5 und Euro 6 für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge

Mit der Einführung der Grenzwertstufe Euro 5 ab 2009 für neue Fahrzeugtypen (PKW und leichte Nutzfahrzeuge) und ab 2010 für alle Neuzulassungen wird unter anderem beabsichtigt, dass eine Verminderung der NO_x -Emissionen von dieselbetriebenen Kleinfahrzeugen um 28 % (im Vergleich zu Euro 4) erreicht werden soll. In einer nächsten Stufe (Euro 6 ab 2014/2015) wird es um eine Absenkung der NO_x -Grenzwerte (Dieselfahrzeuge) auf das heutige Niveau von benzinbetriebenen Fahrzeugen (Otto Motoren) gehen.

Laut Referenzszenario des UBA (UBA, 2007) wird die Summe der NO_x -Emissionen von Pkw und leichten Nutzfahrzeugen im Jahr 2010 etwa 187 Gg NO_x betragen. Das

L

⁵¹ Katalysatorsysteme, bei der die Selektive Katalytischen Reduktion (SCR) von Stickoxiden in Abgasen von Feuerungsanlagen und Motoren zum Einsatz kommt. Die chemische Reaktion der Reduktion ist selektiv, das heißt, es werden nur die Stickoxidkomponenten des Abgases reduziert (NO , $\text{NO}_2 \rightarrow \text{N}_2$).

⁵² Sensoren dieser Art messen Ammoniakkonzentrationen in der Abluft von Katalysatoren und rückkoppeln mit den Einstellungen des Katalysators. Die Signale des Sensors bewirken eine präzisere Dosierung von Harnstoff zur Reduktion von NO_x und reduzieren auf diesem Wege unerwünschte Ammoniakemissionen auf ein Minimum.

Anhang 2: Katalog von Maßnahmen und Instrumenten zur Stickstoff-Emissionsminderung

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

entspricht circa 17 % der gesamten NO_x-Emissionen in Deutschland. Mit der Einführung der Grenzwertstufe Euro 5 wäre eine Verminderung der NO_x-Emissionen im Jahr 2010 um etwa 8,0 Gg zu erreichen. Bis zum Jahr 2020 und mit Berücksichtigung der Grenzwertstufe Euro 6 könnte sich das Emissionsminderungspotenzial von NO_x auf etwa 79 Gg a⁻¹ erhöhen. Mit Hilfe von steuerlichen Instrumenten könnte die Vermarktung von entsprechenden neuen Kfz gefördert werden.

Die NO_x-Grenzwerte der Euro 5-Stufe können über innermotorische Maßnahmen erreicht werden. Zusatzkosten entstehen hauptsächlich durch den Einbau von Partikelfiltern zur Grenzwertterreichung im Bereich Partikel. Zur Erreichung des NO_x-Grenzwerts der Euro 6-Stufe für Diesel-Pkw sind jedoch zusätzliche Abgasminderungstechniken notwendig. Zurzeit kann nicht abgeschätzt werden, inwieweit es zu einer prinzipiell möglichen Nachrüstung von Altfahrzeugen mit der hierzu notwendigen SCR-Technik kommen wird. Wie bei den Lkw betrifft der neue Euro-Grenzwert somit nur die Neuzulassungen. Bei Kostenschätzungen muss man daher von der Zahl der Neuzulassungen ausgehen. Wenn man von einer mittleren Neuzulassungszahl von 3,3 Mio. Pkw und einem Dieselanteil von 50 % ausgeht, entstehen bei der Implementierung Kosten, die nach aktuellen Untersuchungen bei 600-2.000 Euro pro Fahrzeug liegen. (UBA, 2007b; TNO, 2005). Daraus ergibt sich eine extrem niedrige Kosten-Wirksamkeit bei Umsetzung der Maßnahme von etwa 218 € pro kg Stickstoff.

1.3.3 Bestehende Lkw-Maut sowie Anpassungen an neue EU-Regelungen

Die umweltpolitische Lenkungswirkung der Lkw-Maut kommt durch die Spreizung der Mautsätze für Lkw nach Emissionsklassen zur Geltung. Die Spreizung der Gebühren zwischen niedrigstem Mautsatz (Lkw, welche die Grenzwertstufe EURO V erfüllen oder besonders umweltfreundlich sind (EEV⁵³)) und höchstem Mautsatz beträgt seit dem 1. Januar 2009 100 %. Dazu wurden die Mauthöheverordnung und das Autobahnmautgesetz für schwere Nutzfahrzeuge (ABMG) geändert. Mit dieser stärkeren Differenzierung verringern sich die relativen Kosten für Lkw mit strengen Emissionsstandards (EURO V / VI und EEV), da die Mautsätze pro gefahrenen Kilometer entsprechend niedriger sind als bei EURO I-IV Fahrzeugen. Bei einer Jahresfahrleistung auf Autobahnen von 100.000 km ist für die Fahrzeughalter mit einer Kostenersparnis von rund 2.000 € zur jeweils schlechteren Grenzwertstufe zu rechnen (UBA, 2007). Als Folge der aktuellen Mautregelungen mit der stärkeren Gebührendifferenzierung nimmt das UBA an, dass ein großer Teil der ab dem Jahr 2006 neu zugelassenen Lkw > 12 t vorzeitig die Grenzwertstufen Euro V und VI erfüllt. Auch erwartet man ein schnelleres Ausmuster alter Lkw.

Wegen der Lkw-Maut könnten sich im Jahr 2010 – zusätzlich zu den ausstehenden Effekten einer EURO VI-Einführung – die NO_x-Emissionen um 6 Gg N a⁻¹ gegenüber dem Referenzszenario (UBA, 2007) mindern. Ein Großteil dieser Minderung ist dabei allerdings auf die ursprünglichen Regelungen der LKW-Maut und nicht auf die neue stärkere Spreizung der Gebühren zurückzuführen. Im Jahr 2020 beträgt das

L

⁵³ Enhanced Environmentally Friendly Vehicle

NO_x-Emissionsminderungspotenzial durch die Lkw-Maut 2 Gg N a⁻¹.

Zusätzlich ist bei der Maßnahme auch mit einer Verringerung der Emissionen anderer Luftschadstoffe inklusive der Partikelemissionen sowie klimarelevanter Gase aus dem Straßengüterverkehr zu rechnen.

1.4 **Energiewirtschaft und Industrie**

Maßnahmen und Instrumente zur Stickstoffemissionsverminderung des Energie- und Industriesektors wirken ebenfalls im Sinne der Luftreinhaltung und des Biodiversitätsschutzes. Der überwiegende Teil der N-Emissionen aus der Energieumwandlung sind Stickstoffoxide (187 Gg N a⁻¹). Die Reduktion von Stickstoffoxiden ist Ziel der NEC-Richtlinie, des Multikomponentenprotokolls der CLRTAP (vgl. 3.1) sowie der IVU-Richtlinie (Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) und der Air Quality Directive - CAFE (Luftqualitätsrichtlinie der EU).

Maßnahmen zur Emissionsverminderung von reaktiven Stickstoffverbindungen aus dem Bereich der Energiewirtschaft sind hinsichtlich ihres Potentials zu Verlagerungs- und Austauschprozessen als positiv einzustufen, weil sie fast ausschließlich über einen verminderten Input in die Stickstoffkaskade wirken. Wie bereits im Verkehrssektor beschrieben, gilt zwar auch hier, dass sowohl den selektiven als auch den nicht-selektiven katalytisch wirksamen Systemen eine Tendenz zu erhöhten NH₃-Emissionen zugeschrieben werden muss, diese scheint jedoch verfahrenstechnisch beherrschbar und vermeidbar zu sein. In dem Bereich Energiewirtschaft gibt es aktuell in Deutschland mehrere Verordnungen, die sich positiv im Sinne einer Emissionsverminderung auf den Haushalt des ökologischen Stickstoffgleichgewichts auswirken. Beispielhaft zu nennen sind die beiden Verordnungen:

1. Die im Juli 2004 novellierte Großfeuerungsanlagen-Verordnung (13. BImSchV⁵⁴) legt beispielsweise emissionsbegrenzende Anforderungen für Großfeuerungsanlagen fest. Darüber hinaus setzt sie die EU-Richtlinie 2001/80/EG⁵⁵ in deutsches Recht um. Ziel der Verordnung ist es, vor allem den Ausstoß von Staub, Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden aus großen Feuerungsanlagen zu senken. Mit der anstehenden Novellierung der NEC-Richtlinie und erkennbaren, zukünftigen Emissionsobergrenzen für 2020 wird zunehmend deutlicher, dass die Maßnahmen der Großfeuerungsanlagenverordnung für NO_x und SO₂ nicht ausreichend sind. Hier besteht gerade vor dem Hintergrund der massiven Investitionsvorhaben in neue fossilgefeuerte Kraftwerke in den kommenden 15 Jahren Handlungsbedarf. Die am 31. Januar 2009 in Kraft getretene Änderung der 13. BImSchV⁵⁶ ist ein erster Schritt in diese Richtung; Anlagen, die nach 2012 neu in Betrieb gehen oder wesentlich geändert werden, müssen nun deutlich strengeren NO_x-Emissionsgrenzwerten genügen.

L

⁵⁴ Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen

⁵⁵ Richtlinie zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen

⁵⁶ geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 27. Januar 2009 (BGBl. I, Nr. 5, S. 129)

2. Die Kleinf Feuerungsanlagen-Verordnung (1. BImSchV) begrenzt ebenfalls im Sinne der NEC-Richtlinie und des Multikomponenten-Protokolls die Emissionen von Staub, SO₂ und NO_x nicht genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung für den Einsatz fester Brennstoffe bis weniger als 1 MW und den Einsatz flüssiger oder gasförmiger Brennstoffe bis weniger als 20 MW (vgl. Anhang 2, 2.4.4).

Obwohl die Ziele der NEC-Richtlinie im Jahr 2010 für NO_x und NH₃ (und NMVOC) voraussichtlich nicht erreicht werden können, befinden sich zurzeit keine als bedeutend einzustufenden Maßnahmen in der Implementierungsphase. Eine Reihe zusätzlicher optionaler Maßnahmen und Instrumente werden im Kapitel 2.4 (Anhang 2) beschrieben.

Im Jahr 2004 tragen Industrieprozesse mit 40 Gg N₂O zu den Gesamt-N₂O-Emissionen in Deutschland bei. Bei einem N₂O zugeordnetem Treibhauspotential von 310 (vgl. 1.2.4) entspricht das etwa 12.400 Gg CO₂-Äquivalente oder etwa 1,2 % der gesamten Treibhausgasemissionen in Höhe von 1.028.005 Gg CO₂-Äquivalente (UBA, 2007c). Auch hier besteht, und dies ganz besonders aus dem Blickwinkel des Klimaschutzes, weiterer Handlungsbedarf. Der hier vorgelegte Maßnahmen- und Instrumentenplan enthält bisher keine diesbezüglichen Regelungen.

1.4.1 Abfallverbrennungsanlagen

Die Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen (17. BImSchV⁵⁷) legt für Abfallverbrennungsanlagen anspruchsvolle Emissionsgrenzwerte – unter anderem für Schwermetalle, SO₂, NMVOC und NO_x – fest und setzt die EU-Richtlinie 2000/76/EG⁵⁸ in deutsches Recht um. Die Anforderungen an Mitverbrennungsanlagen, wie Kraftwerke oder Zementwerke, die Abfälle als Ersatzbrennstoff einsetzen, sind damit weitgehend an die der klassischen Abfallverbrennungsanlagen ("Monoverbrennung") angeglichen. Dazu wurden speziell für die Mitverbrennung von Abfällen neue anspruchsvolle Emissionsbegrenzungen festgelegt. Mit Ausnahme der Zement- und Kalkwerke sind ab einer aus dem Einsatz von Abfällen erzeugten Feuerwärmeleistung (FWL) oberhalb von 25 % die Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennungsanlagen einzuhalten. Die Begrenzung der NO_x-Emissionen bei Zement- und Kalkwerken erfolgt oberhalb einer FWL von 60 % und hängt vom Anteil des Abfalleinsatzes an der FWL ab. Erst bei einem 100%igen Abfalleinsatz muss der Grenzwert für Monoabfallverbrennungsanlagen uneingeschränkt eingehalten werden.

L

⁵⁷ Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen vom 14. August 2003

⁵⁸ Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen vom 4. Dezember 2000 (ABl. EG Nr. L 332 S.91)

1.5 Gewässerreinigung / Gewässerschutz

1.5.1 Kommunalabwasser

Die Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG geändert durch die Richtlinie 98/15/EG schreibt in Artikel 5 (4) die Reduktion der Gesamt-Stickstoff-Belastung des Abwassers im Zulauf der Kläranlagen im gesamten empfindlichen Gebiet um mindestens 70 - 80 % vor. Dazu war eine Erhöhung der Effizienz der biologischen Abwasserreinigungsstufe und eine weitergehende Stickstoffelimination – auch bei kleinen Kläranlagen – vorgesehen. Moderne Abwasserbehandlungstechniken (Nitrifikation / Denitrifikation) wandeln den überwiegenden Teil des reaktiven Stickstoffs in wenig reaktives, elementares N₂ um. Der in der Richtlinie vorgesehene Bericht an die EU-Kommission erfolgte bislang zweimal (Stichtag 31.12.1999 und Stichtag 31.12.2004 – zukünftig alle 3 Jahre). Deutschland erreichte mittels in der Abwasserverordnung vorgesehener Grenzwerte eine N-Verringerung von 76,5 % und war somit richtlinienkonform.

1.5.2 Abwasserverordnung

Die Abwasserverordnung legt Emissionswerte für NH₄-N: 10 mg/l ab Größenklasse (GK) 3 (5 000 Einwohner-Werte (EW)) und für Gesamt-Stickstoff (Σ Ammonium-, Nitrit- u. Nitrat-Stickstoff) für die GK 4 (>10 000 -100 000 EW; 18 mg/l) und GK 5 (mehr als 100 000 EW; 13mg/l) fest.

Bei Reduktion der Gesamt-N-Emissionen um 70 % oder mehr ist insgesamt eine Konzentration von bis zu 25 mg/l möglich.

Die weitergehende Abwasserbehandlung (gezielte Nährstoffelimination) leistet einen Beitrag zur Einhaltung des Nitratgrenzwertes der EG-Nitratrichtlinie, der Trinkwasser- und der WRRL und trägt so zum Erreichen der gewässerspezifischen Schwellenwerte für Nährstoffverbindungen und zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes bei.

Das Umweltbundesamt bewertet die Etablierung der weitergehenden Abwasserreinigung gemäß den Anforderungen der Abwasserverordnung als erfolgreich. Diese trug zum Rückgang der Stickstoffemissionen aus Punktquellen in Gewässersysteme maßgeblich bei. Abwasserbehandlungsanlagen ab Größenklasse 3 erreichen im Durchschnitt eine über 80 %ige N-Elimination. Forschungsbedarf besteht in der Quantifizierung der reaktiven N-Verbindungen, die bei der biologischen Abwasserbehandlung entstehen und in die Atmosphäre entweichen.

1.5.3 Gewässerschutz

Die Gewässerschutzrichtlinie 2006/11/EG schreibt die Festlegung von Grenzwerten für Stoffe vor, die ungünstig auf die Sauerstoffbilanz in Gewässern wirken (Ammoniak, Nitrite). Deutschland legte hierfür folgende Qualitätskriterien fest:

- NH₄-N = 0,3 mg/l
- NO₂-N = 0,1 mg/l

Berichtspflicht an die EU-Kommission über einen Zeitraum von drei gemittelten Jahren

besteht alle drei Jahre. Für den Zeitraum 2002 - 2004 kam es teilweise zur Überschreitung der Grenzwerte in Deutschland.

Die EU-Nitratrichtlinie (91/676/EWG) schreibt 50 mg NO₃⁻ pro Liter als EU-weite Qualitätsnorm für Grund- und Oberflächengewässer vor. Bei Werten unterhalb von 25 mg/l kann die Häufigkeit der Nitratüberwachung reduziert werden.

Die Trinkwasser-Richtlinie (98/83/EG)⁵⁹ bestimmt 50 mg NO₃⁻ pro Liter als Grenzwert für Trinkwasser am Wasserhahn. Eine Begrenzung der Nitratkonzentrationen dient dem Schutz der menschlichen Gesundheit sowie dem Schutz der Oberflächengewässer und Küstenökosysteme vor Eutrophierung.

Mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG)⁶⁰ wurde die ökologische Qualität der Oberflächengewässer in den Mittelpunkt der Betrachtung gerückt. Die Zielsetzung in Bezug auf Nitrat orientiert sich an den Vorgaben der EU-Nitratrichtlinie.

2 Optionale Maßnahmen und Instrumente (zur Erreichung von Umweltqualitätszielen)

Bei den optionalen Maßnahmen und Instrumenten handelt es sich um Vorschläge, deren Einführung das UBA im Hinblick auf die Reduktion von Stickstoff-Emissionen für empfehlenswert hält. Teilweise handelt es sich um Maßnahmen und Instrumente, die auch bereits in anderen Programmen benannt sind (z.B. Maßnahmen zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie; UBA, 2007b), um die Ziel-Erreichung von Protokollen, Richtlinien und Umweltqualitätszielen zu unterstützen. Die Analyse dieser zielführenden Maßnahmen und Instrumente hinsichtlich des N-Reduktionspotentials und ihrer Kosten-Wirksamkeit hilft bei der Priorisierung. Auch potentiellen Verlagerungs- oder Synergieeffekten wird in diesem Kapitel Rechnung getragen.

Die folgende Zusammenstellung der optionalen Maßnahmen und Instrumente durch das UBA reflektiert den aktuellen Wissenstand. Ihre Erweiterung und Ergänzung sollte jederzeit möglich sein. Die technische Weiterentwicklung und die Erweiterung des Kenntnisstands zu Synergie- und Verlagerungswirkungen sowie zu Kosten-Nutzen-Beziehungen von Maßnahmen und Instrumente machen die zukünftige, regelmäßige Anpassung und Erweiterung der folgenden Auflistung notwendig.

2.1 Landwirtschaft

Das größte Minderungspotential für Stickstoffemissionen im Bereich der Landwirtschaft liegt insbesondere bei Managementmaßnahmen und ökonomischen Steuerungsinstrumenten, die bisher noch als optional zu betrachten sind und die auf eine Reduktion der Stickstoff-Überschüsse abzielen. Das Minderungspotential dieser Maßnahmen und Instrumente liegt um etwa eine Größenordnung über dem Potential technischer

L

⁵⁹ Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch

⁶⁰ Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Maßnahmen in allen anderen Sektoren. Ein großer Teil der Zahlen zum Minderungspotential und zur Kosten-Wirksamkeit der bewerteten Maßnahmen und Instrumente basiert auf Ergebnissen einer Studie des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA, 2002c). Der dort verfolgte Bottom-Up Ansatz zur Ermittlung von Gesamt-Minderungspotentialen und damit entstehenden Kosten ist mit Unsicherheiten behaftet. Dennoch vermitteln alle Ergebnisse einen wichtigen Hinweis auf die Gesamtausrichtung zukünftiger Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen im Bereich der Landwirtschaft.

2.1.1 Abgabe auf Stickstoffmineraldünger oder Stickstoffüberschüsse

Die Einführung einer Abgabe auf Stickstoffdünger wird bereits seit langem diskutiert (SRU, 1985). Erfahrungen aus anderen europäischen Ländern zeigen, dass mit einer Stickstoffsteuer, die andere ordnungsrechtliche Mittel ergänzt, mit geringem Verwaltungs- und Kontrollaufwand signifikante Verringerung der Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft erzielt werden können (UBA, 2002d). Eine Stickstoffabgabe kann einen effizienteren Umgang mit Wirtschaftsdüngerressourcen bewirken (vgl. 2.1.4) und zu extensiveren Produktionsverfahren führen. Durch die nicht an die Höhe des tatsächlichen Düngerverbrauchs gekoppelte Rückerstattung des Abgabenaufkommens an die Landwirte, z.B. über die Agrarumweltpolitik, halten sich die Einkommenseffekte in engen Grenzen. Profiteure einer Umverteilung sollten insbesondere ökologisch positiv einzuschätzende Empfänger sein. Auf diese Weise könnte auch die bisherige steuerliche Mehrbelastung von ökologisch orientierten Betrieben (RADULESCU, 2004) ausgeglichen werden.

Eine Erhöhung der N-Mineraldüngerpreise von 50 % führt bei BÖHM ET AL. (UBA, 2002c) zu Kosten in Höhe von ca. 2,3 € pro reduziertem kg Stickstoff-Überschuss. Eingerechnet sind hierbei die durchschnittlichen Ertragsrückgänge von 3,5 % sowie eine Reihe von Anpassungsmaßnahmen, die den reduzierten Mineraldüngereinsatz ausgleichen (Wirtschaftsdüngertransport, Einsatz von Klärschlamm). Bei Annahme einer 50 %-igen Besteuerung lassen sich mit Hilfe dieses sehr kostengünstigen Instruments die Stickstoff-Überschüsse der Landwirtschaft um $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ oder 300 Gg Gesamt-N pro Jahr reduzieren. Unter Annahme eines höheren Steuersatzes (z.B. 130 %), erhöht sich das Minderungspotential und verringern sich die Kosten (SCHLEEF, 1999).

Eine Abgabe auf Mineraldünger ist aber nicht ursachennah und verletzt den Grundsatz der Gleichbehandlung. Vor allem die reinen Marktfruchtbetriebe wären betroffen. Diese verursachen in der Regel aber nicht die größten Umweltbelastungen. Für Veredlungs- und Futterbaubetriebe sind die Kosten für Mineraldünger verglichen mit anderen Kosten und Erlösen gering. Die Besteuerung von Mineraldünger allein würde in der Tierhaltung also höchstens den Wert der Gülle steigern und damit indirekt zu effizienterem Umgang mit Wirtschaftsdünger oder zur Dezentralisierung der Viehproduktion beitragen. Aus ökologischer Sicht stellen jedoch Futtermittel-Importe ebenfalls Stickstoffeinträge in die Biosphäre Deutschlands dar. Sie wären dann in gleicher Weise zu besteuern.

Die Einführung einer Abgabe auf Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft, wie sie auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen fordert (SRU, 2008), würde auch den Sektor

der Tierhaltung direkt mit in das Abgabensystem einbeziehen und somit eine Reduktion der N-Verluste auch in der Tierhaltung bewirken. In den Niederlanden wurde mit dem MINAS-System 1998 eine Besteuerung von N-Überschüssen auf Betriebsebene eingeführt (OECD, 2007). Hoher administrativer Aufwand führte 2004 zur Aussetzung dieses Steuersystems. Ein zielführender neuer Vorschlag diesbezüglich kommt aus Dänemark (OECD, 2007): Durch eine sektorabhängige N-Überschuss-Besteuerung ist eine Verteuerung von stickstoffhaltigen Düngemitteln und Futtermitteln vorgesehen. Diese Art der Taxierung hätte den Vorteil von geringeren administrativen Kosten im Vergleich zur Besteuerung auf Betriebsebene (MINAS) und würde den Lieferanten erlauben die Steuer auf den Preis ihrer Produkte umzulegen. Die Erhöhung der Preise würde einen verantwortlicheren Umgang mit stickstoffhaltigen Produktionsmitteln hervorrufen und zur Reduktion der Überschüsse und Stickstoff-Emissionen beitragen. Allerdings wären eine gleichzeitige Besteuerung des Anbaus Stickstoff fixierender Pflanzen und zusätzliche Grenzwerte zur Anwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln zum Erreichen der Vorgaben der Nitratrichtlinie unerlässlich. Auch bei der Besteuerung von N-Überschüssen ließe sich ebenfalls das zusätzliche Abgabenaufkommen an die Landwirte zurückerstatten und über die Agrarumweltpolitik insbesondere an ökologisch positiv einzuschätzende Empfänger in der Landwirtschaft verteilen.

2.1.2 Verschärfung der Düngeverordnung

Eine besondere Bedeutung für die Verminderung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft kommt der Düngeverordnung (DüV) zu. Die Novelle der DüV vom 10.1.2006 mit Änderung vom 27.9.2006 ist in einigen Punkten gegenüber der Version von 1996 als Verschärfung zu bewerten (vgl. Anhang 2, Kapitel 1.1.4), lässt andere Punkte jedoch unangetastet und bietet noch erhebliches Verschärfungspotential: So müssten dringend, zumindest in Gebieten mit hoher atmosphärischer Deposition von reaktivem Stickstoff, zu den in der DüV zulässigen Stickstoffüberschüssen, die NH_3 -Verluste an die Atmosphäre und die Stickstoff-Deposition auf die bewirtschaftete Fläche hinzugerechnet werden, wodurch sich die tatsächlichen Überschüsse noch erheblich erhöhen würden. Die in der DüV festgelegten Ausbringungsobergrenzen von $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entsprechen mehr als 2 DE ha^{-1} (vgl. Anhang 2, Kap. 2.1.4) oder etwa 2,5 Großvieheinheiten pro Hektar. In Ausnahmefällen kann die Obergrenze nach behördlicher Genehmigung $230 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen. Um das von der Bundesregierung für 2010 angestrebte Ziel zu erreichen, die N-Überschüsse nach Gesamtbilanz auf $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu reduzieren, sollte eine weitere Senkung der Ausbringungsmengen und des zulässigen Stickstoffüberschusses angestrebt werden. Dazu könnte auch eine Konkretisierung und stärkere Kontrolle von Aufbringungszeitpunkten, die sich verstärkt am Bedarf der Pflanze orientieren, beitragen. Auch eine Anhebung des anzurechnenden pflanzenverfügbaren Stickstoffanteils in Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft könnte nach dem Beispiel Dänemarks zur Senkung der N-Überschüsse beitragen. Außerdem sollte eine Anrechnung auch der pflanzlichen Anteile von Gärrückständen auf die maximale Ausbringungsmenge für organischen Stickstoff mit Wirtschaftsdünger erfolgen und konkrete Vorgaben zur Berücksichtigung von Gärrückständen im Nährstoffvergleich

gemacht werden.

Die Ergebnisse einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse zur flächenweiten Verschärfung der DüV zeigen, dass die Kosten für die Reduzierung von 1 kg N-Überschuss mit durchschnittlich 0,9 – 1,3 € sehr gering zu werten sind (UBA, 2002d).

Betriebsspezifische Differenzierungen zeigen, dass Veredelungsbetriebe mit überdurchschnittlichen Gewinneinbußen rechnen müssen (11 %) während Marktfrucht- und Futterbaubetriebe mit nur einer geringen Reduktion ihrer Gewinne von ca. 1,5 % kalkulieren müssen. Das Gesamtreduktionspotential bei Verschärfung der Düngeverordnung ist groß. Es beläuft sich, ausgehend von einem aktuellen N-Überschuss nach Flächenbilanz von durchschnittlich $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einer Verschärfung der zulässigen Höchstmenge auf $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, auf 370 Gg N a^{-1} . Der Erfolg dieses sehr hohen Reduktionspotentials hängt in hohem Maße von der systematischen Überprüfung der DüV ab (Vollzug des Ordnungsrechts und des Förderrechts). Im Rahmen des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) werden jährlich 5 % der Betriebe kontrolliert, davon 20 % (also 1 % der Betriebe) auf die Einhaltung der Direktzahlungen-Verpflichtung (Cross Compliance). Ein Verstoß gegen die Obergrenzen zieht nach dem Förderrecht (Cross Compliance) eine Kürzung der Direktzahlungen nach sich. Im Ordnungsrecht (DüV) stellt das Aufbringen von im Betriebsdurchschnitt mehr als 170 kg N ha^{-1} aus Wirtschaftsdüngern eine Ordnungswidrigkeit dar und kann mit einer Geldbuße geahndet werden.

2.1.3 Verstärkte Umstellung auf ökologische Landwirtschaft

Die Kriterien des Ökolandbaus verzichten auf chemisch-synthetische Betriebsmittel, einschließlich Mineraldünger. Dadurch lässt sich der Stickstoff-Überschuss beträchtlich reduzieren. In ihrer Nachhaltigkeitsstrategie und Biodiversitätsstrategie (BUNDESREGIERUNG, 2002; 2007a) strebt die Bundesregierung an, den Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, die nach ökologischen Kriterien bewirtschaftet wird, bis zum Jahr 2010 auf 20 % zu erhöhen. Im Jahr 2005 wurden knapp 5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland ökologisch bewirtschaftet (BMELV, 2007). Geht man von einer Verringerung des Stickstoff-Überschuss auf diesen Flächen von ca. $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $20 - 30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus, käme es bei Erreichen des Ziels zu einer Reduktion der Gesamt-Stickstoffemissionen von etwa 180 Gg N a^{-1} . Auch in Tierhaltungsbetrieben, die nach ökologischen Grundsätzen wirtschaften, treten durchschnittlich geringere N-Bilanzüberschüsse auf, so dass mit einem zusätzlichen Minderungspotential zu rechnen ist.

Die derzeitige Förderung des ökologischen Landbaus im Rahmen der Agrar-Umweltprogramme kann allerdings durch zu einseitigen Ackerbau auch zu verstärktem Humusabbau führen. Im ökologischen und im konventionellen Landbau wäre die Einführung umweltschonender Fruchtfolgen zu erwägen.

Die EU steuert in den alten Bundesländern 50 %, in den neuen sogar 75 % der Öko-Förderung bei. Das BMELV hat den Erhalt des „Bundesprogramms ökologischer Landbau“ auch für das Haushaltsjahr 2008 gesichert. In einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse errechnen BÖHM ET AL. (UBA, 2002c) geringe Kosten zwischen 0,9 und 2,8 €/ kg N-Überschuss. Die Kosten sind stark von der Zahlungsbereitschaft für nach ökologischen Kriterien angebaute Lebensmittel und der damit verbundenen

Preisentwicklung abhängig. Zurzeit nimmt der Anteil importierter oder in Deutschland lediglich verarbeiteter Produkte stetig zu. Dadurch bleiben nicht nur Wertschöpfungsmöglichkeiten für einheimische Bauern ungenutzt, sondern auch Potenziale zur Entlastung und Verbesserung der Umwelt in Deutschland.

2.1.4 Flächenbindung in der Tierhaltung

Die Einführung einer flächenbezogenen Tierhaltung kann dazu beitragen, Düngereüberschüsse und damit Stickstoffemissionen zu reduzieren (SCHULTHEISS ET AL., 2003). Das Prinzip besteht darin, nur so viel Vieh zu erlauben, wie aus der zugeordneten Fläche gefüttert und umgekehrt an Gülle und Mist auf der Fläche ertragswirksam genutzt werden kann. Die Umweltwirkung resultiert daraus, dass Wirtschaftsdünger aus vorwiegend viehwirtschaftlich geprägten Regionen effizient im Ackerbau eingesetzt wird und dadurch Mineraldünger ersetzt. Dazu müssen Anreize geschaffen werden, die die Nutzung von Wirtschaftsdünger aus tierreichen Regionen in ackerbaulich geprägten Regionen fördert (vgl. Anhang 2, Kap. 2.1.7).

Der Vorschlag von SCHULTHEISS ET AL. (2003) sieht eine Viehbesatzobergrenze zwischen 1,0 und 1,5 DE ha⁻¹ (1 DE = Düngeeinheit⁶¹ = 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹) je nach Ertrag des Standortes vor. Die daraus resultierenden Substitutionsprozesse (Transport von Wirtschaftsdünger in andere Regionen und Viehabstockung) sind nur schwierig vorauszusagen, was nur eine unsichere Abschätzung der Reduktion des Mineraldüngers zulässt. Eine Schätzung am unteren Rand des Reduktionspotentials geht davon aus, dass in Bayern 10 % der viehhaltenden Betriebe die vorgeschlagene Grenze nicht einhalten können und in diesen Betrieben eine Reduktion des Viehbesatz um durchschnittlich 0,7 DE ha⁻¹ erforderlich wäre. Dies führt zu einer spezifischen Reduktion der N-Überschüsse um 56 kg ha⁻¹ a⁻¹ oder, übertragen auf Deutschland, zu einer Gesamt-Stickstoffreduktion von 65 Gg a⁻¹ (UBA, 2002c). Bezogen auf Anpassungsmaßnahmen zum Abtransport des überschüssigen Wirtschaftsdüngers entstünden dadurch aus Sicht der betroffenen Betriebe Kosten in Höhe von 2,3 – 4,6 € pro kg N-Überschuss.

2.1.5 Verstärkte Beratung der Landwirte

Bei Beratungsmaßnahmen handelt es sich um ein „weiches“, aber dennoch höchst wirksames Instrument, das den Landwirten erheblichen Spielraum lässt, inwieweit Empfehlungen zur Düngemittelanwendung umgesetzt werden. Deshalb ist der Erfolg der Maßnahme nur schwer voraussagbar. Die verstärkte Beratung sollte sich vornehmlich auf Betriebe konzentrieren, die besonders zu Stickstoff-Belastungen beitragen und Regeln der guten fachlichen Praxis nicht umsetzen. Dabei sollte sie aus einer Kombination von Umwelt- und Technikberatung bestehen. Der Einsatz von einem Berater für maximal 50-200 Landwirte ist wünschenswert. Auch eine Plattform für den Informationsaustausch und –transfer zwischen den Landwirten könnte zu

L

⁶¹ Die DüV würde mit ca. 170 kg N ha⁻¹ etwa 2 DE ha⁻¹ zulassen.
1,5 DE entsprechen in der Größenordnung in etwa der extensiven Grünlandnutzung.

Reduktionserfolgen beitragen. Die begonnene Ausweitung des „Informationssystems Integrierte Pflanzenproduktion“ (ISIP) auf Fragen der N-Düngung soll hier weitere Fortschritte bringen.

Es ist davon auszugehen, dass noch ein erhebliches Potenzial besteht, die Überdüngung abzubauen. BÖHM ET AL. (UBA, 2002c) nehmen zwei Szenarien an, die zu einer geschätzten Kostenwirksamkeit von 0,15 - 0,75 € pro reduziertem kg N-Überschuss führen. Das sind sehr geringe Kosten, im Vergleich zu anderen, vor allem technischen Maßnahmenoptionen.

Die günstigere Variante setzt voraus, dass zusätzlich zu den Beratungskosten keine Mehrinvestitionen notwendig werden oder dass es zu Ertragseinbußen kommt. Man berechnet ein Reduktionspotential von 15 kg ha⁻¹ a⁻¹ Stickstoffüberschuss. Geht man von einer 50 %-igen erfolgreichen Umsetzung der Maßnahme aus ergibt sich daraus ein GesamtMinderungspotential von 45 Gg N-Überschuss. Eine kostengünstigere, aus Sicht der Stickstoffreduktion aber wirksamere Variante ergibt sich, wenn die Landwirte auch bereit sind Investitionen zu tätigen, um Stickstoffemissionen zu verringern. Unter Berücksichtigung geringerer Kosten für verminderten Düngebedarf und einer Umsetzungsquote von 50 % ergeben sich für die zweite Variante Kosten in Höhe von 0,75 € pro reduziertem kg N-Überschuss bei einem Überschuss-Reduktionspotential von 20 kg ha⁻¹ a⁻¹.

2.1.6 Bewirtschaftungsauflagen für besonders schützenswerte Flächen

Landwirtschaftlich genutzte Flächen entfallen auch auf Gebiete mit besonders hoher Wassergefährdung (UBA, 2002c) oder grenzen an naturnahe, geschützte terrestrische Ökosysteme. Als besonders Grundwasser gefährdend gelten Gebiete, in denen hohe Niederschläge und sandige, leichte Böden zusammen treffen, so dass die Sickerwasserfront im Boden sich über den Winter so weit in die Tiefe verlagert, dass Stickstoffreste aus dem Herbst für die Pflanzenwurzeln im Frühjahr nicht mehr erreichbar sind. Besondere Bewirtschaftungsauflagen für solche landwirtschaftlichen Flächen können zur Reduktion von Stickstoff-Emissionen führen und zum Erreichen von Umweltqualitätszielen beitragen.

Ein Szenario von BÖHM ET AL. (UBA, 2002c) berechnet für insgesamt 4 Mio. Hektar wasserwirtschaftlich sensible Gebiete ein Reduktionspotential von insgesamt etwa 200 Gg N a⁻¹, unter der Annahme einer Höchstgrenze für N-Überschüsse von 20-40 kg ha⁻¹ a⁻¹, einem Verbot von Grünlandumbruch, der Erfordernis einer ständigen Bodenbedeckung sowie einer Beschränkung des Viehbesatzes. Hinweise für die Kosten leiten sich aus Abschätzungen zu Ertragsausfällen, vermiedenen Kosten für Düngerbezug sowie erhöhten Kosten für Beratungsbedarf und Kontrollen ab: Sie liegen zwischen 0,9 und 3,3 € pro kg Stickstoff-Überschuss. Ziele einer solchen Maßnahme befinden sich im Einklang mit Zielen der Nitratrichtlinie.

Auch zum Schutz terrestrischer Ökosysteme müssen Mindestabstände von empfindlichen Ökosystemen eingehalten werden, um den Schutz der Vegetation vor atmosphärischen Stickstoffbelastungen zu sichern. Dies betrifft im Wesentlichen genehmigungsbedürftige Tierhaltungsanlagen. Der Betreiber muss bauliche und betriebliche Maßnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen durchführen, wenn davon auszugehen ist, dass die zusätzliche Stickstoffbelastung durch die Anlage zu

erheblichen Nachteilen im Ökosystem führt. Eine Handlungsanleitung zur Prüfung der Zusatzbelastung im Ökosystem befindet sich zurzeit in der Testphase. Ein Minderungspotential und eventuell entstehende Kosten können hier nicht abgeschätzt werden.

2.1.7 Kontingentierung des Stickstoff-Mineraldünger an Hand von Düngeplänen

Dänemark setzt auf eine strenge und staatlich kontrollierte Düngeplanung. Akkreditierte Fachleute erarbeiten zusammen mit den Landwirten einzuhaltende Düngepläne. Die Stickstoff-Düngemenge in den Düngeplänen reduziert man in Dänemark gegenüber dem ökonomischen Optimum um 10 %. Innerhalb der Düngeplanung rechnet man in Dänemark einen höheren Stickstoffgewichtsanteil aus Wirtschaftsdüngern an. Zum Beispiel gilt für Schweinegülle in Dänemark zurzeit ein Faktor von 75 %, um den Stickstoffgewichtsanteil zu berechnen (KRONVANG ET AL., 2008). Im Vergleich dazu müssen nach der Düngeverordnung in Deutschland nur 60 % angerechnet werden, so dass die deutschen Landwirte bei gleicher berechneter N-Menge insgesamt 25 % mehr Gülle verwenden als dänische Landwirte.

Unter anderem mit diesen Maßnahmen und Instrumenten ließen sich die N-Überschüsse der dänischen Landwirtschaft in den letzten Jahren um 45 % reduzieren und durch NH_3 -, NO_3 - und N_2O -Reduktion positive Wirkungen auf die gesamte Stickstoff-Kaskade erreichen.

2.1.8 Einsatz von Biogasgülle

Die anfallende Gülle sollte vor der Ausbringung auf die Felder über Biogasanlagen vergoren werden. Die Biogasgülle zeichnet sich im Vergleich zur Rohgülle durch einen höheren Ammoniumstickstoffgehalt und einer damit verbundenen höheren Pflanzenverfügbarkeit und Stickstoffeffizienz aus und produziert gleichzeitig klimafreundliche Energie. Dazu sollte der Anteil an Gülle in den Biogasanlagen möglichst hoch sein. Bei überwiegender Biomasse-Vergärung sind nur geringere Zugewinne an Stickstoffeffizienz zu erwarten. In den Niederlanden muss der Gülle-Anteil mindestens 50 % betragen, um eine Förderung für die Biogasanlage zu erhalten. Zum Schutz des Bodenumus sollte allerdings nicht die gesamte Gülle in Biogasanlagen vergoren und Kohlenstoff-Gehalte überprüft werden.

Durch verbesserte Fließeigenschaften der vergorenen Gülle wird ein besseres Eindringen in den Boden gewährleistet, Ätzwirkung auf Pflanzen und Emissionen verringert. Dazu kommen eine weitgehende Reduzierung der Geruchsentwicklung sowie eine Abtötung von vielen Beikrautsamen. Ein gezielter Einsatz der Gülle durch die Landwirte wird erleichtert und Mineraldünger kann substituiert werden.

Der Einsatz von Biogas-Anlagen wirkt sich auf die gesamte Wirtschaftsdünger-Kette aus und muss integriert geplant werden. Wichtig bleibt auch hier die rasche Einarbeitung der Gülle, da sonst der durch die höheren pH-Werte der Biogas-Güllen erhöhte NH_3 -Dampfdruck für das Emissionsverhalten bestimmend wird. Auch ist eine emissionsmindernde Lagerung (Abdeckung) und Ausbringtechnik (z.B. Schleppschuh) von entscheidender Bedeutung, da die erhöhten Ammoniumstickstoffgehalte zu einer

verstärkten Ausgasung von Ammoniak führen können (HERSENER ET AL. 2002, OSTERBURG, 2002).

2.1.9 Stickstoff-Angepasste Fütterung

Mit einer dem Stickstoffbedarf der Tiere angepassten Fütterung (N-angepasste Fütterung) sind besonders in der Geflügel- und der Schweinezucht hohe Minderungspotentiale zu erreichen. Vor allem in großen Tierhaltungs-Einheiten lässt sich diese Maßnahme kostenneutral oder mit Kostenvorteilen umsetzen. Generell ist aber bei steigender Nachfrage nach angepassten Futtermitteln von fallenden Preisen und größeren Kostenvorteilen auszugehen.

Bei Schweinen ist eine N-Minderung z.B. mit einer 2-Phasen-Fütterung unter anderem mit so genanntem RAM-Futter⁶² zu erreichen, welches einen 23 % geringeren N-Gehalt aufweist. Eine Aussage über das Minderungspotential lässt sich nur mit großen Unsicherheiten machen, da der Umfang der bisherigen Verbreitung der Maßnahme nur unzureichend bekannt ist. Man geht aber bei einer stärkeren Verbreitung (bis zu 100 %) vor allem in Kombination mit entsprechenden technischen Minderungsoptionen im Bereich des Wirtschaftsdünger-Managements (vgl. 1.1.1 – 1.1.3) von bis zu 7 Gg N a⁻¹ aus, bei einer angenommenen hohen Kosten-Wirksamkeit (0-5 €/ kg N) (UBA, 2002). In der Geflügelhaltung ist mit einer stärkeren Verbreitung der N-angepassten Fütterung auf 90 % der Zuchtbetriebe ein hohes Minderungspotential von mehr als 7 Gg N a⁻¹ zu erreichen. Eine Kostenschätzung kann für die Geflügel-Zucht nicht gegeben werden. Auch bei der Haltung von Wiederkäuern (z.B. Milchproduktion) kann eine bedarfsgerechte Eiweißversorgung bei gleichzeitiger genetisch-züchterischer Leistungssteigerung die N-Emissionen pro Kilogramm essbarem Protein signifikant reduzieren (BRADE ET AL, 2008; FLACHOWSKY, 2008).

2.1.10 Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung

Abluftreinigungsanlagen dienen neben der Verringerung der NH₃-Emissionen auch der Reduktion von Geruchsbelästigungen sowie von CH₄- und Feinstaubemissionen aus großen Tierhaltungsanlagen. In Deutschland sind sie wegen der Kosten (Verhältnismäßigkeitsgrundsatz) in der Schweinehaltung noch nicht Stand der Technik der emissionsarmen Tierhaltung (KTBL, 2006). Im Bereich der Rinderhaltung sind sie nicht einsetzbar. Hier geht der Trend zu Außenklimaställen. In der Geflügelhaltung sind technische Probleme im Zusammenhang mit Stäuben in der Abluft nicht gelöst. Haupthindernis für einen breiteren Einsatz sind vor allem die Kosten. Für die Errichtung und den Betrieb zertifizierter Abluftreinigungsanlagen ist bei größeren Anlagen mit jährlichen Gesamtkosten in Höhe von mindestens 12 bis 24 € pro Tierplatz zu rechnen (KTBL, 2006). Dabei muss unterschieden werden, zwischen Rieselbettreaktoren, Biofiltern und Chemowäschern oder zwei- und dreistufigen Kombinationen der Reinigungssysteme. Die Betriebskosten (Stromverbrauch) haben im Durchschnitt einen Anteil von etwa 60 % an den Gesamtkosten. Mit steigender Anlagenkapazität

L

⁶² Rohprotein angepasste Mast

(Tierplatzzahl) nehmen die Kosten unabhängig von der Art der Abluftreinigung ab. Die Kosten für dreistufige Anlagen (inklusive Chemowäscher) liegen bei Tierhaltungsanlagen mit bis zu 1850 Tierplätzen bei etwa 14 € pro Tierplatz. Bei Tierhaltungsanlagen mit 460-700 Tierplätzen belaufen sie sich auf 18-24 € pro Tierplatz. Dreistufige Reinigungssysteme erzielen mit bis zu 95 % reduziertem Ammoniak höchste Effektivität. Der regionale Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in Mastschweineeställen kann daher zu erheblichen Verminderungen der Ammoniak-Emissionen führen. Man geht von einem Minderungspotential in einer Größenordnung von 16 Gg N a^{-1} aus (DÄMMGEN ET AL., 2008). Eine regionale Umsetzung wäre vor allem überall dort denkbar, wo Genehmigungen zusätzlicher Ställe an Abluftreinigungsanlagen gebunden sind. Allerdings wirken Abluftreinigungsanlagen nur im Stall, während alle weiteren Emissionen im Verlauf der Wirtschaftsdünger-Kette unverändert bleiben.

2.1.11 Verringerter Einsatz von Harnstoffdüngern

Harnstoff-Dünger weisen gegenüber anderen Mineraldüngern erheblich höhere Emissionsfaktoren für Ammoniak auf als andere N-Mineraldünger. Der Ersatz von Harnstoff-Düngern (Harnstoff und Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL)) durch Mineraldünger mit deutlich niedrigeren Emissionsfaktoren führt aufgrund NH_4 -betonter Stickstoff-Versorgung zu verringerten NH_3 - und damit auch indirekten N_2O -Emissionen. Bei 50 %-igem Ersatz der auf Ackerflächen angewendeten Harnstoff-Dünger durch Kalkammonsalpeter ist von verminderten Ammoniak-Emissionen in Höhe von 25 Gg N a^{-1} auszugehen. Ein vollständiger Austausch würde sogar zu 50 Gg verminderten N-Emissionen führen. Bei unveränderter Gesamtmenge des mit dem Kalkammonsalpeter eingesetzten Stickstoffs besteht allerdings die Gefahr, dass der als NH_3 verminderte Stickstoff das System auf anderen Wegen verlässt und es zu einer geringeren Netto-Reduktion der Stickstoff-Emissionen kommt. Prinzipiell handelt es sich um eine kostengünstige Minderungsmaßnahme, eine detaillierte Abschätzung zu Kosten liegt derzeit jedoch nicht vor. Die Umsetzung ist durch die Vorteile der Anwendung von Harnstoff, insbesondere als Flüssigdünger, eingeschränkt (DÄMMGEN ET AL., 2008). So wird z.B. die Aufnahme von Pflanzenschutzmitteln in kombinierter Anwendung mit AHL erleichtert und dadurch eine Reduzierung des PSM-Einsatzes möglich.

2.1.12 Änderung des humanen Konsumverhaltens - weniger tierisches Eiweiß

Chronische Fehlernährung, insbesondere zu geringer Verzehr von Obst und Gemüse und ein zu hoher Konsum von tierischem Eiweiß kann zu Krankheiten führen (DGE, 2004). Die Veränderung des Konsumverhaltens der Bevölkerung würde zu einem geringeren Protein- und Fett-Verzehr führen und den Markt für Nahrungsmittel tierischer Herkunft entlasten. Dies würde zu geringeren Stickstoffemissionen vor allem im Bereich der Tierproduktion sowie zu erheblichen Minderungen der Emissionen aus der Futtermittelproduktion führen. Ohne Restriktionen und Verbote hinsichtlich des Konsums von tierischem Eiweiß besteht aber kaum Aussicht auf Umsetzung der Maßnahme. Auf indirektem Wege allerdings könnte ein geringerer Fleischkonsum durch eine kleinere Portionierung von Fleischprodukten und weniger Fleisch in Fertigprodukten in Aussicht

gestellt werden. Eine Verringerung des Eiweiß-Konsums in Deutschland würde aber nicht notwendigerweise zu einer Reduktion der Fleisch- und Milchproduktion führen, sondern eher einer Erhöhung der Exporte bewirken (DÄMMGEN ET AL. 2008). Deshalb ist das mit einem veränderten Konsumverhalten verbundene Minderungspotential derzeit nicht quantifizierbar. Ein Ernährungsstil, der mehr pflanzliche und weniger tierische Lebensmittel einbezieht, gilt aber als wirkungsvollster Beitrag zum Klimaschutz im Ernährungsbereich.

2.1.13 Maßnahmen gegen Grünlandumbruch

Grünland, Wiesen, Weiden und Niedermoore sind ein wichtiger Speicher organischer Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen. Durch Umbruch des Grünlands und Umwandlung in Ackerland gehen große Teile des so festgelegten Stickstoffs an das Grundwasser und an die Atmosphäre verloren. Der Rückgang von Grünland hat erheblich zugenommen. Bundesweit ist der Grünlandanteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche seit 2003 um etwa 3 % zurückgegangen (NABU, 2008⁶³; BMELV, 2007).

Eine Steigerung der wirtschaftlichen Attraktivität von Grünland ist deshalb erforderlich. Des Weiteren sollte neben der von der EU vorgesehenen Genehmigungspflicht für den Grünlandumbruch das Umbruchverbot nach Cross Compliance zumindest für sensible und feuchte Standorte (Niedermoore, Auen) verschärft werden.

2.2 *Bioabfallbehandlung mit Biofiltern und vor geschaltetem sauren Wäscher*

Die Behandlung von ammoniakreicher Abluft in Biofiltern führt nach neueren Erkenntnissen zu ungewollten Verlagerungseffekten, da bis zu 29 % des Ammoniak durch die biologischen Abbauprozesse im Biofilter zu N₂O umgewandelt werden können. Um diesen Effekt zu verhindern muss Ammoniak vor dem Biofilter durch eine saure Abgaswäsche entfernt werden. Dabei entsteht Ammoniumsulfat, das als Mineraldünger verwendet werden könnte.

Bei einer geschlossenen Kompostierung mit Abluftreinigung durch sauren Wäscher und Biofilter lassen sich die Ammoniakemissionen im Zuge der Bioabfallbehandlung um bis zu 95 % (ca. 5 Gg N a⁻¹) reduzieren (KTBL, 2006).

2.3 *Verkehr*

Optionale Maßnahmen und Instrumente des Verkehrsbereichs sind im Hinblick auf eine N-Emissionsminderung ebenfalls als äußerst wirksam zu bewerten. Zusätzlich zu den rechtlich bereits eingeführten oder vorgesehenen Maßnahmen der LKW-Maut, der Einführung neuer Grenzwertstufen EURO VI für schwere Nutzfahrzeuge und Euro 5 und 6 für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge (Anhang 2, 1.3.1, 1.3.2 und 1.3.3), erachtet das

L

⁶³ NABU – Naturschutzbund Deutschland e.V. (2008):
<http://www.nabu.de/themen/landwirtschaft/landwirtschaftundnaturschutz/agrargipfel.html>

Umweltbundesamt als notwendig, darauf hinzuweisen, dass in diesem Bereich ein nicht unerheblicher zusätzlicher Beitrag zu einer Verminderung von Stickstoffemissionen geleistet werden könnte. Die diskutierten Maßnahmen sind in der Regel kostengünstig und es gibt fast kein Risiko von Verlagerungseffekten. Insgesamt weist der Verkehrsbereich mit den optionalen, hier vorgestellten Maßnahmen und Instrumente ein Minderungspotential von etwa 15 Gg N a^{-1} auf. Auf Grund der sehr geringen Implementierungskosten und den zahlreichen Synergieeffekten mit anderen UQZ (z.B. Klimaschutz) ist die Einführung entsprechender Maßnahmen und Instrumente empfehlenswert.

2.3.1 Geschwindigkeitsbegrenzung auf deutschen Autobahnen

Kfz-Verkehr mit Personenkraftwagen ist verbunden mit hohen Emissionen von NO_x , NMVOC und anderen Schadstoffen. Insbesondere hohe Geschwindigkeiten führen bei vielen Pkw zu einem deutlich erhöhten Schadstoffausstoß. Die Einführung einer Geschwindigkeitsbegrenzung auf Autobahnen könnte dazu beitragen, dass emissionsbegünstigende Betriebszustände im Bereich höherer Geschwindigkeiten vermieden und spezifische Emissionen deutlich verringert werden.

Bei den Emissionsminderungseffekten gibt es u.a. starke Unterschiede zwischen Benzin- (Otto-) und Dieselfahrzeugen, zwischen den verschiedenen EURO-Grenzwertstufen und zwischen unterschiedlichen Fahrzeugtypen. Wichtige Stichworte, die in diesem Zusammenhang zu nennen sind, betreffen den unterschiedlichen Kraftstoffverbrauch von Fahrzeugen, die spezifische Umweltwirkung der Fahrzeuge und die Fahrzeugausstattung. Es gibt zurzeit keine aktuellen Informationen zur Geschwindigkeitsverteilung von Fahrzeugen auf deutschen Autobahnen. Deshalb sind aktuelle Schätzungen zur Minderung von Emissionsmengen in diesem Bereich ebenso, wie die bislang vorliegenden Berechnungen zu den potentiellen Kosten und zum ökonomischen Nutzen einer allgemeinen Geschwindigkeitsbegrenzung noch wenig aussagekräftig (GOHLISCH & MALOW, 1999). Zurzeit geht man von einem Minderungspotential von etwa 3 Gg N a^{-1} aus. Mit relevanten Implementierungskosten ist dabei nicht zu rechnen. Auf den Klimaschutz würde sich eine Verringerung des Kraftstoffverbrauchs und damit auch der klimarelevanten CO_2 -Emissionen ebenfalls positiv auswirken.

2.3.2 Stufenweise Angleichung der Mineralölsteuer von Diesel an Ottokraftstoff

Die steigende Attraktivität von Diesel-Pkw, bedingt durch die technische Entwicklung sowie zusätzlich begünstigt durch eine geringere Mineralölsteuer auf Diesel, hat in den letzten Jahren zu einer starken Zunahme der Fahrleistungen von Diesel-Pkw geführt. Diesel-Pkw weisen im Mittel etwa zehnmal höhere NO_x -Emissionen auf als Benziner. Aufgrund dieser höheren spezifischen NO_x -Emissionen konnten damit im Straßenverkehr geringere Emissionsminderungen als ohne diesen „Diesel-Boom“ erreicht werden. Eine stufenweise Angleichung der Mineralölsteuer auf Dieselkraftstoff an den Steuersatz von Otto-Kraftstoff in Kombination mit der CO_2 -bezogenen Kfz-Steuer

würde zu einer Erhöhung der Betriebskosten bei Diesel-Pkw führen, so dass sich deren Kostenattraktivität gegenüber Otto-Pkw verringern würde. Dadurch ließe sich der Anteil der Fahrleistung von Dieselfahrzeugen wieder reduzieren und eine weitere Verminderung der Emission von reaktiven Stickstoffverbindungen erreichen.

Gegenüber dem Referenzszenario (UBA, 2007) könnte die Maßnahme im Jahr 2010 zu einer Minderung der NO_x-Emissionen um 4,0 Gg N a⁻¹ führen. Bis zum Jahr 2020 würde sich das Minderungspotenzial bei NO_x auf 5,9 Gg N a⁻¹ erhöhen. Die Berechnung dieser Minderungspotenziale schließt die Einführung von Euro 5-Grenzwerten für Pkw und damit entsprechend reduzierte spezifische NO_x-Emissionen neuer Diesel-Pkw ab 2008 mit ein. Im Zusammenhang mit der Besteuerung sind keine zusätzlichen Investitionskosten zu erwarten.

2.3.3 Ausweitung der Lkw-Maut

Eine noch stärkere Minderung der Schadstoff- und Partikelemissionen als durch die Maßnahme unter 1.3.3 erreicht werden kann, würde der Vorschlag des UBA zur Weiterentwicklung der Lkw-Maut leisten: Demnach soll eine Ausweitung der Lkw-Maut auf alle Lkw ab 3,5 Tonnen zulässigem Gesamtgewicht sowie auf das gesamte deutsche Straßennetz und eine Erhöhung der Maut durch Berücksichtigung der externen Kosten erfolgen.

2.3.4 Verschärfung der bisherigen Grenzwerte für Flugzeugtriebwerke

Eine deutliche Verschärfung der bisherigen Grenzwerte für Flugzeugtriebwerke verringert die spezifischen NO_x-Emissionen im Flugverkehr. Die derzeitigen Grenzwerte orientieren sich am Stand der Technik. Eine Minderung der spezifischen NO_x-Emissionen konnte bisher nicht erreicht werden.

Durch bereits bestehende ICAO⁶⁴ Regeln (CAEP⁶⁵/6-Grenzwert) wird eine Grenzwertverschärfung (vermutlich als CAEP/8-Grenzwert) erst nach 2015 wirksam, so dass die zu erwartenden Emissionsminderungen zunächst sehr niedrig sind. In den darauf folgenden Jahren ist das Minderungspotenzial - je nach Grenzwert - möglicherweise erheblich. Eine abschließende Einschätzung des Minderungspotenzials bis 2020 ist derzeit nicht möglich. Die Einführung des CAEP/6-Grenzwertes bewirkt lediglich Minderungen der absoluten Stickoxidemissionen um wenige Prozent.

Die Festlegung der Grenzwerte und Zertifizierungsmethodik erfolgt auf internationaler Ebene durch die dafür zuständige Internationale Zivilluftfahrt-Organisation (ICAO). Die Bundesregierung kann den Prozess anstoßen, begleiten und auf die Festlegung der Grenzwerte einwirken.

L

⁶⁴ International Civil Aviation Organisation

⁶⁵ Committee on Aviation Environmental Protection

2.3.5 Strengere Emissionsstandards für Internationalen Schiffverkehr

Die Internationale Seeschiffahrtsorganisation (IMO) setzt Standards für den Schadstoffausstoß im internationalen Schiffverkehr. Das IMO-Komitee zum Schutz der marinen Umwelt (MEPC⁶⁶) verabschiedete im Oktober 2008 eine Revision des Anhang VI der MARPOL Konvention⁶⁷ der IMO. Darin sind unter anderem auch neue Emissionsstandards für NO_x festgelegt. Das Protokoll sieht eine schrittweise Absenkung der Standards für NO_x um 16-22 % ab 2011 und 80 % ab 2016 gegenüber dem Jahr 2000 vor. Der revidierte Anhang VI soll am 1. Januar 2010 in Kraft treten. Eine signifikante Reduktion der NO_x-Emissionen ist zeitnah trotzdem nicht zu erwarten, da die neuen Standards für einen großen Teil der bestehenden Flotte von über 90.000 Schiffen nur eingeschränkt umgesetzt werden müssen (AIRCLIM, 2008a). Einen steigenden Verbrauch von maritimen Treibstoffen zugrunde legend ist weiterhin mit global steigenden NO_x-Emissionen zu rechnen (AIRCLIM, 2008b).

Bei Implementierung ist die Kosten-Wirksamkeit von NO_x-Minderungsmaßnahmen - im Vergleich zu entsprechenden Kosten an Land - beim internationalen Seeverkehr mit 0,04 – 1,8 € kg⁻¹ hoch (COFALA ET AL, 2007). Mit einfachen und billigen Maßnahmen, welche an Land bereits größtenteils ausgeschöpft sind, ließen sich umfangreiche Minderungserfolge - auch für den Seeverkehr in Küstengewässern - erzielen. Solche Maßnahmen schließen die Installation von SCR-Technik auf neuen Schiffen und nachträgliche innermotorische Modifikationen für alte Schiffe ein.

2.3.6 Energieeinsparungs- und Treibhausgasminderungsmaßnahmen im Maßnahmenbereich Verkehr

Maßnahmen die den reduzierten Einsatz fossiler Treibstoffe im Verkehr und die Reduktion damit verbundener CO₂-Emissionen zum Ziel haben bewirken auch reduzierte Emissionen von verkehrsbedingten NO_x-Emissionen. Weitere Einsparungen von Treibhausgasemissionen im Bereich des Verkehrs würden demnach zusätzlich zu Stickstoffemissionsminderungen führen.

Das Umweltbundesamt schätzte diese zusätzlichen Wirkungen auf die Stickstoff-Emissionen für ein Paket von 12 zusätzlichen, empfehlenswerten Maßnahmen der Klima- und Verkehrspolitik (Tabelle 9) (UBA, 2008). Dieses Maßnahmenpaket geht zum Großteil über relevante Regelungsstände, wie das IEKP der Bundesregierung (BUNDESREGIERUNG, 2007), hinaus. Bei den meisten dieser Maßnahmen handelt es sich um ökonomische Steuerungsinstrumente, nur drei Maßnahmen zielen auf Einführung veränderter Techniken ab. Das Paket enthält allerdings auch 2 Maßnahmen, deren Minderungspotential bereits in den vorangegangenen Abschnitten diskutiert wurde. Eine Zusammenziehung der Minderungspotentiale des hier diskutierten Maßnahmenpakets und der anderen optionalen Maßnahmen für den Verkehrsbereich würde demnach zu einer Überschätzung des Gesamtminderungspotentials führen.

Bei Implementierung der zusätzlichen Klimaschutzmaßnahmen im Verkehrsbereich wäre, nach den Schätzungen des Umweltbundesamtes, bis 2020 mit Minderungen von insgesamt 36 Gg N a⁻¹ zu rechnen.

L

⁶⁶ Marine Environment Protection Committee

⁶⁷ International Convention for the Prevention of Pollution from Ships

Anhang 2: Katalog von Maßnahmen und Instrumenten zur Stickstoff-Emissionsminderung

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Tabelle 9: Maßnahmenzenario mit aus UBA-Sicht empfehlenswerten verkehrspolitischen Maßnahmen zur Treibhausgasreduzierung (UBA, 2008)

Treibhausgasreduzierungsmaßnahmen im Verkehr
Abschaffung der Entfernungspauschale
Festsetzung von Obergrenzen der CO ₂ Emissionen von Neuwagen
Mineralölsteuer auf Diesel an Niveau von Benzin anpassen
Verdopplung der LKW-Nutzerkosten
Erhöhung der Quoten zur Beimischung von Biokraftstoffen
Pflicht zur Nutzung von Leichtlaufölen und -rädern
Umstellung auf CO ₂ -Emissionen bezogene KFz-Steuer
Ausdehnung der LKW-Maut (a) auf das Fernstraßennetz und (b) auf LKW mit 3.5-12t zul. GG.
Einbeziehung des Luftverkehrs in EU-ETS (Effekte für nationalen und internationalen Luftverkehr)
Einführung der Kerosinbesteuerung (Effekte für nationalen und internationalen Luftverkehr)

2.4 *Energiewirtschaft und Industrie*

Um die Nationalen Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie einzuhalten, ist die Bundesregierung verpflichtet ein Nationales Programm mit dauerhaften Maßnahmen zu formulieren. Dies bedeutet unter anderem auch, dass auf diese Weise immer wieder neue und weitere Folgemaßnahmen entwickelt werden können und dass aktuell bereits bestehende Maßnahmen hinsichtlich ihres Erfolges evaluiert und analysiert werden müssen (UBA, 2007b). Alle in diesem Kapitel beschriebenen Einzelmaßnahmen aus dem Bereich der Energieumwandlung sind diesem Programm entnommen und stellen bezogen auf das Referenzszenario 2010 mit insgesamt 53 Gg N a⁻¹ ein großes Minderungspotential dar. Darüber hinaus werden hier Maßnahmen im Bereich der Industrie beschrieben, die produktions- und energiebedingte Stickstoffemissionen mindern können. Das Minderungspotential ist hier noch nicht immer exakt voraussagbar. Hierzu getroffene Aussagen stützen sich in den meisten Fällen auch auf den Maßnahmenplan zur Einhaltung der Nationalen Emissionshöchstmengen (UBA, 2007b).

Die Maßnahmenvorschläge für Großfeuerungsanlagen, welche mit Braunkohle oder Erdgas betrieben werden, sind mit hohen Investitionskosten verbunden und dementsprechend den Kosten-Wirksamkeitsstufen „Mittel“ und „Gering“ zuzuordnen. Die Maßnahmen speziell für Kraftwerke mit Steinkohlefeuerung sind im Vergleich dazu bei der Implementierung weniger kostenintensiv und weisen daher eine hohe bis mittlere Kosten-Wirksamkeit auf. Sie zeigen, allerdings im Vergleich zur Braunkohlefeuerung auch ein geringeres Minderungspotential. Mit den niedrigsten Investitionskosten ist bei Kleinfeuerungsanlagen zu rechnen.

Allen aufgeführten Maßnahmen wird nur ein geringes Risikopotential einer Emissions-Verlagerung von NO_x hin zu einer Ammoniakfreisetzung zugerechnet, welches sowohl bei SCR-, als auch bei SNCR-Techniken als Reduktionsmittel eingesetzt wird.

2.4.1 Große Braunkohlefeuerungsanlagen

Bislang sind bei Braunkohlefeuerungen keine SNCR-Anlagen (Anlagen nach dem Wirkungsprinzip der „Selektiven Nicht-Katalytische Reduktion“) installiert, da die geforderten NO_x -Konzentrationsgrenzwerte durch primäre Maßnahmen im Verbrennungsprozess erreicht werden können. Durch eine zusätzliche Anwendung der SNCR-Technik könnten allerdings darüber hinausgehende Emissionsminderungen erreicht werden. Die Funktionsweise der SNCR-Technik basiert dabei auf einer nicht katalytischen Reduktion von NO_x zu Stickstoff (N_2) und Wasser bei hohen Temperaturen im Feuerraum. Als Reduktionsmittel werden Ammoniak (NH_3) oder Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) eingesetzt, die zu diesem Zweck in den Verbrennungsraum eingesprüht werden.

Braunkohlefeuerungsanlagen mit einer Größe von mehr als 300 MW könnten durch Anwendung der SNCR-Technik etwa 10 Gg N a^{-1} bis zum Jahr 2020 einsparen. Die geschätzten Kosten für eine Umrüstung betragen zwischen 16 und 30 € pro kg Stickstoff und liegen damit im Bereich einer „Mittleren“ Kosten-Wirksamkeit.

Weitere Emissionsminderungen wären durch Implementierung der Selektiven Katalytischen Reduktion (SCR-Technik) als sekundäre Maßnahme erreichbar. Bei dieser Methode wird Ammoniak in den Rauchgasstrom eingedüst und in Gegenwart eines Katalysators werden die Stickstoffoxide in Stickstoff und Wasser umgewandelt. Von allen Maßnahmen, die im Bereich Feuerungsanlagentechnik diskutiert werden, beinhaltet diese das größte Emissionsminderungspotential. Insgesamt könnten durch eine Umrüstung der Anlagen bis zum Jahr 2020 etwa 18 Gg N a^{-1} eingespart werden. Die entstehenden Kosten bei Implementierung werden auf 18 bis 32 € pro kg Stickstoff geschätzt und sind damit mit den Anwendungskosten der SNCR-Technik („Mittlere Kosten-Wirksamkeit“) vergleichbar.

2.4.2 Große Steinkohlefeuerungsanlagen

Bei mit Steinkohle befeuerten Großfeuerungsanlagen, die größer als 300 MW sind, könnte vor allen Dingen ein höherer Grad der Ausnutzung von bereits installierten SCR-Systemen erreicht werden. Minderungsoptionen entstehen vor allem durch Optimierung von Oberflächen und Aktivitäten von verwendeten Katalysatoren sowie durch verbesserte Wartung und Inspektion. Das geschätzte Minderungspotential liegt bei etwa 8 Gg N a^{-1} und dies könnte relativ rasch umgesetzt werden. Die Kosten-Wirksamkeit bei Implementierung wäre in einem Bereich von etwa 1,2 bis 1,6 € pro kg Stickstoff anzusiedeln und als sehr hoch einzustufen.

Auch bei kleineren Steinkohle-Feuerungsanlagen mit einer Feuerungsleistung von 50-300 MW können ähnliche Optimierungsmaßnahmen vorgenommen werden. Der Anteil der Anlagen, die bereits über eine optimierte Technik verfügen, ist hier allerdings größer als bei den Anlagen $> 300 \text{ MW}$. Das insgesamt zu erreichende Minderungspotential ist also dementsprechend kleiner und beträgt nur etwa 3 Gg N a^{-1} . Die Implementierungskosten für diese Maßnahmen liegen ebenfalls in einem Bereich zwischen 1 und 1,3 € pro kg Stickstoff, wenn bereits SCR-Technik installiert wurde (hohe Kosten-Wirksamkeit), beziehungsweise im Falle einer Neuinstallation bei etwa 6 bis 13 € pro kg Stickstoff (mittlere Kosten-Wirksamkeit).

2.4.3 Große Erdgasfeuerungsanlagen

Erdgaskesselfeuerungsanlagen mit einer Größe von mehr als 50 MW verfügen in der Regel über wirksame Primärmaßnahmen und sind nur selten mit einer SCR-Technik ausgerüstet. Hier wäre ein Minderungspotential von etwa 2 Gg N a^{-1} in einem mittelfristigen Zeitrahmen von etwa 5 bis 10 Jahren zu erreichen, wenn die Anlagen mittels SCR-Technik nachgerüstet würden. In Anbetracht des Tatbestands einer relativ geringen Kosten-Wirksamkeit von erwarteten 17 bis 60 € pro kg Stickstoff, die vor allem bei Implementierung durch die notwendige Neuinstallation der SCR-Technik verursacht werden, sind diese Nachrüstungen im Hinblick auf die Reduktion von reaktivem Stickstoff jedoch nur sehr eingeschränkt zu empfehlen.

Auch die Anwendung von Gasturbinen in entsprechenden Kraftwerken verfügt regelmäßig über wirksame Primärmaßnahmen und die Kraftwerke sind nur selten mit der SCR-Technik ausgestattet. Trotzdem gibt es hier ein relativ höheres Minderungspotential von insgesamt etwa 6 Gg N a^{-1} (bezogen auf die Referenzprognose für das Jahr 2010). In den USA werden bereits moderne Gasturbinenanlagen mit SCR-Systemen betrieben. Im Falle einer Umsetzung wäre in Deutschland mit Kosten in Höhe von etwa 20-59 € pro kg Stickstoff und damit mit einer niedrigen Kosten-Wirksamkeit zu rechnen.

2.4.4 Kleine Feuerungsanlagen

Die Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (1.BImSchV) begrenzt die Emissionen nicht genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von kleiner als 1 MW (Einsatz fester Brennstoffe) und von kleiner als 20 MW (Einsatz flüssiger und gasförmiger Brennstoffe). Derzeit ist eine Novellierung der 1.BImSchV geplant. Der vorliegende Referentenentwurf sieht eine Reduzierung der NO_x -Grenzwerte für Gas- und Ölfeuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung bis 120 kW vor. Für Anlagen zwischen 120 kW Nennwärmeleistung und 10 MW Feuerungswärmeleistung sieht der Entwurf erstmals konkrete Grenzwerte vor.

Während die Novellierung der 1.BImSchV zu einem Rückgang der NO_x -Emissionen aus Gas- und Ölfeuerungsanlagen beitragen wird rechnet das Umweltbundesamt wegen des steigenden Holzeinsatzes mit einem Anstieg der NO_x -Emissionen aus Holzfeuerungsanlagen. Im Ergebnis wird es demnach bis zum Jahr 2020 zu einer Reduzierung der NO_x -Emissionen aus Anlagen der 1.BImSchV in der Größenordnung von 4 Gg N a^{-1} kommen. Bei Implementierung der Maßnahmen im Rahmen einer novellierten 1. BImSchV ist mit einer hohen Kosten-Wirksamkeit im Bereich zwischen 0 und 5 € pro kg Stickstoff zu rechnen.

Nach Einschätzung des Umweltbundesamts handelt es sich bei der Novellierung der 1. BImSchV nur um moderate Grenzwertverschärfungen. Insbesondere um die hohen NO_x -Emissionen bei stationären Motoren zu begrenzen, sind strengere Grenzwerte erforderlich. Auch bei der Verbrennung von Biomasse entstehen nicht unerhebliche Stickoxidemissionen. Diese sind bei kleinen Feuerungsanlagen technisch bislang aber kaum reduzierbar.

2.4.5 Durchführungsmaßnahmen zur Ökodesignrichtlinie

Die EU-Ökodesignrichtlinie (2005/32/EG) vom 6. Juli 2005 schafft einen Rahmen für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energiebetriebener Produkte (EbP-Richtlinie). Sie zielt darauf ab, die Umweltverträglichkeit energiebetriebener Produkte durch die Vorgabe allgemeiner und spezifischer Ökodesign-Anforderungen zu verbessern. Die Bundesregierung hat unter Federführung des BMWi die Richtlinie mit dem Energiebetriebene-Produkte-Gesetz in deutsches Recht umgesetzt.

Durchführungsmaßnahmen zur Ökodesign-Richtlinie – nach derzeitigem Stand zumeist EU-weit gültige Verordnungen – regeln für ausgewählte Produkte die konkreten Anforderungen an die Umweltleistung. Die EU Kommission plant unter anderem Durchführungsmaßnahmen für Zentralheizkessel und Warmwasserbereiter für fossile Brennstoffe (gemeint sind Gas und Öl) sowie für Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Ein erhebliches Potential, die Umweltverträglichkeit dieser Produkte ohne übermäßig hohe Kosten zu verbessern, soll mit den Durchführungsmaßnahmen ausgeschöpft werden.

Dabei sollen die leistungsfähigsten auf dem Markt anzutreffenden Produkte und Techniken als Referenz dienen und die Höhe der Ökodesign-Anforderungen ist auf Grundlage einer technischen, wirtschaftlichen und umweltbezogenen Analyse festzulegen.

Bei Heizkesseln und Warmwasserbereitern sind neben Anforderungen an die Energieeffizienz und an die Produktkennzeichnung vor allem strenge Anforderungen an die NO_x -Emissionen vorgesehen. Die Durchführungsmaßnahme fördert allerdings voraussichtlich über das geplante Kennzeichnungssystem die Installation strombetriebener Wärmepumpen. Da die Stromerzeugung mit höheren NO_x -Emissionen einhergeht, als die Wärmeerzeugung in Heizkesseln rechnet die Kommission damit, dass die NO_x -Emissionen bei einer Verabschiedung der geplanten Durchführungsmaßnahme trotz sehr niedriger Grenzwerte für Heizkessel zunächst ansteigen und erst vom Jahr 2020 an unter das heutige Niveau sinken.

2.4.6 Industrieprozesse (Stahl, Glas, Zement und Sinter)

Industrieprozesse emittieren nach dem Referenzszenario (UBA, 2007) im Jahr 2010 prozessbedingt 23 Gg NO_x -N. Bei zusätzlicher Berücksichtigung der energiebedingten Emissionen setzen sie sogar 27 Gg NO_x -N a^{-1} frei. Hervorzuheben sind dabei als Emittenten die Zementklinkeröfen und die Sinteranlagen der Stahlindustrie mit Emissionen in Höhe von je etwa 8 Gg sowie die Glaswerke und die Walzwerke der Stahlindustrie mit Emissionen in Höhe von je etwa 3,5 Gg NO_x -N (UBA, 2007c). Eine Reihe zusätzlicher Maßnahmen in diesen vier Sektoren können die Emissionen bis zum Jahr 2015 um etwa 5 Gg reduzieren. Eine detaillierte Zusammenstellung und Analyse der Maßnahmen bietet der Maßnahmenplan der Bundesregierung „Maßnahmen zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen der NEC-Richtlinie“ (UBA, 2007b).

Bei der Zementindustrie sind die Optimierung der SNCR-Technik und insbesondere die Einführung der SCR-Technik als effektiv zu werten. Das Minderungspotenzial bei

flächendeckender Einführung der SCR liegt nach Schätzungen bei mindestens 50 % gegenüber dem heutigen Stand.

Bei der Glasindustrie sind insbesondere Maßnahmen im Bereich der Brenntechnologie effektiv. So lassen sich mit Hilfe der Sauerstoffverbrennung im Oxyfuel-Verfahren die NO_x-Emissionen effektiv und kostengünstig vermindern.

Auch an den Sinteranlagen der Stahlindustrie können die Stickstoffemissionen durch Einführung der SCR-Technologie wirksam reduziert werden. Bei den Walzwerken der Stahlindustrie kommt alternativ auch die SNCR-Technik in Frage. Es gibt allerdings in Europa bisher an keine entsprechenden Anlagen und mangels Praxiserfahrungen kann das Minderungspotential nicht geschätzt werden.

Gesicherte Informationen zu Kosten im Bereich der Zement- und Eisen- und Stahlindustrie sind nicht verfügbar. Generell hängen die spezifischen Investitions- und Betriebskosten der Maßnahme in diesen Bereichen stark von der Anlagenkonfiguration und den spezifischen örtlichen Gegebenheiten ab.

2.4.7 Chemische Industrie

Die Düngemittelproduktion verursacht 2010 laut Referenzszenario (UBA, 2007b) 6,6 Gg NH₃-N-Emissionen. Obwohl es in Deutschland lediglich 5 Anlagen zur Produktion von stickstoffhaltigen Düngemitteln gibt (3 Anlagen zur Harnstoffproduktion, und jeweils eine Anlage zur Produktion von NPK und Ammoniumsulfat) entspricht das etwa 1,2 % der gesamten deutschen NH₃-Emissionen. Die TA-Luft-Grenzwerte für Ammoniak-Emissionen sind bei diesen Anlagen nur mit Abluft-Wäschern erreichbar. Die Umstellung von wässrigem auf sauren Wäscher wäre eine weitere Minderungsmaßnahme.

Durch die Maßnahme lassen sich bei einer mittleren Minderungseffizienz von 20% und einem angenommenen bereits umgesetzten Implementierungsstand von 30% etwa 0.9 Gg NH₃-N (0,2% der Gesamtemissionen) reduzieren.

Die Übergangsfristen der TA Luft bis Ende 2007 lassen kaum Spielraum für eine weitere Minderung der Grenzwerte (Dynamisierung). Weitere Minderungen sind daher eher im Hinblick auf 2010 bzw. 2020 eine Option.

Ein weiteres Minderungspotenzial findet sich bei der Salpetersäureproduktion. Ab 2013 wird Lachgas (aus der Salpetersäure- und Adipinsäureprodukt) in den Emissionshandel aufgenommen; dies kann durch eine anspruchsvolle Benchmark-Setzung⁶⁸ auf europäischer Ebene eine wesentliche Maßnahme zur Reduzierung darstellen. Bereits ab 2008 reduziert die deutsche Salpetersäure-Industrie im Rahmen von Clean-Development-Mechanismen-(CDM-)Projekten die Lachgasemissionen. Angaben zur Kosten-Wirksamkeit können an dieser Stelle nicht gemacht werden.

L

⁶⁸ Ein Benchmark ist ein für eine Anlagen- oder Produktkategorie spezifischer Emissionswert, welcher in Form von Emissionen pro Output-Einheit angegeben wird. Entsprechend werden für Anlagentypen oder Branchen Standardwerte für die Emissionen ermittelt (z.B. nach BVT - Bester Verfügbarer Technik oder Durchschnittswerten), nach denen sich die Ausstattung mit Emissionsberechtigungen richtet.

2.4.8 Energieeinsparungs- und Treibhausgasminderungsmaßnahmen im Maßnahmenbereich Industrie und Energiewirtschaft (einschließlich Haushalte und Gewerbe)

Energieeinsparungsmaßnahmen zur Erreichung von Klimaschutzzielen sind nicht nur mit Minderungen entsprechender Treibhausgase (CO₂) verbunden, sondern können – abhängig von den gewählten Maßnahmen - zu zusätzlichen Emissionsminderungen von Luftschadstoffen führen. Im Bereich der Industrie und Energiewirtschaft aber auch bei Haushalten, Gewerbe und Dienstleistungen führt die Einsparung von Energie vor allem zu damit verbundenen Minderungen von NO_x-Emissionen. Das Umweltbundesamt schätzte auf der Grundlage von Klimaschutzszenarien (Politiksznarien IV – Szenarien bis 2030; UBA, 2008) die Emissionen von NO_x-N im Jahr 2020 für ein Paket von 13 zusätzlichen, empfehlenswerten Maßnahmen der Klima- und Energiepolitik. Das untersuchte Maßnahmenpaket umfasst 4 Maßnahmen im Bereich der Stromerzeugung, 5 im Bereich des Stromverbrauchs und 4 im Bereich der Raumwärme (Tabelle 10). Es geht allerdings über relevante Regelungsstände der Energie- und Klimapolitik, wie etwa die Eckpunkte des Integrierten Energie- und Klimaprogramms (IEKP) der Bundesregierung (BUNDESREGIERUNG, 2007), hinaus. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass bei zusätzlicher Einführung und Umsetzung dieser Maßnahmen bis 2020 mit einem Minderungspotential von 14 Gg N a⁻¹ zu rechnen wäre.

Es besteht allerdings noch Forschungsbedarf zu gegenläufigen Effekten: Maßnahmen zum Klimaschutz führen teilweise auch zu einer Erhöhung der NO_x-Emissionen. Beispiele sind die Förderung regenerativer Energien, die auch zum verstärkten Einsatz von Holzfeuerungsanlagen und Stationärmotoranlagen führen. Diese Anlagen haben höhere NO_x-Emissionen als die jeweiligen etablierten Systeme.

Erste Schätzungen zu Kosten, die im Rahmen ausgewählter Klimaschutzmaßnahmen entstehen, liefert eine Studie zur wirtschaftlichen Bewertung des Integrierten Energie- und Klimaprogramms (IEKP) (EICHHAMMER ET AL., 2007): Daraus ergibt sich, dass die überwiegende Anzahl der analysierten Klimaschutzmaßnahmen im Jahr 2020, unter Berücksichtigung der eingesparten Energiekosten, finanzielle Einsparungen für den Endnutzer ergäben.

Anhang 2: Katalog von Maßnahmen und Instrumenten zur Stickstoff-Emissionsminderung

Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungs-Strategie - UBA

Tabelle 10: Maßnahmenzenario mit aus UBA-Sicht empfehlenswerten klima- und energiepolitischen Maßnahmen zur Treibhausgasminderung (UBA, 2008)

Raumwärme
Verstärkter Einsatz hocheffizienter Brennwertkessel
Verstärkte Nutzung regenerativer Energien
Forcierung der Wärmedämmung im Altbau
Verschärfung der EnEV ⁶⁹ um 25% in Alt- und Neubau
Stromerzeugung
Verstärkte Förderung erneuerbarer Energien
Stromeinsparung
Modifizierung des Emissionshandelssystems
Einführung strikter Klimaschutzziele
Verstärkte KWK ⁷⁰ -Förderung
Stromverbrauch
Verbindliche Mindest-Effizienzstandards für weitere elektrische Haushaltsgeräte
Verschärfung und Dynamisierung der bestehenden verbindlichen Produktkennzeichnungen für elektrische Haushaltsgeräte
Verpflichtender Einbau netztrennender Schalter
Verpflichtende Kennzeichnung des Leerlaufverbrauchs elektrischer und elektronischer Geräte in Haushalten (oder vergleichbare Maßnahme zur Reduzierung des Leerlaufverbrauchs)
Fortführung und Verstärkung der dena ⁷¹ -Initiativen zur Stromeinsparung (ggf. weitere Informationsprogramme)

2.4.9 Verstärkte Klärschlammverwertung in der Verbrennung

Eine Reduzierung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung und eine Verbrennung der entsprechenden Klärschlammengen hätte eine deutliche Verringerung der Ammoniakemissionen in die Luft und eine Verringerung von Stickstoffeinträgen in Boden und Grundwasser zur Folge. Neben Kohlendioxid ist jedoch Lachgas (N₂O) ein Hauptbestandteil des Abgases von Müllverbrennungsanlagen. Anteile die der Klärschlamm zur Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft beigetragen hat, müssten allerdings durch andere Stickstoffdünger substituiert werden.

Die derzeit geplante Novellierung der Klärschlammverordnung oder neue Grenzwerte in der Düngemittelverordnung hätten eine solche Umorientierung der Klärschlamm-entsorgung von der bodenbezogenen Verwertung hin zur Verbrennung zur Folge. Aktuelle Grenzwerte für luftseitige N-Emissionen bei der Verbrennung von Klärschlämmen führen zu einer deutlichen Reduktion reaktiver Stickstoffverbindungen (vgl. Anhang 1, Kapitel 1.4.1). Welche Klärschlammengen zukünftig neue Entsorgungswege gehen und welchen Einfluss das auf die Stickstoffbilanz hat, kann derzeit nur schwer geschätzt werden.

L

⁶⁹ Erneuerbare Energien Verordnung

⁷⁰ Kraft-Wärme-Kopplung

⁷¹ Deutsche Energie-Agentur

2.5 Gewässerreinigung

2.5.1 Misch- und Regenwasserabschläge

Das UBA plädiert für die Einführung einer gezielten Regen(ab)wasserbewirtschaftung. Starkregenereignisse verursachen bei Mischkanalisation (gemeinsames Ableiten von Regenwasser und Schmutzwasser) eine hydraulische Überlastung der Kanalisation sowie der Kläranlage. Eine Vorortversickerung von unbelasteten Regenwasserteilströmen führt zu einer hydraulischen Entlastung dieser Bauwerke. Die bei hydraulischer Überlastung notwendigen Mischwasserabschläge (Ableitung eines Gemisches aus Ab- und Regenwasser direkt in das Gewässer) sind bei ausreichender Vorortversickerung des Regenwassers nicht mehr notwendig.

Die gezielte Regen(ab)wasserbewirtschaftung dient im Wesentlichen dem Hochwasserschutz, der Reduzierung der organischen Belastung einschließlich Spurenschadstoffe sowie der Verminderung der mikrobiellen Belastung. Die diffuse, witterungsbedingte zusätzliche Gewässerbelastung mit reaktivem Stickstoff lässt sich nach Schätzungen des UBA mit dieser Maßnahme nur geringfügig reduzieren und führt deshalb, bezogen auf das Minderungspotential pro kg Stickstoff, zu sehr hohen Kosten. Im Hinblick auf die eigentlichen Ziele (Hochwasserschutz, Reduzierung der organischen Belastung einschließlich Spurenstoffe und Reduzierung der mikrobiellen Belastung.) rechnet das UBA mit einer günstigen Kosten-Nutzen-Bilanz, so dass die Maßnahme insgesamt empfohlen wird.