

Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung – eine Fallstudie aus einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region

Karsten Mohr, Jerzy Suda, Hans Kros, Christian Brümmer, Werner L. Kutsch, Miriam Hurkuck, Elisabeth Woesner, Wim Wesseling

Thünen Report 23

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

*Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de*

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.ti.bund.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.ti.bund.de

Zitationsvorschlag – *Suggested source citation:*

Mohr K, Suda J, Kros H, Brümmer C, Kutsch W, Hurkuck M, Woesner E, Wesseling W (2015) Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung - eine Fallstudie aus einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 108 p, Thünen Rep 23

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.



THÜNEN

Thünen Report 23

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@ti.bund.de
www.ti.bund.de

ISSN 2196-2324

ISBN 978-3-86576-134-7

DOI:10.3220/REP_23_2015

urn:nbn:de:gbv:253-201502-dn054752-7

Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung – eine Fallstudie aus einer land- wirtschaftlich intensiv genutzten Region

**Karsten Mohr, Jerzy Suda, Hans Kros, Christian Brümmer, Werner L. Kutsch,
Miriam Hurkuck, Elisabeth Woesner, Wim Wesseling**

Thünen Report 23

Karsten Mohr¹
Jerzy Suda¹
Hans Kros²
Christian Brümmer³
Werner L. Kutsch^{3,4}
Miriam Hurkuck³
Elisabeth Woesner⁵
Wim Wesseling⁶

¹ Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg

² Alterra UR, Wageningen, NL

³ Thünen-Institut für Agrarklimaschutz, Braunschweig

⁴ Integrated Carbon Observation System, ICOS Head Office, Helsinki, FI

⁵ Büro Woesner, Oldenburg

⁶ Provincie Drenthe, NL

Thünen Report 23

Braunschweig, im Februar 2015

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung.....	i
Abstract	ii
Zusammenfassung.....	iii
1 Einleitung, Fragestellung und Konzept.....	1
2 Das Untersuchungsgebiet.....	4
3 Die Vegetation der Hochmoore.....	6
3.1 Biotypenkartierung	6
3.2 Die Moore des Untersuchungsgebiets	7
3.3 Schutzstatus der Hochmoorbiotop.....	11
3.4 N-Empfindlichkeit der Hochmoorbiotop.....	11
3.5 Zusammenfassung.....	13
4 Ermittlung der Konzentrationen und Depositionsraten von NH ₃ und anderen reaktiven N- Verbindungen in der bodennahen Atmosphäre	14
4.1 Methoden.....	14
4.1.1 Denudermessungen und Depositionsratenbestimmungen	14
4.1.2 Zusatzmessungen mikrometeorologischer Größen	18
4.1.3 Bestimmung der Gesamt-N-Einträge mithilfe des ITNI Verfahrens	18
4.1.4 NH ₃ -Konzentrationsmessungen mittels Passivsammlern	21
4.1.5 Stoffflussmessungen mit Niederschlagssammlern.....	22
4.2 Ergebnisse.....	26
4.2.1 Konzentrationen reaktiver N-Verbindungen nach dem KAPS-Denuderverfahren.....	26
4.2.2 Stickstoffdepositionen nach dem PLATIN-Modell.....	30
4.2.3 Gesamt-N-Deposition nach dem ITNI-Verfahren	32
4.2.4 Messung der NH ₃ -Immissionskonzentration.....	35
4.2.5 Einfluss von Gehölzstreifen auf die NH ₃ -Konzentration.....	38
4.2.6 Berechnung der N-Deposition aus den gemessenen NH ₃ -Konzentration (Inferentialmethode).....	40
4.2.7 Messung der N-Bestandesniederschläge in unterschiedlichen Pflanzenbeständen.....	42
4.2.8 Kartierung der N-Bestandesniederschläge.....	43
5 Modellierung der aktuellen N-Depositionen und Auswirkungen von Maßnahmen zur Emissionsminderung	45

5.1	Einleitung.....	45
5.2	Material und Methoden.....	45
5.2.1	Ermittlung der NH ₃ -Emissionen.....	45
5.2.2	Minderungsmaßnahmen.....	48
5.2.3	Modellierung der Stickstoffdeposition.....	50
5.3	Ergebnisse.....	50
5.3.1	Inventarisierung der NH ₃ -Emissionen.....	50
5.3.2	Modellierung der regionalen Stickstoffdeposition.....	52
5.3.3	Vergleich von Modell- und Messwerten.....	56
5.3.4	Auswirkungen von Emissionsminderungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet auf den Stickstoffeintrag in die Hochmoore.....	58
5.3.5	Kosten emissionsmindernder Maßnahmen.....	59
5.3.6	Zusammenfassung.....	63
6	Auswirkungen von mechanischen Landschaftspflegemaßnahmen auf den N-Haushalt.....	64
6.1	Methoden.....	64
6.2	Ergebnisse.....	66
6.2.1	Oberirdische Biomasse.....	66
6.2.2	Stickstoffgehalte in der oberirdischen Biomasse.....	68
6.2.3	Oberirdische N-Vorräte.....	71
6.2.4	Kosten der Pflegemaßnahmen und Wirkungen auf den N-Haushalt der Moore.....	73
6.3	Einfluss auf die N-Deposition.....	75
6.4	Zusammenfassung.....	76
7	Diskussion.....	77
7.1	Hochmoorvegetation.....	77
7.2	NH ₃ -Konzentration in der bodennahen Atmosphäre.....	78
7.3	N-Depositionen.....	79
7.4	Landschaftspflegemaßnahmen.....	81
7.5	Modellierung und Szenarien zur Reduktion der N-Depositionen durch Maßnahmen zur Emissionsminderung.....	82
7.6	Handlungsempfehlungen.....	84
8	Danksagung.....	87
9	Literatur.....	88
10	Anhang.....	95

Kurzfassung

Der im deutsch-niederländischen Grenzgebiet liegende „Internationale Naturpark Bourtanger Moor/Bargerveen“ zeichnet sich durch zahlreiche noch verbliebene Moore aus, deren Lage inmitten einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region aufgrund der erhöhten Stickstoff (N)-Deposition aus der Atmosphäre eine zusätzliche Belastung für die durch Torfabbau und Wassermangel z.T. bereits stark degradierten Mooregebiete bildet. Aus den sehr unterschiedlichen Nutzungsansprüchen in dieser Region ergeben sich unvermeidliche Konflikte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz, die in dieser Studie aufgegriffen wurden. Gemessene Jahresmittelwerte der Ammoniak (NH_3)-Konzentrationen auf den Hochmoorflächen von 3,9 bis 5,6 $\mu\text{g m}^{-3}$ lagen auf dem Niveau landwirtschaftlich intensiv genutzter Räume. Eine effektive abschirmende Wirkung haben die an und in den Mooren vorkommenden Gehölzreihen mit einer Minderungswirkung von 14-18 %. Mit insgesamt sechs weitgehend unabhängigen Verfahren wurden N-Depositionen von 21 bis 25 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ermittelt. Damit sind die Critical Loads, welche für die untersuchten Hochmoortypen bei etwa 5 bis 10 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ liegen, deutlich überschritten. Die innerhalb des Untersuchungsgebietes freigesetzten NH_3 -Emissionen tragen zu einem Anteil von 23 % zur Stickstoffbelastung bei, etwa 7 % stammen aus deutschen und 1 % aus niederländischen Ställen. Mit 13 % wird der größte Beitrag durch die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle) und Gärsubstraten von deutschen landwirtschaftlichen Flächen freigesetzt. Deutlich geringer ist der niederländische Anteil von 1,6 %. Dies ist sowohl auf den verstärkten Einsatz emissionsmindernder Ausbringungstechniken als auch auf den deutlich niedrigeren Flächenanteil im Untersuchungsgebiet zurückzuführen. 77 % der N-Depositionen gelangen über den Ferntransport in die Moore des Untersuchungsgebietes. Auch die N-Deposition über Ferntransport stammte überwiegend aus NH_3 -Emissionen der Landwirtschaft. In einem Szenario wurde unter Berücksichtigung aller technischen Möglichkeiten (teilweise zurzeit nur in den Niederlanden gebräuchlicher Verfahren) zur Abluftreinigung und Gülleausbringung eine maximale Minderung der NH_3 -Emissionen im Untersuchungsgebiet von 64 % berechnet. Das größte Minderungspotenzial von ca. 2 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ Depositionsminderung besitzt die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern mittels Injektionsverfahren. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass regionale NH_3 -Minderungskonzepte alleine nicht ausreichend sind, um die untersuchten Mooregebiete vor schädlichen Stickstoffeinträgen zu schützen. Regionale Emissionsminderungskonzepte sollten daher in umfassende nationale und internationale Strategien zur Minderung der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft eingebunden werden.

Schlüsselwörter: Stickstoffdeposition, Hochmoore, Ammoniak, Landschaftspflege-
maßnahmen, Handlungsempfehlungen

Abstract

The 'International Nature Park Bourtanger Moor/Bargerveen' located at the German-Dutch border region is characterized by numerous remaining raised bogs within an intensively managed agricultural landscape and is thereby subjected to elevated nitrogen (N) deposition from the atmosphere. This situation leads to unavoidable conflicts of interest between agriculture and nature conservation, which are being investigated in this study. Measured annual means of ammonia (NH₃) concentrations at the study sites were between 3.9 and 5.6 µg m⁻³, thus on the same level as values for arable sites. Grove lines form an effective protection against NH₃ dispersion with a mitigation potential of 14-18 %. N deposition was determined by six independent methods and was found to be in a range from 21 to 25 kg ha⁻¹ yr⁻¹. These results show that bog-specific critical loads of 5 to 10 kg ha⁻¹ yr⁻¹ were clearly exceeded. NH₃ emissions from the study area contribute 23 % to the overall nitrogen load that is locally deposited. 7 % and 1 % originate from German and Dutch stables, respectively. While the highest share of 13 % is released through the application of farm fertilizer (slurry) and fermented substrate from German arable land, only 1.6 % is emitted from Dutch sites mainly due to more efficient low-emission techniques and the smaller Dutch part of the study site compared to the German part. 77 % of the overall N deposition into the peatlands of the study area originates from non-local – but nevertheless agricultural – sources with the nitrogen being transported over long distances. A maximum reduction of NH₃ emissions within the study area under consideration of all technical capabilities for waste air quality control and slurry application (some of them currently only used in the Netherlands) were found to be 64 %. Deposition can be reduced by ca. 2 kg ha⁻¹ yr⁻¹ through injection of fertilizer into the soil. The results show that regional NH₃ mitigation concepts are not sufficient to protect the studied peatland sites against harmful excess nitrogen loads. Thus, regional concepts should be integrated into comprehensive national and international strategies to achieve an effective reduction of NH₃ emissions from agricultural activities.

Key words: Nitrogen deposition, Peatland ecosystems, Ammonia, Landscape conservation measures, Policy recommendations

Zusammenfassung

Der im deutsch-niederländischen Grenzgebiet liegende „Internationale Naturpark Bourtanger Moor/Bagerveen“ zeichnet sich durch zahlreiche noch verbliebene Moore eines einst zu den größten Hochmooren zählenden Komplexes Europas aus. Ihre Lage inmitten einer gleichzeitig landwirtschaftlich intensiv genutzten Region bildet aufgrund der erhöhten Stickstoff (N)-Depositionen eine zusätzliche Belastung für die durch Torfabbau und Wassermangel z.T. bereits stark degradierten Mooregebiete. Hochmoore sind gegenüber Nährstoffeinträge besonders empfindlich; ihre an Stickstoffmangel angepassten Pflanzenarten können hierdurch im Konkurrenzkampf um Raum und Licht unterliegen. Bereits geringe N-Eintragsraten (critical loads) haben negative Auswirkungen auf die Vitalität und Zusammensetzung der Hochmoorpflanzen.

Aus den sehr unterschiedlichen Nutzungsansprüchen in dieser Region ergeben sich unvermeidliche Konflikte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz, die in dieser Studie aufgegriffen wurden. Dabei standen einerseits Fragen zur aktuellen Höhe der Stickstoffbelastung im Vordergrund. Hierzu sollten anhand verschiedener Messmethoden und Computermodelle die Belastung der Moore durch Ammoniak ermittelt werden. Darüber hinaus sollten Möglichkeiten aufgezeigt werden, die zu einer Senkung der Stickstoffbelastung führen. Diese stellten die Grundlage für unterschiedliche Szenarien, deren Kosten und Nutzen einander gegenübergestellt wurden.

Die Vielfalt der Hochmoorvegetation

Die Empfindlichkeit aber auch die Höhe des atmosphärischen Stickstoff-Eintrags (N-Deposition) wird in hohem Maße von den Eigenschaften der Hochmoorvegetation bestimmt. Anhand einer flächendeckenden Kartierung der Moore auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes wurde der Vegetationszustand der überwiegend unter Naturschutz stehenden Moorflächen ermittelt. Auf weiten Flächen befindet sich nach Abschluss des Torfabbaus eine Pioniervegetation mit kleinflächigen Beständen z.B. aus Pfeifengras und Schmalblättrigem Wollgras oder durch Renaturierungsmaßnahmen überflutete Bereiche. Weiter entwickelte Moorstadien mit einer dichtwüchsigen Bodenvegetation, in denen – je nach Wasserhaushalt – Besen-, Glockenheide und Pfeifengras dominieren, nehmen ebenfalls große Flächenanteile ein. Viele der festgestellten Biotope sind nach §30 BNatSchG oder als Lebensraum der FFH-Richtlinie gesetzlich geschützt.

Natürliche, torfmoosreiche Hochmoorschwingrasen sind auf nur wenige Reliktvorkommen beschränkt. Aufgrund des für Hochmoore nicht ausreichenden Wasserangebotes haben sich vielerorts Gehölzbestände aus Moorbirke und Waldkiefer unterschiedlicher Altersklassen bis hin zu kleinflächigen Moorbirkenwäldern entwickelt. Die critical loads für Stickstoff dieser Biotoptypen liegen zwischen etwa 5 und 10 kg pro Hektar und Jahr ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$).

Messungen und Modellierung der Stickstoffbelastung

Die bei der Messung der Ammoniak (NH_3)-Konzentrationen auf den Hochmoorflächen festgestellten Jahresmittelwerte von 3,9 bis $5,6 \mu\text{g m}^{-3}$ lagen auf dem Niveau landwirtschaftlich intensiv genutzter Räume. Die höheren Konzentrationen wurden im südöstlichen deutschen Teil des Untersuchungsgebietes mit der höchsten Stalldichte festgestellt. An den Randbereichen der Moore lagen die NH_3 -Konzentrationen um 1 bis $2 \mu\text{g m}^{-3}$ über den im Zentrum gemessenen Werten. Eine effektive abschirmende Wirkung haben die an und in den Mooren vorkommenden Gehölzreihen mit einer Minderungswirkung von 14-18 %.

Die Ermittlung der N-Depositionen erfolgte mit sechs unterschiedlichen, voneinander weitgehend unabhängigen Verfahren (Niederschlagsmessung, mikrometeorologische Verfahren, ITNI-Verfahren, Inferentialmethode, OPS-Modellierung, MAPESI-Daten). Mit Werten von 21 bis $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ lagen die Ergebnisse von vier Verfahren (mikrometeorologische Verfahren, ITNI-Verfahren, Inferential- und OPS-Modellierung) relativ eng beieinander. Damit sind die Critical Loads deutlich überschritten. Andere Mess- und Modellergebnisse lagen ca. $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter (Niederschlagsmessung) und bis $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über (MAPESI-Daten des UBA) den N-Depositionen, die mit dem mikrometeorologischen (Referenz-) Verfahren ermittelt wurden.

Auf der Basis der eigens für diese Studie auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes erhobenen Ammoniakemissionen aus landwirtschaftlichen Quellen (Tierhaltung, Wirtschaftsdüngerlagerung, Düngung) erfolgte eine Modellierung der N-Depositionen. Insgesamt wurden 942 Stallanlagen (170 niederländische, 772 deutsche) erfasst und anhand von Dokumentationen und Befragungen die erforderlichen Daten für die Modellierung gesammelt. Für die Moore des Untersuchungsgebietes wurde eine großräumige mittlere Stickstoffdeposition in Höhe von $21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Am Standort der mikrometeorologischen Messungen (Rühler Moor) lag der Modellwert mit $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ relativ eng bei der mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition in Höhe von $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Abweichungen der modellierten NH_3 -Konzentrationen von den Messwerten waren lokal etwas größer.

Anhand der Modellierungen ließ sich der Stickstoffeintrag in die Moore den unterschiedlichen NH_3 -Quellen (Stallanlagen, Lagerung, Düngung/Boden) innerhalb des Untersuchungsgebietes quantitativ zuordnen. Die innerhalb des Untersuchungsgebietes freigesetzten NH_3 -Emissionen tragen zu einem Anteil von 23 % zur Stickstoffbelastung bei ($22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), etwa 7 % stammen aus deutschen und 1 % aus niederländischen Ställen. Mit 13 % wird der größte Beitrag durch die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle) und Gärsubstraten von deutschen landwirtschaftlichen Flächen freigesetzt. Deutlich geringer ist der niederländische Anteil von 1,6 %. Dies ist sowohl auf den verstärkten Einsatz emissionsmindernder Ausbringungstechniken als auch auf den deutlich niedrigeren Flächenanteil im Untersuchungsgebiet zurückzuführen. 77 % der N-Depositionen gelangen über den Ferntransport in die Moore des Untersuchungsgebietes. Auch die N-Deposition über Ferntransport stammte überwiegend aus NH_3 -Emissionen der Landwirtschaft.

Maßnahmen zur Senkung der Stickstoff-Depositionen

In einem Szenario wurde unter Berücksichtigung aller technischen Möglichkeiten (teilweise zurzeit nur in den Niederlanden gebräuchlicher Verfahren) zur Abluftreinigung und Gülleausbringung eine maximale Minderung der NH_3 -Emissionen im Untersuchungsgebiet um 64 % berechnet. Dies führt nach den Modellierungsergebnissen zu einer durchschnittlichen Minderung der N-Depositionen in die Moorgebiete um $4,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Aufgrund des hohen Depositionsanteils aus dem Ferntransport bedeutet dies eine Abnahme von ca. 22 auf $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Das größte Minderungspotenzial innerhalb des Untersuchungsgebietes birgt die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Durch den Einsatz emissionsmindernder Ausbringungsverfahren (Injektionsverfahren) auf deutscher Seite lässt sich mit $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Depositionsminderung der größte Beitrag leisten. Mit $0,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wäre der Beitrag durch den nahezu vollständigen Einsatz von Abluftreinigungsanlagen auf deutscher Seite vergleichsweise gering. Eine weitaus geringere Rolle spielt das Reduktionspotenzial auf niederländischer Seite des Untersuchungsgebietes mit insgesamt nur $0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Wegen der vergleichsweise geringen Kosten (2-3 Euro pro gemindertem kg NH_3) und seiner hohen Effektivität mit etwa 40 % am gesamten Minderungspotenzial bietet sich die emissionsreduzierte Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auf deutscher Seite als effizientestes Verfahren zur Minderung der N-Depositionen in die Moore an. Jedoch bestehen auch andere – noch nicht ausgeschöpfte – Möglichkeiten, die aktuelle Ammoniakbelastung im Gebiet spürbar zu senken. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass regionale NH_3 -Minderungskonzepte alleine nicht ausreichend sind, um die untersuchten Moorgebiete vor schädlichen Stickstoffeinträgen zu schützen. Regionale Emissionsminderungskonzepte sollten daher in umfassende nationale und internationale Strategien zur Minderung der Ammoniakemission aus der Landwirtschaft eingebunden werden. Dies gilt auch für NO_x -Emissionen aus Verbrennungsprozessen.

Minderung der Stickstoffbelastung durch Landschaftspflegemaßnahmen

Auch landschaftspflegerische Maßnahmen in den Mooren können dazu beitragen, das Nebeneinander einer intensiven Landwirtschaft und sensibler Hochmoore zu verbessern. Die Bedeutung der an den Moorrändern vielerorts vorhandenen Gehölzstreifen wurde durch Untersuchungen unterstrichen, nach denen im Windschatten dieser Gehölze ca. $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ weniger Stickstoff eingetragen werden.

Anhand der Messung der Bestandes-Niederschläge wurde deutlich, dass durch den „Auskämmeffekt“ der Vegetation die N-Einträge in den Boden lokal erheblich voneinander abweichen und bei Gehölzbeständen bis zu $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über den N-Einträgen unbewachsener Böden und niedrigwüchsiger, natürlicher Pflanzenbestände der Hochmoore liegen können. Diese vegetationsabhängigen Eintragsraten lassen sich – wie die Untersuchungen zu Landschaftspflegemaßnahmen zeigten – mit einem Kostenaufwand zwischen 600 und 1.400 Euro pro ha kurzfristig reduzieren. Gleichzeitig führen diese Maßnahmen zu einem Stickstoffexport je

nach Pflanzenbestand von 42 bis 341 kg ha⁻¹. Wegen des großen Stickstoffpools von Moorbirkenwäldern und der vergleichsweise niedrigen Kosten für die Rodung ist dies die effizienteste Maßnahme zur Minderung der N-Depositionen und des ökosysteminternen N-Haushaltes. Die Kosten pro kg exportierten Stickstoffs pro ha betragen hierfür 1,8 Euro, bei den gehölzreicheren Pfeifengras- und Heidebeständen ist dieser Effekt mit den 2 bis 3-fachen Kosten verbunden. Die Maßnahmen müssen – vegetationsabhängig – regelmäßig wiederholt werden. Die in jüngerer Zeit gestiegenen Verwertungsmöglichkeiten (Uferbefestigungen, Einstreu, Mulchmaterial, Holzbriketts, Gärsubstrat) und Preise lassen eine Kostenreduktion für alle Maßnahmen erwarten.

1 Einleitung, Fragestellung und Konzept

K. Mohr

Das „Bourtanger Moor“, ein seit Jahrhunderten kultiviertes Moorgebiet beidseitig der deutsch-niederländischen Grenze, zählte einst zu den größten Hochmoorregionen Europas. Trockenlegung, Torfabbau und landwirtschaftliche Nutzung führten zu einer starken Dezimierung auf einen Bruchteil der ursprünglichen Fläche. Die heute noch verbliebenen Moorreste im „Internationalen Naturpark Bourtanger Moor/Bargerveen“ stellen in der überwiegend agrarisch genutzten Normallandschaft international bedeutende Ökosysteme dar, die strengen Schutzbestimmungen unterliegen.

Die Hochmoore liegen in einer Region, die noch bis in das letzte Jahrhundert aufgrund sehr ungünstiger Bodenverhältnisse benachteiligt und erst durch umfangreiche Kultivierungsmaßnahmen – z.B. auf deutscher Seite dem „Emslandplan“ – den Anschluss an die allgemeine wirtschaftliche Entwicklung erhielten. Durch Drainage und Düngung wurden die Böden ackerfähig und auch durch das ausgeglichene atlantische Klima konnte sich eine hoch produktive Landwirtschaft entwickeln. Wassermangel und hohe Nährstoffeinträge stellen jedoch das größte Gefährdungsrisiko für die verbliebenen Hochmoore dar. Diese decken ihren Wasser und Nährstoffbedarf nahezu ausschließlich über die Atmosphäre. Ihre natürliche Pflanzen- und Tierwelt ist an einen niedrigen Stickstoffhaushalt angepasst und entsprechend empfindlich gegenüber einem erhöhten Stickstoffangebot. Die für derartige Habitate als unerheblich geltenden Stickstoffdepositionen (critical load, CL) liegen zwischen 5 und 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Bobbink et al., 2011).

Durch das stete Wachstum der Gemeinden und Intensivierung der Landwirtschaft mit einer zunehmenden Zahl größerer geflügelhaltender Betriebe im deutschen Teil des Naturparks hat sich in den letzten Jahrzehnten das Konfliktpotenzial zwischen Landwirtschaft und Naturschutz weiter verstärkt. Das aus Stallanlagen oder von gedüngten Böden bodennah freigesetzte Ammoniak gelangt über die Atmosphäre in nur geringer Entfernung in die benachbarte Hochmoore – hohe Stickstoffdepositionen in die N-empfindlichen Hochmoor-Ökosysteme sind die Folge (UBA 2015, Mohr und Dämmgen, 2013). Aus diesem Grund wurde vom Landkreis Emsland im Rahmen des EU-Förderprogrammes INTERREG IVa unter Mitfinanzierung der niederländischen und deutschen Nachbargemeinden ein Forschungsprojekt initiiert, das Möglichkeiten zur Senkung der Immissionsbelastung aufzeigt.

Aufgrund des lückenhaften Kenntnisstandes über die Höhe der atmosphärischen N-Einträge in die Moore war auch eine ausreichend genaue Ermittlung der N-Depositionen ein wesentliches Ziel dieser Studie. Dabei sollte den Schwierigkeiten bei der Quantifizierung der N-Depositionen (Loubet et al., 2009) durch den Einsatz verschiedener methodischer Ansätze Rechnung getragen werden. Ein weiteres Ziel war die Untersuchung der Effekte technischer Maßnahmen, die zu einer Reduzierung der Stickstoffbelastung der Moore beitragen. Dies betrifft

Minderungsmaßnahmen am Entstehungsort der NH₃-Emissionen (Stallanlagen, Düngung) wie z.B. Abluftreinigungsanlagen und emissionsmindernde Ausbringungstechniken.

Auch am Immissionsort, d.h. in den Mooren lassen sich Maßnahmen durchführen, die zu einer Reduzierung der N-Depositionen oder zu einer Senkung des N-Pools im Stickstoffhaushalt der Moore beitragen. Unter diesem Gesichtspunkt sollten die Auswirkungen der in der Landschaftspflege üblichen Entfernung von Landschaftspflegegut („Entkusselung“) auf den N-Haushalt der Moore untersucht werden. Andererseits können höhere Gehölze größere Barrieren darstellen, die sich am Saum der Hochmoore mindernd auf die Höhe der N-Depositionen auswirken (Nowak et al., 2006). Transektmessungen hinter derartigen Immissionsschutzpflanzungen sollten hierzu Aufschluss geben.

Der Erfolg und die Akzeptanz der Minderungsmaßnahmen hängen von vielen, teilweise standortspezifischen Bedingungen ab und können mit hohen Kosten verbunden sein. Es wurden daher die Minderungseffekte und Kosten verschiedener Maßnahmen in Szenarien berechnet. Über die Gegenüberstellung der Kosten-Nutzen-Effekte sollten Umsetzbarkeit und Effizienz dieser Maßnahmen dargestellt werden. Entsprechend dieser breit angelegten Ausrichtung der Studie waren folgende Forschungseinrichtungen aus Deutschland und den Niederlanden beteiligt:

Forschungsnehmer	Bearbeiter	Thema
Landwirtschaftskammer Niedersachsen, LUFÄ Nord-West	Dr. Karsten Mohr Dipl. Umweltwiss. Jerzy Suda Lars Broer	Projektleitung Regionale NH ₃ -Messungen N-Bestandsniederschlagsmessungen Inventar der NH ₃ -Emissionen Landschaftspflegemaßnahmen
Thünen Institut	Dipl. Geogr. Miriam Hurkuck Dr. Christian Brümmer Dr. habil Werner L. Kutsch Jean-Pierre Delorme Jeremy Smith	Mikrometeorologische Untersuchungen ITNI-Verfahren
ALTERRA, UR (Niederlande)	Dr. Hans Kros	Modellierung der N-Depositionen
RIVM (Niederlande)	Jan Aben Dr. Margreet van Zanten	Mikrometeorologische Untersuchungen Regionale NH ₃ -Messungen
Büro Woesner	Dipl. Biol. Elisabeth Woesner	Biotoptypenkartierung

Nach einer vorausgegangenen Studie zur Erstellung des Konzeptes und Realisierbarkeit wurde mit den Untersuchungen Anfang 2010 begonnen. Mitte 2012 wurden die letzten Untersuchungen abgeschlossen. Die nachfolgend publizierten Ergebnisse stammen aus dem unveröffentlichten Abschlussbericht des Forschungsvorhabens (Mohr, 2015).

2 Das Untersuchungsgebiet

K. Mohr

Das ca. 50.000 ha große Untersuchungsgebiet liegt innerhalb des deutsch-niederländischen Grenzgebietes im niedersächsischen Landkreis Emsland und der niederländischen Provinz Drenthe (Abbildung 2.1).

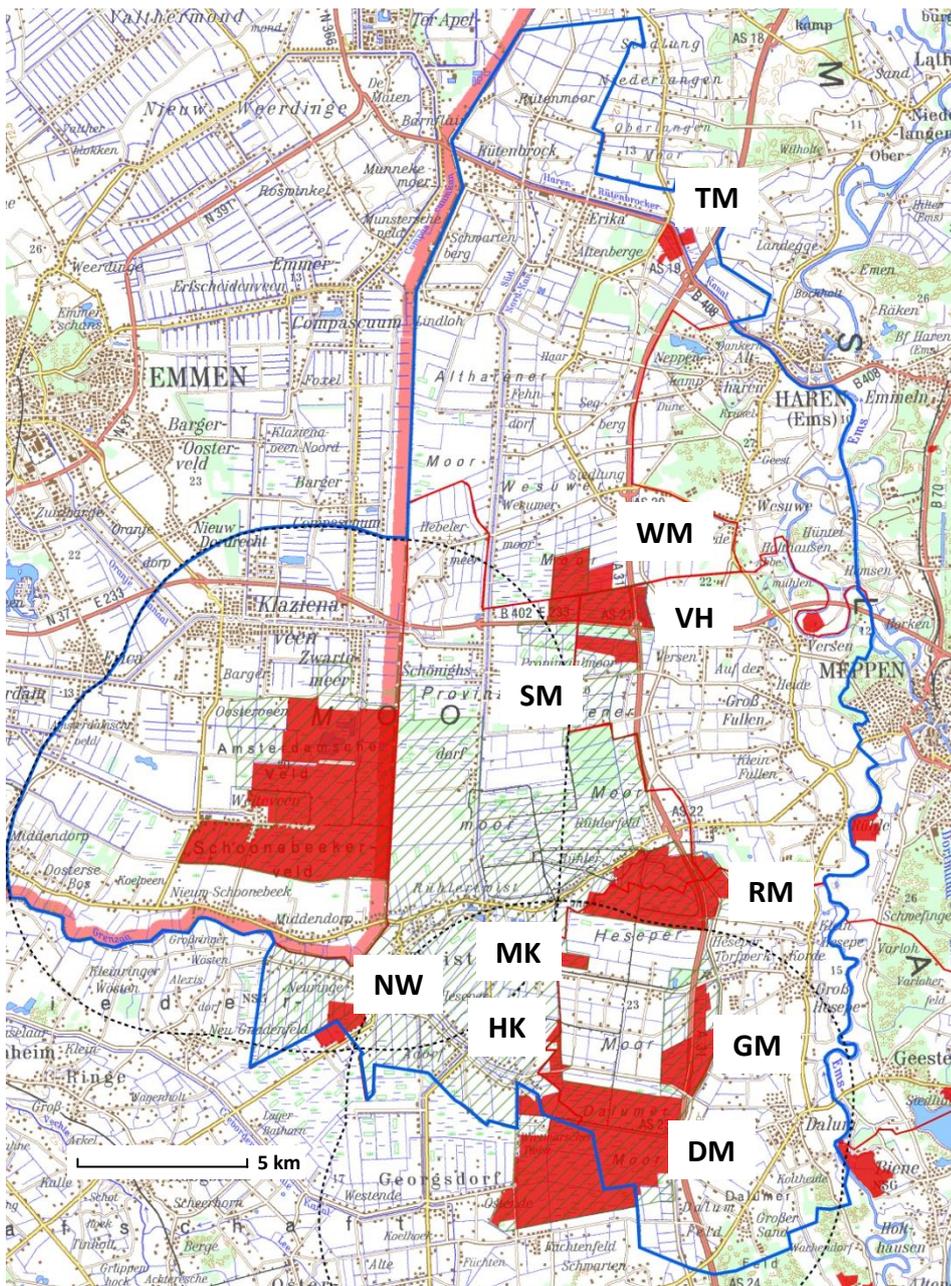


Abbildung 2.1: Untersuchungsgebiet (Grenze: blaue Linie) mit den geschützten Moorgebieten (rot).

Die Mehrzahl der innerhalb der Naturparks liegenden Hochmoore (in Abbildung 2.1 rot hervorgehoben) stehen unter Naturschutz. Sie haben einen Flächenanteil von insgesamt ca. 11 % mit ca. 2.100 ha auf niederländischer und 3.350 ha auf deutscher Seite. Der größte, in den Niederlanden liegende Moorkomplex „Bargerveen“ ist zudem als FFH-Gebiet registriert. Hier liegen die Messorte AN, AZ, SV. Dieses, sowie zehn weitere Moorgebiete im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes wurden in die Untersuchungen einbezogen. Die ortsüblichen Bezeichnungen der Hochmoore bzw. die dort liegenden Messorte werden durch folgende Kürzel ersetzt:

Kürzel	Moorgebiet
AN, AZ, SV	Bargerveen
DM	Dalumer Moor
GM	Geestmoor
HK	Hengstkampkuhlen
MK	Meerkolk
NW	Neuringer Wiesen
RM	Rühler Moor
HM	Rühler Moor/Heseper Moor
SM	Südliches Versener Moor
TM	Tausendschrittmoor
VH	Versener Heidesee
WM	Wesuweer Moor

Das Untersuchungsgebiet wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Die Landwirtschaft stellt eine wichtige Quelle für Ammoniakemissionen dar. Die intensive Tierhaltung bildet mit über 650 Stallanlagen den Schwerpunkt der agrarischen Produktion. Die durchschnittliche Größe der Stallanlagen liegt bei ca. 100 Tierplätzen in den Rindviehbetrieben, 80.000 Tierplätzen in der Geflügelhaltung und 600 Tierplätzen in der Schweinehaltung.

3 Die Vegetation der Hochmoore

E. Woesner, J. Suda

Durch Trockenlegung und Torfabbau sind fast alle Hochmoore im Untersuchungsgebiet so wie auch im übrigen Emsland mehr oder minder degeneriert und heute nur noch in wenigen Bereichen als natürlich zu bezeichnen. Ein Großteil der Moore wurde nach Abschluss des Torfabbaus renaturiert, d. h. mit einer Resttorfschicht belassen und mit Wasser überstaut. Teilbereiche aber sind lediglich entwässert und der natürlichen Sukzession preisgegeben. Die Zusammensetzung der Hochmoorvegetation variiert vor allem aufgrund der vielfältigen anthropogenen Einflüsse wie Entwässerung, Torfabbau bzw. anschließende Renaturierung und bildet ein vielfältiges und sehr unterschiedliches Mosaik in den einzelnen Schutzgebieten. Viele Renaturierungsmaßnahmen liegen erst wenige Jahre zurück, sodass die Sukzession der Vegetation in den meisten Mooren unterschiedlich weit fortgeschritten ist. Die nachfolgend dargestellten Biotoptypen geben somit die Vegetationszusammensetzung der Moore nur in einem begrenzten Zeitabschnitt wieder.

3.1 Biotoptypenkartierung

Eine Biotoptypenkartierung erfolgte lediglich in dem größeren Teilgebiet auf deutscher Seite. In Niedersachsen werden solche Kartierungen auf der Basis des von der Fachbehörde für Naturschutz herausgegebenen Kartierschlüssels für Biotoptypen (Drachenfels, 2011) durchgeführt. Die Biotoptypenkartierung erfolgte durch Geländebegehung und unter Zuhilfenahme von Luftbildern. Da für die Fragestellung der vorliegenden Untersuchung (Biomasseermittlung, Landschaftspflegemaßnahmen) auch der Gehölzanteil in den einzelnen Flächen eine Rolle spielte, wurde zusätzlich in allen Moor-Biotopen die dort auftretende Birken- und Kiefernaturverjüngung nach einer fünfstufigen Skala quantifiziert:

Stufe	Deckungsprozent
0	0-5 %
1	6-20 %
2	21-40 %
3	41-60 %
4	61-80 %

Biotope mit einem Gehölzanteil über 80 % wurden gemäß Drachenfels (2011) dem entsprechenden Gehölzbiotoptyp zugeordnet. Die Kartierung der Mooregebiete erfolgte im Zeitraum von April bis Juni 2011. Bei der Erstellung der Ergebniskarten wurden die Biotoptypen zu hierarchisch höheren Biotopeinheiten mit zweistelligen Buchstabencodes zusammengefasst, z.B. Glockenheide (*Erica tetralix*)-Hochmoordegenerationsstadium: MG. Für die Untersuchungsziele des Projektes ist diese Zuordnung bei der Darstellung ausreichend. Die

Ergebnisse der Kartierung wurden in ein GIS überführt und als Vorlage für die Modellierung der N-Depositionen verwendet. Die vollständige Liste der Biotoptypen ist zusammen mit den bei Drachenfels (2011) zugeordneten Kurzbezeichnungen dem Anhang zu entnehmen.

3.2 Die Moore des Untersuchungsgebiets

In den sieben Mooren des Untersuchungsgebietes wurden insgesamt 42 Biotoptypen nach Drachenfels (2011) unterschieden. Abbildung 3.1 zeigt die Anteile der flächenmäßig am stärksten vertretenen Biotoptypen. Am häufigsten sind mit 24 % Flächendeckung wiedervernässte Renaturierungsflächen (MI). Die meisten dieser Flächen weisen je nach Wasserstand eine noch spärliche Pioniervegetation bestehend aus Glockenheide (*Erica tetralix*), Torfmoosen, Pfeifengras oder Birkenjungwuchs auf oder sind von Flachwasser bedeckt. Einen Großteil der Flächen nehmen zudem noch in Torfabbau befindliche Moorflächen bzw. offene Torfflächen (DT, 18 %) ein.

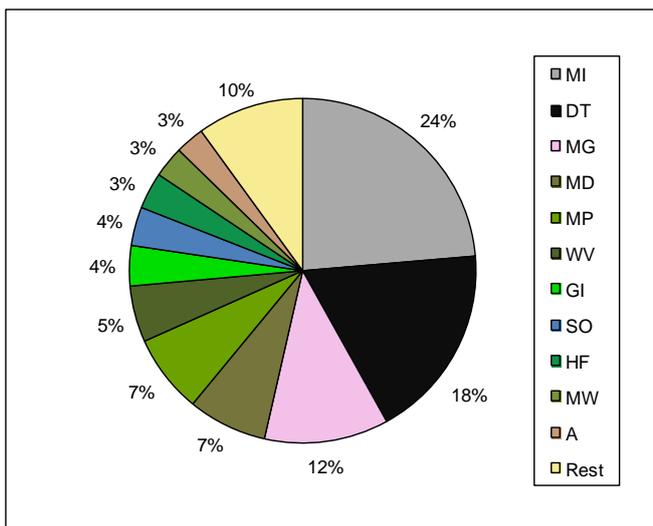


Abbildung 3.1: Anteile der Biotoptypen im Untersuchungsgebiet in % (Abkürzungen in Anhang 1).

Heide-Hochmoordegenerationsstadium (MG) als relativ naturnahe Ausprägungen mit hohen Anteilen von Glockenheide (*Erica tetralix*) oder Besenheide (*Calluna vulgaris*) sind mit 12 % Flächenanteil bereits deutlich weniger vertreten. Im Gegensatz zu den deutlich selteneren Birkenbruchwäldern sind die meisten der in den Gebieten vorhandenen Moorbirkenwälder stark entwässert (WV) und weisen kaum noch Torfmoose und andere typische Arten der Hochmoore auf. Überwiegend stark entwässerte Pfeifengras-Moore (MP) und sonstige Moordegenerationsstadien (MD, vorwiegend als Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor) gehören ebenfalls zu den häufigeren Biotoptypen im Untersuchungsgebiet. Abbildung 3.2 zeigt beispielhaft die Verteilung der Biotoptypen in den drei größten Mooren des Untersuchungsgebietes: im Wesuweer Moor, Rühler Moor und Dalumer Moor.

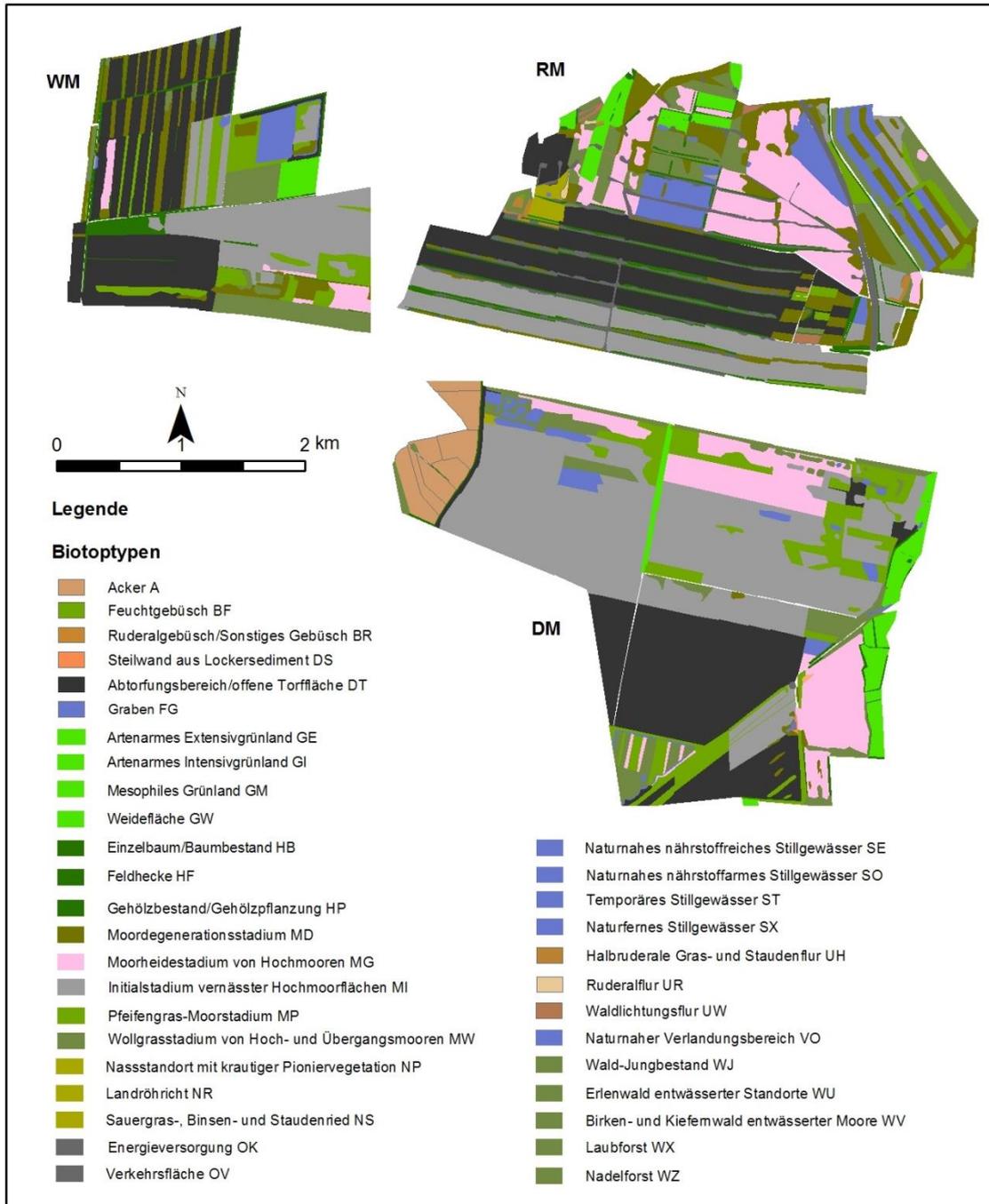


Abbildung 3.2: Zusammensetzung der Biotoptypen nach Drachenfels (2011) im Wesuweer Moor (WM), Rühler Moor (RM) und Dalumer Moor (DM).

Tausendschrittmoor (TM)

Das nur 65 ha große Tausendschrittmoor ist überwiegend geprägt durch feuchte Pfeifengrasflächen mit Torfmoosen sowie Moorheidestadien mit hohem Anteil an Glockenheide (*Erica tetralix*). Trotz Vernässungsmaßnahmen sind hochmoortypische Wollgrasbestände nur kleinflächig in Initialstadien stärker vernässter Hochmoorflächen (MIW) vertreten. Im östlichen

Teil hat sich ein Birken- und Kiefernwald entwässerter Moore (WV) entwickelt. Höhere Gehölzanteile finden sich typischerweise in Moorheide- und Pfeifengrasreichen Degenerationsstadien (MG und MP).

Wesuweer Moor (WM)

Das 410 ha große Wesuweer Moor ist zurzeit noch großflächig durch Torfabbau (DT) bestimmt. Daher dominieren im nördlichen Teil offene Torfabbauflächen mit dazwischen liegenden Gehölzstreifen aus Moor-Birke (*Betula pubescens*). Daneben sind vor allem im Südosten nur schwach vernässte Regenerationsflächen mit Pioniervegetation aus Wollgras, Glockenheide und Pfeifengras (*Molinia caerulea*), seltener auch Torfmoosen vorhanden (MI). Im südöstlichen Teil liegen stärker entwässerte Moorheideflächen (MG) mit einzelnen, aber auch großflächigen Aufforstungen aus Laub- und Nadelhölzern (WX, WZ, WJ).

Versener Heidensee (VH)

Bei dem 40 ha großen Naturschutzgebiet „Versener Heidensee“ handelt es sich um ein im Zuge des Autobahnbaus entstandenes nährstoffarmes Stillgewässer (SO) mit angrenzenden Heideflächen. Diese bestehen überwiegend aus Glockenheide (*Erica tetralix*) bzw. Besenheide (*Calluna vulgaris*) und werden von Schafen beweidet. Dadurch bedingt finden sich in den Flächen auch Übergänge zum binsenreichen Feuchtgrünland. Eingestreut sind zudem zwei weitere Kleingewässer sowie einige naturnahe Feldgehölze (HN).

Südliches Versener Moor (SM)

Das 112 ha große Naturschutzgebiet Südliches Versener Moor gliedert sich in zwei Teilbereiche: Der westliche Teil ist nach abgeschlossenem Torfabbau in jüngster Zeit wiedervernässt worden. Dort finden sich teilweise überstaute Flächen mit Initialstadien aus Wollgras und Torfmoosen. An weniger feuchten Bereichen entwickelt sich nur Pfeifengras (*Molinia caerulea*) und teilweise Glockenheide (*Erica tetralix*). Der östliche Teil dagegen stellt ein kleinräumiges Mosaik aus mehr oder weniger verbuschten Moorheide- und Pfeifengrasstadien, mit Birken bestandenen Moordegenerationsbereichen sowie landwirtschaftlichen Nutzflächen dar.

Rühler Moor (RM)

Im 708 ha großen Rühler Moor hat die Überstauung teilweise zur Ausbildung von flachen dystrophen Gewässern mit Verlandungsbereichen aus Torfmoosen, Wollgräsern und Flatterbinse (*Juncus effusus*) geführt. Im südlichen Teil des Gebietes dagegen findet noch großflächig Torfabbau statt. Der nördliche Teil des Gebietes ist charakterisiert durch ein kleinräumiges Mosaik aus Moorheide, Moorgewässern, Birkenjungwuchs und extensiv genutzten Grünlandflächen. Hervorzuheben ist hier der große Anteil an teilweise noch recht feuchten Glockenheidemoorstadien. Das große Gewässer an der Autobahn ist von steilen Ufern geprägt und eher als naturfern zu bezeichnen. Eine Besonderheit des Gebietes stellen die Ölförderanlagen durch die Exxon mobil dar. Am Standort Rühler Moor wurden die

mikrometeorologischen Messungen, NH₃-Konzentrations- und N-Depositionsmessungen, ITNI-Untersuchungen und Biomasseexportversuche durchgeführt.

Meerkolk (MK)

Das nur 31 ha große Naturschutzgebiet Meerkolk wurde ebenfalls wiedervernässt und hebt sich als kaum von Abtorfungsmaßnahmen betroffener Hochmoorsockel aus der Ackerlandschaft hervor. Während im Süden und Westen des Gebietes unterschiedlich stark entwässerter Birkenwald und Pfeifengrasmoor vorherrschen, sind im östlichen Teilbereich weiträumig feuchte Glockenheidemoorstadien mit Übergängen zu Torfmoos-Wollgras-Schwingrasen ausgebildet.

Hengstkampkuhlen (HK)

In dem 40 ha großen Gebiet wird im nördlichen Teil noch Torf abgebaut. Der südliche Teilbereich sowie ein nordwestlich gelegenes Reststück bestehen aus feuchten wenig verbuschten Glockenheidestadien (MG) sowie stärker verbuschten Moordegenerationsstadien. Das im Südostzipfel gelegene Moorgewässer weist kaum naturnahe Verlandungszonen auf (SX) und ist von Entwässertem Birkenwald umgeben (WV).

Geestmoor (GM)

Das 260 ha große Naturschutzgebiet Geestmoor stellt sich als heterogenes Mosaik aus mehr oder weniger offenen Torfflächen, Moorheide sowie landwirtschaftlichen Nutzflächen dar. Ein noch sehr nasser Komplex westlich der Autobahn weist in seinem zentralen Bereich großflächige und gehölzarme Glockenheide- und feuchte Pfeifengrasstadien mit einzelnen kleinen Moorgewässern (SO) auf. Die meisten anderen Moorflächen sind durch wenig vernässte und vegetationsarme Moorinitialstadien (MI) mit dazwischen liegendem Birkenaufwuchs (MD) oder Entwässertem Birkenwald (WV) charakterisiert. Nur auf einzelnen sehr nassen Flächen (MW, SO) haben sich schon großflächig Wollgräser und Torfmoose ansiedeln können. Daneben finden sich einige artenarme Hochmoorgrünlandflächen (GI, GE) im Naturschutzgebiet.

Dalumer Moor (DM)

Von dem rund 1600 ha großen Naturschutzgebiet gehören 793 ha zum Projektgebiet. Im südlichen Teil dieses Gebietes fand im Jahr 2011 noch großflächig Torfabbau statt. Der sehr unterschiedliche Wasserhaushalt der Renaturierungsflächen (MI) führt sowohl zu weiten relativ trockenen Flächen mit spärlichem Pfeifengras- und Moorheidebewuchs als auch zu mehr oder weniger überfluteten Bereichen. Gut ausgebildete Wollgrasrasen (MW) und Kleingewässer (SO) mit Torfmoosen sind vor allem im Norden und an der südöstlichen Grenze des großen Gebietes zu finden. Im Norden werden trockenere Moorheide- und Pfeifengrasstadien von Schafen beweidet und damit gehölzfrei gehalten. Im Südosten des Gebietes liegt außerdem eine größere Moorheidefläche mit teilweise nur geringen Gehölzaufkommen (MG/MP). Zum Naturschutzgebiet gehören auch randlich gelegene Acker- und Grünlandflächen (A, GI).

Neuringer Wiesen (NW)

Anders als die anderen Naturschutzgebiete wird das 119 ha große Naturschutzgebiet Neuringer Wiesen überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Es handelt sich dabei überwiegend um artenarmes Hochmoorgrünland (GE, GI). Lediglich auf einer Fläche von rund 23 ha befinden sich wiedervernässte Hochmoorbereiche mit größeren Moorgewässern und naturnahen Verlandungszonen (VO) aus Torfmoosen und Wollgräsern sowie torfmoosreiche Flatterbinsenriede (NS).

3.3 Schutzstatus der Hochmoorbiotope

Alle Flächen des Untersuchungsgebietes sind Naturschutzgebiete im Sinne des § 23 BNatSchG. Keines dieser Gebiete wurde allerdings bisher als Natura 2000-Gebiet zur Umsetzung der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) ausgewiesen. Wollgrasstadien (MW), Moorheidestadien (MG), nasse Ausprägungen von Pfeifengrasstadien (MP) und naturnahe Kleingewässer (SO, SE) sowie Birkenbruchwälder (WB) sind zusätzlich als besonders geschützte Biotope nach §30 BNatSchG unter gesetzlichen Schutz gestellt. Unter diesen Schutz fallen auch Renaturierungsflächen im Komplex mit typischer Moorvegetation (Drachenfels 2011). In den anderen Fällen gelten sie als Ödland gemäß § 22 NAGBNatSchG. Das Dalumer Moor (als Teil des Dalum-Wietmarscher Moors) ist zudem als EU-Vogelschutzgebiet ausgewiesen. Es gilt mit seinen weiten Flächen und den überwiegend nassen Standorten als Brutgebiet für Wiesen- und Watvögel wie Kiebitz, Rotschenkel oder den seltenen Goldregenpfeifer sehr wichtig (NLWKN, 2012).

3.4 N-Empfindlichkeit der Hochmoorbiotope

Alle landwirtschaftlich nicht genutzten Biotoptypen der Hochmoore können als durch Stickstoffeinträge empfindlich betrachtet werden. Drachenfels (2012) ordnet in seinen Einstufungen zur Eutrophierungsempfindlichkeit der Biotoptypen Niedersachsens alle naturnahen Hochmoore und Moorheiden als *sehr gefährdet* gegenüber Nährstoffeinträgen ein. Seine Einschätzungen lehnen sich an die von Bobbink et al. (2011) veröffentlichten empirical critical loads (CL) an. Diese beziehen sich allerdings nur auf die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie und sind daher nur auf wenige im Untersuchungsgebiet vorkommenden Biotoptypen anwendbar. Daher zieht Drachenfels (2012) darüber hinaus die Nährstoff- und Stickstoffzahlen der in den Biotoptypen vorkommenden kennzeichnenden Pflanzenarten nach Ellenberg et al. (1991) und Jäger (2011) sowie Daten aus dem derzeitigen LAI-Leitfaden (2010) für differenziertere Einstufungen heran. Etwa zeitgleich mit der Schrift von Drachenfels veröffentlichten Van Dobben et al. (2012) die an niederländische Verhältnisse angepassten „Kritische Depositiewaarde voor stikstof“ (KDW) für die Natura 2000-Habitats.

Tabelle 3.1 ist zu entnehmen, dass die naturnahen Hochmoorbiotop, gleichzeitig auch FFH-Lebensraumtypen, die am stärksten durch N-Einträge gefährdeten sind. Die Einstufungen nach Drachenfels (2012) hängen dabei zum Teil von der jeweiligen Ausprägung der Biotop ab, die in dieser Untersuchung nur am Ort der mikrometeorologischen Messungen genauer erfasst wurde (Kapitel 4). Diese Messungen wurden in einem Moorheidebereich mit Glockenheide und geringem Anteil an Torfmoosen (Biotoptyp nach Drachenfels: MGF) durchgeführt. Drachenfels weist allen Moorheide-Biotoptypen eine sehr hohe Empfindlichkeit mit Werten zwischen 5 und 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ zu. Nach den Angaben von Bobbink et al. (2011) gelten für Glockenheide (*Erica tetralix*) dominierte Feuchtheiden Critical Loads von 10 bis 20 kg ha⁻¹ a⁻¹ und Jahr. Van Dobben et al. (2012) schreiben den regenerierenden Feuchtheiden, die dem Biotoptyp MGF am nächsten kommen, einen KDW – bezogen auf die Standortverhältnisse der benachbarten Niederlande – von 17 kg ha⁻¹ a⁻¹ zu.

Tabelle 3.1: Critical Loads (kg ha⁻¹ a⁻¹) und Einstufungen zur Nährstoffempfindlichkeit von Hochmoorbiotopen (¹Nummer des Lebensraumtyps der FFH-Richtlinie des Anhang 1; ²Drachenfels (2012): Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffeinträgen (insbesondere Stickstoff); ³Critical loads nach Bobbink et al. (2011); ⁴KDW = Kritische Depositiewaarde voor stikstof nach van Dobben et al. (2012)).

Biotoptyp	FFH-Lebensraumtyp ¹	Empfindlichkeit nach Drachenfels ²	Critical Load nach Bobbink et al. ³	KDW nach van Dobben et al. ⁴
Naturnahes Hochmoor	7110	!!!	5-10	Sehr gefährdet
Wollgrasstadium von Hochmooren	7120, 7140	!!!	k. A.	Sehr gefährdet
Moorheidestadium (nur feuchte Erikaheiden)	(7120), 4010	!!!	10-20	Sehr gefährdet
Pfeifengrasstadium		!!	k. A.	k. A.
Initialstadium vernässter Hochmoorflächen		!!	k. A.	Gefährdet bis sehr gefährdet
Sonstiges Moordegenerationsstadium		!! / !	k. A.	k. A.
Naturnahes dystrophes Stillgewässer	(3160)	!!!	3-10	Sehr gefährdet (zure vennen)
Birkenbruchwald	91DO	!!!	k. A.	Gefährdet
Entwässerter Moorbirkenwald		!!! / !! / !	k. A.	k. A.

3.5 Zusammenfassung

Mehr oder weniger gut wiedervernässte Renaturierungsflächen und offene Torfabbaubereiche machen den größten Teil des Untersuchungsgebietes aus. Naturnahe Moorheideflächen haben einen Anteil von 12 %. Sie gehören ebenso wie die seltener im Gebiet vorkommenden naturnahen Hochmoorreste, naturnahen Wollgrasstadien und dystrophen Kleingewässer zu den durch Stickstoff-Einträge besonders gefährdeten Biotoptypen. Aber auch für die Renaturierungsflächen mit Moorinitialstadien wird von einer erhöhten N-Empfindlichkeit ausgegangen.

4 Ermittlung der Konzentrationen und Depositionsraten von NH_3 und anderen reaktiven N-Verbindungen in der bodennahen Atmosphäre

M. Hurkuck, C. Brümmer, K. Mohr, J. Suda

4.1 Methoden

4.1.1 Denudermessungen und Depositionsratenbestimmungen

Die Ermittlung wöchentlich integrierter NH_3 -Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre am Standort Rühler Moor erfolgte seit April 2011 mit dem KAPS- (Kananaskis Atmospheric Pollutant Sampler) Denuder-Verfahren (Dämmgen und Zimmerling, 2002; Peake 1985; Peake und Legge, 1987; Zimmerling et al., 1997). Mit diesem Verfahren wurden ebenfalls die Konzentrationen der atmosphärischen Reaktionspartner von NH_3 – Salpetersäure (HNO_3), salpetriger Säure (HNO_2), Ammonium- und Nitratpartikel (NH_4NO_3) sowie Chlorid (Cl^-), Schwefeldioxid (SO_2) und Sulfat (SO_4) – bestimmt.

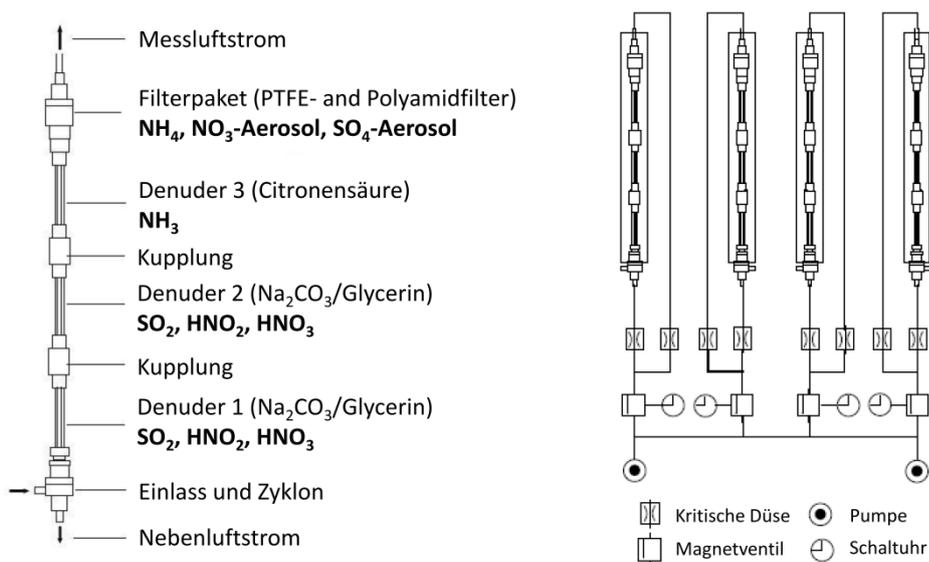


Abbildung 4.1: Schematischer Aufbau eines KAPS-Denuders (Dämmgen et al., 2010).

KAPS-Denuder bestehen aus einem Lufteinlasssystem, drei in Reihe geschalteten Ringspaltdenudern und einem Filterpaket (Abbildung 4.1). Umgebungsluft wird mithilfe einer Membran-Vakuumpumpe (N 035.1.2 AN.18, KNF Neuberger, Freiburg, Deutschland) über ein Einlasssystem angesogen, wobei Grobstaub (Partikeldurchmesser $>2,5 \mu\text{m}$) über einen Zyklon abgespalten wird. Die abgetrennten Partikel werden über einen Nebenluftstrom abwärts abgeschieden. Anschließend passiert die Probenluft Denuderröhren (Spezialanfertigung durch Fa. GH-Feinmechanik, Braunschweig, Deutschland), wobei zunächst zwei basisch beschichtete Röhren zur Abscheidung der sauren Gase (HNO_2 , HNO_3) durchströmt werden. Ein drittes, sauer beschichtetes Glasröhrchen sammelt NH_3 . Bei der basischen Beschichtung handelt es sich um

2 g Natriumcarbonat (Na_2CO_3), 2 ml Glycerin ($\text{C}_3\text{H}_8\text{O}_3$) und 50 ml destilliertes Wasser (H_2O) aufgefüllt auf 100 ml mit Methanol (CH_4O). Die saure Lösung besteht aus 1 g Citronensäure ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$), 1 ml $\text{C}_3\text{H}_8\text{O}_3$ und 25 ml H_2O aufgefüllt auf 50 ml mit CH_4O . Das darauffolgende Filterpaket besteht aus einem Teflon- und einem Polyamid-Filter (Sartorius Stedim Biotech GmbH, Göttingen, Deutschland) zur Abscheidung der Feinpartikel (NH_4 , NO_3) mit einem Durchmesser $\leq 2,5 \mu\text{m}$.

Abbildung 4.2 zeigt die Messaufbauten am Standort Rühler Moor. Die Messhöhe betrug 6,0 m. Seit Anfang September 2011 erfolgte eine Differenzierung in Tages- und Nachtkonzentrationen. Tages- und Nachtzeiten wurden entsprechend der Sonnenauf- und Untergangszeiten über Zeitschaltuhren programmiert. Der Volumenstrom durch einen KAPS-Denuder betrug ca. 6 m^3 pro Tag während der Messungen ohne Tag-Nacht-Differenzierung und ca. 3 m^3 pro Tag mit Differenzierung. Aufgrund eines Sturmschadens am Standort kam es im Dezember 2011 zu einem zweiwöchigen Ausfall der Messungen. Von dieser Unterbrechung abgesehen, ist die Zeitreihe vom Messbeginn im April 2011 bis zum Messende im März 2013 vollständig.



Abbildung 4.2: Aufbau des KAPS-Denudersystems am Standort Rühler Moor (links) sowie Nahansicht eines Denuderpärchens (rechts).

Der wöchentlich erforderliche Wechsel und Versand der Denuder-Röhrchen ist am Messstandort durch Personal des Landkreises Emsland bzw. des Naturparks Bourtanger Moor-Bargerveen durchgeführt worden. Die chemische Bestimmung der NH_3 -Konzentrationen sowie der atmosphärischen Reaktionspartner (HNO_2 , HNO_3 , partikuläres NH_4 und partikuläres NO_3) erfolgte mittels ionenchromatografischer Analyse (Compact IC plus, Metrohm AG, Herisau, Schweiz) im Zentrallabor des TI-AK in Braunschweig.

Die Berechnung der Gaskonzentrationen erfolgte anhand folgender Gleichung:

$$\beta_{\text{gas}} = \frac{m_{\text{Denuder}} - m_{\text{Labor}}}{v} \quad (1)$$

wobei β_{gas} die Gaskonzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$] ist, m_{Denuder} die Masse auf dem exponierten Denuder [μg], m_{Labor} die Masse auf dem Laborblindwert [μg] und v der Volumenstrom durch den Denuder [m^3] innerhalb einer Woche.

Partikelkonzentrationen wurden unter Berücksichtigung beider Filter (PTFE- und Polyamid) berechnet:

$$\beta_{\text{NO}_3} = \frac{(m_{\text{NO}_3\text{PTFE}} - m_{\text{NO}_3\text{PTFE_Labor}}) + (m_{\text{NO}_3\text{pol}} - m_{\text{NO}_3\text{Pol_Labor}})}{v} \quad (2)$$

$$\beta_{\text{NH}_4} = \frac{(m_{\text{NH}_4^+\text{PTFE}} - m_{\text{NH}_4^+\text{PTFE_Labor}}) + (m_{\text{NO}_3\text{pol}} - m_{\text{NO}_3\text{pol_Labor}}) + (m_{\text{Cl}^-\text{pol}} - m_{\text{Cl}^-\text{pol_Labor}})}{v} \quad (3)$$

wobei β_{NO_3} die NO_3 -Partikelkonzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$] ist, $m_{\text{NO}_3\text{PTFE}}$ die NO_3 -Masse auf dem exponierten PTFE-Filter [μg], $m_{\text{NO}_3\text{PTFE_Labor}}$ die NO_3 -Masse auf dem PTFE-Laborblindwert [μg], $m_{\text{NO}_3\text{Pol}}$ die NO_3 -Masse auf dem exponierten Polyamid-Filter [μg], $m_{\text{NO}_3\text{Pol_Labor}}$ die NO_3 -Masse auf dem Polyamid-Laborblindwert [μg], β_{NH_4} die NH_4 -Partikelkonzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$], $m_{\text{NH}_4^+\text{PTFE}}$ die NH_4 -Masse auf dem exponierten PTFE-Filter [μg], $m_{\text{NH}_4^+\text{PTFE_Labor}}$ die NH_4 -Masse auf dem PTFE-Laborblindwert [μg], $m_{\text{Cl}^-\text{pol}}$ die Cl -Masse auf dem exponierten Polyamid-Filter [μg] und $m_{\text{Cl}^-\text{pol_Labor}}$ die Cl -Masse auf dem Polyamid-Laborblindwert [μg]. Laborblindwerte wurden auf wöchentlicher Basis bestimmt.

Die Bestimmung der Depositionsraten erfolgte mithilfe des PLATIN-Modells (PLant-ATmosphere-INTERaction) von Grünhage und Haenel (1997, 2008). Das Modell berechnet die aus der Atmosphäre in das Ökosystem gerichteten Stickstoff-Flüsse als Funktion aus der Konzentration der jeweiligen N-Verbindung sowie verschiedener Widerstandskomponenten (R_a =atmosphärischer Widerstand, R_b =Widerstand der quasi-laminaren Grenzschicht, R_c =Oberflächenwiderstand) unter Zuhilfenahme (mikro-)meteorologischer Größen wie Strahlung, Lufttemperatur, fühlbarer Wärmestrom, Turbulenz und atmosphärischer Schichtung sowie diverser Bestandesparameter (z.B. Wuchshöhe, Blattflächenindex (LAI), N-Gehalt, etc.). Die folgenden Funktionen wurden zur Berechnung der Deposition verwendet:

$$F_c(\text{NH}_3) = - \frac{\rho_{\text{NH}_3}(z_{\text{ref,NH}_3}) - \rho_{\text{NH}_3}(d + z_{0c})}{R_{\text{ah}}(d + z_{0m}, z_{\text{ref,NH}_3}) + R_{\text{b,NH}_3}} \quad (4)$$

$$F_c(\text{HNO}_2) = - \frac{\rho_{\text{HNO}_2}(z_{\text{ref,HNO}_2})}{R_{\text{ah}}(d + z_{0m}, z_{\text{ref,HNO}_2}) + R_{\text{b,HNO}_2} + R_{\text{c,HNO}_2}} \quad (5)$$

wobei $F_c(NH_3)$ der vertikale Atmosphäre-Biosphäre NH_3 -N-Fluss [$\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$] ist, $\rho_{NH_3}(z_{ref,NH_3})$ die gemessene NH_3 Konzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$] an der Messhöhe, $\rho_{NH_3}(d + z_{0c}) = \rho_{NH_3}(d + z_{0h})$ die NH_3 -Konzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$] am Niveau der Spurengassenke (mit der Rauigkeitslänge für fühlbare Wärme z_{0h}), d die Verschiebungshöhe [m], z_{0m} die Rauigkeitslänge für Impuls [m], $R_{ah}(d + z_{0m}, z_{ref,NH_3})$ der turbulente atmosphärische Widerstand [s m^{-1}] zwischen konzeptionellem Niveau der Impulssenke ($d + z_{0m}$) und einer Referenzhöhe oberhalb des Bestandes (z_{ref,NH_3}), R_{b,NH_3} der Grenzschichtwiderstand [s m^{-1}] zwischen $d + z_{0m}$ und der konzeptionellen Senkenhöhe $d + z_{0c} = d + z_{0h}$ und R_{c,HNO_2} die Gesamtheit der Bulk-Transport- und Bulk-Reaktionswiderstände des Systems Vegetation-Boden für HNO_2 [s m^{-1}]. Die Berechnung der HNO_3 -N-Flüsse erfolgte gemäß Gleichung (5).

Basierend auf der Annahme, dass das System Vegetation-Boden eine vollständige Senke für HNO_2 und HNO_3 ist, wurde für diese Gase ein Bestandeskompensationspunkt von 0 angenommen (Grünhage und Haenel, 2008). Aufgrund seiner bi-direktionalen Flüsse oberhalb bewachsener Flächen, kann Vegetation sowohl als Senke als auch als Quelle für NH_3 fungieren. Unter Berücksichtigung dieser Annahme wurde in Gleichung (4) für die Berechnung von NH_3 -N-Flüssen eine modellierte NH_3 -Konzentration an der konzeptionellen Senkenhöhe verwendet ($\rho_{NH_3}(d + z_{0c})$) (vgl. Gleichung (6)) (Grünhage und Haenel, 2008):

$$\rho_{NH_3}(d + z_{0c}) = \frac{\frac{\rho_{NH_3}(z_{ref,NH_3})}{R_{ah}(d + z_{0m}, z_{ref,NH_3}) + R_{b,NH_3}} + (1 - \beta^*) \cdot \frac{\rho_{NH_3, stom}}{R_{c, stomNH_3}}}{\frac{1}{R_{ah}(d + z_{0m}, z_{ref,NH_3}) + R_{b,NH_3}} + \frac{(1 - \beta^*)}{R_{c, stomNH_3}} + \frac{(1 - \beta)}{R_{c, extNH_3}} + \frac{\beta}{R_{BodenNH_3}}} \quad (6)$$

wobei β^* ein Gewichtungsfaktor für den Entwicklungsstand des Bestandes basierend auf dem nicht-seneszenten Blattflächenindex ist, $\rho_{NH_3, stom}$ die NH_3 -Konzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$] in den sub-stomatären Interzellularräumen (vgl. Gleichung (7)), $R_{c, stomNH_3}$ der Bulk-Stomata-Widerstand für NH_3 [s m^{-1}], β ein Gewichtungsfaktor für den Entwicklungsstand des Bestandes basierend auf dem Oberflächenindex der gesamten Vegetation, $R_{c, extNH_3}$ der Bulk-Widerstand für die Reaktion von NH_3 and Pflanzenoberflächen [s m^{-1}] und $R_{BodenNH_3}$ der Bodenwiderstand für NH_3 [s m^{-1}]. Die NH_3 -Konzentration in den sub-stomatären Interzellularräumen $\rho_{NH_3, stom}$ steht in Beziehung zum N-Status der Pflanze und pH-Wert im Apoplasten und wird folgendermaßen berechnet:

$$\rho_{NH_3, stom} = a_{NH_3} \cdot \frac{10^{\frac{15.43 - 450708}{T_s}}}{T_s} \cdot \Gamma \quad (7)$$

wobei a_{NH_3} eine Umrechnungskonstante [$1 \mu\text{g m}^{-3} \text{K}$] ist, T_s die absolute Bestandesoberflächentemperatur [K] und Γ das vegetationspezifische Verhältnis von NH_4^+ zu Protonen (H^+) im Apoplasten [mol mol^{-1}].

Die Berechnung der Flüsse von partikulärem $\text{NH}_4\text{-N}$ erfolgte basierend auf folgenden Gleichungen:

$$F_c(\text{NH}_4) = -\frac{u_*}{500} \cdot \rho_{\text{NH}_4}(z_{\text{ref},\text{NH}_4}), L \geq 0m \quad (8)$$

$$F_c(\text{NH}_4) = -\frac{u_*}{500} \cdot \left[1 + \left(\frac{300}{-L} \right)^{2/3} \right] \cdot \rho_{\text{NH}_4}(z_{\text{ref},\text{NH}_4}), L < 0m \quad (9)$$

wobei $F_c(\text{NH}_4)$ der $\text{NH}_4\text{-N}$ Fluss [$\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$] ist, u_* die Schubspannungsgeschwindigkeit [m s^{-1}], $\rho_{\text{NH}_4}(z_{\text{ref},\text{NH}_4})$ die an der Messhöhe gemessene NH_4 -Konzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$] und L die Monin-Obukhov-Länge [m]. $\text{NO}_3\text{-N}$ -Flüsse wurden anhand der Gleichungen (8) und (9) berechnet.

4.1.2 Zusatzmessungen mikrometeorologischer Größen

Die Berechnung der N-Flüsse erfordert neben der Ermittlung der N-Konzentrationen verschiedene mikrometeorologische Größen. Hierzu gehören die Global- und Nettostrahlung, welche mithilfe eines Strahlungssensors (CNR1, Kipp & Zonen, Delft, Niederlande) erfasst wurden. Lufttemperatur und relative Luftfeuchte wurden mit einem Temperatur- und Feuchtegeber (HMP35a, Vaisala, Helsinki, Finnland) gemessen. Die Bestimmung der Windgeschwindigkeit, Schubspannungsgeschwindigkeit und der Monin-Obukhov-Länge erfolgte mithilfe eines Ultraschall-Anemometers (R3, Gill Instruments, Lymington, Vereinigtes Königreich). Ein Baro-Diver (DI500, Schlumberger, Tucson, USA) wurde zur Messung des Luftdrucks eingesetzt. Die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) wurde mit einem PAR-lite Sensor (LI-190, LI-COR Biosciences, Lincoln, USA) erfasst. Die Messungen wurden kontinuierlich in 30-Sekunden-Intervallen durchgeführt und gespeichert. Für die Flussberechnung wurden 30-Minuten-Mittelwerte verwendet. Niederschlagsmessungen wurden mit Hilfe eines automatischen Kippwaagen-Regenmessers (Thies Clima, Göttingen, Germany) durchgeführt und 30-Minuten-Summen in der Flussberechnung berücksichtigt.

4.1.3 Bestimmung der Gesamt-N-Einträge mithilfe des ITNI Verfahrens (Integrated Total Nitrogen Input)

Die Bestimmung des Gesamt-N-Eintrags in das Untersuchungsgebiet erfolgte mithilfe des ITNI (Integrated Total Nitrogen Input) Verfahrens (Russow und Weigel, 2000; Russow und Böhme, 2005; Tauchnitz et al., 2010; Weigel et al., 2000) basierend auf der ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode. Diese Methode erlaubt die Quantifizierung des Stickstoffeintrags

in ein Modell-Ökosystem unter Berücksichtigung der nassen und gasförmigen N-Deposition sowie der direkten N-Aufnahme durch Pflanzen (Mehlert et al., 1995). Da die natürliche Vegetation im Untersuchungsgebiet durch Gräser dominiert ist, wurde das hochmoortypische Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) als Monitorpflanze ausgewählt. Aufgrund unzureichender Keimzahlen und entsprechend schwacher Biomasseentwicklung im Jahr 2011, wurde auf Welsches Weidelgras (*Lolium multiflorum*) zurückgegriffen, welches ebenfalls im Jahr 2012 zusammen mit *Eriophorum vaginatum* als alternative Sicherheitsvariante zum Einsatz kam.

Messperiode 2011:

Die Vorkeimung und Anzucht von *Lolium multiflorum* ist zunächst auf N-freiem Quarzsand im Gewächshaus durchgeführt worden. Zu diesem Zweck wurde das Saatgut bei der Aussaat mit ^{15}N -Nährlösung ($^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NO}_3$ in Lösung, Markierung mit $0,05 \text{ mol mol}^{-1}$, Konz. 20 g L^{-1} , Campro Scientific GmbH, Berlin, Deutschland) gedüngt. Nach einer ca. vierwöchigen Anzuchtphase sind Kick-Brauckmann Vegetationsgefäße (Oberfläche $0,038 \text{ m}^2$) (STOMA GmbH, Siegburg, Deutschland) mit je acht Setzlingen bepflanzt worden. Insgesamt wurden fünf Vegetationsgefäße im Juli 2011 im Untersuchungsgebiet exponiert. Die Gräser wurden in sechsmaliger Teilmenge mit insgesamt $25 \text{ ml } ^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NO}_3$ Lösung (= $0,5 \text{ g N}$) manuell gedüngt. Die Zugabe weiterer Makro- und Mikronährstoffe (u.a. Phosphor, Kalium und Magnesium, siehe He et al., 2007) erfolgte automatisiert im geschlossenen Kreislauf um Stickstoff-Verluste aus der flüssigen Phase zu verhindern. Nach einer ca. 14-wöchigen Exposition im Feld, wurden die Vegetationsgefäße Ende Oktober 2011 im Gewächshaus des TI-AK in Braunschweig geerntet. Zur Quantifizierung der Stickstoffaufnahme einzelner Bestandteile wurde der Inhalt der Vegetationsgefäße in die Fraktionen Pflanze (ober- und unterirdisch), Sand und Nährlösung getrennt.

Messperiode 2012:

Analog zur ersten Messperiode wurde 2012 *Lolium multiflorum* als Monitorpflanze eingesetzt (siehe oben). Zusätzlich wurden die Versuche durch *Eriophorum vaginatum* ergänzt und verschiedene Düngermengen appliziert. Dieser doppelte Ansatz ermöglichte es, sowohl zwischenjährige Unterschiede und Einflüsse auf die Stickstoffdeposition zu untersuchen (*Lolium multiflorum* aus Messjahr 2011 und *Lolium multiflorum* aus Messjahr 2012), als auch Abhängigkeiten pflanzenspezifischer Merkmale (*Lolium multiflorum* und *Eriophorum vaginatum* Messjahr 2012) und der N-Düngung auf die Stickstoffaufnahmeleistungen zu bestimmen. Acht Vegetationsgefäße sind mit je 16 Setzlingen des Scheidigen Wollgrases (bzw. mit acht Setzlingen *Lolium multiflorum*) bepflanzt und im Mai 2012 auf den Versuchsflächen exponiert worden. Um einen Einfluss der Düngermenge auf die N-Deposition zu untersuchen (bspw. Sättigung bei hoher Düngung), wurden die Gräser mit je drei verschiedenen Mengen $^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NO}_3$ Lösung gedüngt. Drei der mit *Eriophorum vaginatum* bepflanzen Gefäße erhielt eine minimale Stickstoffversorgung von insgesamt $0,1 \text{ g N}$. Zwei Gefäße wurden moderat ($0,26 \text{ g N}$) und drei erhöht ($0,44 \text{ g N}$) gedüngt. Analog zu den Versuchen aus dem ersten Messjahr wurden drei Gefäße mit *Lolium multiflorum* in einer hohen Düngergabe von $0,5 \text{ g N}$ untersucht; zusätzlich

wurden zwei Gefäße moderat (0,4 g N) und drei niedrig (0,3 g N) gedüngte Vegetationsgefäße mit *Lolium multiflorum* exponiert. Nach einer ca. 21-wöchigen Exposition auf der Versuchsfläche wurden die Gefäße im November 2012 geerntet. Zur Quantifizierung der N-Aufnahmen während der Wintermonate, blieb je ein Gefäß hoch- und niedriggedüngter Vegetationsgefäße bis Ende Mai 2013 im Feld. Die Probenaufbereitung erfolgte entsprechend der Versuche im Jahr 2011.

Die Gesamt-N- und ^{15}N -Häufigkeiten der Biomasse (ober- und unterirdisch (pro Gefäß $n=2$)) wurden mittels Elementaranalysator (NC 1108, Carlo Erba Instruments Ltd., Wigan, UK) und Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (Delta C, Finnigan GmbH, Bremen, Deutschland) analysiert. Die Bestimmung der N-Gehalte im Sand erfolgte mithilfe der Kjeldahl-Methode ($n=3$) mit anschließender Wasserdampfdestillation (Faust et al., 1981). ^{15}N -Häufigkeiten und Gesamt-N-Gehalte in destillierten Substratproben wurden mit dem von Stange et al. (2007) entwickelten SPINMAS-System (Sample Preparation unit for Inorganic Nitrogen (SPIN) coupled to a quadrupole Mass Spectrometer (MAS)) gemessen. Gesamt-N-Gehalte und ^{15}N -Häufigkeiten in der Nährlösung wurden mittels einer Kombination aus Quadrupol-Massenspektrometer und SPINMAS analysiert ($n=3$).

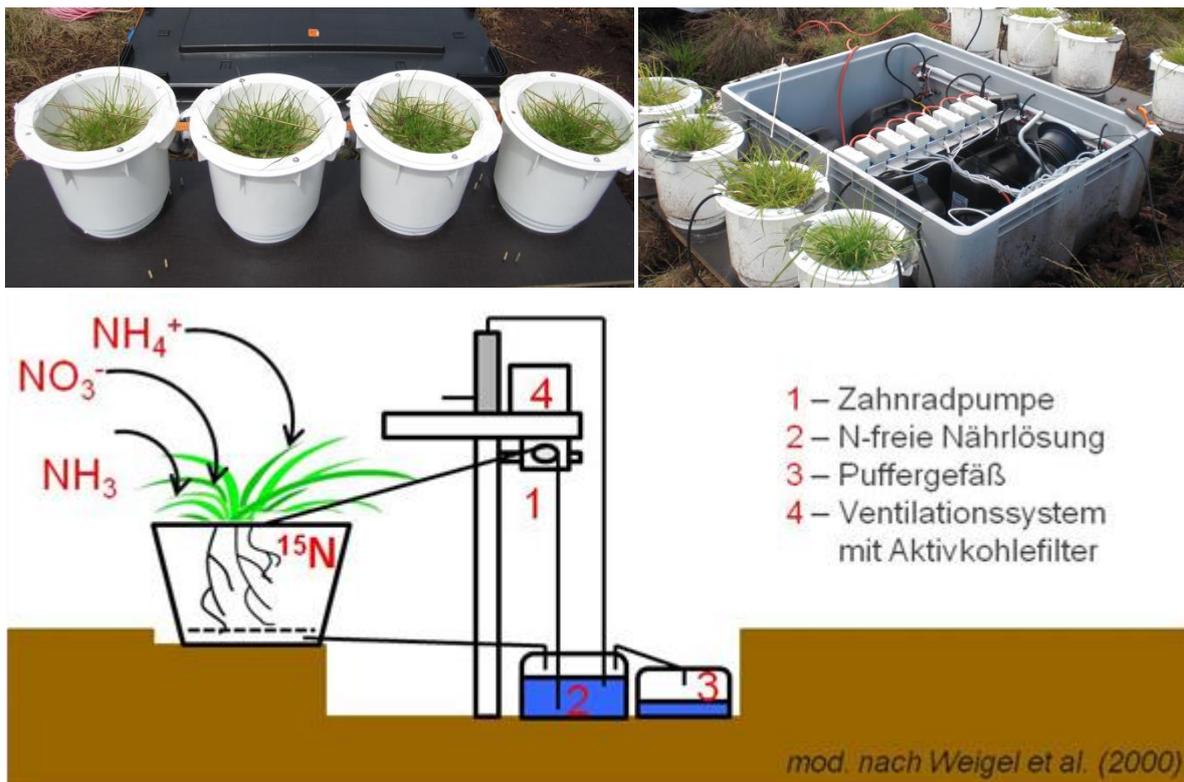


Abbildung 4.3: Oben: Aufbau der ITNI-Gefäße am Standort Rühler Moor. Unten: Schematische Skizze des ITNI-Systems.

4.1.4 NH₃-Konzentrationsmessungen mittels Passivsammlern

Mit dem Ziel, das großräumige NH₃-Belastungsniveau in der Region und die lokalen Unterschiede zu ermitteln, wurden die NH₃-Immissionskonzentrationen an 13 Moorstandorten¹ (Abbildung 2.1) gemessen. Am Standort WM erfolgten zudem Messungen leeseitig einer Gehölzpflanzung, um deren abschirmende Wirkung gegenüber Ammoniakimmissionen zu ermitteln.

Die Messung der Ammoniakkonzentrationen in der bodennahen Atmosphäre erfolgte auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes mit Passivsammlern der Bauart IVL nach der VDI-Richtlinie 3869, Blatt 4 (VDI 2010 a). Die IVL-Passivsammler sind tubusförmige Passivsammler mit Turbulenzbarriere. Die Abscheidung von NH₃ findet an einem mit Citronensäure beschichteten Cellulosefilter statt. Die Sammler waren in einer runden Schutzhalterung an einer Maststange in 2,5 m Höhe über Boden exponiert (Abbildung 4.4). Die jeweils vier Sammler pro Messpunkt wurden über 22 Monate alle vier Wochen beprobt und anschließend im akkreditierten Labor der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA Nord-West) analysiert. Im Bargerveen wurden die NH₃-Konzentrationen mithilfe von Passivsammlern des Typs Gradko und dem COTAG-System gemessen. Letzteres ist in 15 europäischen Staaten als Teil des NITRO-EUROPE-Projektes installiert (Sutton et al., 2011). Die Passivsammler sind von der Firma Gradko International Ltd., UK (Noordijk, 2012) hergestellt und werden im niederländischen Monitoring-Netzwerk (MAN) eingesetzt (Stolk et al., 2009). Der Einfluss stärkerer lokaler Quellen in der Nachbarschaft der Moore (Stallanlagen, landwirtschaftliche Nutzflächen, Straßen) konnte durch die Lage der Messpunkte innerhalb der Mooregebiete von mindestens 300 m Entfernung zu den Randbereichen vermieden werden.



Abbildung 4.4: Messmast mit Passivsammlern vom Typ IVL.

¹ Daten niederländischer Messungen aus [Stolk et al. \(2013\)](#)

4.1.5 Stoffflussmessungen mit Niederschlagssammlern

Mithilfe von Niederschlagssammlern können die nasse Deposition sowie der von der Vegetation „ausgekämmte“, sedimentierende Anteil der trockenen Deposition erfasst werden. Direkt über das Blatt aufgenommene Stickstoffmengen bleiben unberücksichtigt, wodurch der gesamte atmosphärische N-Eintrag (N-Deposition) systematisch unterschätzt wird. Der „N-Bestandesniederschlag“ gibt jedoch mit vertretbarem Aufwand die insbesondere durch ihre Struktur bedingten Unterschiede der atmosphärischen N-Flüsse wieder.

Die Erfassung der N-Bestandesniederschläge erfolgte am Standort Rühler Moor im Moorbirkenwald, unter Solitär-Bäumen unter Heide und im Freiland. Für die höheren Pflanzenbestände wurde der vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie eingesetzte Sammlertyp „Osnabrück“ (NLÖ, 1993) verwendet. Dieses Messsystem besteht aus sechs offenen Einzelsammlern (Bulksammler) mit einer Auffangfläche von jeweils 200 cm² (Abbildung 4.5). Am Messstandort im Wald wurden jeweils drei Systeme mit insgesamt 18 Einzelsammlern installiert. Die Auffangfläche von 3600 cm² lag somit über der von Bleeker et al. (2005) geforderten Mindestfläche von 3140 cm². Die Sammelgefäße besitzen ein Volumen von 2 l und sind in einem gegen Licht- und Wärmewirkung geschützten Behälter (Tonne) untergebracht, der wiederum von einer Schilfmatte ummantelt ist (Abbildung 4.5 bis Abbildung 4.7). Der Eintritt gröberer Schmutzpartikel wird durch Filterwatte im Trichtersystem verhindert. Zur Vermeidung von Verunreinigungen durch Vogelkot von Greifvögeln waren am Rand jeder Sammlergruppe jeweils vier ca. 2 m lange Stangen befestigt. Verunreinigungen durch Singvögel stellen erfahrungsgemäß kein Problem dar, da sich diese Vögel nicht auf die Sammler setzen. Unter insgesamt drei auf einer heidebewachsenen Moorfläche einzeln stehenden (Solitär-) Bäumen wurde jeweils ein Sammlersystem installiert (Abbildung 4.7). Die Teilproben jedes Sammlersystems wurden nach der Eliminierung sichtbar verunreinigter Einzelproben zu einer Mischprobe vereint. Im Freiland kam ein System zum Einsatz.

Zur Messung der N-Bestandesniederschläge unter Heide wurden Rinnensammler in strukturell vergleichbaren Heidebeständen an den Standorten RM und WM exponiert. Dieses Messsystem besteht aus einer 200 cm langen und 3 cm breiten Rinne die in einem Trichter mit einem Durchmesser von 5 cm endet, über den das Niederschlagswasser in ein Auffanggefäß mit einem Volumen von 5 l geleitet wird (Abbildung 4.8 und Abbildung 4.9). Das Sammelgefäß wurde im Boden eingegraben und mit einer schwarzen Teichfolie gegen Lichteinwirkungen abgeschirmt. Größere Schmutzpartikeln wurden durch Filterwatte in der Trichtermündung zurückgehalten. An jedem Messstandort wurden drei getrennt beprobte Messsysteme eingesetzt.

Die Probenentnahmeintervalle betragen bei mittleren Außentemperaturen von über 10 °C maximal zwei Wochen. Diese Proben wurden volumengewichtet zu einer vier-Wochen-Mischprobe vereinigt. Bei niedrigeren Außentemperaturen wurden die Niederschlagsproben in Abständen von vier Wochen beprobt und bis zur chemischen Analyse bei 2 °C gelagert.

Die chemische Analyse erfolgte in den akkreditierten Laboren der LUFA Nord-West. Die Stickstoff-Spezies Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) sowie gelöste organische N-Verbindungen wurden mit dem Continuos Flow Analyser gemessen (DIN EN ISO 11732, DIN EN ISO 13395). Andere Inhaltsstoffe (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, S, Cl) wurden massenspektrometrisch analysiert (DIN EN ISO 11885). Die Berechnung des N-Bestandesniederschlags bezogen auf einen Hektar ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) erfolgte über die Multiplikation der analysierten Konzentrationen von NH_4^+ , NO_3^- und gelöster N-Verbindungen mit dem gemittelten Jahresniederschlag. Die unter den Heidepflanzen untersuchten Niederschlagsproben enthielten oftmals deutlich (ca. 20 %) weniger Stickstoff als der Freilandniederschlag, was auf eine N-Aufnahme über die Pflanzenoberflächen hindeutet. Diese Mengen wurden über den Massenbilanzansatz von Draajers und Erisman (1995) berücksichtigt. Auf die Ergebnisse der Niederschlagsmessungen unter Bäumen hat die Verwendung dieses Ansatzes keinen Einfluss. Die Bedeutung der unterschiedlichen Vegetationsstrukturen auf den N-Eintrag in die Moore und der Einfluss von Landschaftspflegemaßnahmen wurden mit Hilfe eines geografischen Informationssystems (Arc GIS) berechnet und visualisiert.

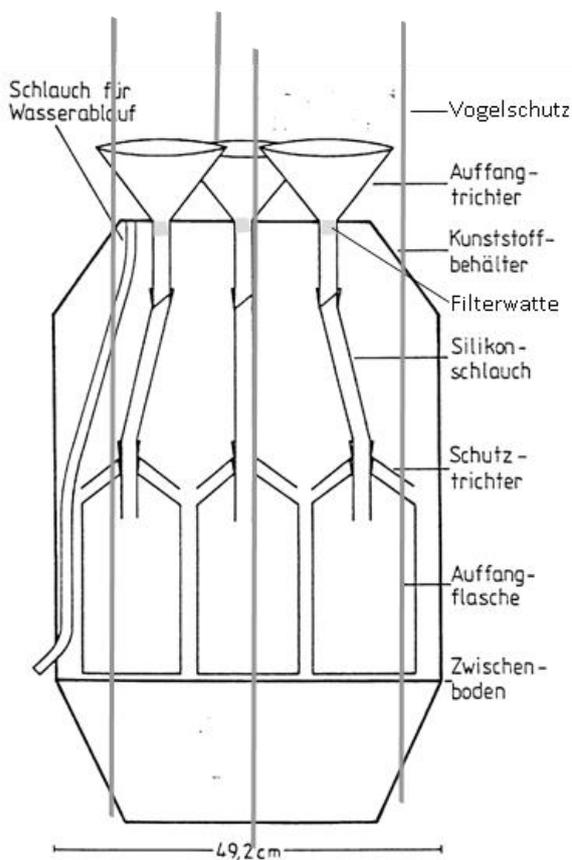


Abbildung 4.5: Bulksammler Typ „Osnabrück“.



Abbildung 4.6: Bulksammler im Moorbirkenwald.



Abbildung 4.7: Bulksammler im Freiland und unter Solitärer Bäumen (im Hintergrund).

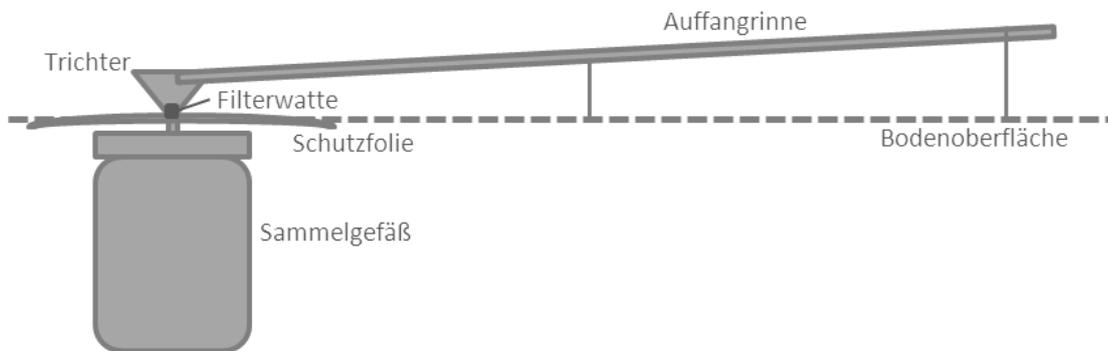


Abbildung 4.8: Aufbau des Rinnen-Messsystems unter Heide.



Abbildung 4.9: Unter Besenheide im Hochmoor installierter Rinnensammler.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Konzentrationen reaktiver N-Verbindungen nach dem KAPS-Denuderverfahren

Abbildung 4.10 zeigt die gemessenen NH_3 -Konzentrationen (Balken) sowie die mithilfe des PLATIN-Modells bestimmten NH_3 -N Depositionen (Linien; Text siehe Abschnitt 4.2.2) von April 2011 bis einschließlich März 2013. Die über einen Zeitraum von einer Woche integrierten NH_3 -Gesamtkonzentrationen lagen im Verlauf der ersten Monate bis Mitte Oktober 2011 permanent unter $10 \mu\text{g m}^{-3}$. Ende Oktober zeichnete sich ein erhöhtes Konzentrationsniveau mit Spitzenwerten bis zu $13 \mu\text{g m}^{-3}$ ab. Nach einem Absinken der Werte im Dezember 2011 und Januar 2012 auf $<5 \mu\text{g m}^{-3}$, stiegen die Konzentrationen Ende Februar 2012 wieder an und bildeten Ende März 2012 ein erneutes Maximum mit Höchstwerten von rund $12 \mu\text{g m}^{-3}$. Im zweiten Messjahr zeigten die NH_3 -Konzentrationen einen weniger ausgeprägten saisonalen Verlauf mit Höchstwerten von rund $10 \mu\text{g m}^{-3}$ im März 2013. Das Niveau der Konzentrationen in Sommer und Winter 2012 lag auf dem der Vorjahreswerte und unterschied sich im Durchschnitt nicht signifikant. Insbesondere die Herbstwerte lagen jedoch deutlich unter dem Niveau der im gleichen Zeitraum in 2011 beobachteten Konzentrationen und erreichten Spitzenwerte von $5,5 \pm 0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ im Oktober 2012. Die Differenzierung zwischen Tages- und Nachtkonzentrationen von September 2011 bis einschließlich März 2013 ergab keine signifikanten Unterschiede. Die Saisonalität der NH_3 -Konzentrationen mit Frühjahrs- und Herbstpeak entsprachen den Hauptbewirtschaftungszeiten in der Region mit Ausbringung von Dünger auf die umliegenden Ackerflächen.

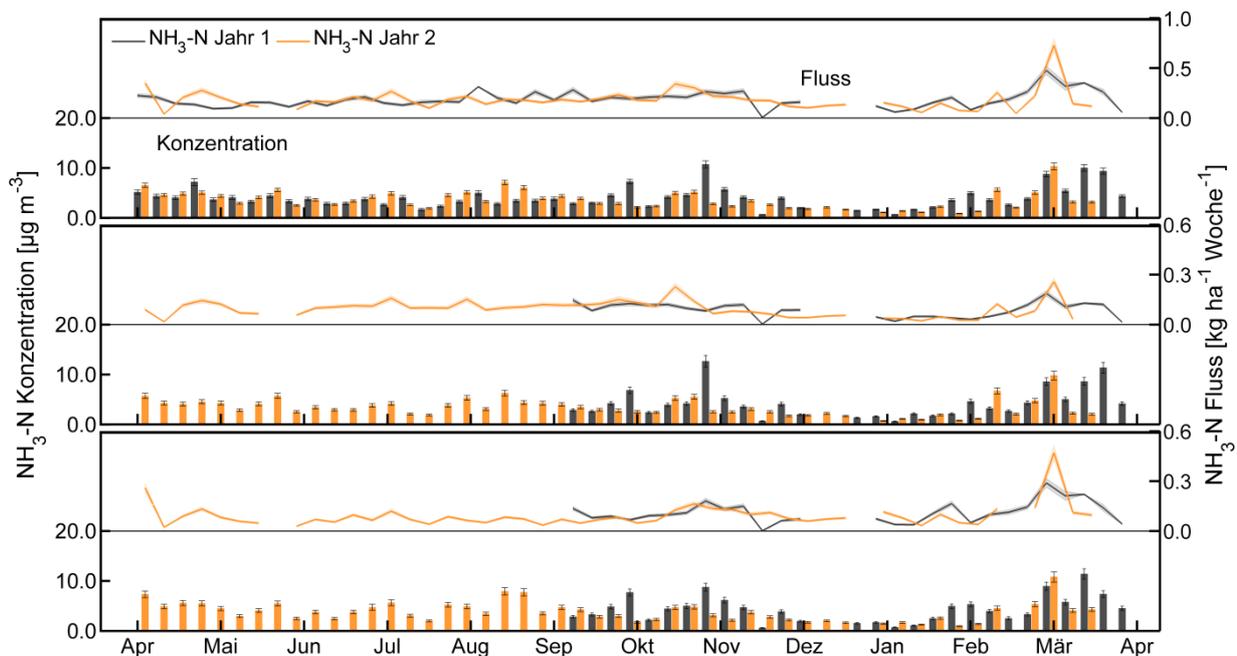


Abbildung 4.10: NH_3 -Konzentrations- und Depositionsverlauf für beide Messjahre (Jahr 1 = April 2011 bis März 2012, Jahr 2 = April 2012 bis März 2013) am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte; Fehlerbalken = Standardabweichung (SD)).

Das Konzentrationsniveau der anderen N-Verbindungen (partikuläres NH_4 , partikuläres NO_3 , HNO_2 , HNO_3) lag deutlich unter dem von NH_3 , und auch das ausgeprägte saisonale Muster konnte nicht bei allen Verbindungen beobachtet werden. Die Konzentrationswerte in den Sommermonaten lagen für NH_4 -N-Partikel meist bei einem Mittel von $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$, wobei die Konzentrationen im Jahr 2011 im Schnitt 30 % über den Werten im Sommer 2012 lagen (Abbildung 4.11). Die Konzentrationen der NO_3 -N-Partikel lagen im Schnitt bei $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ mit ebenfalls erhöhten Werten im Sommer 2011 im Vergleich zum darauffolgenden Jahr (Abbildung 4.12). Während die Spitzenwerte für NH_3 in den Frühjahrs- und Herbstmonaten ermittelt wurden, erreichten die Konzentrationen der partikulären Verbindungen NH_4 und NO_3 die Höchstwerte im Januar. Die Maxima lagen für partikuläres NH_4 -N bei $5,7 \pm 0,7 \mu\text{g m}^{-3}$ (Ende Januar 2011) sowie bei bis zu $4,2 \pm 0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (Ende Januar 2012) für partikuläres NO_3 -N. Signifikant höhere Partikelkonzentrationen wurden während der Nacht ermittelt.

Auch für HNO_2 -N konnte ein bimodaler Konzentrationsverlauf festgestellt werden (Abbildung 4.13). Extrem niedrige Konzentrationen am Rande der Nachweisgrenze von permanent unter $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$ wurden während der Sommermonate 2011 und 2012 gemessen. Die Höchstwerte im Herbst 2011 lagen bei $0,8 \pm 0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ sowie bei $0,6 \pm 0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ im Januar 2012. Die während der Nacht gemessenen Konzentrationen waren signifikant höher als Tageswerte. Dies ist höchstwahrscheinlich auf das Maxima in den Wintermonaten zurückzuführen. Eine mögliche Quelle für die erhöhten Nachtwerte ist Hausbrand. Darüber hinaus berichten Su et al. (2011) eine starke HNO_2 Quelle aus bodenbürtigem Nitrit (NO_2) für gedüngte Böden. Daher können die umliegenden Ackerflächen zusätzlich als HNO_2 Quelle dienen. Die Überschneidung der Maxima in den Herbstmonaten mit den Hauptzeiten der Düngerausbringung bestätigte diese Annahme.

Keine signifikante jahreszeitliche Dynamik wurde für den Konzentrationsverlauf von HNO_3 -N beobachtet (Abbildung 4.14). Die gemessenen Werte lagen im Beobachtungszeitraum bei einem arithmetischen Mittel von $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ zwischen $10^{-2} \pm 3 \cdot 10^{-2}$ und $0,6 \pm 0,1 \mu\text{g m}^{-3}$. Die fehlenden HNO_3 -Maxima in Frühjahrs- und Herbstmonaten geben Grund zur Annahme, dass HNO_3 nicht aus der Düngerausbringung auf den umliegenden Flächen stammt, sondern durch NO_x Quellen gesteuert sein könnte, die im Rahmen dieser Studie nicht erfasst worden sind.

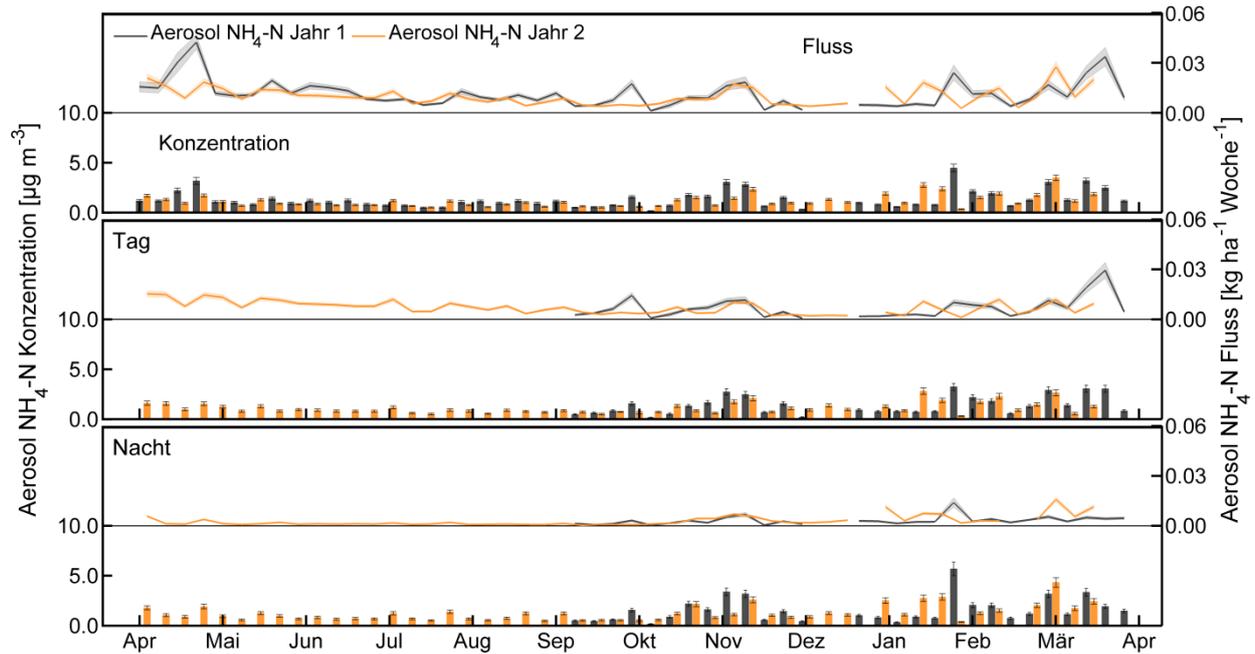


Abbildung 4.11: Partikulärer NH_4 -Konzentrations- und Depositionsverlauf für beide Messjahre (Jahr 1 = April 2011 bis März 2012, Jahr 2 = April 2012 bis März 2013) am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte; Fehlerbalken = SD).

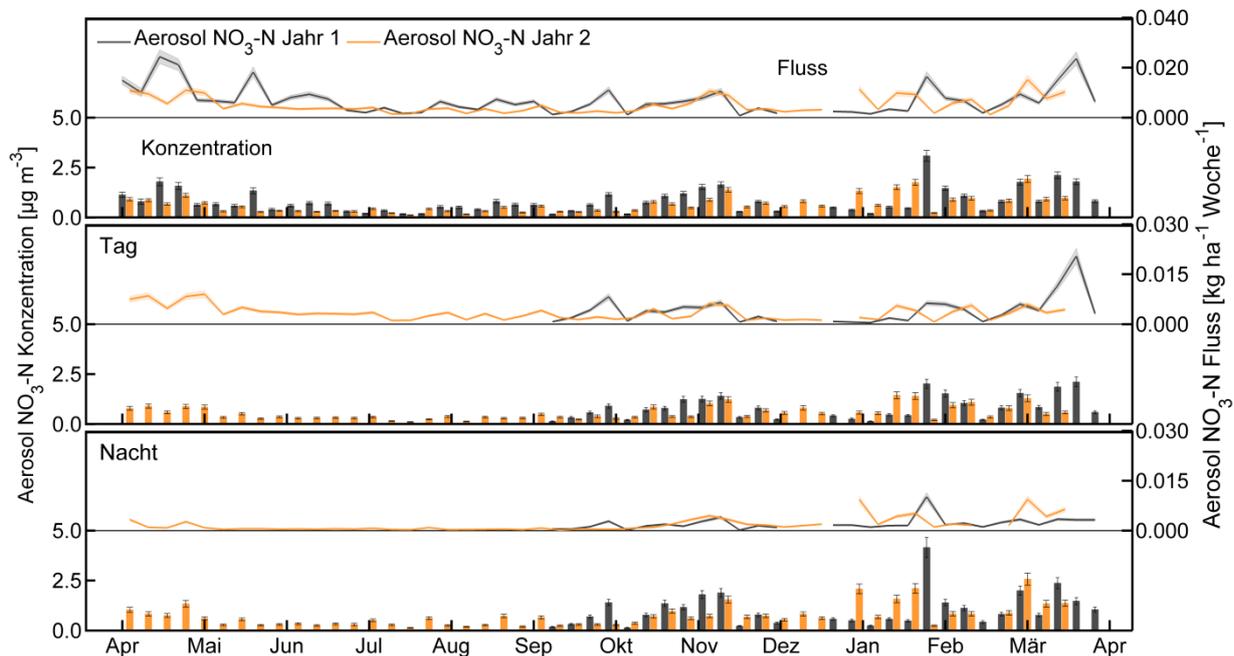


Abbildung 4.12: Partikulärer NO_3 -Konzentrations- und Depositionsverlauf für beide Messjahre (Jahr 1 = April 2011 bis März 2012, Jahr 2 = April 2012 bis März 2013) am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte; Fehlerbalken = SD).

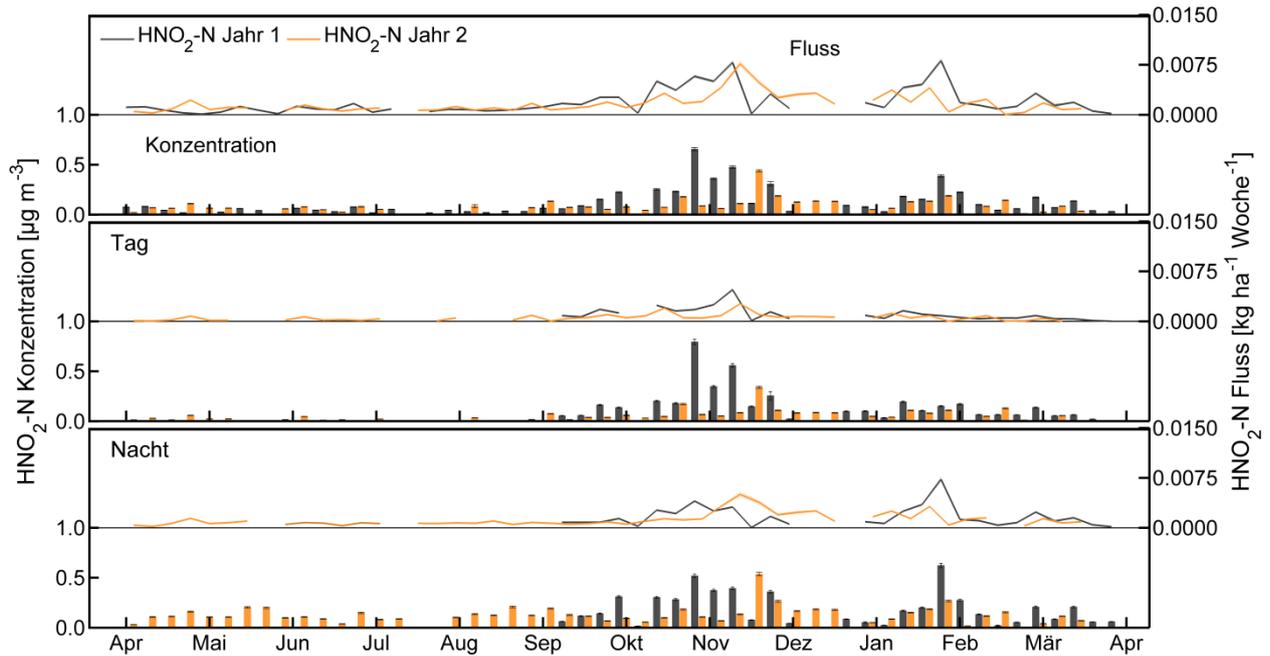


Abbildung 4.13: HNO₂-Konzentrations- und Depositionsverlauf für beide Messjahre (Jahr 1 = April 2011 bis März 2012, Jahr 2 = April 2012 bis März 2013) am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte; Fehlerbalken = SD).

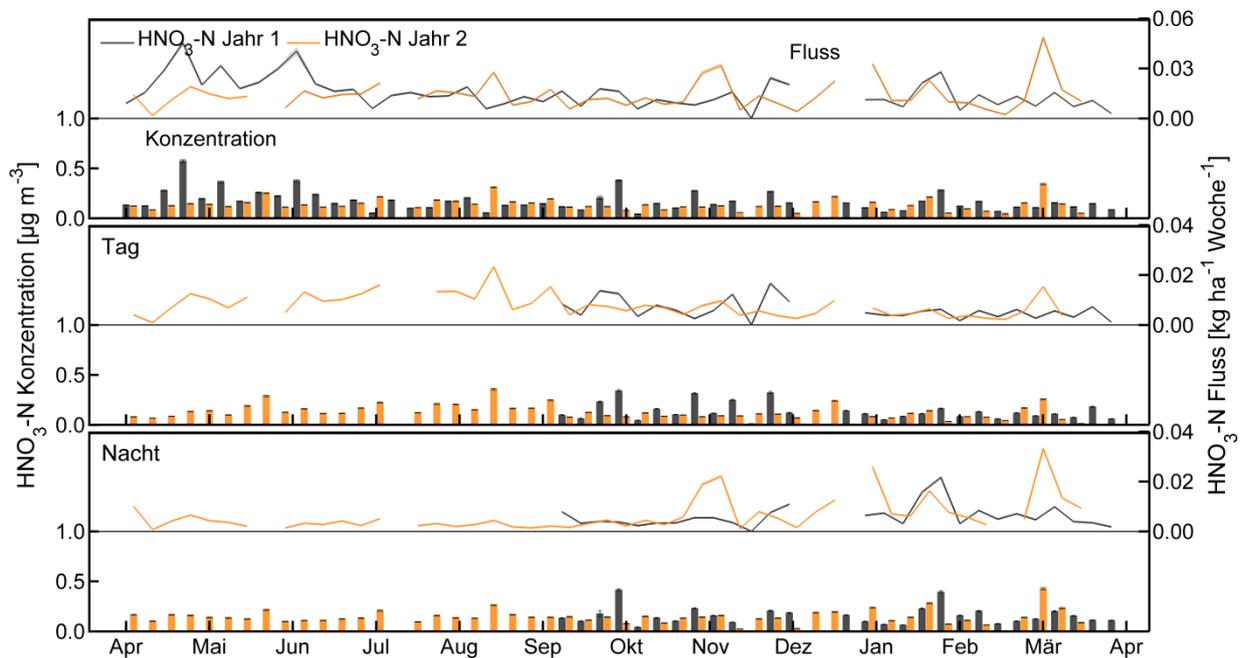


Abbildung 4.14: HNO₃-Konzentrations- und Depositionsverlauf für beide Messjahre (Jahr 1 = April 2011 bis März 2012, Jahr 2 = April 2012 bis März 2013) am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte; Fehlerbalken = SD).

Die Übersicht über die Differenzierung zwischen Tages- und Nachtkonzentrationen zeigt ein relativ ausgeglichenes Bild. Während für NH_3 , HNO_3 und partikuläres NH_4 die mittleren Tages- und Nachtwerte in etwa gleich verteilt sind (51 % Nacht – 49 % Tag für NH_3 und HNO_3 , bzw. 53 % Nacht – 47 % Tag für partikuläres NH_4), zeigt sich für HNO_2 und partikuläres NO_3 eine deutliche Ausprägung mit höheren Nachtwerten (59 % Nacht – 41 % Tag für HNO_2 bzw. 56 % Nacht – 44 % Tag für NO_3).

4.2.2 Stickstoffdepositionen nach dem PLATIN-Modell

Ähnlich wie bei den Konzentrationen, zeigten sich auch bei den N-Einträgen teilweise bimodale Muster mit Depositionspeaks in Herbst und Frühjahr. Deutliche Unterschiede wurden zwischen Tages- und Nachtdepositionen der einzelnen N-Verbindungen ermittelt.

Die wöchentlichen NH_3 -N Depositionsraten lagen von Beginn an auf einem konstant hohen Niveau von etwa $0,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ (Abbildung 4.10). Diese fielen erst zum Jahreswechsel hin auf unter $0,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ und Woche ab und stiegen im Frühjahr 2012 bis auf $0,5 \pm 0,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ an. Auch die Depositionsraten im zweiten Messjahr lagen auf einem konstant hohen Niveau. Die hohen sommerlichen Depositionsraten sind vermutlich – trotz geringerer NH_3 -Konzentrationen – auf die in der Wachstumsphase höhere NH_3 -Aufnahme über die Spaltöffnungen bzw. geringere stomatäre Widerstände der Pflanzen zurückzuführen. Trotz des nächtlich erhöhten stomatären Widerstandes der Pflanzen, der in der Regel zu niedrigeren Depositionsraten gegenüber den Tagessituationen führt, liegen die nächtlichen Depositionen auf etwa demselben Niveau wie die Tagesdepositionen und unterschieden sich nicht signifikant. Gründe hierfür sind vermutlich die nächtlich stärker ausgeprägten nicht-stomatären Eintragspfade für NH_3 wie beispielsweise Feuchtigkeit auf Blattoberflächen, welche durch Tauformation, Verdunstung oder Niederschlag reguliert wird.

Die Depositionsraten der vier anderen N-Verbindungen lagen auf einem um etwa einer Größenordnung niedrigeren Niveau. Ein hoher linearer Zusammenhang zwischen Konzentrationen und Depositionen für HNO_2 -N mit Hintergrundraten $<0,003 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ im Sommer und Winter sowie Höchstwerten bis zu $0,009 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Woche}^{-1}$ im Herbst und Frühjahr 2012 wurde beobachtet ($R^2 = 0,7$). Obwohl die Tages- und Nachtdepositionen im Schnitt in der gleichen Größenordnung waren, konnten signifikant höhere Nachtwerte ermittelt werden. Hauptursache hierfür sind die Depositionsmaxima, die bei gleichzeitig über dem Durchschnitt liegenden Konzentrationen Ende Januar 2012 und 2013, bestimmt wurden. Die hohen Winter- und Nachtdepositionen sind vermutlich auf Hausbrand in der Region zurückzuführen (Abbildung 4.13).

Es wurden keine signifikant ausgeprägten saisonalen Muster in den Depositionsraten von partikulärem NO_3 sowie NH_4 ermittelt (Abbildung 4.12, Abbildung 4.11). Die NH_4 -N Depositionen

waren im Schnitt höher als die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Einträge. Entgegen der Partikelkonzentrationen zeigen die Depositionen signifikant höhere Werte während des Tages. Da Partikeldepositionen von NH_4 und NO_3 in erster Linie turbulenzgesteuert sind, konnten sichtlich höhere Aufnahmezeiten während des Tages bei entsprechend ausgeprägter Durchmischung der bodennahen Atmosphäre sowie zu Zeitpunkten erhöhter Konzentrationen identifiziert werden (Herbst 2011 und Frühjahr 2012).

Kein bimodales Muster konnte für $\text{HNO}_3\text{-N}$ Depositionen beobachtet werden (Abbildung 4.14). Die während des Tages ermittelten $\text{HNO}_3\text{-N}$ Depositionen waren im Schnitt höher als die während der Nacht. Hierfür waren insbesondere signifikant erhöhte Tagesdepositionen im Spätsommer, Herbst und Frühjahr 2012 verantwortlich. Dieser Jahresverlauf lässt vermuten, dass die Hauptquelle für HNO_3 in der Region nicht die Düngerausbringung auf den umliegenden Flächen ist, sondern vielmehr durch Verbrennungsprozessen (NO_x) gesteuert sein könnte, die im Rahmen dieser Studie messtechnisch nicht erfasst worden sind.

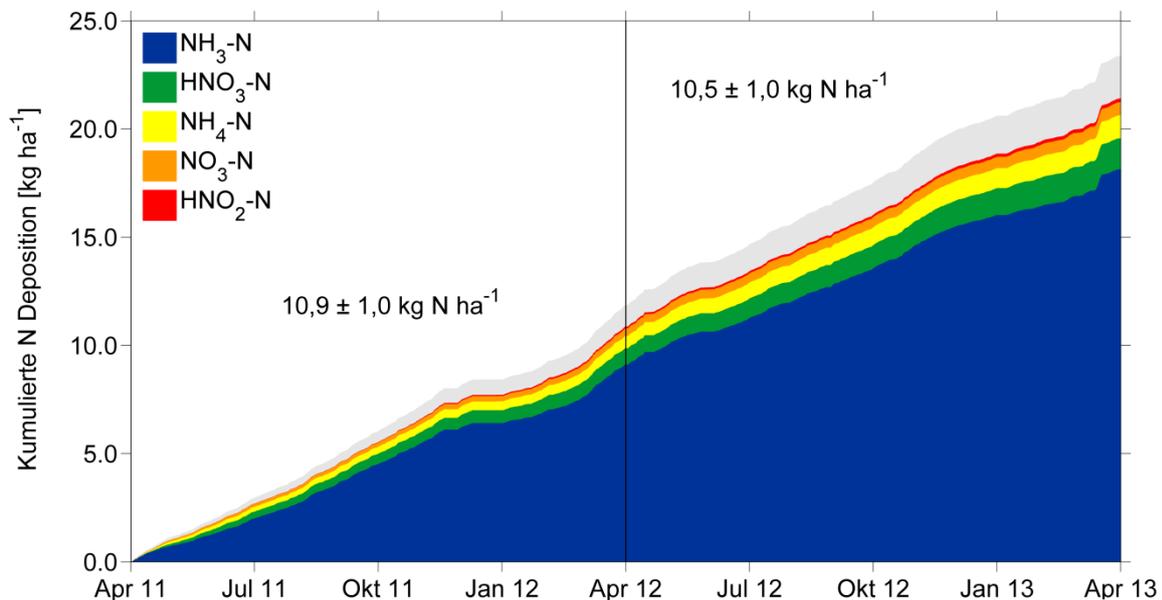


Abbildung 4.15: Kumulierte N-Depositionen der einzelnen Verbindungen NH_3 , partikuläres NH_4 , partikuläres NO_3 , HNO_2 und HNO_3 im Zeitraum April 2011 bis einschließlich März 2013 am Standort Rühler Moor (graue Schattierungen = Unsicherheit).

Abbildung 4.15 zeigt den kumulierten Verlauf der Depositionen aller fünf gemessenen N-Verbindungen. Für das komplette erste Messjahr (Anfang April 2011 bis Ende März 2012) wurden am Standort Rühler Moor insgesamt $9,2 \pm 0,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ als $\text{NH}_3\text{-N}$, $0,8 \pm 0,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ als $\text{HNO}_3\text{-N}$, $0,6 \pm 0,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ als partikuläres $\text{NH}_4\text{-N}$, $0,4 \pm 0,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ als partikuläres $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie $0,1 \pm 0,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ als $\text{HNO}_2\text{-N}$ deponiert. Daraus ergibt sich eine trockene Gesamtdeposition von $10,9 \pm 1,0 \text{ kg N ha}^{-1}$. Die Anteile der Einzelverbindungen betragen >80 % für NH_3 , 7 % für HNO_3 , 5 % für partikuläres NH_4 , 3 % für partikuläres NO_3 sowie <1 % für HNO_2 (Abbildung 4.16). Zusammen mit der über Niederschlagsmessungen (s. Kapitel 4.2.7) ermittelten nassen Deposition

($13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) errechnet sich für die Heideflächen des Rühler Moors ein gesamte N-Deposition von gerundet $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für das erste Messjahr. Auch im zweiten Messjahr hatte NH_3 mit über 80 % den größten Anteil an der trockenen Deposition und der Anteil der Einzelverbindungen unterschied sich nicht signifikant zum Vorjahr. Die trockene Deposition entsprach mit $10,5 \pm 1,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ weitestgehend dem in der ersten Messperiode bestimmten Eintrag. Die Niederschlagsmessungen ergaben für den gleichen Zeitraum eine nasse Deposition von rund $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N a}^{-1}$, sodass ebenfalls insgesamt im zweiten Messjahr eine Stickstoffdeposition von ca. $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt wurde. Der hohe Anteil von NH_3 an der trockenen Deposition lässt darauf schließen, dass der Großteil des deponierten N sowohl aus der Düngung der umliegenden Agrarflächen stammt als auch über den Ferntransport in die untersuchten Moorflächen eingetragen wird (vgl. Kapitel 5.3.2) und ebenfalls landwirtschaftlichen Ursprungs ist.

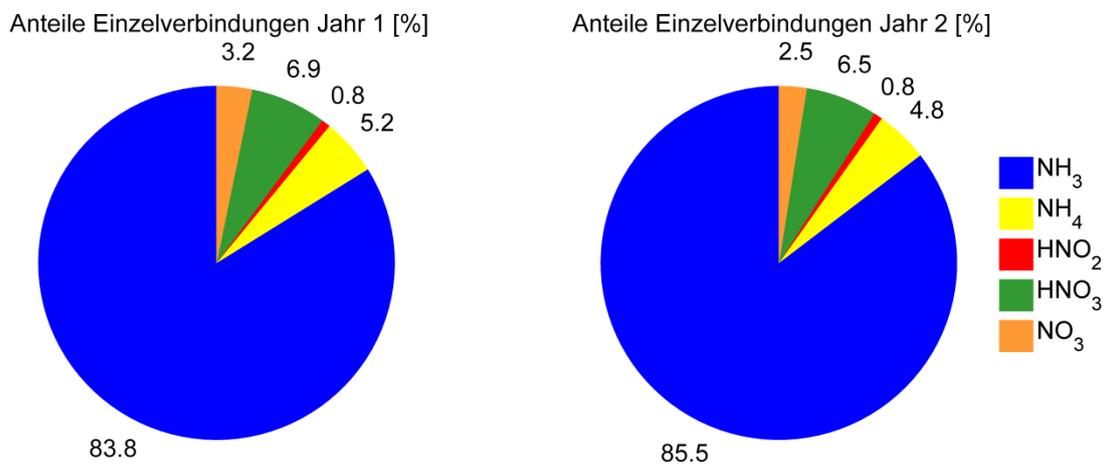


Abbildung 4.16: Anteile der N-Verbindungen NH_3 , partikuläres NH_4 und NO_3 , HNO_2 und HNO_3 am Gesamtaustausch für beide Messperioden (Jahr 1 = April 2011 bis März 2012, Jahr 2 = April 2012 bis März 2013) am Standort Rühler Moor. Anmerkung: Die hier gezeigten Ergebnisse der NH_x - und NO_y -Anteile basieren auf den Konzentrationsmessungen der KAPS-Denuder. Da mit diesem Verfahren kein NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) bestimmt werden kann, können die Werte nicht direkt mit den Ergebnissen aus der Modellierung (Kapitel 5) verglichen werden.

4.2.3 Gesamt-N-Deposition nach dem ITNI-Verfahren

Die mithilfe des ITNI-Verfahrens ermittelten N-Gehalte und N-Depositionen für das Jahr 2011 sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst. Die mittlere N-Deposition über die gesamte Expositionszeit von Juli bis November 2011 betrug im Schnitt $251,7 \pm 30,5 \mu\text{g Tag}^{-1} \text{ Gefäß}^{-1}$, wobei die oberirdische Biomasse die größten N-Einträge aufwies. Rund ein Drittel des aufgenommenen Stickstoffs befand sich im Sand und in der Nährlösung. Der Haupteintragspfad für atmosphärisches N verläuft demnach nicht über das Substrat, sondern über oberirdische Biomasse. Die ^{15}N -Wiederfindung während der Exposition in 2011 betrug im Schnitt 55 %, sodass die durch ITNI ermittelten N-Einträge vermutlich unterschätzt wurden und einem Minimaleintrag entsprechen, jedoch maximal fast doppelt so hoch sein können.

Tabelle 4.1: N-Gehalte und N-Depositionen in den verschiedenen Fraktionen des ITNI-Modell-Ökosystems im Messjahr 2011 (\pm Standardabweichung, TM = Trockenmasse).

Fraktion	N-Gehalt [mg g ⁻¹ TM; mg mL ⁻¹]	Deponierter N [mg g ⁻¹ TM; mg mL ⁻¹]	Deponierter N [mg Gefäß ⁻¹]	N Allokationsrate [µg Tag ⁻¹ Gefäß ⁻¹]
Oberird. Biomasse	17,9 \pm 2,0	1,7 \pm 0,2	14,3 \pm 1,8	107,9 \pm 6,3
Wurzeln	6,0 \pm 1,7	0,4 \pm 5 \cdot 10 ⁻²	8,4 \pm 3,5	63,4 \pm 23,3
Substrat	3 \cdot 10 ⁻³ \pm 3 \cdot 10 ⁻⁴	9 \cdot 10 ⁻⁴ \pm 1 \cdot 10 ⁻⁴	9,3 \pm 1,2	71,0 \pm 13,8
Nährlösung	2 \cdot 10 ⁻³ \pm 1 \cdot 10 ⁻³	5 \cdot 10 ⁻⁴ \pm 2 \cdot 10 ⁻⁴	1,1 \pm 0,7	9,2 \pm 7,4
Gesamtes System	-	-	33,2 \pm 5,1	251,7 \pm 30,5

Die Hochrechnung des atmosphärischen Stickstoffeintrags vom Gefäß auf einen Hektar erfolgte basierend auf der Gefäßoberfläche von 0,038 m² und resultierte in einer jährlichen Gesamtstickstoffdeposition von 24,2 \pm 2,9 kg N ha⁻¹. Die Ergebnisse des ersten Versuchsansatzes mit dem Welschen Weidelgras (*Lolium multiflorum*) lagen daher auf dem gleichen Niveau der mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition (24 kg ha⁻¹ a⁻¹) (s. Kapitel 4.2.2).

Die Ergebnisse der Versuche mit *Eriophorum vaginatum* in der zweiten Messperiode zeigen eine positive Korrelation zwischen der entwickelten oberirdischen Biomasse und der applizierten Düngermenge (Abbildung 4.17a). Entgegen früherer Studien (u.a. Russow und Böhme, 2005) führte eine zunehmende Düngung zwar zu einem zunehmenden N-Gehalt in der Biomasse (Abbildung 4.17b), jedoch konnte kein klarer Zusammenhang zwischen produzierter Biomasse und Stickstoffaufnahme beobachtet werden (Abbildung 4.17c, d). Das exponierte *Eriophorum vaginatum* gehört zu den stickstoffmeidenden Arten und eine Stickstoffsättigung bei hoher Stickstoffzugabe kann nicht ausgeschlossen werden. Eine erhöhte Düngung führt zu einer zunehmenden Stickstoffkonzentration in den Blattzellen, welche den Mesophyll-Widerstand erhöht und die Stickstoffaufnahme somit limitiert (Frank und Marek, 1983; Rowland et al., 1985). Haupteintragspfad für atmosphärischen Stickstoff war mit bis zu 85 % das Substrat (Abbildung 4.18b). Durch den im Vergleich zu *Lolium multiflorum* geringeren Bedeckungsgrad konnte mehr Stickstoff über die Substratoberfläche eingetragen werden. Aufgrund der insgesamt niedrigen ¹⁵N-Wiederfindungsraten von 17,5 bis 77,5 %, kann eine Unterschätzung der Ergebnisse nicht ausgeschlossen werden.

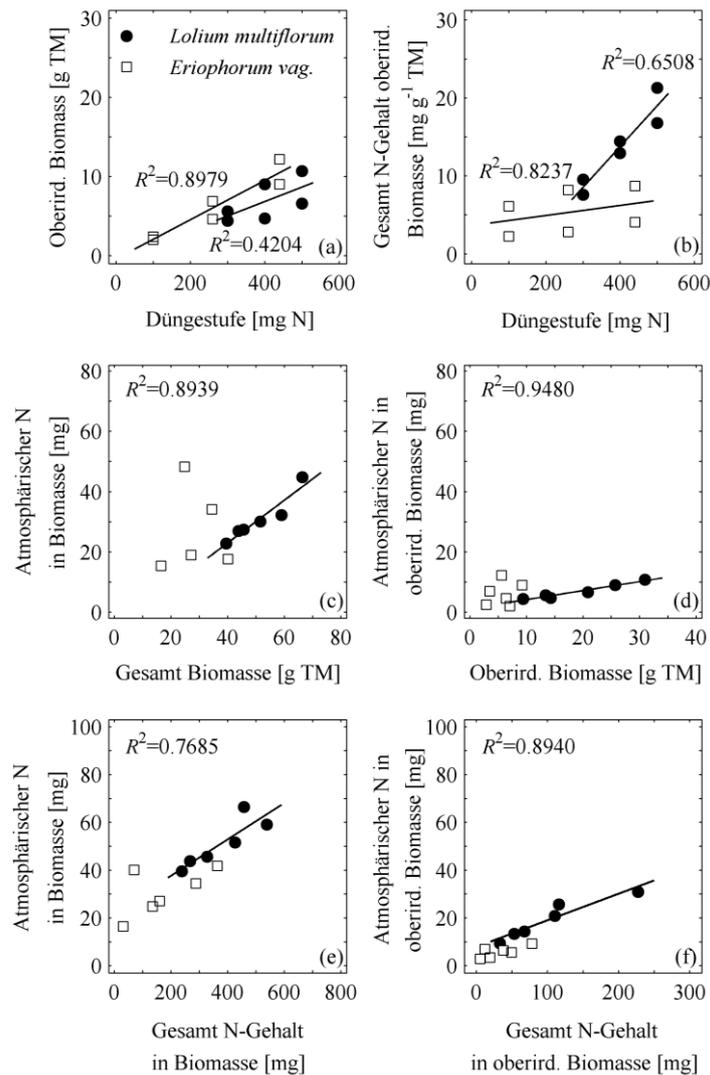


Abbildung 4.17: Abhängigkeiten zwischen Düngestufe und Biomasseproduktion sowie Gesamt N-Gehalten oberirdischer Biomasse ((a) und (b)), atmosphärischer N in Biomasse und oberirdische Biomasse in Beziehung zu Gesamt Biomasse und oberirdischer Biomasse ((c) und (d)), sowie Abhängigkeiten zwischen atmosphärischem N in Biomasse und Gesamt N-Gehalten in Biomasse (e) und atmosphärischem N in oberirdischer Biomasse und Gesamt N-Gehalten oberirdischer Biomasse (f) für *Lolium multiflorum* and *Eriophorum vaginatum* in der Messperiode 2012.

Lolium multiflorum zeigte eine deutliche Abhängigkeit zwischen der zugegebenen Stickstoffmenge, dem N-Gehalt der Pflanze und dem eingetragenen atmosphärischen Stickstoff (Abbildung 4.17). Die höchsten Stickstoffaufnahmen von bis zu $56,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurden bei hoher Biomasseproduktion ermittelt. Wie auch im Jahr 2011, wurden rund zwei Drittel des eingetragenen Stickstoffs in der Biomasse lokalisiert (Abbildung 4.18a). Berechnet auf die 14-wöchige Exposition der Gefäße in 2011, resultierten die Untersuchungen in 2012 bei gleicher Düngung ($0,5 \text{ g N}$) in einem doppelten Stickstoffeintrag von ca. 18 kg N ha^{-1} . *Lolium multiflorum* wies in beiden Messjahren eine vergleichbare Biomasseentwicklung auf, sodass ein Effekt des Entwicklungsstands der Pflanze auf den Stickstoffeintrag ausgeschlossen werden kann. Die ^{15}N -

Wiederfindung lag im Jahr 2012 im Schnitt bei 87 % gegenüber 55 % 2011. Die divergierenden Stickstoffaufnahmen in 2011 und 2012 resultieren daher vermutlich aus einer methodischen Abweichung und lassen keine direkten Schlüsse auf zwischenjährliche Unterschiede zu.

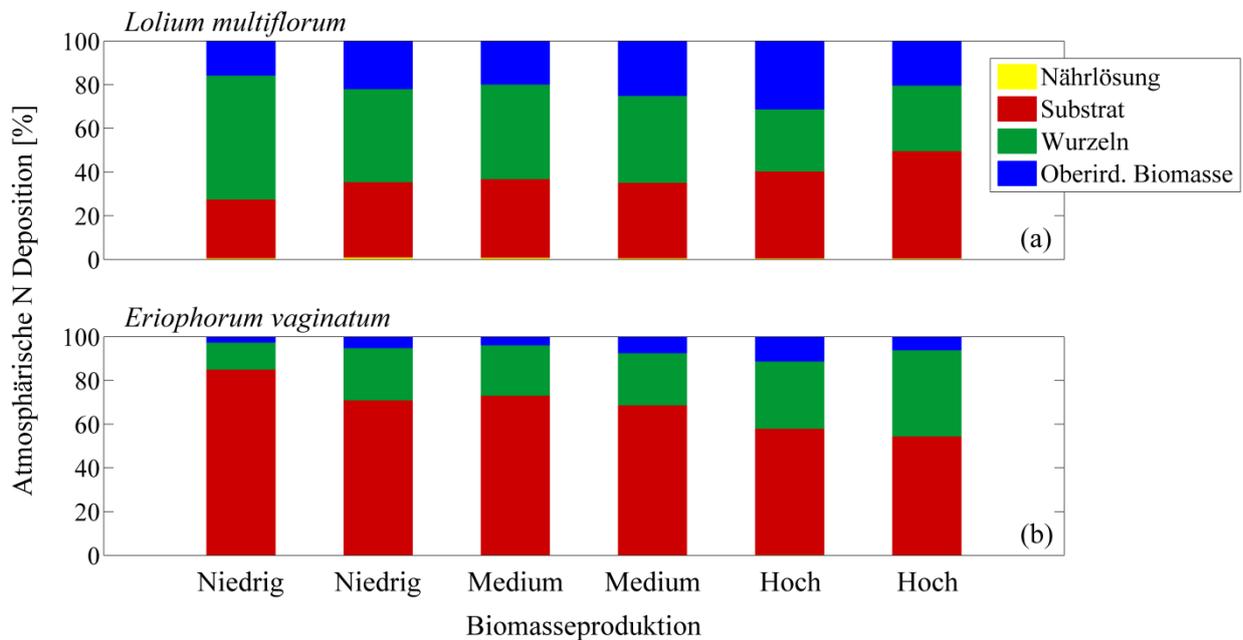


Abbildung 4.18: Anteil atmosphärischer N-Deposition in den einzelnen Fraktionen der Gefäße in Abhängigkeit zur Biomasseproduktion. Ergebnisse der Messperiode.

Die Überwinterung der Vegetationsgefäße im Feld resultierte in N-Aufnahmen im Bereich von 22,7 bis 54,9 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die höchste N-Aufnahme zeigte *Eriophorum vaginatum* bei niedriger Düngestufe. Während *Lolium multiflorum* eine einjährige Spezies ist und das Pflanzenwachstum auf eine Vegetationsperiode begrenzt war, handelt es sich bei *Eriophorum vaginatum* um eine mehrjährige Grasart, die ein erneutes Sprießen im Frühling 2013 zeigte. Es ist davon auszugehen, dass der zusätzliche Nährstoffbedarf für das erneute Wachstum von *Eriophorum vaginatum* höchstwahrscheinlich in einer erhöhten N-Aufnahme resultierte. Aufgrund der verhältnismäßig geringen ¹⁵N-Wiederfindung von rund 51 % während der Ganzjahresversuche muss jedoch insgesamt eine Unterschätzung der N-Deposition in Betracht gezogen werden.

4.2.4 Messung der NH₃-Immissionskonzentration

Die Messung der NH₃-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre der Moore erfolgte über 23 Monate. In diesem Zeitraum waren zwei Vegetationsperioden mit den Ausbringungsterminen von Wirtschaftsdüngern jeweils im Frühjahr und Herbst berücksichtigt. Abbildung 4.19 veranschaulicht die Vierwochenmittelwerte der in den Mooren gemessenen NH₃-Konzentrationen. Das Gebietsmittel von 4,8 µg m⁻³ wurde in den westlichen und nördlichen

Räumen etwas unterschritten. Im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes, mit der größten Anzahl großer Tierhaltungsanlagen, wurden bis zu $5,6 \mu\text{g m}^{-3}$ im Zweijahresmittel festgestellt. Mit Werten zwischen $3,9 \mu\text{g m}^{-3}$ und $4,4 \mu\text{g m}^{-3}$ wurden im niederländischen Bargerveen etwas niedrigere NH_3 -Konzentrationen ermittelt, was auf geringere NH_3 -Emissionen aus der Umgebung hindeutet. Ähnlich wie im Rühler Moor (RM) und Wesuweer Moor (WM, Kapitel 4.2.5) geben sich mit niedrigeren Werten im Zentrum der Moore auch hier Randeffekte zu erkennen.

Der zeitliche Trend der NH_3 -Konzentrationen zeigt an den Messstellen einen sehr ähnlichen jahreszeitlichen Verlauf (Abbildung 4.20). Dabei kommen großräumig wirkende Einflüsse wie die Witterung und Düngung zur Geltung. Regelmäßig die höchsten NH_3 -Konzentrationen Werten über $8 \mu\text{g m}^{-3}$ im Vierwochenmittel wurden während der Düngeperiode in den Frühlingsmonaten festgestellt. Trotz steigender Lufttemperaturen, die generell mit höheren NH_3 -Freisetzungen aus den Stallanlagen und den Böden in Verbindung stehen, sanken in den darauffolgenden Frühjahrs- und Sommermonaten die NH_3 -Konzentrationen. Mit der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in den Herbstmonaten stiegen die NH_3 -Konzentrationen erneut an, bevor sie infolge fallender Temperaturen auf das niedrigste Niveau im Winter fielen. Zeitweilig größere Unterschiede an den Messorten wurden vermutlich durch ein abweichendes Düngungsregime (Zeitpunkt, Dauer, Verfahren) in der näheren Umgebung verursacht.

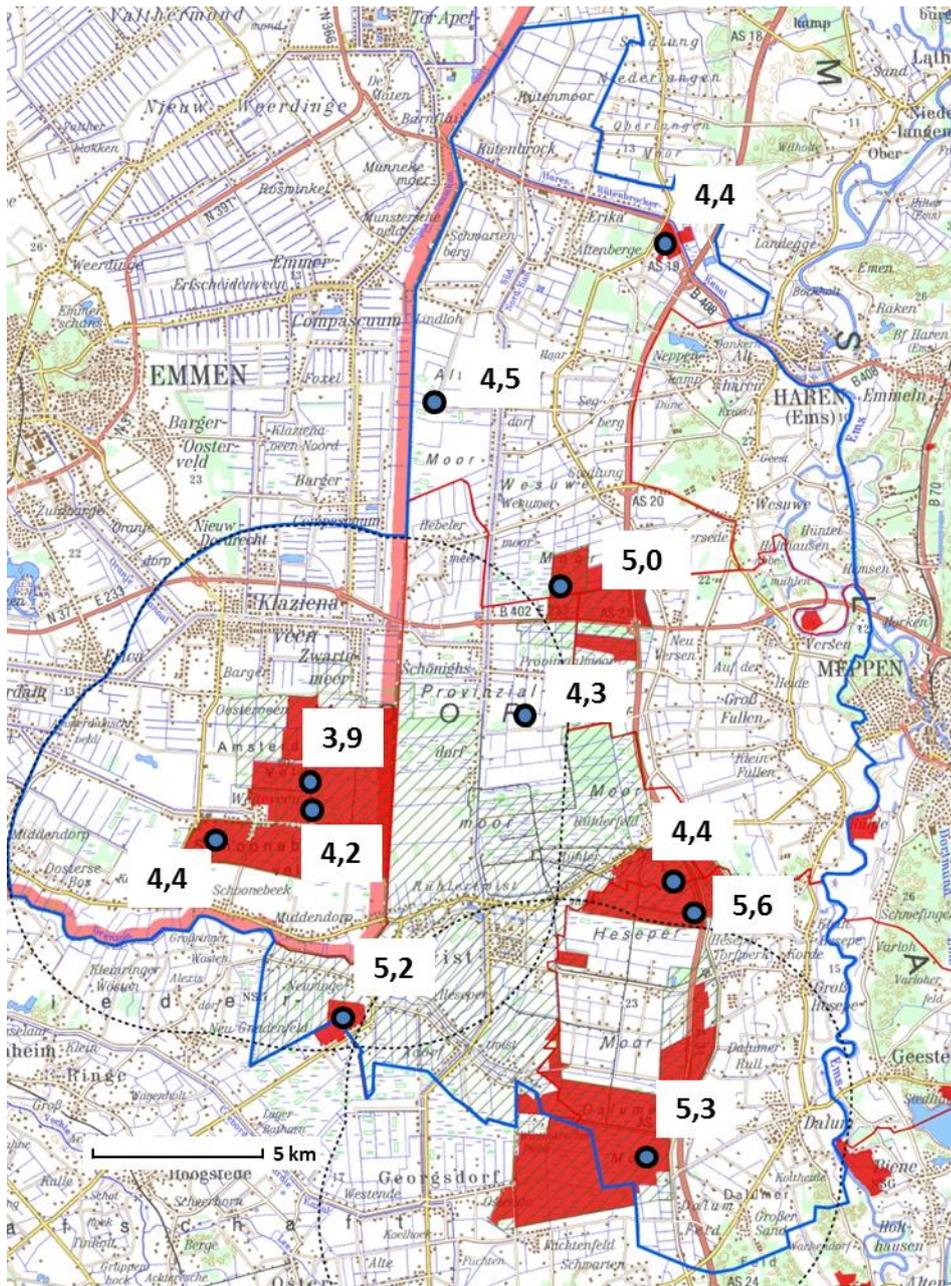


Abbildung 4.19: Verteilung der NH_3 -Konzentrationen im Untersuchungsgebiet. Mittelwerte 21-monatiger Messungen.

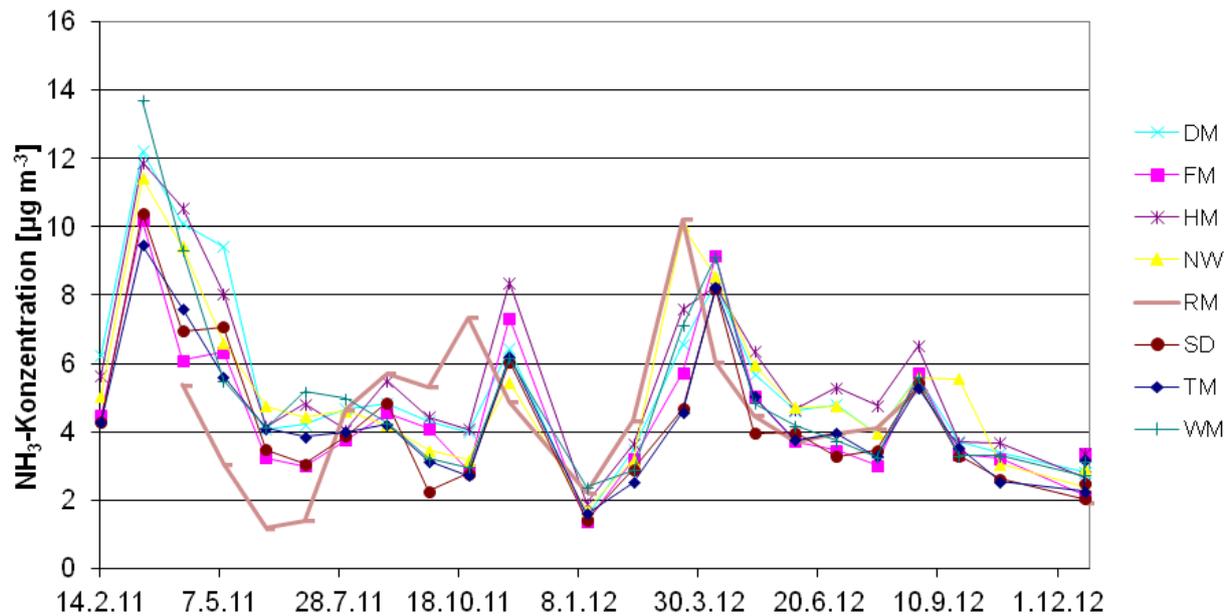


Abbildung 4.20: Zeitlicher Verlauf NH_3 -Konzentrationen an 7 Standorten des Untersuchungsraumes von Februar 2011 bis Oktober 2012.

4.2.5 Einfluss von Gehölzstreifen auf die NH_3 -Konzentration

Die Messungen zur Ermittlung der Minderungswirkung von Gehölzrandstreifen erfolgten entlang eines mehrere hundert Meter langen, in West-Ostrichtung verlaufenden Transekts (Standort WM). Hierzu wurde ein in Nord-Südrichtung verlaufender, ca. 5 m breiter und 10 m hoher, überwiegend aus Moorbirke (*Betula pubescens*) zusammengesetzter Gehölzstreifen ausgewählt. Luvseitig befand sich eine ausgedehnte Ackerfläche, ca. 1 km entfernt lagen zwei größere Stallanlagen. Für vergleichende Messungen an einem zweiten Messtransekt wurde einige hundert Meter südlich der Gehölzstreifen über eine Strecke von ca. 100 m entfernt (Abbildung 4.21). Im Schutz der Gehölze lagen die am 300 m langen Transekt gemessenen NH_3 -Konzentrationen im Mittel um $0,6 \mu\text{g m}^{-3}$ bzw. 11 % unter den am ungeschützten Transekt ermittelten NH_3 -Konzentrationen. Unmittelbar am Rand der Moorfläche war der Immissionsschutzeffekt des Gehölzes mit ca. 15 % am größten, aber auch in 300 m Entfernung vom Feldrand lag der Unterschied immer noch bei 7 % (Abbildung 4.22). Deutlicher wird der Minderungseffekt des Gehölzstreifens bei Berücksichtigung der Messwerte, die bei überwiegend westlichen Winden ermittelt wurden. Die am frei exponierten Transekt gemessenen NH_3 -Konzentrationen lagen im Mittel ca. $1 \mu\text{g m}^{-3}$ und bis zu 18 % unter den Messwerten leeseitig des Gehölzstreifens. In ca. 300 m Entfernung vom Rand des Moores lagen die NH_3 -Konzentrationen hinter den Gehölzen immer noch 14 % niedriger (Abbildung 4.23).



Abbildung 4.21: Transekt mit Passivsammlern im Wesuweer Moor östlich eines Gehölzstreifens (links) und ohne Schutzpflanzung.

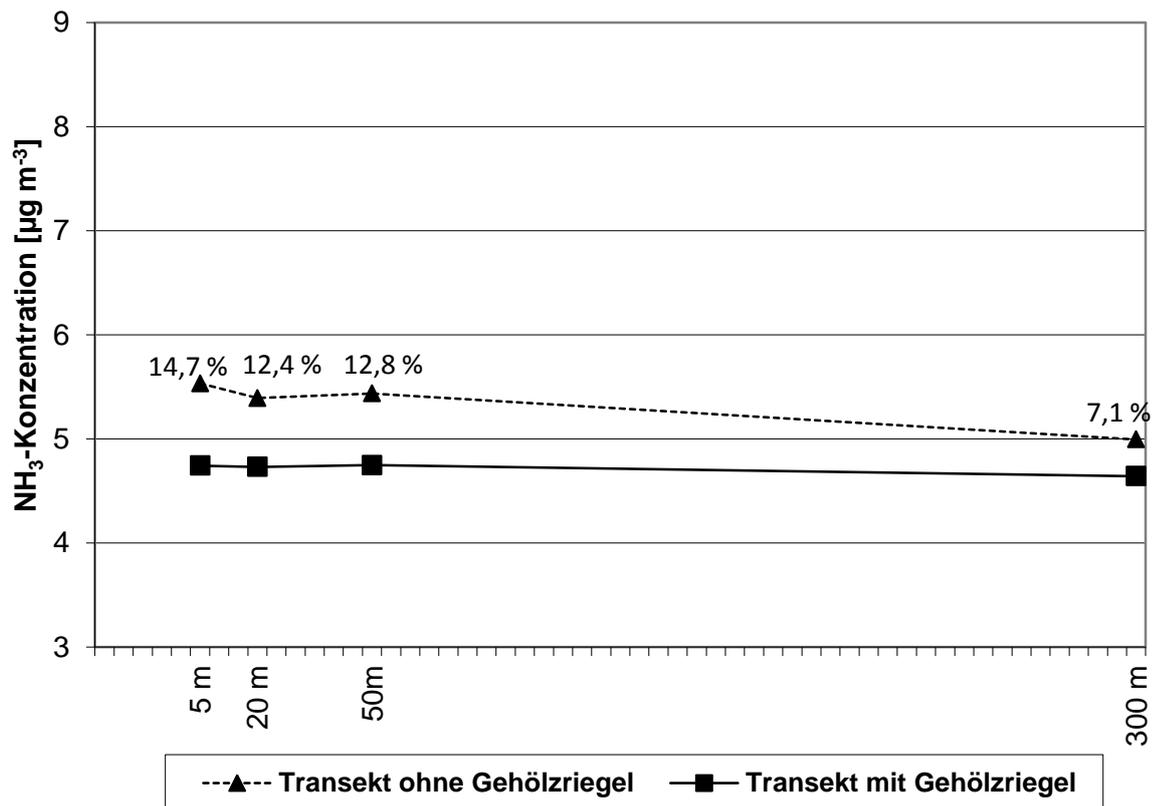


Abbildung 4.22: NH₃-Konzentrationen am Messtransekt im Hochmoor mit und ohne Gehölzriegel (Minderungsgrad in %).

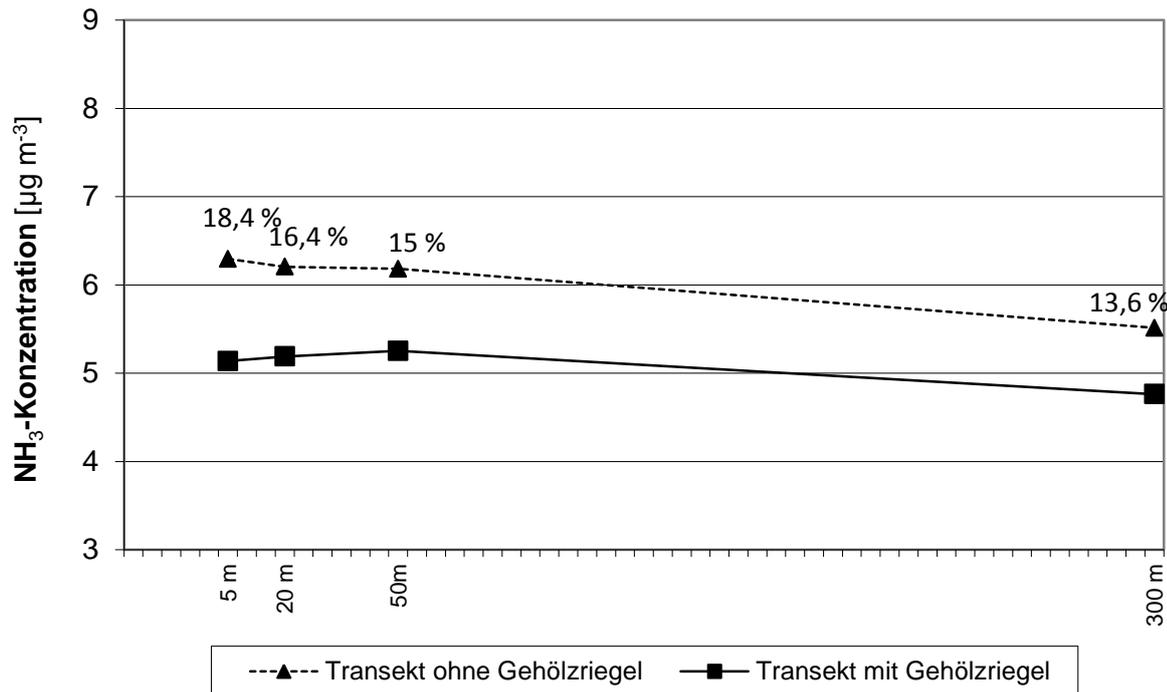


Abbildung 4.23: NH₃-Konzentrationen am Messtransect im Hochmoor mit und ohne Gehölzriegel bei Westwinden (Minderungsgrad in %).

4.2.6 Berechnung der N-Deposition aus den gemessenen NH₃-Konzentration (Inferentialmethode)

Aus den NH₃-Konzentrationen lassen sich die NH₃-Depositionen nach der Inferentialmethode berechnen (Tabelle 4.2). Die gemessene NH₃-Konzentration multipliziert mit einer Depositionsgeschwindigkeit (v_D) ergibt die trockene Ammoniak-Deposition. Dieses Vorgehen gestattet – unter der Annahme einer einheitlichen Depositionsgeschwindigkeit – einen Überblick über die regionale Verteilung der NH₃-Stickstoff-Depositionen in den untersuchten Mooren.

Tabelle 4.2: Trockene Deposition von NH_3 –Stickstoff ermittelt aus den mittleren NH_3 -Konzentrationen und N-Gesamtdepositionen in deutschen Mooregebieten (Lage der Messorte s. Kapitel 2).

Messort	NH_3 - Konzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$]	NH_3 -N- Deposition [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	N-Deposition [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
AN	3,9	10,1	24,3
AZ	4,2	10,9	25,1
SV	4,4	11,2	25,4
TM	4,4	11,4	25,6
FM	4,5	11,7	25,9
NW	5,2	13,5	27,7
DM	5,3	13,8	28,0
RM	4,4	11,4	25,6
HM	5,6	14,6	28,8
SM	4,3	11,2	25,4
WM	5,0	13,0	27,2

Für v_d wurde der aus dem durch mikrometeorologische Untersuchungen abgeleitete Wert von 1 cm s^{-1} verwendet (Kapitel 4.1.1). Die gesamte N-Deposition ergibt sich durch Addition der trockenen Ammoniak-Deposition mit der im Rühler Moor mikrometeorologisch ermittelten NH_4+NO_y -Deposition ($1,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, Tabelle 5.3) und der ebenfalls nur im Rühler Moor ermittelten nassen N-Deposition ($13 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, Kapitel 4.2.7). Die Berücksichtigung dieser nur an einem Standort ermittelten Parameter begründet sich aus der Erkenntnis, dass die relevanten oxidierten N-Verbindungen eine deutlich niedrigere v_d besitzen, d.h. außerhalb des unmittelbaren Einflussbereiches größerer NO_y -Quellen (wie im Untersuchungsgebiet der Fall) die Depositionsunterschiede vernachlässigbar gering sind. Die Höhe der nassen Deposition wird wesentlich beeinflusst von den Niederschlagsmengen, welche sich innerhalb des großklimatisch einheitlichen Untersuchungsgebietes ebenfalls nicht nennenswert unterscheiden. Für das Rühler Moor (RM, Tabelle 4.2) errechnet sich nach der Inferentialmethode eine NH_3 -N-Deposition von $11,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, insgesamt beträgt die N-Deposition $25,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Dieser Wert liegt $1,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ über dem am gleichen Ort mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition (Kapitel 4.2.2). Dies erklärt sich in der abweichenden Wichtung der zeitlich variablen v_d und Stoffkonzentrationen bei der mikrometeorologischen Modellierung der N-Depositionen. An den anderen Messorten lagen die nach der Inferentialmethode ermittelten Depositionen von NH_3 -N entsprechend den Unterschieden zwischen den gemessenen Konzentrationen zwischen $10,1$ (AN) und $14,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (HM). Unter Berücksichtigung der übrigen N-Flüsse in Höhe von insgesamt $15,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ addieren sich die N-Einträge auf Gesamt-Depositionen von $24,3$ (AN) bis $28,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (HM).

4.2.7 Messung der N-Bestandesniederschläge in unterschiedlichen Pflanzenbeständen

In Tabelle 4.3 sind die an den vier unterschiedlichen Pflanzenformationen im Rühler Moor gemessenen N-Bestandesniederschläge zusammengestellt. Über den etwa zweijährigen Untersuchungszeitraum gemittelt betrug die außerhalb des Einflussbereiches der Vegetationsbestände ermittelte Bulk-Deposition $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Durch den Einfluss der trockenen Deposition auf die Sammleroberfläche liegt dieser Wert über der nassen Deposition und lässt somit vergleichbare Depositionswerte für Biotope mit ähnlicher Oberflächenstruktur (vegetationsfreie Flächen und Gewässer) erwarten.

Tabelle 4.3: Über den Bestandsniederschlag ermittelte N-Einträge unterschiedlicher Standorte im Rühler Moor.
*Korrigierter N-Eintrag.

Messtandort	Birkenwald	Freiland	Solitär stehende Bäume*	Besenheide*
N [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	23	13	22	15

Unter mehr oder minder hoch aufragender Vegetation wurden – bedingt durch den höheren Beitrag der trockenen Deposition, die sich an den Pflanzenbeständen abscheidet – höhere N-Einträge festgestellt. Unter der niedrigwüchsigen Besenheide lagen sie mit $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nur geringfügig über der Bulkdeposition im Freiland. Gegenüber den Heidebeständen stieg der N-Bestandesniederschlag im Birkenwald um weitere $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Noch höhere N-Einträge wurden mit $29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ direkt unter solitär stehende Birken gemessen. Der an den aufrechten, freistehenden Birken festgestellte Stammabfluss wurde in Anlehnung an Böhlmann et al. (2005) durch Korrektur des Bestandesniederschlags um +10 % auf $33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berücksichtigt. Unter Berücksichtigung der geringeren N-Bestandesniederschläge in den dazwischenliegenden Besenheidebeständen mit einem typischen Flächenanteil von 60 % liegen die N-Einträge auf den von Solitärbäumen bestandenen Flächen im Mittel bei $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Größere Birkenanteile würden vermutlich zu keiner entsprechenden Zunahme der N-Bestandesniederschläge führen, da sie sich gegenseitig abschirmen und bei maximaler Dichte den Charakter eines Moorbirkenwald mit N-Einträgen von $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einnehmen.

Die über ein Jahr durchgeführten Untersuchungen in den Heidebeständen des Wesuweer Moors und des Rühler Moors ergaben nur geringe Unterschiede zwischen den N-Bestandesniederschlägen ($15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Abbildung 4.24). Die höheren NH_3 -Konzentrationen im Wesuweer Moor kamen nicht zum Tragen, was durch ein abweichendes Mikroklima und eine unterschiedliche Struktur der Pflanzenbestände bedingt sein kann. Gegenüber der Bulkdeposition ($13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) waren die mit Rinnensammlern ermittelten N-Flüsse unter Heide nur leicht erhöht. Ohne Berücksichtigung des Massenbilanzansatzes von Draajers und Erisman (1995)

betragen sie sogar nur $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dabei wird deutlich, dass bereits über den Draajers-Ansatz $\text{NH}_4\text{-N}$ -Mengen von $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt wurden, die von den immergrünen Sprosssteilen direkt aufgenommen wurden. Direkt von den Pflanzen über die Stomata aufgenommenes NH_3 lässt sich durch diesen Ansatz jedoch nicht quantifizieren und ist nur mithilfe mikrometeorologischer Untersuchungen indirekt messbar.

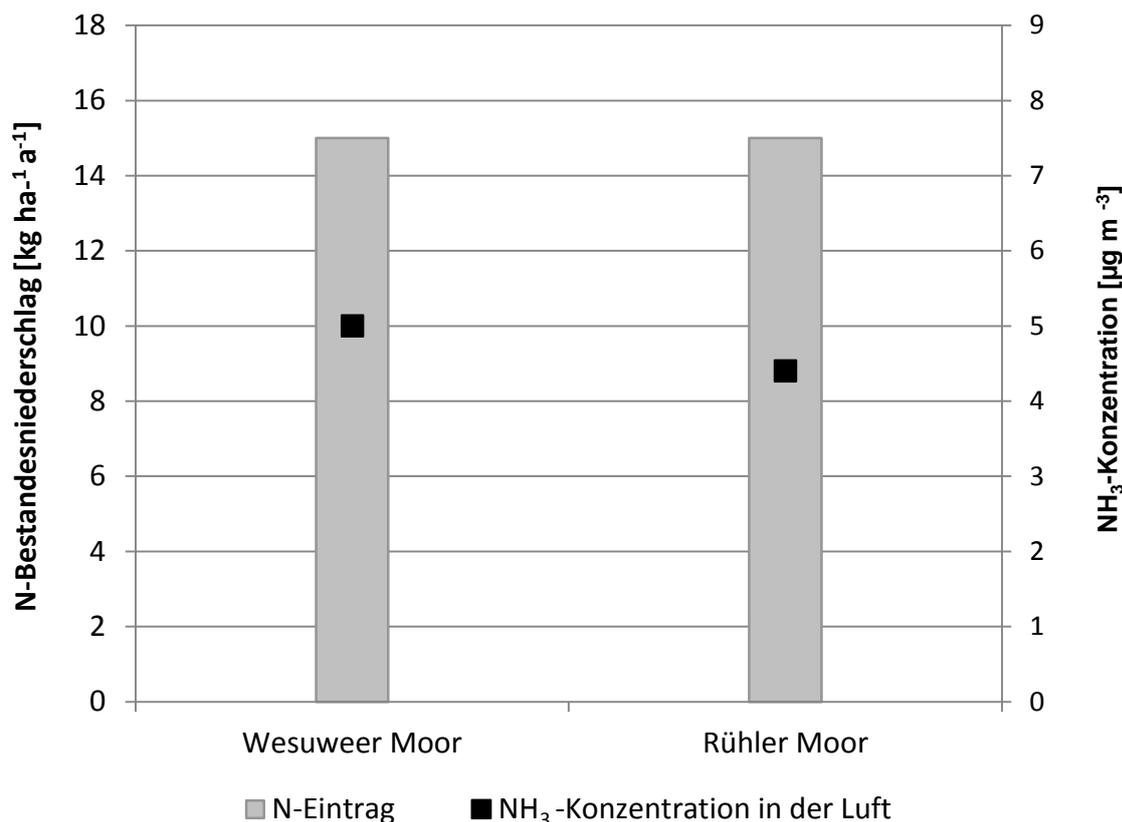


Abbildung 4.24: Mittlere NH_3 -Konzentrationen und N-Bestandesniederschlag unter Heide im Rühler Moor und Wesuweer Moor. Daten von November 2011 bis Oktober 2012.

4.2.8 Kartierung der N-Bestandesniederschläge

K. Mohr, J. Suda

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Biotoptypenkartierung (Kapitel 3.1) und der N-Bestandesniederschlagsmessungen (Kapitel 4.2.7) lässt sich räumlich hoch aufgelöst die vegetationsabhängige N-Eintragshöhe mittels GIS darstellen. Diese Werte decken sich zwar nicht mit Höhe der gesamten N-Deposition, da mit mikrometeorologischen Untersuchungen im Moorheidebestand gegenüber dem N-Bestandesniederschlag höhere N-Einträge ermittelt wurden. Sie veranschaulichen jedoch den Einfluss der Pflanzenformationen auf die

atmosphärischen N-Einträge in den Boden. Auch lässt sich hierdurch der Effekt landschaftspflegerischer Maßnahmen auf den N-Eintrag quantifizieren. Abbildung 4.25 zeigt dies beispielhaft für das Rühler Moor. Die höchsten N-Einträge von über $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurden in linienhaften Vegetationsstrukturen wie Baumreihen, in Biotopen mit hohen Gehölzanteilen sowie Wäldern festgestellt und die niedrigsten auf vegetationsfreien bzw. offenen Flächen ohne Gehölze und Wasserflächen.

Durch Rodung der Moorbirkenwälder und Entkusselung der ausgedehnten Moordegenerationsstadien würden die N-Bestandesniederschläge um bis zu $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurückgehen. Auf den noch unverbuchten Flächen oder im Bereich der Gewässer ist durch derartige Maßnahmen keine Minderung der N-Einträge zu erzielen. Bezogen auf die Gesamtfläche des Rühler Moores würden die Maßnahmen zu einer mittleren Abnahme der N-Bestandesniederschläge von durchschnittlich $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf ca. $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, d.h. großflächig etwa 20 % führen. Die Umsetzung dieser Maßnahmen im gesamten Untersuchungsgebiet hätte in anderen Mooren eine vergleichbare Reduktion der N-Einträge zur Folge. Unter Berücksichtigung der methodischen Unterschätzung der N-Depositionen mit den für diese Kalkulation herangezogenen N-Bestandesniederschlägen ist von einem deutlich höheren Minderungspotenzial auszugehen.

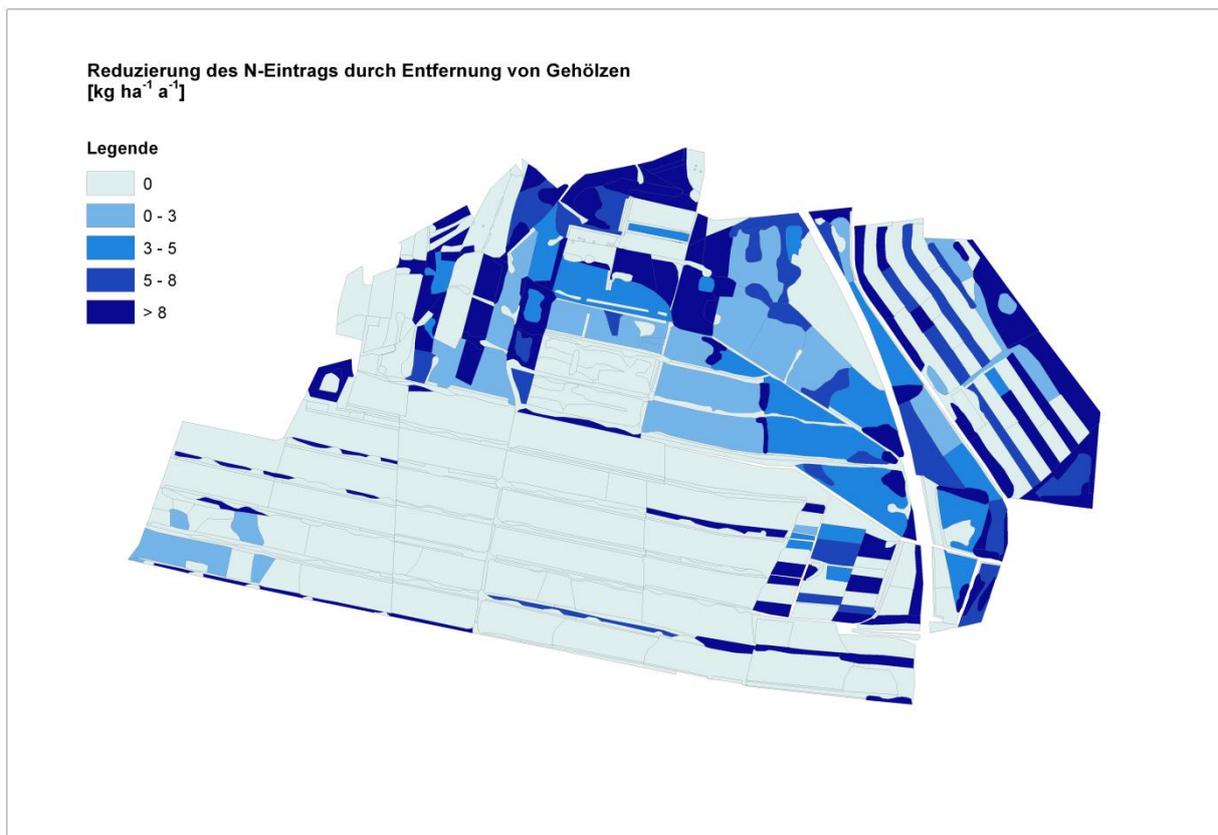


Abbildung 4.25: Minderung des N-Eintrags im Rühler Moor durch Entkusselung der Gehölze.

5 Modellierung der aktuellen N-Depositionen und Auswirkungen von Maßnahmen zur Emissionsminderung

H. Kros, K. Mohr

5.1 Einleitung

Gegenstand dieser Teilstudie ist, durch die Inventarisierung der NH_3 -Emissionen und Modellierung der N-Deposition die Belastungsstruktur im Untersuchungsgebiet anhand aktueller Daten möglichst genau abzubilden. Hierauf aufbauend lassen sich die Auswirkungen unterschiedlicher Emissionsminderungsmaßnahmen erkennen und die daraus resultierende Senkung der N-Depositionen in die Moore des Untersuchungsgebietes in einem Minderungsszenario darstellen.

Die großflächig hohen Überschreitungen der critical loads unterstreicht die Bedeutung von Maßnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen im Untersuchungsgebiet. Wenngleich ein nicht unerheblicher Anteil der Stoffeinträge auch über den Ferntransport die Hochmoore erreicht, sollten in einem Szenario die Auswirkungen aller möglichen in Deutschland und in den Niederlanden evaluierten Abluftreinigungstechniken untersucht werden. Dabei handelte es sich zum Zeitpunkt der Studie in Deutschland um Abluftreinigungsanlagen in der Schweine- und Geflügelhaltung sowie in den Niederlanden um die dort entwickelten Emissionsminderungstechniken in der Rindviehhaltung (Wesselink, pers. Komm.). Darüber hinaus kam bei allen Tierarten die eiweißreduzierte Fütterung zum Einsatz, bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger wurde der Einsatz optimal emissionsreduzierter Verfahren unterstellt.

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Ermittlung der NH_3 -Emissionen

Wesentliche Quellen reaktiver NH_3 -Verbindungen in dem landwirtschaftlich geprägten Untersuchungsgebiet sind Tierhaltungsanlagen, Mist- bzw. Güllelager, Biogasanlagen und landwirtschaftlich genutzte Flächen. Aus Verbrennungsprozessen (Straßenverkehr, Hausbrand) stammende Stickoxide wurden als Teil der Hintergrundbelastung berücksichtigt.

Die niederländischen Daten zur Tierhaltung (Anzahl und Art der Nutztiere, Fütterung, Haltungsform, Lagerung des Wirtschaftsdüngers, Abluftführung und ggf. –Reinigung) stammen aus der nationalen CBS/GIAB Datenbank (Naeff, 2003), basierend auf nationalen Erhebungen von 2009. Im Gegensatz zu den Niederlanden existiert in Deutschland kein flächendeckendes Kataster zur Tierhaltung und anderen NH_3 -Quellen. Daher erfolgte die Datenerhebung vonseiten der

Landwirtschaftskammer Niedersachsen im Rahmen dieses Projektes. Datenlücken von ca. 60 Betrieben auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes wurden anhand einer Luftbildauswertung geschlossen. Die darin unterscheidbaren Stalltypen (zur Schweine-, Rindvieh- und Geflügelhaltung) wurden typischen Emissionskenngrößen des Untersuchungsgebietes (NH_3 -Massenstrom, Stalltyp, Ablufttechnik) zugeordnet. Hierdurch wurde eine für die Ermittlung der Belastungssituation insgesamt hinreichend genaue Abschätzung der NH_3 -Emissionen erreicht.

Die NH_3 -Emissionen im Untersuchungsgebiet wurde unter Verwendung des Nährstoffmodells INITIATOR (De Vries et al., 2003; Kros et al., 2012) berechnet. Das Modell gibt Einblicke in sämtliche relevante Stickstoffflüsse der Niederlande einschließlich der Einträge durch Wirtschafts- und Mineraldünger, Stickstofffestlegung, Stickstoffaufnahme, Ammoniak, Stickoxide, Lachgas und elementarem Stickstoff. Darüber hinaus werden die Stickstoffausträge in das Grundwasser und das Oberflächenwasser berücksichtigt. INITIATOR bietet darüber hinaus einen einfachen Ansatz zur Darstellung der Beziehung zwischen landwirtschaftlichen Maßnahmen und Umweltfaktoren (Klima, Ökosysteme, Mensch). Für die Berechnung der Stallemissionen und der Emissionen durch Düngerausbringung auf deutscher Seite wurde dieses Modell geringfügig angepasst. Zum Teil wurden für die Berechnung der Stallemissionen die Emissionsfaktoren der TA-Luft (BMU, 2002) verwendet.

Die Emissionen von NH_x , NO_y und Lachgas aus der Tierhaltung und Lagerung von Wirtschaftsdüngern wurden über die Multiplikation der Tierzahlen mit den element- und tierartspezifischen Stickstoffausscheidungen berechnet. Zur Berechnung der N-Freisetzung bei der Düngung und vom Boden wurden die tierspezifischen Daten zur Stickstoffausscheidung reduziert durch den Betrag der N-Freisetzung im Stall.

Die Quantifizierung der emittierenden Oberflächen (Acker, Grünland) basiert auf folgenden Kriterien:

- Beweidungsintensität (Tage pro Jahr) zur Berechnung der anfallenden Wirtschaftsdüngermengen während der Weideperiode.
- Landnutzung (Grünland, Acker, Naturflächen) zur Ermittlung der unterschiedlich anfallenden Wirtschaftsdünger.
- Applizierte Mineral- und Wirtschaftsdüngermengen für Grünland und Acker in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.
- Ausbringungstechniken.

Die Landnutzung wurde aus den Landnutzungsklassen des CORINE-Katasters mit einer räumlichen Auflösung von 100 m x 100 m abgeleitet. Nach Aufteilung der Landnutzung wurde es in das niederländische Koordinatensystem mit einer Auflösung von 250 m x 250 m übertragen (Abbildung 5.1).

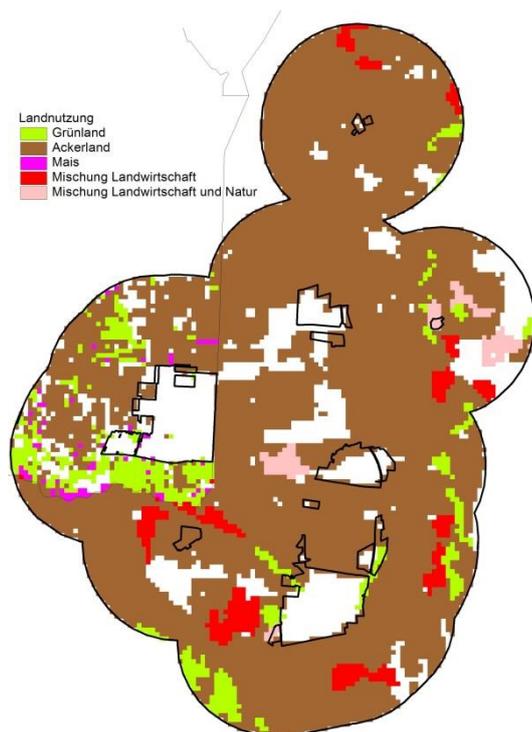


Abbildung 5.1: Lage der landwirtschaftlichen Flächen im Untersuchungsgebiet.

Die Ermittlung der Emissionen von den landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgte unter Berücksichtigung der praxisüblichen Ausbringungstechniken und Düngermengen. Hierfür wurden entsprechende Emissionsfaktoren, basierend auf den Angaben von Van der Hoek (2002) eingesetzt.

Für die Berechnung der NH_3 -Freisetzung durch Weidehaltung wurde unterstellt, dass sich etwa 50 % des Milchviehbestandes auf der Weide (insgesamt 1.760 ha) aufhält. Hierauf basierend wurden folgende Wirtschaftsdüngermengen von Grünland berechnet: produzierter Wirtschaftsdünger $\times 0,5$, (d. h. halbjährige Weidenutzung) $\times 1.760 / (350 \text{ Tage} \times 24 \text{ Stunden})$. Als Wirtschaftsdüngergabe wurde eine Höhe von $140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unterstellt. Beim Mineraldünger wurde von einer konstanten Gabe in Höhe $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem Emissionsanteil von 0,025 des gesamten Stickstoffs ausgegangen.

Bei der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers auf den deutschen Ackerflächen wurde die Verwendung von emissionsmindernden Injektionstechniken auf einer Fläche von 15 % des Gebietes mit einem Emissionsfaktor von 0,01 (=1 %) des enthaltenden Mineralstickstoffanteils unterstellt. Auf 17 % des Grünlandes wurde von einer Ausbringung mittels Breitverteilung ausgegangen. Für die verbleibenden 68 % wurden oberflächennahe Ausbringungsverfahren (Schleppschuh/-Schlauch) mit einem Emissionsfaktor von 0,29 des Mineralstickstoffs eingesetzt. Bei Ackerland werden nach den Erhebungen 95 % des Wirtschaftsdüngers unmittelbar nach der Ausbringung eingearbeitet. Dies bedeutet einen Emissionsfaktor von 0,23 des mineralischen

Stickstoffs. Rund 5 % der Güllemengen werden bei Ackerland ohne anschließende Einbringung in wachsende Bestände (Kopf-Düngung) ausgebracht.

Zur Validierung der o.g. Annahmen zu den eingesetzten Düngermengen wurden die anfallenden Wirtschaftsdüngermengen aus den inventarisierten Stallanlagen über die nach CORINE ermittelten landwirtschaftlichen Nutzflächen im Untersuchungsgebiet unter Verwendung des Dünge-Moduls von INITIATOR berechnet. Als Ergebnis wurde eine mittlere N-Gabe über Wirtschaftsdünger in Höhe von $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Grünland und $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Ackerland ermittelt. Um die im Untersuchungsgebiet üblicherweise eingesetzten Mengen zu erreichen, wird nach den Modellrechnungen offensichtlich noch N-Dünger importiert.

Zur Berechnung der atmosphärischen Verteilung und Deposition der verschiedenen Stickstoffverbindungen NH_x (NH_3 und NH_4^+) und NO_y (NO , NO_2 , HNO_3 und NO_3) wurden die Daten von INITIATOR mit dem atmosphärischen Transportmodell OPS (Van Jaarsveld, 2004) verknüpft. Zur Berechnung der Schadstoffausbreitung und -Deposition wurden Mittelwerte meteorologischer Daten aus dem Zeitraum 1998 bis 2007 verwendet.

Weiter entfernte Stickoxid- und die Ammoniakquellen, die über den Ferntransport einen Beitrag zur N-Deposition im Untersuchungsgebiet leisten, wurden anhand von großräumigen Emissionsdaten berücksichtigt:

- NH_3 -Emissionen niederländischer Quellen außerhalb des Untersuchungsgebiets, verfügbar aus einem $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ -Raster (bereitgestellt vom RIVM, 2011).
- NH_3 -Emissionen deutscher Quellen und anderer Regionen Europas außerhalb des Untersuchungsgebiets, verfügbar mit einer räumlichen Auflösung von $7 \times 7 \text{ km}$ (EMEP, 2012).
- NO_y -Emissionen (Stickoxide) aus niederländischen Quellen, verfügbar mit einer Auflösung von $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ und die NO_y -Emissionen von deutscher Seite und des restlichen Europas mit einer Auflösung von $7 \text{ km} \times 7 \text{ km}$ zur Berechnung der NO_y -Deposition (EMEP, 2012).

5.2.2 Minderungsmaßnahmen

Um die Summe der Wirkungen realisierbarer technischer Möglichkeiten zur Emissionsminderung auf die N-Depositionen festzustellen, wurden folgende praxiserprobte, auch im Untersuchungsgebiet teilweise bereits eingesetzte Verfahren in einem Szenario auf das gesamte Untersuchungsgebiet übertragen:

- Die Maßnahme *eiweißreduzierte Fütterung* bei Rindvieh zielt auf die Optimierung der Eiweißverwertung durch eine veränderte Futterzusammensetzung ab, z. B. partieller Ersatz

von Gras durch Mais. Hierdurch können etwa 18 % Minderung der Stickstoffausscheidung über Urin und Kot erreicht werden. Darüber hinaus reduziert diese Maßnahme den NH_4 -Stickstoffgehalt in Wirtschaftsdünger und führt zu einer verminderten NH_3 -Freisetzung bei der Ausbringung. Diese Maßnahme gilt sowohl für Deutschland als auch für die Niederlande. Die Umsetzbarkeit ist aufgrund des begrenzt zur Verfügung stehenden Mais (Grünlandumbruch ist oft nicht erlaubt) jedoch eventuell nicht überall möglich. Für die Niederlande wird diese Maßnahme in dem Szenario zusätzlich kombiniert mit reduzierter Mineralstickstoffdüngung, präzisen Ausbringungstechniken und Bevorzugung optimaler Wetterbedingungen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

- Die *Abdeckung von Wirtschaftslagerstätten* wurde bei allen vorhandenen Hochbehältern deutscher Milchviehbetriebe berücksichtigt, in den Niederlanden ist sie bereits üblich. Basierend auf den niederländischen Angaben wurde für 55 % der anfallenden Güllemengen durch Abdeckung in den Lagern ein Emissionsfaktor von 0,96 % des gesamten Stickstoffs verwendet. Demgegenüber wurde für unbedeckte Güllelager ein Emissionsfaktor von 4,8 % angenommen.
- Die Maßnahme *emissionsarme Düngung* wurde aufgrund aktuell strengerer Regeln in den Niederlanden ebenfalls nur für deutsche Betriebe betrachtet. Für die Umsetzung emissionsarmer Düngungsverfahren durch den Ersatz der Breitverteilung durch Schlepsschuhverfahren reduziert sich der Emissionsfaktor von 68 % auf 29 % des applizierten NH_4^+ -Stickstoffs. Für Ackerflächen wurde angenommen, dass sämtlicher Wirtschaftsdünger über Injektion mit einem Emissionsfaktor von 10 % erfolgte. Aktuelle Praxis für Ackerland ist in Deutschland die Oberflächenverteilung mit Einarbeitung mit einem Emissionsfaktor von 47 %.
- *Emissionsreduzierte Rindviehställe* sind nur für niederländische Rindviehbetriebe angenommen worden. Hierzu existieren in der Praxis Verbesserungen, die zu einer Minderung der Ammoniakemissionen von ca. 40 % führen, jedoch mit einem vergleichsweise großen Aufwand verbunden sind, z.B. verkleinerte Spalten und aktive Entlüftungssysteme. Bei den vorhandenen kleinen Rindviehbetrieben auf deutscher Seite käme dies mit einem Neubau gleich, deren Umsetzung in absehbarer Zeit unrealistisch erscheint.
- Die Maßnahme *Abluftreinigung* wurde berücksichtigt bei allen hiermit noch nicht ausgestatteten Geflügel- und Schweinehaltungsanlagen in beiden Staaten. Das Rückhaltevermögen von Abluftreinigungsanlagen liegt bei 70 % gegenüber den üblichen Tierhaltungssystemen auf niederländischer Seite und 80 % auf deutscher Seite. Alle aufgeführten Maßnahmen wurden sowohl für die deutschen und niederländischen Emissionen getrennt berechnet.

5.2.3 Modellierung der Stickstoffdeposition

Das für die Berechnung der Stickstoffdepositionen eingesetzte OPS-Modell (Operational Priority Substances) lag in der Version OPS 4.3.12. vor (Van Jaarsveld, 2004, Van Jaarsveld et al., 2012), die erweitert wurde, um auch den deutschen Teil des Untersuchungsgebietes abzudecken. Das Modell berechnet die atmosphärischen Prozesse wie Verteilung, Transport, chemische Umsetzung und Deposition für ein großes Schadstoff-Spektrum wie SO_x , NO_y , NH_x und Feinstaub. In dem ursprünglich für das niederländische Gebiet ausgelegten Modell wurden die Rauigkeitslängen und Landnutzungen für den deutschen Teil des Untersuchungsgebietes ergänzt. Die festgelegte Auflösung von 250 m x 250 m, basierend auf dem niederländischen LGN 6-Landnutzungskarten (Hazeu, 2010), wurde ersetzt durch eine Rasterauflösung von 1 km x 1 km, basierend auf der europäischen Landnutzungskarte CLC2000 (EEA, 2009).

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Inventarisierung der NH_3 -Emissionen

5.3.1.1 Tierhaltung

Im niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes wurden 170 Tierställe erhoben, von denen nur 95 in Betrieb sind, bestehend aus 46 Rindviehstellen mit einer mittleren Größe von 103 Tierplätzen sowie sechs Geflügelställen mit einer mittleren Größe von 55.000 Geflügelplätzen sowie sieben Schweineställen mit durchschnittlich 2.700 Tierplätzen. Darüber hinaus wurden 37 andere, insgesamt kleinere Tierhaltungsbetriebe zur Haltung von Schafen, Ziegen oder Pferden berücksichtigt. Von den gemeldeten 772 Stallanlagen auf deutscher Seite wurden nur die Emissionen der 566 in Betrieb befindliche Anlagen erfasst, bestehend aus 153 Milchviehbetrieben mit einer durchschnittlichen Größe von 97 Tierplätzen, 104 Geflügelfarmen mit durchschnittlich etwa 80.000 Geflügelplätzen, 255 Schweineställe mit durchschnittlichen 550 Schweinen, darüber hinaus 54 kleinere Betriebe für die Haltung von Schafen, Ziegen und/oder Pferden.

Der Anteil des Einsatzes von eiweißreduziertem Futter (RAM) betrug in der Schweinemast 95 %, in der Ferkelerzeugung (Sauen mit Ferkelaufzucht bis 30 kg) etwa 90 %. In der Geflügelmast wird nahezu 100 % RAM-Futter eingesetzt, in der Legehennenhaltung (Ausnahme: neun Biobetriebe) waren es 70 %. Daten über die Flächenbewirtschaftung, Düngemengen und Ausbringungsverfahren wurden auf der Grundlage des CORINE-Katasters sowie auf repräsentativen Befragungen von 40 Betrieben und Lohnunternehmern aus Düngungspraxis erhoben.

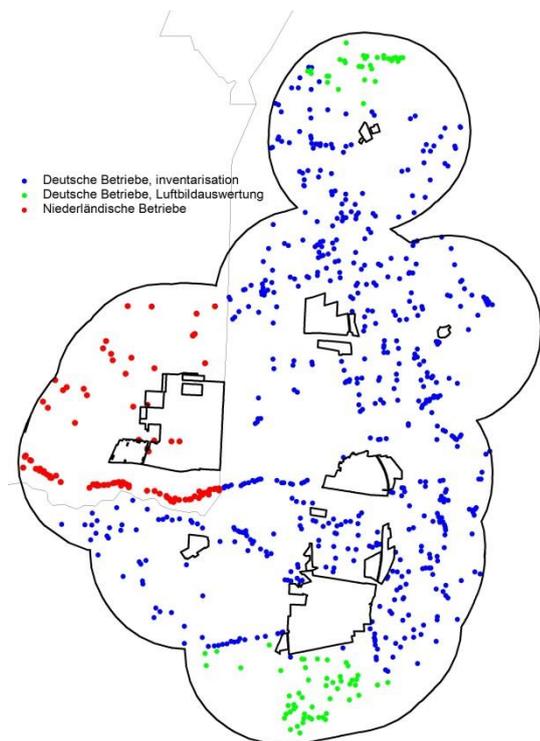


Abbildung 5.2: Lage der inventarisierten Betriebe im Untersuchungsgebiet, rot: niederländische, blau: deutsche Betriebe, grün: über Luftbildauswertung erhobene Betriebe.

5.3.1.2 Biogasanlagen

Im Untersuchungsgebiet waren zum Untersuchungszeitpunkt 34 Biogasanlagen am Netz. Die Befragung ergab, dass lediglich drei Biogasanlagen Trockenfermentation betreiben, d. h. deren Substrate (nur Mais) werden mit über 30 % TS (in der Trockensubstanz) gefüttert. Alle anderen 31 Biogasanlagen arbeiten mit Mais, anderen Energiepflanzen und Gülle, also auch mit Substraten unter 30 % TS. Wesentlich für die Quantifizierung der Emissionen ist die Erkenntnis, dass alle Behälter geschlossen sind. Offene Endlagerbehälter gab es auf den Biogasanlagen im Untersuchungsraum nicht.

5.3.1.3 Dünger

Die Lagerung von Flüssigmist (Gülle) erfolgte nach einer repräsentativen Befragung von 40 Betrieben zu etwa 45 % in Hochbehältern in denen bei rindviehhaltenden Betrieben die Ausbildung einer Schwimmschicht unterstellt wurde. Zur Gülle-Ausbringung nutzten 15 % der Betriebe Fahrzeuge, die mit abwärts gerichteten Prallverteilern ausgerüstet sind. Etwa 60 % der Landwirte verteilen mit Schleppschlauchsystemen und 25 % mit Drillverfahren (Schlitzschare oder Schlitzscheiben). Auf Grünland erfolgt die aktuelle Düngung zu 17 % über Breitverteilung, 18 %

durch Schleppschlauch auf den Boden und zu 15 % über Drilltechnik (Schlitzschare oder Schlitzscheiben) in den Boden. Bei Ackerland wird 95 % der Wirtschaftsdünger vor der Bestellung gedüngt, lediglich 5 % wird als Reihen- oder Kopfdüngung in oder auf den Pflanzenbestand ausgebracht. Die Einarbeitung erfolgt aktuell (gemäß Düngeverordnung) unverzüglich, spätestens vier Stunden nach Aufbringung.

Der Festmist von Rindvieh wird größtenteils an Biogasanlagen abgegeben. Im Schweine- und Geflügelbereich wird der Festmist zu 90 % mit den größeren Exaktstreuern, in vielen Fällen über Lohnunternehmen, verteilt. Der Rest wird über kleinere Miststreuer mit Breitverteiler gedüngt. Durchschnittlich wurde von den Betrieben im Untersuchungsraum zehn Tage im Jahr Gülle und Mist gedüngt. Die Schwankungsbreite war laut Umfrage mit drei bis 40 Tagen hoch.

5.3.2 Modellierung der regionalen Stickstoffdeposition

Die modellierte N-Deposition in die Moore des Untersuchungsgebietes betrug im Jahr 2010 im Mittel $21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der Anteil des im Untersuchungsgebiet aus der Tierhaltung einschließlich des durch Düngung freigesetzten Ammoniaks beträgt 23 % der gesamten Stickstoff-Deposition. Über 45 % der Stickstoffdepositionen stammen aus Ammoniakquellen außerhalb des Untersuchungsgebietes, ca. 32 % der Stickstoffdeposition resultieren aus NO-Quellen (vgl. Abbildung 4.16), in der Summe also 77 %. Circa $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ der N-Depositionen werden als NH_x in die Moore eingetragen. Hiervon stammen aus den Stallanlagen (Tierhaltung) im Untersuchungsgebiet $1,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $3,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (14,6 %) aus der Düngung (Tabelle 5.1).

Mit 13 % stammt der größte Anteil des emittierten Ammoniaks aus der Anwendung von Wirtschaftsdüngern auf deutscher Seite, gefolgt von Tierhaltungsanlagen auf deutscher Seite (7 %), während nur 1,6 % und 0,9 % von der Düngung bzw. Tierhaltung im niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes resultiert. Ursachen sind die deutlich geringere Zahl der in Betrieb befindlichen niederländischen Stallanlagen von 75 gegenüber 566 Ställen auf deutscher Seite sowie die in den Niederlanden umgesetzten Emissionsminderungsmaßnahmen.

Tabelle 5.1: Mittlere Stickstoffdepositionen im Bourtanger Moor und Bargerveen und ihre Quellen innerhalb des UG (Deutschland=DE, Niederlande=NL) sowie externer Quellen.

N-Quellen	N Deposition kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil [%]
Tierhaltung (DE)	1,6	7,7
Tierhaltung (NL)	0,2	0,9
Summe Tierhaltung (DE+NL)	1,8	8,6
Ausbringung von Wirtschaftsdünger (DE)	2,7	13,0
Ausbringung von Wirtschaftsdünger (NL)	0,3	1,6
Summe Tierhaltung (DE+NL)	3,0	14,6
NH ₃ Ferntransport	9,5	45,0
NO _y Nah- und Ferntransport	6,6	31,8
Gesamt	20,9	100,0

Tabelle 5.2: Mittlere Depositionen von NH_x-N, NO_y-N und Gesamt-N im Bourtanger Moor und Anteile ihrer Quellen im Jahr 2010. Angaben in kg ha⁻¹ a⁻¹.

	NH _x -N			Gesamt	NO _y -N	N
	Tierhaltung	Düngung ¹⁾	Hintergrund			
Bargerveen (BV)	1,1	1,7	10,2	13,0	6,6	19,6
Tausendschrittmoor (TM)	2,5	9,1	11,1	22,7	6,5	29,2
Wesuweer Moor (WM)	1,8	3,1	8,7	13,6	6,6	20,2
Versener Heidesee (VH)	2,8	6,3	9,7	18,8	6,7	25,5
Südliches Versener Moor (SM)	2,4	6,8	9,5	18,7	6,7	25,4
Rühler Moor (RM)	2,1	4,3	8,8	15,2	6,6	21,8
Meerkolk (MK)	3,9	6,5	8,8	19,2	6,6	25,8
Hengstkampkuhlen (HK)	3,3	7,1	9,3	19,7	6,5	26,2
Geestmoor (GM)	3,4	5,7	9,5	18,6	6,7	25,3
Dalum-Wietmarscher Moor (DM)	2,2	2,7	8,9	13,8	6,6	20,4
Neuringer Wiesen (NW)	1,6	9,1	11,2	21,9	6,6	28,5
Gebietsmittel	2,5	6,2	9,6	17,7	6,6	24,4

¹⁾ Summe aus Düngung (Mineral-, Wirtschaftsdünger) und Beweidung

Mit Werten zwischen 20 kg ha⁻¹ a⁻¹ in den relativ großen Mooren (Bargerveen, Wesuweer Moor und Dalum-Wietmarscher Moor) und 29 kg ha⁻¹ a⁻¹ in den kleineren Mooren Tausendschrittmoor und Neuringer Wiesen tritt die Bedeutung der Randeffekte deutlich hervor. Abbildung 5.3 bis

Abbildung 5.5 veranschaulichen dies mit deutlich höheren Depositionen an den Rändern der Moore. Im Zentrum der größeren Moore Bargerveen und Wietmarscher Moor liegen die N-Depositionen unter $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, während sie an den Rändern mit bis zu $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf das Niveau der Kleinmoore ansteigen. Hierzu trägt insbesondere die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auf den benachbarten landwirtschaftlichen Flächen bei, die mit einer Emissionshöhe von 0,5 m im Vergleich zu Stallanlagen (mittlere Emissionshöhe: 5 m) zu einer stärkeren Beeinflussung des näheren Umfeldes beiträgt.

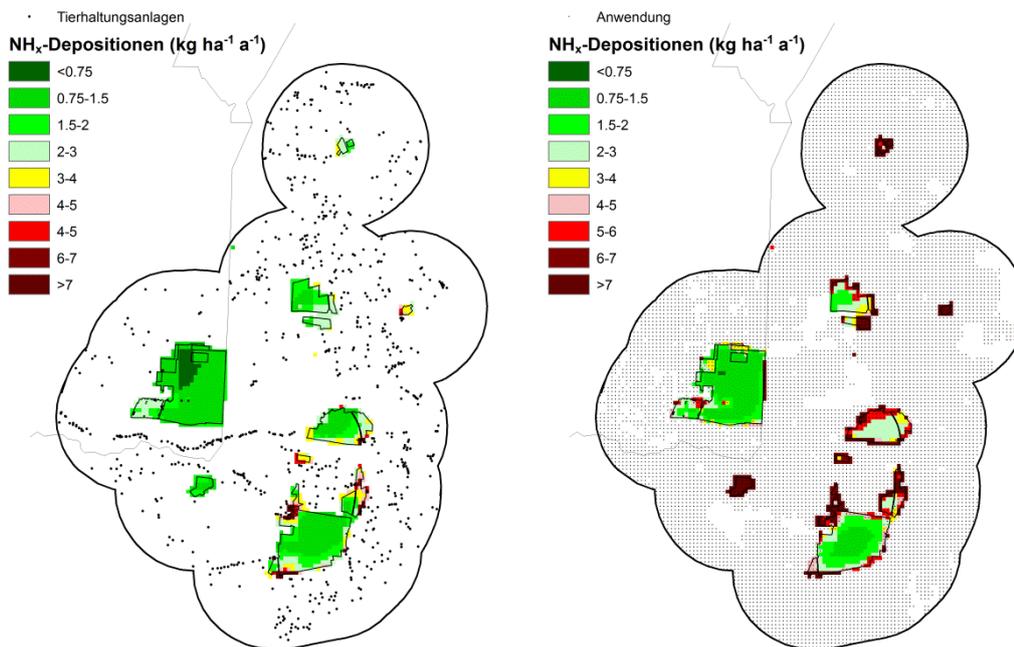


Abbildung 5.3: Berechnete NH_x -Depositionen in den Naturschutzgebieten, die von Emissionen aus Tierhaltungsanlagen stammen (links) und aus der Anwendung von Mineral- und Wirtschaftsdüngern und Beweidung (rechts). Angaben in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

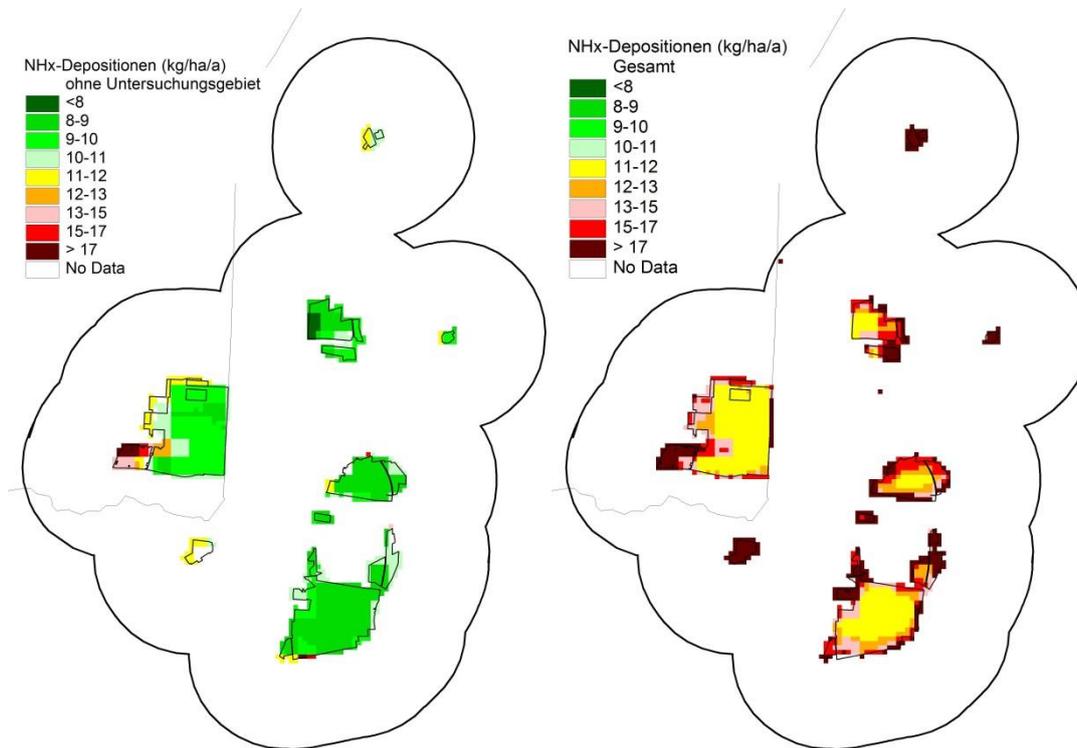


Abbildung 5.4: Berechnete NH_x-Depositionen von allen Quellen (rechts) sowie NH_x-Depositionen ohne Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Emissionen im Untersuchungsgebiet (links). Angaben in kg ha⁻¹ a⁻¹.

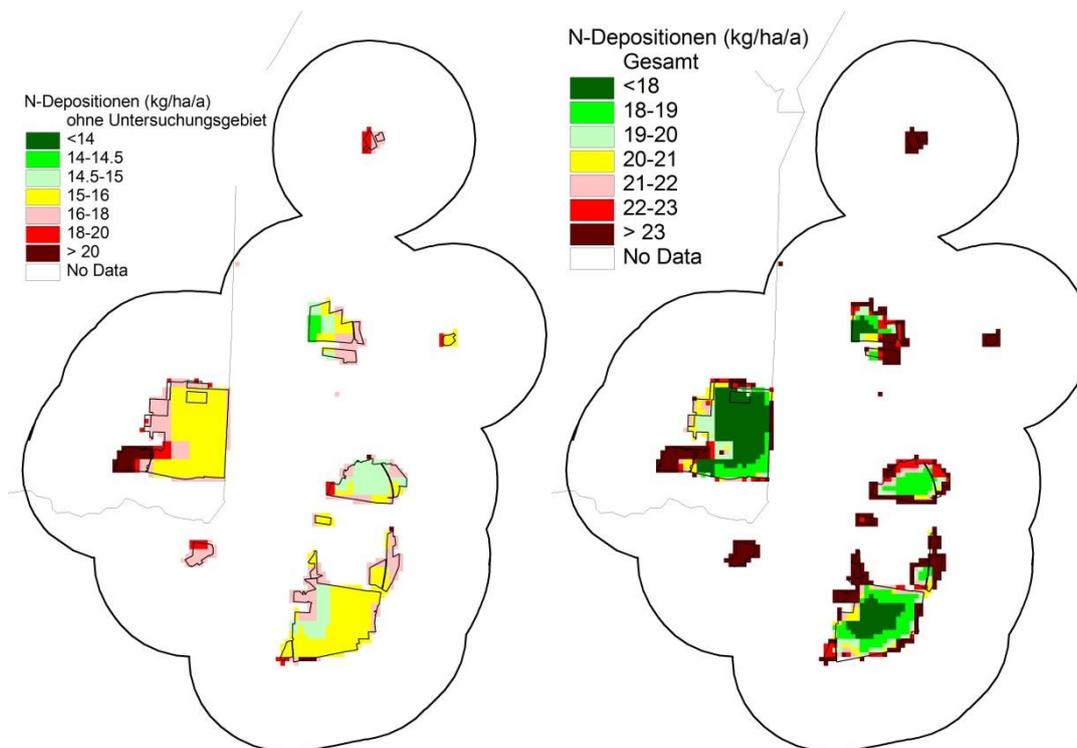


Abbildung 5.5: Berechnete Gesamt-N-Depositionen (NH_x + NO_y) von allen Quellen (rechts) sowie die N-Depositionen ohne Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Emissionen im Untersuchungsgebiet (links). Angaben in kg ha⁻¹ a⁻¹.

5.3.3 Vergleich von Modell- und Messwerten

Zur Validierung der modellierten NH_3 -Konzentrationen wurden diese mit den Ergebnissen der NH_3 -Messungen im Untersuchungsgebiet verglichen. Hierzu wurden die an drei Orten auf niederländischer Seite und an acht Standorten auf deutscher Seite innerhalb der Hochmoorgebiete gemessenen NH_3 -Konzentrationen verwendet (Kapitel 4.2.4). Der modellierte Mittelwert liegt mit $5,2 \mu\text{g m}^{-3}$ nur leicht über dem Durchschnittswert der Messungen in Höhe von $4,9 \mu\text{g m}^{-3}$. Beim Vergleich der Einzelwerte wird mit einem Korrelationskoeffizient $\rho=0,17$ allerdings ein nur schwacher Zusammenhang zwischen den berechneten und modellierten NH_3 -Konzentrationen deutlich (Abbildung 5.6). Die gemessenen NH_3 -Konzentrationen weisen mit $3,9$ - $6,1 \mu\text{g m}^{-3}$ eine kleinere Streuung gegenüber den modellierten Ergebnissen ($2,8$ - $7,9 \mu\text{g m}^{-3}$) auf. Besonders an den näher zu landwirtschaftlich genutzten Flächen liegenden Messstandorten überschätzt das Modell offensichtlich die NH_3 -Konzentrationen.

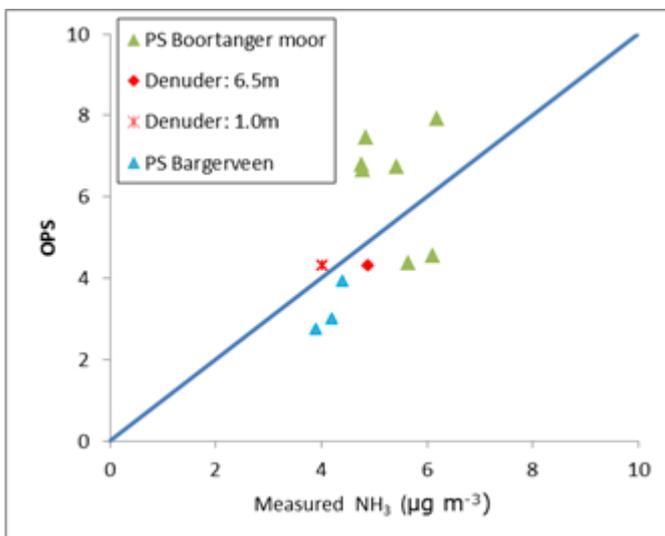


Abbildung 5.6: Vergleich der gemessenen und mit OPS modellierten NH_3 -Konzentration im Untersuchungsgebiet.

In Tabelle 5.3 sind die mit unterschiedlichen Ansätzen ermittelten N-Depositionen gegenübergestellt. Hierzu wurden die an zwei Orten im Untersuchungsgebiet durchgeführten mikrometeorologischen Messungen und die Ergebnisse der NH_3 -Messungen von sieben Standorten herangezogen. Die Berechnung der N-Depositionen aus den NH_3 -Messungen basiert auf der Inferentialmethode. Die Werte für die Depositionsgeschwindigkeit von NH_3 sowie der N-Depositionsraten von NH_4 und NO_y wurden von den mikrometeorologischen Messungen am Standort Rühler Moor übernommen. Betrachtet wird nur die trockene Deposition. Hierbei zeigt sich ein noch schwächerer Zusammenhang zwischen der modellierten trockenen Deposition und den Daten der Inferentialmethode. Auffällig ist die negative Korrelation zwischen den modellierten und den indirekt gemessenen Depositionen. Die Ursache dieses negativen Zusammenhanges ist nicht klar und bedarf weiterer Untersuchungen. Dennoch korrespondieren die über das gesamte Gebiet gemittelten Depositionsraten basierend auf NH_3 -Messungen relativ

gut mit einer modellierten Trockendeposition von maximal $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Bargerveen und $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Rühler Moor.

Tabelle 5.3: Vergleich der modellierten trockenen Deposition von NH_x und NO_y mit den Ergebnissen der Inferential-Modellierung, mikrometeorologischen Untersuchungen und OPS-modellierter NH_3 -Konzentrationen.

NH_y	Inferential Modell	Mikrometeorolog. Untersuchung	Modellierung (OPS)
Haren	8,5	-	19,4
Fehndorf	8,7	-	11,5
Adorf	9,4	-	14,9
Dalum	9,8	-	5,4
Hesepe/Rühle	9,8	-	8,6
Schöninghsdorf	8,5	-	18,0
Wesuwe	9,2	-	5,5
Mittelwert	-	-	-
Bargerveen COTAG	-	7,0-10,0	6,9
Rühler Moor PLATIN Mittelwert	-	9,9	6,0
NO_x	-	1,2	3,5

Gegenüber den Ergebnissen der mikrometeorologischen Untersuchungen am Standort Bargerveen zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung der modellierten NH_x -Depositionen. Im Bourtangter Moor liegen die mikrometeorologisch ermittelten NH_x -Depositionen ($9,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gegenüber den Modelldaten ($6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) deutlich über, dagegen die NO_y -Depositionen mit $1,2$ gegenüber $3,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich unter den Modellwerten.

Offensichtlich ist das Modell nur bedingt geeignet, die NH_3 -Konzentrationen räumlich hochauflösend darzustellen (Heuvelink und Pebesma, 1999), wodurch die festgestellten regional kleinräumigen Unterschiede nicht zur Geltung kommen. Dies deckt sich mit den Angaben von Erisman et al. (1998), die Ungenauigkeiten der ermittelten NH_3 -Depositionen von ca. 30 % bei überregionalen Modellierungen und 70 % bis 100 % bei einer Auflösung von $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ feststellten. Abgesehen von Modell- und Messfehlern kann auch der für das OPS-Modell verwendete abweichende Zeitraum der verwendeten meteorologischen Daten aus der Periode 1998 bis 2002 zu einer Fehleinschätzung der Meteorologie im Betrachtungszeitraum dieser Studie (2010) geführt haben.

5.3.4 Auswirkungen von Emissionsminderungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet auf den Stickstoffeintrag in die Hochmoore

Der Einfluss aller möglichen Minderungsmaßnahmen auf die NH_x -Deposition in den Mooregebieten ist in Tabelle 5.4 dargestellt. Zusammen führen sie zu einer Abnahme von etwa $21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Gebietsmittel um $3,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf ca. $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das heißt, durch die NH_3 -Minderung im Untersuchungsgebiet können die N-Depositionen um ca. 14 % sinken, obgleich die NH_3 -N-Emission hier um ca. 65 % (von $4,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) reduziert werden. Die Emissionsminderung resultiert im Wesentlichen aus der Umsetzung *emissionsmindernder Düngungsmaßnahmen* auf deutscher Seite, wodurch sich die N-Depositionen von $2,73$ auf $0,72 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, d.h. um ca. $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ reduzieren ließen.

Der Einsatz von *Abluftreinigungsanlagen* in Deutschland führt zu einer Absenkung der Stickstoffdeposition von nur $0,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und trägt in den Niederlanden nur noch zu einer Minderung von $0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei. Emissionsreduzierte Rindviehställe in den Niederlanden führen zu einer Reduktion im gesamten Untersuchungsgebiet von durchschnittlich $0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die *Abdeckung von Wirtschaftsdüngerlagerstätten* auf deutscher Seite trägt zu einem Rückgang der Stickstoffdeposition von $0,03 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im gesamten Untersuchungsgebiet bei. In dem Minderungsszenario addieren sich nicht die Wirkungen aller einzelner Minderungseffekte in vollem Umfang, z. B. führt eine reduzierte Proteinfütterung zu einer geringeren N-Ausscheidung, wodurch es zu einer geringeren NH_3 -Emission bei der Applikation des Wirtschaftsdüngers kommt.

Der Effekt *eiweißreduzierter Fütterung* bei Rindvieh trägt auf niederländischer Seite zu einem sehr geringen Rückgang der NH_3 -Emissionen (0,8 %) aus der Tierhaltung bei mit kaum nachweisbarem Effekt auf die NH_x -N-Deposition. Bei der Düngung führt dies ebenfalls zu einer nur marginalen Abnahme der mittleren N-Depositionen von $0,33$ auf $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Maßnahme kann jedoch recht einfach und günstig erreicht werden durch die Fütterung von Gras mit einem geringeren Stickstoffgehalt als Folge geringerer Düngergaben. Dies geht mit nur geringen Ertragseinbußen einher. Noch effizienter kann die Fütterung höherer Anteile von Mais sein, der einen erheblich geringeren Proteingehalt im Vergleich zu Gras aufweist.

Tabelle 5.4: Mittlere N-Deposition in die Moore aus NH₃-Quellen des Untersuchungsgebiets (Ausgangssituation) und Reduktionseffekte unterschiedlicher Maßnahmen. Daten in kg ha⁻¹ a⁻¹.

Maßnahme	Beitrag zur NH _x -Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
	Tierhaltung	Düngung	Summe
Deutschland			
<i>Ausgangssituation</i>	1,61	2,73	4,34
<i>Reduktionseffekte</i>			
Eiweißred. Fütterung	1,58	2,68	4,26
Optimierte Ausbringung	1,61	0,72	2,33
Mist-Lagerabdeckung	1,58	2,75	4,33
Abluftreinigung	0,67	2,75	3,42
Summe	0,61	0,71	1,32
Niederlande			
<i>Ausgangssituation</i>	0,18	0,33	0,51
<i>Reduktionseffekte</i>			
Eiweißred. Fütterung	0,18	0,30	0,48
Optimierte Ausbringung	0,16	0,33	0,49
Abluftreinigung	0,09	0,33	0,42
Summe	0,07	0,30	0,37
Deutschland + Niederlande			
<i>Ausgangssituation</i>	1,79	3,06	4,85
<i>Reduktionseffekte</i>			
Summe	0,68	1,01	1,69

5.3.5 Kosten emissionsmindernder Maßnahmen

Die Minderung der Ammoniakemissionen ist – abgesehen von der gegenwärtig nicht zur Diskussion stehenden Abstockung der Tierbestände – mit einem größeren Arbeits- und technischen Aufwand verbunden, der erhebliche Investitions- und Betriebskosten erfordert. Basis für die Berechnung dieser Kosten sind überwiegend Kros et al. (2012) entnommen. Die Kosten für die Abdeckung von Düngerlagern und Abluftreinigung stammt aus einer Berechnung der LWK. Anhaltspunkte hierzu geben auch Döhler et al. (2002).

Einige der genannten Minderungsmaßnahmen (bodennahe Ausbringung mit Schleppschlauch, kurzfristige Einarbeitung, Gruppenhaltung Schweine) wurden im Untersuchungsgebiet bereits überwiegend realisiert und sind daher nicht in das Minderungsszenario eingeflossen. Wie auch aus den Kalkulationen von Döhler et al. (2002) erkennbar, unterliegen die Kosten erheblich

variablen, von den einzelbetrieblichen Bedingungen ausgehenden Einflüssen, sodass die nachfolgend dargestellten Berechnungen nur Schätzungen darstellen.

Der nur für niederländische Betriebe berücksichtigte emissionsreduzierte Rindviehstall zieht – gemessen an dem Minderungseffekt – mit 12,5 pro reduziertes kg NH_3 ($\text{Euro kg}^{-1} \text{NH}_3$) die mit Abstand höchsten Kosten nach sich. Auf gleichem Niveau liegt das bei Döhler et al. (2002) genannte Rinnenboden-Gülle-System mit jährlichen Mehrkosten von ca. 30 Euro pro Tierplatz. Dieses System kommt dem Neubau einer Stallanlage nahe und wurde daher für die große Anzahl kleiner landwirtschaftlicher Milchviehbetriebe auf deutscher Seite nicht berücksichtigt.

Die Kosten für die Abluftreinigung und Abdeckung von Güllelagern sind durch die unterschiedlichen betrieblichen und standörtlichen Voraussetzungen besonders variabel. Zertifizierte Abluftreinigungsanlagen existieren zurzeit in Deutschland nur für Schweineställe und Stallanlagen für die Hähnchenkurzmast. Für das Minderungsszenario wurden dennoch Abluftreinigungsanlagen für alle Arten von Geflügelställen einbezogen. Die Kosten hierfür liegen gegenwärtig bei 6 bis 8 $\text{Euro kg}^{-1} \text{NH}_3$. Melse et al (2009) nennen hierfür vergleichbare Kosten um 7 $\text{Euro kg}^{-1} \text{NH}_3$, die auch für diese Kalkulationen pauschal angesetzt wurden. Bei kleineren Altanlagen können die Kosten allerdings um ein Mehrfaches darüber liegen. Aus diesem Grund kalkulieren Kros et al. (2012) hierfür Kosten in Höhe von etwa 34 $\text{Euro kg}^{-1} \text{NH}_3$. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in der Praxis Abluftreinigungsanlagen nur im Zuge von Neu- und größeren Umbauvorhaben installiert werden, weshalb für die Berechnung die niedrigeren Kosten (7 $\text{Euro kg}^{-1} \text{NH}_3$) herangezogen wurden.

Für den erhöhten Aufwand bei der emissionsarmen Düngung durch Injektionsverfahren kalkulieren Huijsmans et al. (2004) für Betriebe mit einer durchschnittlichen Wirtschaftsdüngerproduktion von etwa $1000\text{-}3000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ eine Zunahme der Kosten von ca. 2 Euro m^{-3} Wirtschaftsdünger.

Mit der Abdeckung von Güllelagern ist eine Emissionsminderung von 90 % gewährleistet. Die Kosten in Höhe von 2,7 $\text{Euro kg}^{-1} \text{NH}_3 \text{ a}^{-1}$ wurden auf der Basis der Emissionsfaktoren für Rinder- und Schweinegülle nach VDI (2011) (6 bzw. $10 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1} \text{NH}_3$) angesetzt bei einer 10-jährigen Abschreibung für die Kosten einer größeren Zeltabdeckung mit einem Durchmesser von 20 m (ca. $2.000 \text{ Euro a}^{-1}$). Dieser Betrag liegt auf dem unteren Niveau der bei Döhler et al. (2002) genannten Kosten von 0,55 bis 12 $\text{Euro kg NH}_3^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Eine überschlägige Schätzung der Kosten für das gesamte Untersuchungsgebiet erfolgte auf der Grundlage des über die Datenerhebung ermittelten Reduktionspotenzials und den in Tabelle 5.5 aufgeführten maßnahmebezogenen Kosten. Kosten für die großräumige Umsetzung dieser Maßnahmen sind in Tabelle 5.6 (Niederlande) und für Tabelle 5.7 (Deutschland) aufgestellt.

Table 5.5: Kosten für die Minderung von NH₃-Emissionen. Die Kosten für Abluftreinigung und Abdeckung Güllelager gelten für größere, nach BImSchG genehmigungspflichtige Stallanlagen.

Maßnahme	Kosten [Euro kg⁻¹ NH₃]
emissionsreduzierter Rindviehstall	12,5
eiweißreduzierte Fütterung Rindvieh	6,5
emissionsreduzierte Düngung	2,3
Optimierte Düngung /Management (NL)	6,5
Abluftreinigung (Schweine-, Geflügelstall)	7,0
Abdeckung Güllelager	2,7

Table 5.6: Effekt und Kosten von Maßnahmen zur Minderung von NH₃-Emissionen im niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes.

Maßnahmen	Eiweißred. Fütterung/ Düngung	Tierhaltung		Gesamt
		Emissionsred. Rindviehstall	Abluftreinigung	Tierhaltung
Minderung [kg NH ₃ a ⁻¹]	3.927	8.422	44.986	57.335
Kosten [€ a ⁻¹]	25.528	105.272	314.903	445.704

Für den niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes lassen sich NH₃-Mengen von 57.335 kg a⁻¹ mit einem Kostenaufwand von insgesamt 445.704 Euro a⁻¹ reduzieren. Hiervon nehmen Kosten in Höhe von 314.903 Euro für den zusätzlichen Einsatz von Abluftreinigungsanlagen den größten Anteil ein. Die technischen Maßnahmen zur emissionsreduzierten Düngung sind in den Niederlanden bereits soweit optimiert, dass nur die reduzierte N-Düngung in Kombination mit einer eiweißreduzierten Fütterung noch einen Beitrag zur Senkung der NH₃-Emissionen leisten kann. Der weitaus größte Anteil mit entsprechend hohen Kosten lässt sich durch die nachträgliche Installation von Abluftreinigungsanlagen erzielen (Abbildung 5.7). Die Effizienz der Maßnahmen auf niederländischer Seite ist daher mit durchschnittlich 7,8 Euro pro reduziertem kg NH₃ entsprechend gering.

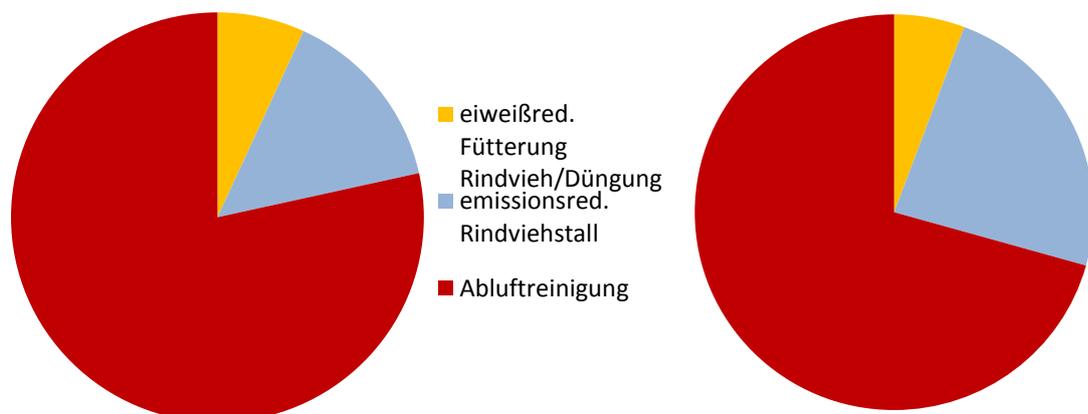


Abbildung 5.7: Anteil unterschiedlicher Maßnahmen an der Emissions-Minderung (links) und den erforderlichen Gesamtkosten im niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes.

Tabelle 5.7: Effekt und Kosten von Maßnahmen zur Minderung von NH_3 -Emissionen im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes.

Maßnahmen	Eiweißred. Fütterung Rindvieh	Tierhaltung		Summe	Düngung Emissionsred. Düngung	Gesamt Tierhaltung Düngung
		Abluft- reinigung	Abdeckung Düngerlager			
Minderung [$\text{kg NH}_3 \text{ a}^{-1}$]	24.124	809.108	20.159	853.391	1.806.872	2.660.263
Kosten [€ a^{-1}]	156.803	5.663.758	52.413	5.872.974	4.155.805	10.028.779

In Tabelle 5.7 sind die mit NH_3 -Minderungsmaßnahmen im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes verbundenen Kosten aufgeführt. Die jährlichen Kosten für eiweißreduzierte Fütterung sowie alle technisch realisierbaren Maßnahmen im Bereich der Tierhaltung und Düngung liegen zusammen nach den Berechnungen in einer Größenordnung von 10 Mio. Euro. Dabei stellt die Abluftreinigung bei der Schweine- und Geflügelhaltung mit ca. 5.6 Mio Euro den größten Kostenfaktor, gefolgt von der emissionsreduzierten Düngung (4.4 Mio Euro). In einem fast umgekehrten Verhältnis stehen die Minderungswirkungen beider Verfahren (Abbildung 5.8), wodurch der um einen Faktor drei effizientere Einsatz emissionsmindernder Maßnahmen bei der Düngung zum Ausdruck kommt (Tabelle 5.5). Insgesamt stellen sich hierdurch die in Deutschland durchgeführten Maßnahmen insgesamt mit 3,8 Euro $\text{kg}^{-1} \text{NH}_3$ gegenüber den niederländischen Maßnahmen deutlich effizienter dar.

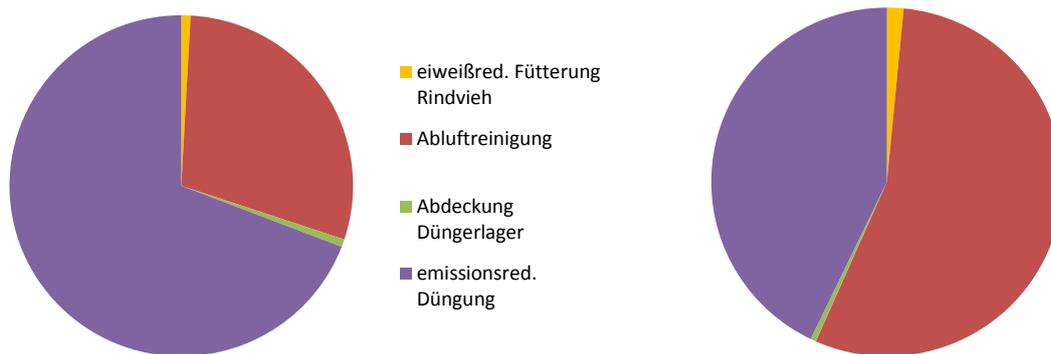


Abbildung 5.8: Anteil unterschiedlicher Maßnahmen an der Emissions-Minderung (links) und den erforderlichen Gesamtkosten im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes.

5.3.6 Zusammenfassung

Mithilfe einer flächenhaften Modellierung basierend auf einer großräumigen Inventur sämtlicher NH_3 -Quellen im Untersuchungsgebiet wurden N-Depositionen von 19,6 bis 29,2 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ in die Moore ermittelt. Die Modellwerte unterscheiden sich im Mittel nur gering von den Messwerten, kleinräumig sind die Abweichungen jedoch hoch.

Durch den Randeinfluss sind die kleinflächigen Moore vergleichsweise hoch belastet. Der weitaus größte Teil der gemessenen und auch der modellierten N-Deposition stammt aus Ammoniakemissionen der Landwirtschaft, rund 23 % der Deposition direkt aus dem Untersuchungsgebiet.

Unter Berücksichtigung aller technischen Minderungsmaßnahmen bei der Tierhaltung und Düngerausbringung wäre im Untersuchungsgebiet eine Minderung der Ammoniakfreisetzung um etwa 65 % möglich. Die Kosten hierfür würden im deutschen Teil des Untersuchungsgebiets ca. 10 Mio. Euro und auf niederländischer Seite ca. 2,6 Mio. Euro im Jahr betragen. Mit relativ niedrigen Kosten besonders bei der Düngerausbringung ist auf deutscher Seite das Minderungspotential am höchsten.

Wegen des hohen Anteils ferntransportierter Stickstoffverbindungen, die überwiegend aus der Landwirtschaft, aber auch aus anderen Quellen stammen, profitieren die Moore im Untersuchungsgebiet von regionalen Emissionsminderungsmaßnahmen nur in relativ geringem Umfang, denn hierdurch ließen sich nur ca. 14 % der atmosphärischen Stickstoffeinträge reduzieren. Um das Niveau der Critical Loads zu erreichen, müssten Minderungsmaßnahmen in einem weitaus größeren Raum umgesetzt werden. Dies gilt sowohl für den Hauptverursacher, die Landwirtschaft, als auch für andere Emittenten reaktiver Stickstoffverbindungen.

6 Auswirkungen von mechanischen Landschaftspflegemaßnahmen auf den N-Haushalt

J. Suda

Eine Entnahme von Landschaftspflegematerial (LPM) aus den Moorflächen des Untersuchungsgebiets kann zu einer deutlichen Senkung der oberirdischen Biomasse und somit durch Nährstoffexport zu Entlastung der Moorökosysteme beitragen (Succow und Joosten 2001, Zerbe und Wiegleb 2009, Dierßen und Dierßen 2008). Mit der Entfernung des Aufwuchses ist allerdings ein großer Aufwand mit entsprechend hohen Kosten verbunden (GLL, 2012). Die Wiedervernässung und mechanische Beseitigung von Gehölzen zählen generell zu den gebräuchlichsten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Mooregebieten. Mechanische Landschaftspflegemaßnahmen wie Entkusselung (mechanische Entfernung von aufkommenden Bäumen und Sträuchern), Fällen von Bäumen, Beweidung und Mahd halten die Flächen offen. Sie fördern die moortypische Vegetation, indem der Beschattung und der Austrocknung des Bodens Einhalt geboten wird. Darüber hinaus können bei der Räumung der gefälltten Gehölze nicht unerhebliche N-Mengen von den Flächen exportiert werden. Da Gehölze höhere Schadstoffmengen aus der Atmosphäre „kämmen“, kann ihre Entfernung zu einer lokalen Verminderung der N-Depositionen beitragen. Dieser Aspekt wurde bereits in Kapitel 4.2.7 betrachtet. Zusammengefasst können diese Maßnahmen daher einen Beitrag zum Moorschutz leisten.

In dieser Studie galt es daher festzustellen,

- Welche N-Mengen über die Entkusselung aus den Mooren entfernt werden.
- Welchen Effekt die Maßnahmen auf die N-Depositionen haben.
- Welche Möglichkeiten der energetischen Verwertung Biomasse, die bei den Pflegemaßnahmen der Mooregebiete anfallen, bestehen.
- Welches Pflegekonzept die kosteneffizienteste Grundlage bietet.

6.1 Methoden

Im Rahmen dieses Projektes wurde nur die Möglichkeit der mechanischen Landschaftspflege mit der vollständigen Beseitigung des Landschaftspflegematerials verfolgt. Nach Auskunft der hierfür zuständigen Staatlichen Moorverwaltung Meppen wird allein aus Kostengründen aktuell die mechanische Beseitigung des LPM nur in einem sehr geringen Umfang durchgeführt (GLL, 2012). Zudem verbleibt das LPM generell auf den Moorflächen.

Die Untersuchungen erfolgten in den im Untersuchungsgebiet häufigsten und somit repräsentativen Biotoptypen. Dabei handelt es sich nach den Ergebnissen der Biotoptypenkartierung (Kapitel 3.1) um Moorheidestadium (MG), Pfeifengras-Moorstadium (MP), Birken-Kiefer-Wald entwässerter Moore (WV), Moordegenerationsstadium (MD) und Wollgrasstadium (MW). Diese Biotoptypen waren im Rühler Moor anzutreffen und wurden hier schwerpunktmäßig untersucht. Weitere Probenentnahmen erfolgten im Tausendschrittmoor. Aufgrund der hohen Heterogenität der Biotoptypen hinsichtlich Pflanzenartenzusammensetzung und Deckungsanteil erfolgte die Probenentnahme der Biomasse artspezifisch; die Übertragung der im Aufwuchs enthaltenen Biomasse und N-Mengen auf die Biotoptypen erfolgte über die mittleren Deckungsanteile der einzelnen Pflanzenarten. Es wurden Reinbestände folgender Pflanzenarten beprobt: Glockenheide (*Erica tetralix*), Besenheide (*Calluna vulgaris*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), Scheidiges und Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*), Pfeifengras (*Molinia caerulea*), Flatterbinse (*Juncus effusus*) sowie die beiden Baumarten Moorbirke (*Betula pubescens*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*).

Für die Abgrenzung der Flächen wurde für die Probenentnahme ein Holzrahmen verwendet (Abbildung 6.1). Die Größe der Erntefläche lag je nach Bestandsstruktur zwischen 0,25 m² und 2,25 m². Je nach Größe der Beprobungsfläche wurden drei bis fünf Parallelfächen beprobt.

Die Baumarten Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Moorbirke (*Betula pubescens*) wurden in unterschiedlicher Größe beprobt. Dabei wurden vier Höhenklassen gebildet: Klasse 1: < 1,5 m, Klasse 2: 1,5-3 m, Klasse 3: 3-6 m und Klasse 4: 6-9 m. Kleinere Bäume bzw. Sträucher in den Höhenklassen 1 und 2 wurden zu je drei Exemplaren beprobt und zu einer Mischprobe vereinigt. Bei den Höhenklassen 3 und 4 wurden jeweils drei Bäume separat untersucht. Die Stämme, Äste und Reisholz (einschließlich Blätter und Nadeln) der Bäume wurden getrennt untersucht. Baumstämme sowie anderes Wurzelmaterial verblieben aus Naturschutzgründen im Boden und wurden nicht in die Bilanzen einbezogen. Die niedrigwüchsigen Pflanzenbestände der Bodenvegetation wurden per Hand mittels Elektroschere, Grasschere und Rosenschere geerntet. Aus Naturschutzgründen wurden keine schweren Erntemaschinen eingesetzt. Das Fällen der Bäume übernahmen Mitarbeiter der Staatlichen Moorverwaltung. Die geerntete oberirdische Phytomasse wurde gewogen und homogenisiert.

Die Probenentnahmen fanden überwiegend im September 2011 statt. In diesem Zeitraum war das Laub an den Birken noch vorhanden. Dem um den Beitrag der Laubstreu an der Biomasse verminderten Biomasseexport bei Ernten nach dem Laubfall wurde durch Untersuchungen des Birkenlaubes und der Laubstreu nachgegangen. Die saisonale Variabilität der N-Konzentrationen und Biomassebildung in der Bodenvegetation wurde durch separate Untersuchungen an drei Terminen des Jahres 2011 (Frühling/Sommer/Herbst) ermittelt. Alle Proben der oberirdischen Biomasse wurden in den Laboren der LUFA Nord-West analysiert. Dabei wurden Trockensubstanzgehalte gravimetrisch ermittelt und der Gesamt-N-Gehalt nach Kjeldahl bestimmt VDLUFA (1976) (Kapitel 4.1.1).



Abbildung 6.1: Holzrahmen für Probenentnahmen.

6.2 Ergebnisse

6.2.1 Oberirdische Biomasse

Die oberirdische Biomasse und die darin enthaltenen Stickstoffmengen wurden durch Untersuchungen in häufigen und typischen Biotopen der Moore ermittelt. Für die Bilanzierung der Stoffvorräte wurden typische Deckungsanteile der separat beprobten und analysierten Pflanzenarten herangezogen (Tabelle 6.1). Hierdurch können sich naturgemäß große Unterschiede in der Realität ergeben.

Tabelle 6.1: Mittlere Deckungsanteile (%) bestandsbildender Pflanzenarten.

Pflanzenart	Biotoptypen			
	MG	MP	MD	MW
Pfeifengras	25	70	50	5
Besenheide	5	-	-	-
Glockenheide	50	5	-	5
Krähenbeere	5	-	5	-
Schmalbl. Wollgras	-	-	-	55
Scheiden-Wollgras	5	5	-	10
Flutterbinse	-	-	-	5

Tabelle 6.2: Mittlere Biomassevorräte häufiger Biotoptypen.

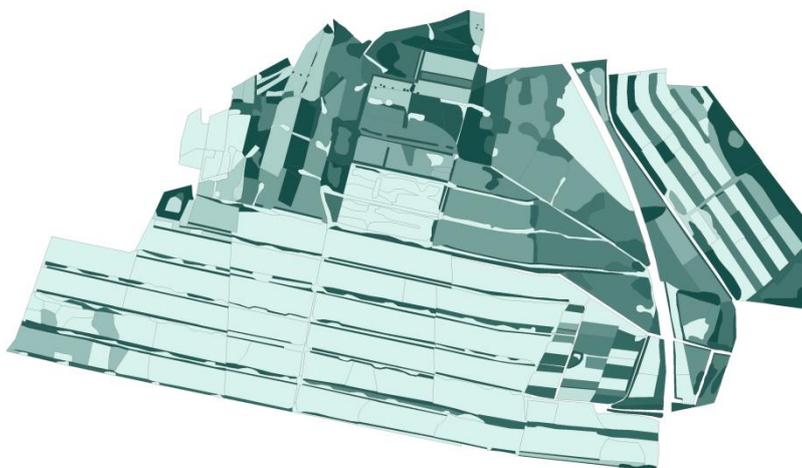
Biotoptyp	Frischmasse [t ha ⁻¹]
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	7,6
Moorheide-Stadium (MG, baumfrei)	10,1
Wollgras-Stadium (MW, baumfrei)	4,9
Degenerationsstadium (MD, Gehölzanteil 55 %)	29,6
Moorbirkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	101,0

Tabelle 6.2 gibt beispielhaft die in den häufigsten Biotoptypen oberirdisch gebundenen Biomassevorräte wieder. Die festgestellten Biomassevorräte der baumfreien Biotoptypen reichten von 4,9 t ha⁻¹ im Wollgras-Stadium bis zu 10,1 t ha⁻¹ im Moorheide-Stadium. Durch den Gehölzanflug erhöht sich der Biomassevorrat erheblich. In einem Degenerationsstadium mit einem 55 %-Anteil von Gehölzen wurden 29,6 t ha⁻¹ Biomasse festgestellt. Für einen ca. 30-jährigen Birkenwald wurde eine Frischsubstanz von 101,0 t ha⁻¹ ermittelt.

Abbildung 6.2 veranschaulicht beispielhaft die Verteilung der Biomassevorräte der Vegetation des Rühler Moors. Hellgrün markierte Flächen stellen vegetationsfreie, z.B. in jüngerer Zeit abgetorfte Flächen, Wege oder überflutete Bereiche dar. Die Bereiche hoher oberirdischer N-Vorräte decken sich häufig mit hohen Gehölzanteilen.

Frischmasse der oberirdischen Vegetation
[t ha⁻¹]**Legende**

< 1
1 - 6
6 - 10
10 - 14
14 - 20
20 - 24
24 - 35
35 - 43
43 - 54
54 - 74
74 - 93
> 93

**Abbildung 6.2:** Oberirdische Biomasse (Frischmasse, t ha⁻¹) im Rühler Moor.

6.2.2 Stickstoffgehalte in der oberirdischen Biomasse

Die in der Vegetation gebundene N-Menge wird von der Biomasse und den in den Pflanzen enthaltenen N-Konzentrationen bestimmt. In Abbildung 6.3 sind die mittleren N-Konzentrationen der bestandsbildenden Pflanzenarten in der Bodenvegetation zusammengestellt: Glockenheide (*Erica tetralix*), Besenheide (*Calluna vulgaris*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Wollgras (*Eriophorum angustifolium* und *E. vaginatum*). Insgesamt liegen sie mit 0,9-1,2 % N in einem relativ engen Spektrum. Die N-Konzentrationen beider Wollgrasarten lagen so eng beieinander, dass sie bei weiteren Auswertungen nicht mehr unterschieden wurden.

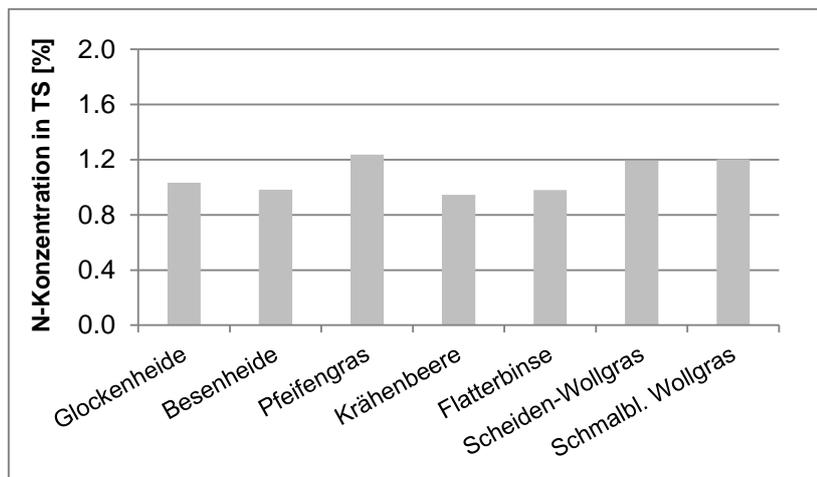


Abbildung 6.3: N-Konzentrationen in der Bodenvegetation in TS [%].

Eine besondere Stellung nimmt das Pfeifengras ein, das in nahezu allen Biotoptypen vertreten ist. Dort unterscheiden sich die N-Konzentrationen deutlich voneinander (Abbildung 6.4). Zu den Ursachen zählen die in den dichten Pflanzenbeständen herrschende starke interspezifische Konkurrenz um Nährstoffe, Wasser und Licht. Die höchsten N-Konzentrationen wurden in Pfeifengrasbeständen eines Birkenwaldes (WV, 1,9 %) und eines gehölzreichen Moor-Degenerationsstadiums (MD, 1,8 %) festgestellt. Dies resultiert vermutlich auch aus den höheren N-Depositionen in die Gehölze. Die niedrigsten N-Konzentrationen wurden im Pfeifengras auf Moorflächen des Wollgras- und Pfeifengrasstadiums (0,6 % und 0,7 %) festgestellt.

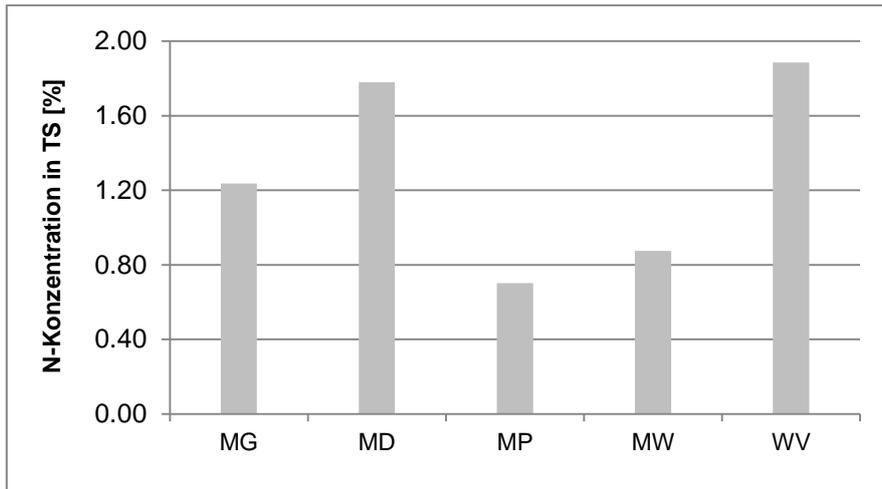


Abbildung 6.4: N-Konzentrationen [% TS] im Pfeifengras nach Biotypen (MG=Moorheidestadium, MP=Pfeifengras-Stadium, MD=sonstiges Moordegenerationsstadium, MW= Wollgras-Stadium, WV=Birkenwald).

Während der Vegetationsperiode sanken die N-Konzentrationen krautiger Pflanzen naturgemäß durch die zunehmende Verholzung der Sprosssteile. Im Pfeifengras fielen die N-Konzentrationen von 1,41 % im Juni auf 1,05 % im September (Abbildung 6.5). Dies ging mit einer zunächst deutlichen Zunahme der Biomasse einher, wodurch der oberirdische N-Pool zunächst stieg. Ab August sanken die N-Konzentrationen durch Blattalterung und N-Verlagerung in die Sprossbasis und Wurzeln. Noch deutlicher nahm in diesem Zeitraum der geerntete N-Vorrat ab von 50 kg N ha⁻¹ auf 16 kg N ha⁻¹.

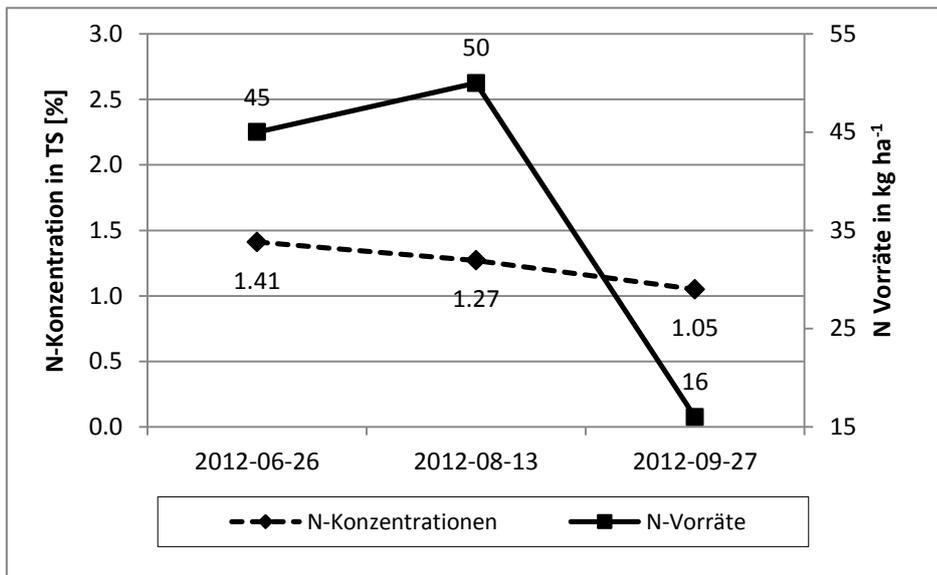


Abbildung 6.5: N-Konzentrationen und Biomasse eines Pfeifengrasbestandes innerhalb einer Vegetationsperiode (Juni-September 2012).

Die Konzentrationen in Moor-Birke und Wald-Kiefer wichen zum Teil erheblich voneinander ab (Tabelle 6.3). Bezogen auf die Gesamtpflanzen lagen die Stickstoffkonzentrationen in der Trockensubstanz (TS) zwischen 0,6 und 1,8 % bei der Kiefer insgesamt über den N-Konzentrationen in den Birken (0,4 bis 1,3 %). Dabei war auch ein räumlicher Unterschied festzustellen, da die N-Konzentrationen in den untersuchten Bäumen im Rühler Moor bis auf eine Ausnahme auf höherem Niveau als im Tausendschrittmoor lagen. Ursache hierfür können die in der Luft gemessenen NH₃-Konzentrationen sein, die im Rühler Moor ebenfalls höher waren, aber auch die (nicht untersuchte) Beschaffenheit der Böden kann eine Rolle spielen.

Tabelle 6.3: N-Konzentrationen in Kiefer und Birke unterschiedlicher Größe (gewichtete Mittelwerte) R: Rühler Moor, T: Tausendschrittmoor.

Baumkategorie	Kiefer		Birke	
	R	T	R	T
<1,5 m	1,8	1,5	1,3	1,1
1,5 – 3 m	1,5	1,7	1,1	1,1
3 – 6 m	1,0	0,6	0,7	0,6
>6 m	0,9	1,0	0,6	0,4

Bei beiden Baumarten wurden die höchsten N-Konzentrationen in kleineren Bäumen bzw. Büschen (Höhenklasse 1 und 2) festgestellt. Dies hängt damit zusammen, dass ältere Bäume höhere, stickstoffarme Holzanteile aufweisen.

Tabelle 6.4 verdeutlicht diesen Sachverhalt. Um ein Mehrfaches höher liegen N-Konzentrationen im Reisholz gegenüber dem Stammholz und den Ästen. Bei den Bäumen der Höhenklasse 3-6 m wurden die relativ kleinen Äste im Reisholz berücksichtigt. Im Stamm und in den Ästen der beiden Baumarten lagen die N-Konzentrationen unter 0,4 %, während sie im Reisholz Werte zwischen 0,8 und 1,1 % bei Moorbirke und bei Kiefer 1,8 % erreichten.

Tabelle 6.4: N-Konzentrationen im Baumstamm, Ast und Reisholz von Kiefer und Moorbirke (Mittelwerte), Baumhöhe 3-6 m und > 6 m.

Baumfraktion	Baumhöhe 3-6 m				Baumhöhe >6 m			
	Kiefer		Birke		Kiefer		Birke	
	R	T	R	T	R	T	R	T
Baumstamm	0,3	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	0,3	0,2
Ast	-	-	-	-	0,3	0,2	0,3	0,3
Reisholz	1,8	1,6	1,0	1,1	1,6	1,2	1,1	0,8

6.2.3 Oberirdische N-Vorräte

Anhand der festgestellten N-Konzentrationen und Trockensubstanzgewichte der oberirdischen Biomasse lassen sich die in der Bodenvegetation oberirdisch gebundenen N-Vorräte berechnen. Beispielhaft für die häufigsten Biotoptypen ist das Ergebnis Abbildung 6.6 zu entnehmen.

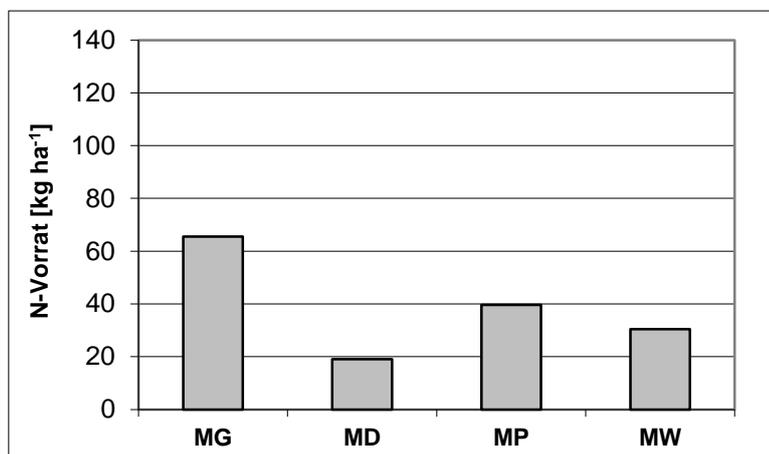


Abbildung 6.6: In der Bodenvegetation oberirdisch gebundene N-Mengen.

Hierbei sind die nahezu überall anzutreffenden Gehölze noch unberücksichtigt. Die mit Abstand höchsten N-Mengen in der Bodenvegetation sind mit ca. 65 kg ha⁻¹ im Moorheide-Stadium (MG) enthalten. Verantwortlich hierfür ist der hohe oberirdische Biomassevorrat der dichtwüchsigen Heidevegetation, bestehend aus hohen Anteilen der vergleichsweise N-haltigen Glockenheide und Pfeifengras. In anderen Moorbiotopen lagen die oberirdischen N-Mengen zwischen 19-40 kg N ha⁻¹. Deutliche höhere N-Mengen als in der Bodenvegetation sind in den nahezu überall vertretenen Gehölzen gebunden. Die separate Untersuchung dieses Materials ergab, dass in einem durchschnittlichen Birkenanflug zusätzlich 157 und 154 kg N ha⁻¹ enthalten sind; dies ist mehr als das Vierfache des N-Pools in der Bodenvegetation (Abbildung 6.7).

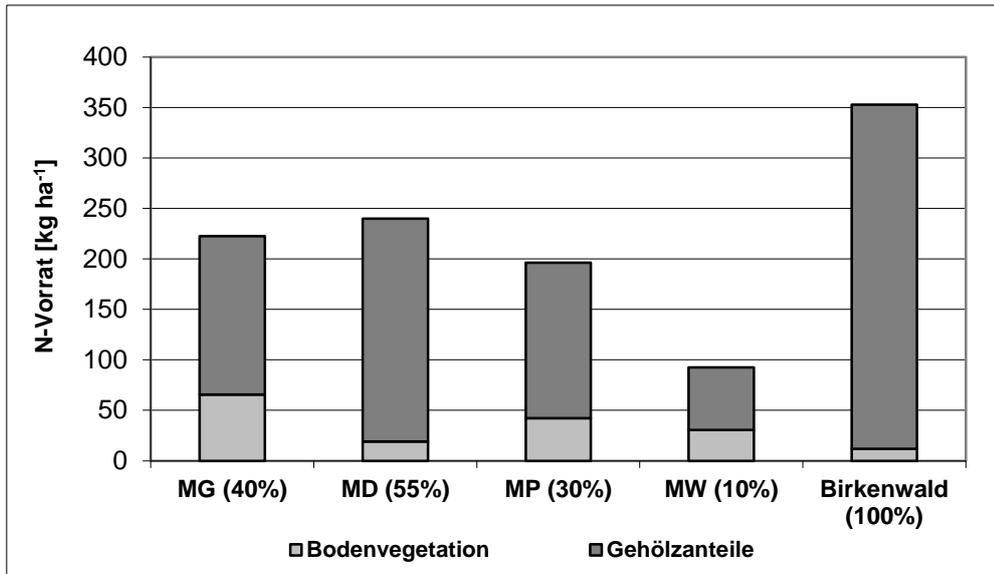


Abbildung 6.7: N-Mengen in der oberirdischen Biomasse verschiedener Moor-Stadien mit unterschiedlichen Baumanteilen in Prozent.

Noch höhere N-Vorräte treten in den stark verbuschten Moordegenerationsstadien sowie in Moorbirkenwäldern auf. Im Degenerationsstadium sind dies im Mittel ca. 240 kg N ha⁻¹ und im Waldbestand ca. 350 kg N ha⁻¹ (Abbildung 6.7). Diesen Kalkulationen liegen typische Gehölzanteile zugrunde, die auf der Grundlage der Biotoptypkartierung, wie in Tabelle 6.5 dargestellt, festgelegt wurden.

Tabelle 6.5: Typische Gehölzanteile häufiger Biotoptypen. Daten in %.

Biotoptyp	Höhe		
	1,5-3 m	3-6 m	>6 m
Wollgrasstadium	10	-	-
Moorheidestadium	20	5	5
Pfeifengrasstadium	20	5	5
Degenerationsstadium	25	25	5
Moorbirkenwald	-	-	100

Da für die Berechnung der Biomasse des Birkenwaldes ca. 25-30-jährige Moorbirken aus Heidebeständen verwendet wurden, ist davon auszugehen, dass in älteren Waldbeständen erheblich größere N-Mengen gebunden sein können. Mit dem herbstlichen Laubfall reduzieren sich die (mit der Gehölzbeseitigung exportierbaren) N-Mengen geringfügig. Untersuchungen der mit Netzen im Herbst aufgefangenen Laubstreu ergaben, dass es sich dabei – je nach Biotoptyp – um Mengen zwischen 4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Wollgrasstadium) und 32 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im Moorbirkenwald handelt, die bei Landschaftspflegemaßnahmen, die z.B. im Winter aus Naturschutzgründen oder wegen der besseren Befahrbarkeit des Bodens erfolgen, in den Ökosystemen verbleiben.

Abbildung 6.8 stellt die oberirdisch gebundenen N-Vorräte am Beispiel Rühler Moor dar, unter Berücksichtigung dieses Verlustes. Deutlich hervorgehoben erscheinen die gehölzreichen Biotope mit einem maximalen N-Vorrat von $350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Moorbirkenwald, während die Rohböden in junger Abtorfungsflächen (noch) keine N-haltige Bodenvegetation aufweisen.

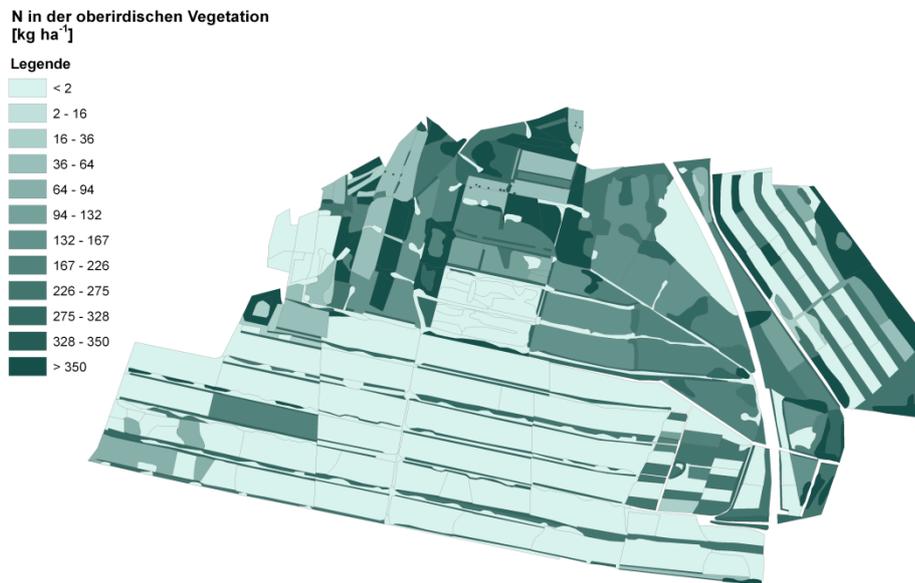


Abbildung 6.8: Verteilung der oberirdisch gebundenen N-Vorräte (kg ha^{-1}) im Rühler Moor.

6.2.4 Kosten der Pflegemaßnahmen und Wirkungen auf den N-Haushalt der Moore

Die Kosten für flächenhafte Pflegemaßnahmen im Moor variieren aufgrund der sehr unterschiedlichen örtlichen Verhältnisse (z. B. Bodenbeschaffenheit, Baumanteil) stark und können daher nur grob geschätzt angegeben werden (Tabelle 6.6). Sie stellen Mittelwerte von Angaben zweier Lohnunternehmen dar, die Pflegemaßnahmen solcher Art in Mooregebieten durchführen. Dabei wurde als Transportweg für das LPM bis zum Ort der Weiterverwendung eine Strecke von 10 km unterstellt. Je nach Biotoptyp betragen die Kosten für die Pflegemaßnahmen zwischen 910 Euro ha^{-1} (Moor-Stadien) und $6.600 \text{ Euro ha}^{-1}$ (Moorbirkenwald).

Durch den Verkauf der anfallenden Biomasse können die Kosten deutlich gesenkt werden. Die Erlöse für das Landschaftspflegegut steigen generell mit einer Zunahme des Gehölzanteils und können beispielsweise bei einem Moorheidestadium mit einem Gehölzanteil von 40 % etwa 480 Euro ha^{-1} betragen. Dieser Betrag setzt sich aus den Erlösen für den Birkenanflug als Brennmaterial (200 Euro) und den Wert für das Heidematerial (280 Euro) zusammen, das für Einstreuzwecke genutzt wird.

Tabelle 6.6: Geschätzte Kosten für Landschaftspflegemaßnahmen und Materialwert des Landschaftspflegeguts.

Pflanzenbestand	Pflegeaufwand Euro ha ⁻¹	Materialwert Euro ha ⁻¹	Effektive Kosten Euro ha ⁻¹
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	910	60	850
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	1.460	260	1.200
Moorheide (MG, baumfrei)	910	280	630
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	1.680	480	1.200
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	3.620	2.220	1.400
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	6.600	6.000	600

Den niedrigsten Materialwert weist die grasreiche Biomasse aus Pfeifengrasbeständen auf. Der Holzpreis eines Birkenwaldes liegt bei etwa 6.000 Euro ha⁻¹, wodurch sich die Kosten für Entfernung in diesem Biotoptyp auf 600 Euro ha⁻¹ reduzieren. Durch die energetische Nutzung von LPM besteht v.a. bei dem Gehölzmaterial ein zunehmendes Verwertungspotenzial, das sich in Zukunft möglicherweise noch weiter als in dieser Kalkulation kostensenkend auf die Pflegemaßnahmen auswirken kann. Ein wesentlicher Aspekt der mechanischen Landschaftspflege ist die Möglichkeit, mit der Räumung der stickstoffhaltigen Phytomasse erhebliche N-Mengen aus den Moorökosystemen exportieren zu können. Hierdurch finden hochmoortypische Pflanzenarten – bei ausreichendem Wasserangebot – gegenüber nährstofffordernden Arten, Birken- und Kiefernflug günstigere Wachstumsbedingungen vor. Dieser Effekt und die Kosten der N-Minderung sind in Tabelle 6.7 dargestellt. Es zeigt sich, dass mit den gehölzreichen Beständen die weitaus größten N-Mengen bei vergleichsweise geringen Kosten aus den Mooren exportiert werden können. Mit der Rodung eines Moorbirkenwaldes werden insgesamt 341 kg N ha⁻¹ entfernt; pro entferntes kg N fallen dafür nur 1,8 Euro an. Die Entkusselung der mehr oder minder stark verbuschten Moorheide- und Pfeifengrasstadien führt zu einem N-Entzug, der pro kg zwischen etwa 6 und 20 Euro kostet.

Tabelle 6.7: Landschaftspflegemaßnahmen, Wirkung auf den N-Export und einmalige Kosten.

Pflanzenbestand	N-Entzug durch Räumung [kg N ha ⁻¹]	Einmalige Kosten für N-Export [Euro kg ⁻¹ N ha ⁻¹]	Geschätzter Wiederholungszeitraum [Jahre]
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	42	20,2	2
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	183	6,6	7
Moorheide-Stadium (MG, baumfrei)	65	9,7	5
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	205	5,9	7
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	235	6,0	7
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	341	1,8	30

6.3 Einfluss auf die N-Deposition

Durch die Entfernung der Vegetation kann in Abhängigkeit vom Anteil und Größe der Gehölze der N-Eintrag um 2 bis 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gemindert werden (Tabelle 6.8). Die nicht gemessenen N-Bestandesniederschläge unter niedrigwüchsigem Birkenanflug wurden durch Dateninterpolation von Messungen unter Einzelbäumen und Heidevegetation geschätzt. Über die mit den Maßnahmen verbundene Kosten (Tabelle 6.8) berechnen sich einmalige Kosten von 60 bis 425 Euro pro reduziertes kg N-Deposition.

Zur Aufrechterhaltung des Minderungseffektes sind die Maßnahmen in regelmäßigen Abständen zu wiederholen. Je nach Zusammensetzung der Vegetation können diese Zeiträume von wenigen Jahren bis Jahrzehnten betragen; für die in Tabelle 6.8 aufgeführten Pflanzenbestände wurden hierfür zwei Jahre (Pfeifengrasstadium) bis 30 Jahre (Moorbirkenwald) angenommen. Für die Kalkulation der Minderungskosten langfristiger Maßnahmen wurde nur der halbe Minderungseffekt (1 bis 5 kg ha⁻¹ a⁻¹) zugrunde gelegt. Insgesamt liegen dadurch die jährlichen Kosten zur Reduktion des N-Bestandesniederschlags durch die Rodung von Moorbirkenwald bei 4 und 425 Euro pro reduziertes kg Stickstoff durch das Entkusseln gehölzfreier Pfeifengrasstadien. Bei den relativ verbreiteten, mäßig verbirkten Heide- und Pfeifengrasstadien liegen die langfristigen Depositionsminderungskosten zwischen 50 und 70 Euro pro reduziertes kg N-Deposition.

Tabelle 6.8: Landschaftspflegemaßnahmen, Wirkung auf den N-Eintrag (Bestandesniederschlag) und Minderungskosten.

Pflanzenbestand	Aktueller N-Bestandesniederschlag [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Minderungseffekt (N-Bestandesniederschlag) [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Einmalige Kosten für Depositionsminderung [Euro kg ⁻¹ N ha ⁻¹]	Wiederholungszeitraum [Jahre]	Langfristige Kosten für Depositionsminderung [Euro kg ⁻¹ N ha ⁻¹ a ⁻¹]
Pfeifengras-Stadium (MP, baumfrei)	15	2	425	2	425
Pfeifengras-Stadium (MP, Gehölzanteil 30%)	18	5	240	7	69
Moorheide-Stadium (MG, Gehölzanteil 40%)	19,5	6,5	185	7	53
Degenerations-Stadium (MD, Gehölzanteil 55%)	21	8	175	7	50
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	23	10	60	30	4

6.4 Zusammenfassung

Durch Landschaftspflegemaßnahmen wie Baumfällung, Entkusselung und Mahd werden mit der Entfernung der Biomasse bedeutende N-Mengen exportiert, die je nach Biotoptyp und Gehölzanteil von 20 bis zu 360 kg N ha⁻¹ betragen können. Die Pflegemaßnahmen führen durch Änderung der Vegetationsstruktur zu einer Minderung des N-Bestandesniederschlags in der Höhe von 2 bis 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹. In Biotopen mit hohen Gehölzanteilen sind die gewünschten Maßnahmen am wirtschaftlichsten und auch aus Naturschutzgründen am sinnvollsten. Durch die energetische Nutzung von Landschaftspflegematerial besteht v.a. bei dem Gehölzmaterial ein zunehmendes Verwertungspotenzial, das sich in Zukunft möglicherweise weiter kostensenkend auf die Pflegemaßnahmen auswirkt.

7 Diskussion

K. Mohr, M. Hurkuck, C. Brümmer, H. Kros, J. Suda, E. Woesner

7.1 Hochmoorvegetation

Hochmoore sind gegenüber Nährstoffeinträgen besonders empfindlich; ihre an Stickstoffmangel angepassten Pflanzenarten können hierdurch im Konkurrenzkampf um Raum und Licht unterliegen. Bereits geringe N-Eintragsraten (critical loads, CL) haben negative Auswirkungen auf die Vitalität und Zusammensetzung der Hochmoorvegetation.

Das Bourtanger Moor zählte einst zu den größten Hochmoorregionen. Nach jahrhundertelanger Kultivierung und Torfabbau existieren auf niederländischer und deutscher Seite nur noch wenige naturnahe Moorreste. Umgeben von intensiver landwirtschaftlicher Nutzung ist die Gefährdung gegenüber hohen N-Depositionen und Wassermangel besonders hoch.

Das Nebeneinander von Naturschutz und Landwirtschaft zu verbessern setzt genauere Kenntnisse über die Belastungssituation und die Möglichkeiten ihrer Minderung vor Ort voraus. Entsprechend breit angelegt war das Untersuchungskonzept dieser Studie von der Zustandsbeschreibung der Moore über Messungen zur Ermittlung der N-Depositionen bis hin zur Darstellung von Minderungsszenarien im „Internationalen Naturpark Bourtanger Moor/Bagerveen“.

Die Empfindlichkeit aber auch die Höhe des atmosphärischen Stickstoff-Eintrags (N-Deposition) wird in hohem Maße von den Eigenschaften der Hochmoorvegetation bestimmt. Natürliche, torfmoosreiche Hochmoorschwingrasen sind auf nur wenige Reliktvorkommen beschränkt. Da die angetroffene nach Abschluss des Torfabbaus teilweise noch junge Pioniervegetation einer hohen Dynamik unterliegt, bilden viele der festgestellten Biotoptypen ein nur temporäres Vegetationsmuster ab. Auf weiten Flächen befindet sich nach Abschluss des Torfabbaus eine Pioniervegetation mit kleinflächigen Beständen z.B. aus Pfeifengras und Schmalblättrigem Wollgras (24 %) sowie noch in Torfabbau befindliche Moorflächen (18 %). Weiter entwickelte Moorstadien mit einer dichtwüchsigen Bodenvegetation, in denen – je nach Wasserhaushalt – Besen-, Glockenheide und Pfeifengras dominieren, nehmen Flächenanteile von 7 % bis 12 % ein. Sie waren zum Untersuchungszeitpunkt mit Moorbirke und Waldkiefer mehr oder minder stark verbuscht; das Schlussglied dieser Sukzession bilden Moorbirkenwälder mit einem mittleren Flächenanteil von (5 %).

Viele der Biotope sind nach §30 BNatSchG, dem niederländischen Naturschutzgesetz (NL, 2014) oder als Lebensraum der FFH-Richtlinie gesetzlich geschützt. Die CL für Stickstoff dieser Biotoptypen liegen nach Bobbink et al. (2011) und Drachenfels (2012) zwischen etwa 5 und 10 kg ha⁻¹ a⁻¹. Die im Zuge dieser Studie ermittelten N-Depositionen von 25 kg ha⁻¹ a⁻¹ liegen somit um ein Mehrfaches über den CL. Das Erreichen der Entwicklungsziele, einer naturnahen,

schlenken- und bultenreichen Hochmoorvegetation mit konkurrenzschwachen Arten ist unter diesen Immissionsverhältnissen fraglich. Hierzu sind ebenfalls ausreichend hohe Wasserstände zwingend erforderlich, um sie gegenüber konkurrierenden Arten wie Besenheide, Pfeifengras und Moorbirke zu unterstützen (Succow und Joosten, 2001). Mit der Dominanz dieser auch durch Stickstoff geförderten, wuchskräftigen Arten steigert sich der Wasserverbrauch weiter.

Limpens (2003) beschreibt in den Niederlanden einen günstigen Erhaltungszustand von Hochmooren bei ausreichendem Wasserangebot, die langfristig N-Depositionen von über $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgesetzt waren. Auf weniger stark vernässten Renaturierungsflächen verschlechtern sich bei erhöhten N-Depositionen jedoch die ohnehin ungünstigen ökologischen Ausgangsbedingungen für die Wiederansiedlung von Hochmoorpflanzen.

7.2 NH_3 -Konzentration in der bodennahen Atmosphäre

Die in den Hochmooren gemessenen NH_3 -Konzentrationen betragen im Gebietsmittel $4,8 \mu\text{g m}^{-3}$. Dieser Wert liegt damit auf mittlerem Niveau tierhaltungsintensiver Regionen, das ebenfalls in angrenzenden Regionen Deutschlands und in den Niederlanden festgestellt wurde (Lohrengel et al., 2013, van Pul et al., 2004). Die Spannweite innerhalb des Untersuchungsgebietes hielt sich mit Werten zwischen $3,9$ und $5,6 \mu\text{g m}^{-3}$ in Grenzen. Die niedrigste NH_3 -Konzentration wurde im niederländischen Bargerveen, die höchste im südlichen Teil des auf deutscher Seite liegenden Untersuchungsgebietes festgestellt. Die bereits in den Niederlanden umgesetzten Maßnahmen zur Minderung der NH_3 -Emissionen kommen hierdurch vermutlich zum Ausdruck.

Die Vierwochenmesswerte wiesen einen für tierhaltungsintensive Regionen typischen Jahresgang auf, mit Maximalwerten von über $10 \mu\text{g m}^{-3}$ während der Düngerausbringung in den Frühjahrsmonaten und Werten unter $2 \mu\text{g m}^{-3}$ im Winter. Wenngleich hierzu auch die niedrigeren Temperaturen beitragen, wird die Bedeutung der Düngerausbringung an der Gesamt-Emission im Gebiet deutlich.

Auch die Lage der Messorte in den Mooren hat einen Einfluss auf die Immissionsbelastung. Dies zeigen die Ergebnisse von Messungen an Transekten einer Moorfläche, bei denen innerhalb einer Strecke von 300 m die NH_3 -Konzentrationen vom Rand bis zum Zentrum um $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ abnahmen. Dabei wirken sich Gehölzstreifen (zumeist aus Moorbirke) mit einem Rückgang der NH_3 -Konzentrationen um durchschnittlich ca. $1 \mu\text{g m}^{-3}$ bzw. ca. 14 % deutlich mindernd auf die Immissionsbelastung aus. Unter Berücksichtigung der bei den mikrometeorologischen Untersuchungen ermittelten Depositionsgeschwindigkeit von 1 cm s^{-1} kommt dies einer Reduktion der Ammoniak-Stickstoff-Deposition von etwa $2,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gleich. Die Minderungswirkung dichtwüchsiger Birkengehölze ist im blattlosen Zustand außerhalb der Vegetationsperiode nur wenig reduziert. Dadurch wird deutlich, dass offensichtlich weniger deren Eigenschaft als NH_3 -Senke durch die N-Aufnahme sondern die Zunahme der

turbulenzsteigernden Wirkung eine wesentliche Rolle spielt. Da dieser Effekt auch andere gasförmige und feinpartikuläre N-Verbindungen betrifft, die nach den mikrometeorologischen Untersuchungen einen Anteil von ca. 20 % an der Gesamt-Deposition besitzen, ist von einer insgesamten Minderung von ca. 3 kg ha⁻¹ a⁻¹ auszugehen. Bezogen auf die mikrometeorologisch ermittelte Gesamt-N Deposition von rund 24 kg ha⁻¹ a⁻¹ entspricht dies einer Minderung von über 10 % bei niedrigwüchsigem Hochmoorvegetation. Die abschirmenden Gehölzstreifen selbst unterliegen zwar höheren N-Depositionen, da sie sich jedoch auf einen schmalen Saum, noch dazu auf einen weniger schutzwürdigen Vegetationsbestandteil beschränken, lassen sie sich in Abständen von ca. 300 Metern mit geringem Aufwand als effektive Maßnahmen zur Minderung der N-Depositionen einsetzen.

7.3 N-Depositionen

Das Ausmaß der N-Depositionen wird von zahlreichen Faktoren bestimmt, welche sowohl am Entstehungsort der reaktiven Vorläufersubstanzen (NH₃, NO_x) über den Transmissionsweg bis hin zum Immissionsort stark variieren können (Dämmgen et al., 2008). Im Rahmen dieses Projektes wurden daher im Rühler Moor mehrere Verfahren zur Bestimmung der atmosphärischen N-Einträge eingesetzt, welche zusammengenommen die Belastungssituation plausibel abbilden sollten. Die Zusammenstellung der Mess- und Modellergebnisse in Tabelle 7.1 veranschaulicht die verfahrensbedingten Unterschiede. Mithilfe der praxisüblichen Methode der Bestandes-Niederschlagsmessung wurden N-Einträge zwischen 13 und 23 kg ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Die gesamte N-Deposition wird mit Bestandesniederschlagsmessungen zwar systematisch unterschätzt (Loubet et al., 2009), im Moorwald deutlich höhere Depositionswerte als im Freiland unterstreichen jedoch die Bedeutung der trockenen N-Deposition, hervorgerufen durch die hohen NH₃-Konzentrationen in der Atmosphäre. Unter der niedrigwüchsigen Heidevegetation lagen die festgestellten N-Flüsse – unter Verwendung des Massenbilanzansatzes nach Draajers und Erisman (1995) – mit 15 kg ha⁻¹ a⁻¹ nur geringfügig über der Freiland-Deposition. Dieser Ansatz führte bei den Ergebnissen der Traufe-Messungen unter den Baumbeständen – ebenso wie bei anderen Untersuchungen in Nordwestdeutschland (Mohr et al., 2005) – zu keinen höheren Flussraten.

Tabelle 7.1: Mit unterschiedlichen Verfahren ermittelte N-Deposition in kg N ha⁻¹ a⁻¹ am Standort Rühler Moor.

Messverfahren	Bestandesniederschlagsmessung				Mikromet. Messung	Regionale Modellierung	Inferential	MAPESI	ITNI
	Birkenwald	Wasserfläche	Heide	Birke/Heide	Heide	Heide	Heide	Heide	Gras
N-Deposition	23	13	15	22	24	22	26	36	24

Nach dem Stand der Technik die genauesten Ergebnisse bieten mikrometeorologische Untersuchungen. Danach wurden in die Heidevegetation $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eingetragen. Ca. $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ stammen aus dem Eintrag von Ammoniak; dies entspricht etwa der Differenz gegenüber den Ergebnissen der Bestandesniederschlagsmessungen in der Heide ($10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), was auf eine vollständige Aufnahme dieser N-Spezies über die Vegetationsoberfläche hindeutet.

Nur wenig unter der mikrometeorologisch ermittelten Deposition lag der mithilfe regionaler Emissionsdaten aus dem Untersuchungsgebiet und dem OPS – Modell für das Rühler Moor berechnete N-Eintrag von $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Über die gemessenen mittleren NH_3 -Konzentrationen (Inferential-Methode) errechneten sich mit ca. $26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ etwas höhere N-Depositionen. Auch dieser Wert liegt innerhalb der von Loubet et al. (2009) geschätzten Modellungenauigkeit von $\pm 30\%$. Deutlich über dem Mikrometeorologie-Wert liegt die für das Rühler Moor vom UBA (2015) genannte N-Deposition in Höhe von $36 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Ursachen für die Differenz in Höhe von $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ließen sich im Rahmen dieses Projektes nicht feststellen. Die diesem Wert zugrundeliegende Modellierung beruht auf einer Emissionsinventur von 2007 (Bultjes et al., 2011). Zwischenzeitlich ist in dieser Region allerdings nicht von einer nennenswerten Abnahme der NH_3 -Emissionen auszugehen. Möglicherweise werden die modellierten Depositionsprozesse nicht richtig abgebildet. Auch an anderen Orten Nordwest-Niedersachsens wurde eine erhebliche Überschätzung der N-Depositionen durch die MAPESI-Daten festgestellt (Mohr, 2012; Mohr und Dämmgen, 2013).

Wie sich durch die mikrometeorologischen Untersuchungen zeigte, erfolgt der Großteil des N-Eintrags als NH_3 , wodurch landwirtschaftlichen Quellen der Hauptbeitrag an den hohen N-Depositionen zukommt. Rund 20 % des eingetragenen Stickstoffs entfällt auf HNO_3 , NH_4 -Partikel, NO_3 -Partikel und HNO_2 . Die mithilfe von KAPS-Denudern tags und nachts separat ermittelten Depositionen zeigten keine signifikanten Unterschiede. Wie Ammoniak wiesen auch die anderen N-Verbindungen ein bimodales Konzentrationsmuster mit höheren Frühjahrs- und Herbstwerten auf, jedoch mit unterschiedlich stark ausgeprägten Peaks. Gründe hierfür sind die Turbulenzabhängigkeit (v.a. tagsüber) der beiden Partikel NH_4 und NO_3 sowie bei NH_3 eine Abhängigkeit vom stomatären Widerstand der Pflanzen, welcher in warmen Monaten tendenziell geringer ist und zu relativ hohen Depositionen trotz geringer Konzentrationen führen kann. Darüber hinaus können sich auch nachts trotz hoher stomatärer Widerstände in bestimmten Situationen (stabile atmosphärische Schichtung) relativ hohe Depositionsraten einstellen, die vermutlich auf nicht-stomatäre Eintragspfade über feuchte Oberflächen zurückzuführen sind.

Die mit Hilfe von Pflanzenkulturen (ITNI Verfahren) direkt ermittelte Gesamt-Stickstoffdeposition betrug im ersten Untersuchungsjahr rund $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und bestätigte somit den mikrometeorologisch ermittelten Depositionswert. Etwa zwei Drittel des deponierten Stickstoffs befanden sich in der Biomasse, der übrige Stickstoff wurde im Substrat und in der Lösung lokalisiert. Der mit diesem Verfahren direkt ermittelte N-Eintrag in ein Modellökosystem deckt sich somit weitgehend mit der Höhe der mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition. Weiterführende Experimente im zweiten Messjahr zeigten pflanzenspezifische Unterschiede

zwischen dem eingesetzten Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) und dem Weidelgras (*Lolium multiflorum*). Die unterschiedlichen Düngermengen zeigten teils einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung der Biomasse und die Stickstoffaufnahme. Der nur geringfügig höher liegende Depositionswert mikrometeorologischer Untersuchungen deutet allerdings darauf hin, dass die oberirdische N-Aufnahme dieser langsam wüchsigen Vegetation begrenzt ist. Generell ist beim ITNI-Verfahren zu beachten, dass aufgrund methodischer Randbedingungen – insbesondere durch niedrige ^{15}N -Wiederfindungsraten – die Werte mit hohen Unsicherheiten behaftet sind und tendenziell zu einer Unterschätzung der realen N-Deposition führen.

7.4 Landschaftspflegemaßnahmen

Die unterschiedlichen Moorbiotope des Untersuchungsgebiets beherbergen oberirdische Biomassevorräte zwischen 5 bis 100 t Frischmasse ha^{-1} . Die Mengen steigen mit den Gehölzanteilen und sind in den geschlossenen Baumbeständen der Moorbüschel am höchsten. Hiermit verbunden sind Nährstoffspeicher, die von ca. 30 kg N ha^{-1} im baumfreien Wollgrasstadium bis über 300 kg N ha^{-1} im Moorbirkenwald reichen. Diese N-Mengen bilden ein Potenzial, das durch landschaftspflegerische Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffbelastung den Ökosystemen entzogen werden kann. Bei der Durchführung der Maßnahmen sind naturschutzfachliche, -rechtliche und -ökonomische Belange mit den Vorteilen für den N-Haushalt im Einzelfall abzuwägen. Die Studie beschränkte sich im Wesentlichen auf den Kosten-Nutzen-Effekt zur Minderung der Stickstoffbelastung (N-Haushalt, N-Deposition).

Die Kosten der Maßnahmen (Entkusseln, Mähen und Rodung mit Abräumen) liegen je nach Biotoptyp zwischen etwa 600 bis 1.400 Euro ha^{-1} . Kostensenkend wirken sich die zunehmend zur Energieerzeugung gefragten Gehölzbestandteile des Landschaftspflegeguts aus. Hierzu kann das ca. 20 km entfernte Holzkraftwerk Lathen beitragen. Auch andere Verwertungsmöglichkeiten, die sich in Zukunft möglicherweise noch erweitern (Uferbefestigungen, Einstreu, Mulchmaterial, Holzbriketts, Gärs substrat), lassen eine Kostenreduktion erwarten.

Beispielhaft für das Rühler Moor (Gesamtfläche: 708 ha) wurden die Gesamtkosten von ca. 490.000 Euro für eine einmalige Maßnahme ermittelt. Dabei wurden Gehölzstreifen, die sich immissionsmindernd auf die Moorvegetation auswirken, außer Acht gelassen, sodass die Maßnahme auf eine Größe von 474 ha beschränkt bleibt.

Der Entzug von Stickstoff über den N-Export von Biomasse durch Landschaftspflegemaßnahmen ist kostengünstiger als die N-Minderung über depositions-mindernde Maßnahmen. Er stellt jedoch nur eine einmalige Reduzierung des ökosystemaren N-Pools dar. Auch setzt der Biomasseexport nicht am eigentlichen Problem an, den zu hohen Emissionen reaktiven Stickstoffs. Er kann damit zur Symptombekämpfung in Mooren beitragen, ist aber nicht in der Lage, das eigentliche Problem zu lösen. Die Kosten liegen zwischen 1,8 Euro kg^{-1}N bei der Rodung eines Moorbirkenwaldes und 20 Euro kg^{-1}N für die Mahd von Pfeifengraswiesen. Die Entkusselung stark verbirkter Heide- und der Pfeifengrasbestände ist im Naturschutz gängige Praxis.

Zusammen mit der Entfernung der Kleinsträucher führt diese Maßnahme mit Kosten von ca. 6 Euro ha⁻¹ ebenfalls zu einer vergleichsweise effizienten Minderung der oberirdisch gebundenen Stickstoffmasse.

Die Entfernung der Vegetation trägt auch zur Minderung des atmosphärischen N-Eintrags bei. Am effektivsten ist die Maßnahme bei den vorhandenen Moorbirkenwäldern, wodurch die jährliche N-Deposition um bis zu 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ gemindert wird. In unterstellten Wiederholungszeiträumen von 30 Jahren betragen die Kosten pro jährlich reduziertes kg Stickstoff 4 Euro a⁻¹. Am wenigsten effizient ist das Mähen der pfeifengrasreichen Bodenvegetation, welches mit Kosten von 425 Euro pro reduziertes kg N ha⁻¹ a⁻¹ verbunden ist. Die Heideentkusselung liegt mit Kosten von 50 bis 70 Euro ha⁻¹ Moorfläche auf mittlerem Niveau. Zusammen mit den durch den N-Export verbundenen Vorteilen, verfügt diese Maßnahme über die höchste Effizienz.

7.5 Modellierung und Szenarien zur Reduktion der N-Depositionen durch Maßnahmen zur Emissionsminderung

Auf der Grundlage einer umfassenden Erhebung landwirtschaftlicher NH₃-Quellen im Untersuchungsgebiet und der Modellierung der N-Depositionen in die Moorgebiete wurden Szenarien zur Minderung der N-Depositionen erstellt.

Für die Moore des Untersuchungsgebietes wurde eine mittlere Stickstoffdeposition in Höhe von 21 kg ha⁻¹ a⁻¹ berechnet. Regional variierten die N-Depositionen mit Werten zwischen 20 und 29 kg ha⁻¹ a⁻¹. Anhand der Modellierungen ließ sich der Stickstoffeintrag in die Moore den unterschiedlichen NH₃-Quellen (Stallanlagen, Lagerung, Düngung/Boden) innerhalb des Untersuchungsgebietes quantitativ zuordnen. Die innerhalb des ca. 50 km² großen Untersuchungsgebietes freigesetzten NH₃-Emissionen tragen zu einem Anteil von 23 % zur Stickstoffbelastung bei, etwa 7 % stammen aus deutschen und 1 % aus niederländischen Ställen. Mit 13 % wird der größte Beitrag durch die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle) und Gärsubstraten von deutschen landwirtschaftlichen Flächen freigesetzt. Deutlich geringer ist der niederländische Anteil von 1,6 %. Dies ist sowohl auf den verstärkten Einsatz emissionsmindernder Ausbringungstechniken als auch auf den deutlich niedrigeren Flächenanteil im Untersuchungsgebiet zurückzuführen. 77 % (ca. 15 kg ha⁻¹ a⁻¹) der N-Depositionen gelangen über den Ferntransport in die Moore des Untersuchungsgebietes.

Durch z.T. sehr aufwendige Maßnahmen zur Emissionsminderung (Abluftreinigung an allen vorhandenen Schweine- und Geflügelställen auf deutscher Seite, emissionsarme Rindviehställe auf niederländischer Seite, emissionsarme Gülleausbringung durch Injektionsverfahren) lassen sich die landwirtschaftlichen Emissionen im Untersuchungsgebiet um ca. ²/₃ senken. Nach den Modellrechnungen würden alle Maßnahmen zusammen auf niederländischer und deutscher Seite des Untersuchungsgebietes eine Herabsetzung der N-Deposition in den Mooren um ca. 15 %, d. h. durchschnittlich etwa 3 kg ha⁻¹ a⁻¹ bewirken. Eine Minderung allein durch die optimierte Gülleausbringung führt zu einer Senkung der N-Depositionen von 2,1 kg ha⁻¹ a⁻¹,

während stallbürtige Emissionen bei der Umsetzung der Minderungsmaßnahmen die Deposition um weitere $0,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ herabsetzen können.

Die von diesem Minderungspotenzial ausgehende Modellierung der N-Depositionen zeigt somit, dass, auch aufgrund des hohen Beitrags der N-Depositionen aus dem Ferntransport, die Auswirkungen innerhalb des 50.000 ha großen Untersuchungsgebietes relativ begrenzt sind, d.h. nur ein Bruchteil (ca. 15 %) der im gesamten Gebiet reduzierten NH_3 -Emissionen kommt den im Untersuchungsgebiet vorhandenen Mooren zugute. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass regionale NH_3 -Minderungskonzepte alleine nicht ausreichend sind, um die untersuchten Moorgebiete vor schädlichen Stickstoffeinträgen zu schützen. Regionale Emissionsminderungskonzepte sollten daher in umfassende nationale und internationale Strategien zur Minderung der Ammoniakemission aus der Landwirtschaft und der NO_x -Emissionen aus Verbrennungsprozessen eingebunden werden.

Mit der Minderung der NH_3 -Emissionen sind z.T. erhebliche Kosten verbunden, die auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes bei Umsetzung aller Maßnahmen in einer Größenordnung von jährlich etwa 10 Mio. Euro liegen. Bezogen auf die etwa 566 aktiven Betriebe würden durchschnittlich – d.h. unabhängig von der Betriebsgröße – Kosten in Höhe von etwa 18.000 Euro a^{-1} entfallen. Je nach Maßnahme, Betriebsstruktur und -größe ist mit einer sehr weiten Streuung der tatsächlichen Kosten pro Betrieb zu rechnen. Bei Umsetzung der kosteneffizientesten NH_3 -Minderungsmaßnahmen sind die Belastungen pro Betrieb wesentlich geringer.

In den Niederlanden liegen die berechneten Mehrkosten insgesamt bei jährlich 445.000 Euro bzw. durchschnittlich etwa 5.000 Euro pro Betrieb. Dieser im Vergleich zu den Mehrkosten auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes deutlich niedrigere Betrag resultiert in erster Linie aus dem bereits geleisteten Aufwand zur Senkung der NH_3 -Emissionen. Weitere Maßnahmen in den Niederlanden sind mit durchschnittlich 7,8 Euro pro reduziertem kg NH_3 ineffizient im Vergleich zu den Maßnahmen auf deutscher Seite (3,8 Euro $\text{kg}^{-1} \text{ NH}_3$).

Bezogen auf die gesamte Fläche aller Moorgebiete im Untersuchungsgebiet (ca. 5.500 ha) und der Umsetzung aller Maßnahmen ergeben sich jährliche Minderungskosten von etwa 1.900 Euro ha^{-1} Moorfläche. Mit ca. 500 Euro pro reduziertem kg NH_3 liegen die Kosten erheblich über den ermittelten Minderungskosten von Landschaftspflegemaßnahmen im Untersuchungsgebiet. Die Ergebnisse zeigen, dass es erforderlich ist, auf die vorhandenen kosteneffizienten NH_3 -Minderungsmaßnahmen zu fokussieren.

Mit 2,3 Euro pro reduziertem kg NH_3 stellen emissionsarme Ausbringungstechniken die effizienteste Maßnahme dar. Sie besitzen mit einem Anteil von 64 % das größte Minderungspotenzial in der Region. Ihre Umsetzung im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes ist mit jährlichen Mehrkosten von insgesamt etwa 4,4 Mio. Euro, d. h. durchschnittlich ca. 6.000 Euro pro Betrieb verbunden. Überbetriebliche Lösungen bieten hier

Potenzial für erhebliche Kosteneinsparungen. Aus ökologischer Sicht zu beachten sind jedoch mögliche unerwünschte Nebeneffekte wie beispielsweise erhöhte N_2O -Emissionen bei Injektionsverfahren, welche in aktuellen Forschungsvorhaben näher untersucht werden. Ähnlich kosteneffizient wie emissionsarme Ausbringungstechniken ist die Abdeckung von Güllelagern ($2,6 \text{ Euro kg}^{-1} \text{ NH}_3$). In beiden Fällen steht der Aufwand in deutlich besserem Verhältnis zur Wirkung als bei Abluftreinigungsanlagen, bei denen sowohl die Investitionskosten als auch die Kosten für Energie mit $7 \text{ Euro kg}^{-1} \text{ NH}_3$ zu Buche schlagen.

Die Vorteile der Minderungsmaßnahmen auch für die angrenzenden Gebiete sind sicherlich nicht zu unterschätzen, eine deutliche Senkung der N-Depositionen erfordert großräumige, nationale und internationale Maßnahmen. Das Erreichen des CL für natürliche Hochmoorgesellschaften in Höhe von $5\text{-}10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wird wahrscheinlich aber nur in Kombination mit einer Abstockung der Tierbestände gelingen.

7.6 Handlungsempfehlungen

Der Internationale Naturpark Bargerveen/Bourtanger Moor liegt in einer der tierhaltungsintensivsten Regionen Deutschlands. Die enge Nachbarschaft zwischen den zu den stickstoffempfindlichsten Ökosystemen zählenden Hochmooren und den zahlreichen landwirtschaftlichen NH_3 -Punkt- und Flächenquellen birgt zwangsläufig schwer zu lösende Zielkonflikte. Der Schutz naturnaher Räume in dieser agrarisch stark geprägten Region stellt somit eine besondere Herausforderung an die Akteure. Neben den rechtlich verbindlichen Regelungen (in Deutschland BauGB, BImSchG; DüVo) können darüber hinaus gehende regionale Lösungsansätze zu einer Reduzierung von Umweltbelastungen beitragen. Ihre Umsetzung und Umsetzbarkeit hängt daher von der Bereitschaft und Situation der betroffenen Landwirte und Betriebe ab. Hierzu können durch Beratung und Schaffung von Anreizen die nötigen Voraussetzungen geschaffen werden. Zur Erhöhung der Akzeptanz wird ein stufenweises Vorgehen in der unten aufgeführten Reihenfolge vorgeschlagen.

1. Konsequente Umsetzung der guten fachlichen Praxis bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern: Häufig sind bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern noch nicht alle Möglichkeiten zur Minderung von Ammoniakfreisetzungen ausgeschöpft, die mit einem nur geringen Mehraufwand verbunden und nahezu kostenneutral sind. Die Ausbringung von Gülle und Gärsubstraten birgt insbesondere bei trocken-warmer Witterung das Risiko hoher NH_3 -Freisetzung von mehr als 90 % des gesamten Ammonium-Stickstoffs. So können im ungünstigsten Fall auf einer gedüngten Fläche von 50 ha Ammoniakmengen freigesetzt werden, die dem Emissionsmassenstrom eines Mastschweinestalles mit 1.500 Plätzen entspricht. Das Minderungspotenzial durch sachgerechte Düngung (Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ausschließlich bei feuchter und/oder kühler Witterung, Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers innerhalb kürzester Zeit im selben Arbeitsgang oder Parallelverfahren mit

unmittelbarer Einarbeitung auf unbestellten Flächen, vollständiger Verzicht von Breitverteilern zugunsten bodennaher Ausbringung in wachsenden Beständen) ist hier besonders hoch. Der gesteigerte Düngerwert durch die Minderung von NH_3 -Verlusten ist in der Düngeplanung zu berücksichtigen und Nährstoffüberschüsse müssen konsequent vermieden werden.

2. **Pflanzenbauliche Maßnahmen:** Auch Kulturpflanzen fungieren als permanente Stickstoffsенke durch die N-Aufnahme über die Wurzel und das Blatt, wodurch sie einen Beitrag zur Minderung der NH_3 - und anderer N-Depositionen in der Umgebung leisten können. Diese Funktion kann v.a. während der Düngerausbringung zu Beginn oder zum Ende der Vegetationsperiode durch den verstärkten Anbau von Zwischenfrüchten und Grasuntersaaten unter Mais in Verbindung mit der bodennahen Ausbringung von Flüssigmist übernommen werden. Über diesen Effekt liegen allerdings noch keine wissenschaftlichen Studien zur Effizienz dieser Maßnahme vor.
3. **Einsatz weiterer emissionsmindernder Verfahren zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, Abdeckung von Güllelagern:** Die effizientesten Maßnahmen sind mit jährlich 2,3 Euro pro reduziertes kg NH_3 die emissionsoptimierte Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Injektionsverfahren). Auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes lassen sich durch Gülleeinarbeitung etwa 70 % des gesamten Reduktionspotenzials erreichen. Wegen der bodennahen Freisetzung von NH_3 sind die zu den gedüngten Flächen angrenzenden N-empfindlichen Ökosysteme (Moore, Wälder, Heiden, Magerrasen, oligotrophe Stillgewässer) besonders betroffen. Auch die Abdeckung von Güllelagern ist mit 2,7 Euro $\text{kg}^{-1} \text{NH}_3 \text{a}^{-1}$ ebenfalls vergleichbar wirkungsvoll und sollte durch Schwimmfolien oder vergleichbaren Systemen vorgenommen werden.
4. **Einsatz von Abluftreinigungsreinigungsanlagen und der Bau emissionsreduzierter Rinderställe:** Der Einsatz zertifizierter Anlagen gilt aufgrund seiner geringen Kosteneffizienz (7 Euro $\text{kg}^{-1} \text{NH}_3 \text{a}^{-1}$ bzw. 12 Euro $\text{kg}^{-1} \text{NH}_3 \text{a}^{-1}$) und des geringen Beitrags zur Gesamtbelastung nur als mittelfristiges Ziel für die Emissionsminderung von Neubauten. Die Nachrüstung der im Gebiet zahlreichen kleinen Stallanlagen mit Abluftreinigungsanlagen ist deutlich teurer als in der vorgenannten pauschalen Schätzung, sodass diese Technik lediglich für größere Stallanlagen realisierbar ist.
5. **Landschaftspflegemaßnahmen:** Neben der emissionsseitigen Minderungsmaßnahme lässt sich auch immissionsseitig durch Landschaftspflegemaßnahmen eine Reduzierung der N-Depositionen und des N-Pools in den Mooren herbeiführen. Diese Maßnahmen haben im Gegensatz zur Emissionsminderung nur einen lokalen Effekt, sie wirken sich jedoch direkt positiv auf den N-Haushalt aus und können überdies zu einer Verbesserung des Wasserhaushaltes in den Mooren beitragen. Sie können erforderliche Maßnahmen der Emissionsminderung nicht ersetzen, aber die Symptome zu hohen Depositionsraten mindern. Die Kosten für Mahd, Entkusselung, Rodung einschließlich Abräumen des anfallenden Landschaftspflegematerials liegen in einer Größenordnung von 1.000 Euro ha^{-1} . Diese können

z.B. über Kompensationsleistungen bei Stallbauvorhaben aufgebracht werden. Die Landschaftspflegemaßnahmen sind bei verbuschten Heidebeständen und Moorbirkenwäldern am effektivsten.

6. Immissionsschutzpflanzung: Je nach Größe der Moorfläche haben höhere Gehölzstreifen am Rand der Moore und bei Abständen von ca. 300 m eine Minderungswirkung von ca. $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Da viele Mooregebiete, aber auch Heiden und Magerrasen bereits von derartigen Birkenbeständen gesäumt werden, kommt dem Erhalt dieser Gehölzstreifen oder auch ihrer Einrichtung innerhalb der Moore eine größere Bedeutung zu. Die Kosten für derartige Maßnahmen sind sehr variabel, dürften sich aber aufgrund der hohen Naturverjüngung an den Moorrändern, Wegen und auf den Dämmen in engen Grenzen halten.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass diese Maßnahmen zu einer Minderung der NH_3 -Emission und N-Immissionsbelastung beitragen können. Sie werden aber nicht ausreichen, um die N-Deposition in der Region auf das Niveau der CL zu verringern. Dies sollte kein Hemmnis für die Umsetzung der beschriebenen Maßnahmen sein, da letztlich alle Möglichkeiten zur erforderlichen Emissionsminderung genutzt werden sollten.

8 Danksagung

Das Projekt wurde initiiert, finanziell gefördert und betreut von der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreis Emsland und dem Internationalen Naturpark Bourtanger Moor/Bargerveen. Die finanzielle Förderung geschah ebenfalls aus Mitteln der EU (INTERREG IVa), der Provinz Drenthe, dem Land Niedersachsen und den Gemeinden Geeste, Haaren, Meppen und Twist.

Die Untersuchungen in den Mooren waren ebenfalls nur durch die Unterstützung der Staatlichen Moorverwaltung, Meppen, Staatsbosbeheer und der Exxon-Mobil durch die tatkräftige und fachliche Unterstützung sowie der Bereitstellung von Flächen und der Stromversorgung möglich.

Die im Rahmen der KAPS-Denudermessungen und der ITNI-Methode notwendigen chemischen Analysen zur Bestimmung der Stickstoffmengen sowie die Isotopenanalytik wurden in den Laboren des Thünen-Instituts für Agrarklimaschutz in Braunschweig, im Umweltforschungszentrum (UFZ) Halle und im Kompetenzzentrum Stabile Isotope (KOSI) der Universität Göttingen durchgeführt.

Allen Institutionen und den mitwirkenden Personen sei hierfür herzlich gedankt.

9 Literatur

- Bleeker A, Draajers G, van der Veeb D, Erisman JW, Möls H, Fonteijn P, Geusen-broek M (2005): Field intercomparison of throughfall measurements performed within the framework of the Pan European intensive monitoring program of EU/ICP Forest. *Environmental Pollution* 125. 123-138.
- Bobbink K, Brau S, Nordin A, Power S, Schütz K, Strengborn J, Weijters M, Tomassen H (2011): Review and revision of empirical Critical Loads and dose-response relationships. Bobbink, K., Hettelingh, J.P. (Hrsg.): Proceedings of an expert workshop Noordwijkerhout 23-27 June 2010. RIVM-report: http://www.rivm.nl/en/Documents_and_publications/Scientific/Reports/2011/mei/Review_and_revision_of_empirical_critical_loads_and_dose_response_relationships_Proceedings_of_an_expert_workshop_Noordwijkerhout_23_25_June_2010 (12.01.2015).
- Builtjes P, Hendriks E, Koenen M, Schaap M, Bezaf S, Kerschbaumer, A, Gauger, T, Nagel H-D, Scheusner T, Schlutow A (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stickstoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Umweltbundesamt (Hrsg.): <http://www.uba.de/uba-info-medien/4137.html>. 1-95 (10.12.2012).
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) v. 24. Juli 2002. 233 S.
- Dämmgen U, Zimmerling R (2002): Vertical fluxes of air-borne acidifying and eutrophying species in the Schorfheide Nature Reserve in Brandenburg, Germany, *J. Appl. Bot.*, 76, 190–202.
- Dämmgen U, Bieber F, Bunzel F, Gocht D, Kallweit R, Lumpp G, Noll P, Pleignière P, Topp O, Wallasch M (2008): Messung atmosphärischer Depositionen. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 68. 441-444.
- Dämmgen U, Thöni L, Lumpp R, Gilke K, Seitler E, Bullinger M (2010): Feldexperiment zum Methodenvergleich von Ammoniak- und Ammonium-Konzentrationsmessungen in der Umgebungsluft, 2005 bis 2008 in Braunschweig. In: *Landbauforschung. vTI Agriculture and Forestry Research*, Heft 337. 1-54. Braunschweig.
- De Vries W, Kros J, Oenema O, de Klein J (2003): Uncertainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 66 (1), 71-102.
- Dierßen K, Dierßen B (2008): *Moore*. 2. Auflage, Ulmer, Stuttgart, 1-230.

- Döhler H, Dämmgen U, Eurich-Menden B, Osterburg B, Lüttich M, Berg W, Bergschmidt A, Brunsch R (2002): Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Umweltbundesamt (Hrsg.): UBA-Texte 5-02. 1-192.
- Draaijers G P J, Erisman J W (1995): A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water Air Soil Pollut.* 85, 2253-2258.
- Drachenfels O v (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2011. Hrsg: NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – Fachbehörde für Naturschutz. Hannover.
- Drachenfels O v (2012): Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen. NLWKN (Hrsg.): Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/12. 1-58.
- EEA (2009): Corine land cover 2000 (CLC2000) 100 m - version 12/2009. Copenhagen EEA.
- Ellenberg H, Weber H E, Düll R, Wirth C, Werner W, Paulissen D (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 1-248, Göttingen.
- EMEP (2012): *Present state of emission data*: <http://www.ceip.at/webdab-emission-database/officially-reported-emission-data> In The emission database of EMEP (Co-operative programme for monitoring and evaluation of long range transmission of air pollutants in Europe) Vienna, Austria.
- Erisman J W, Bleeker A, van Jaarsveld J (1998): *Evaluation of ammonia emission abatement on the basis of Measurements and model calculations*. *Environ. Pollut.* 102 (suppl.1), 269-274.
- Faust H, Bornak H, Hirschberg K, Jung K, Junghans P, Krumbiegel P, Reinhardt R (1981): Klinisch-chemische und isopenanalytische Methoden zur Untersuchung des Stickstoffwechsels mit ¹⁵N beim Menschen: Methodenkatalog. *ZFI-Mitteilungen* 36, S. 81-83.
- Frank R, Marek M (1983): The response of the net photosynthetic rate to irradiance in barley leaves as influenced by nitrogen supply. *Photosynthetica* 17, S. 572-577.
- GLL Geoinformation Landentwicklung Liegenschaften Meppen (2012): Mündliche Mitteilung der staatlichen Moorverwaltung.

- Grünhage L, Haenel H-D (1997): PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) I: A model of plant-atmosphere interaction for estimating absorbed doses of gaseous air pollutants, *Environ. Poll.*, 98, 37–50.
- Grünhage L, Haenel H-D (2008): Detailed documentation of the PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) model, *Landbauforschung*, Special Issue 319, 1–85.
- Hazeu G (2010): Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN6) Vervaardiging, nauwkeurigheid en gebruik. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 2012.
- Heuvelink G B M, Pebesma E J (1999): Spatial aggregation and soil process modelling. *Geoderma* 89 (1-2), 47-56.
- Huijsmans J, Verwijs B, Rodhe L, Smith K (2004): *Costs of emission-reducing manure application*. Bioresource Technol 93 (1), 11-19.
- He C-E, Liu X, Fangmeier A, Zhan F (2007): Quantifying the total airborne nitrogen input into agroecosystems in the North China Plain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, S. 395-400.
- Jäger E J (Hrsg. 2011): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen. Grundband, 1-930, Heidelberg.
- Kros J, Gies T J A, Voogd J C A, de Vries W (2012): *Efficiency of agricultural measures to reduce nitrogen deposition in Natura 2000 sites*. *Environmental Science & Policy* (0).
- LAI – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Immissionsschutz, Arbeitskreis: “Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ (2010): Abschlussbericht (Langfassung). http://stickstoff.naturschutzinformationen-nrw.de/site/files/stickstoff/einleitung/LAI_N-Leitfaden_Langfassung_M%C3%A4rz_2012.pdf (18.01.15).
- Limpens J, Berendse F, Klees H (2003): N deposition affects N availability in interstitial water, growth of Sphagnum and invasion of vascular plants in bog vegetation. In: *New phytologist* 157 (2). 339-347.
- Lohrengel B, Hainsch A, Dämmgen U, Klasmeier E, Köster M (2013). Räumliche und zeitliche Variation von Ammoniak-Konzentrationen in der Außenluft: Immissionsschutz 3/13. 112-119.
- Loubet B, Asman W A H, Theobald M R, Hertel O, Sim Tang Y, Hassouna M, Dämmgen U, Genermont S, Cellier P, Sutton MA (2009): Ammonia deposition near hot spots. *Processes*,

models and monitoring methods. In: Sutton, M.A.; Reis, S.; Baker, S.M.H. (Hrsg.): Atmospheric ammonia. Heidelberg, Springer, S. 205-267.

- Mehlert S, Schmidt G, Russow R (1995): Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ¹⁵N-isotope dilution method. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 31, S. 377-383.
- Melse R W, Ogink N W M, Rulkens W H (2009): Overview of European and Netherlands' regulations on airborne emissions from intensive livestock production with a focus on the application of air scrubbers. *Biosystems Eng.* 104 (3), 289-298.
- Mohr K, Meesenburg H, Horváth B, Meiwes K J, Schaaf S, Dämmgen U (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. Dämmgen U (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 279. 69-94.
- Mohr K (2013): Erfassung der Stickstoffbelastung aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft – ERNST. Abschlussbericht, 1-139. URL: <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/198/article/26275.html> (19.1.2015).
- Mohr K, Dämmgen U (2013): Belastung von Wäldern in Nordwest-Niedersachsen durch Ammoniak und Ammonium in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen: Teil 1, Bestimmung und Bewertung von Dosis-Größen. *Landbauforschung - applied agricultural and forestry research* 63/2. 115-128.
- Naeff H S D (2003): *GIAB_NL03. Geografische Informatie Agrarische Bedrijven voor 2003*. Wageningen, Alterra, Centrum Landschap. Interne notitie.
- NL (2014): Natuurbeschermingswet 1998. Geldend op 22.3.2014. Hoofdstuk III Beschermde gebieden. http://wetten.overheid.nl/BWBR0009641/geldigheidsdatum_22-03-2014#HoofdstukIII. (22.3.2014).
- NLÖ – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.) (1993): Depositionsmessnetz Niedersachsen. Hannover: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 40 S.
- NLWKN (2015): Naturschutz im NLKWN. Naturschutzgebiete "Hengstkampkuhlen" und „Dalum-Wietmarscher Moor“. URL: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8062&article_id=43696&psmand=26 (01.01.2015).

- Noordijk E (2012): Gebiedsrapportage Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden Bargerveen. RIVM-rapport in prep, Bilthoven, RIVM.
- Nowak DJ, Crane DE, Stevens JC (2006): Air pollution removal by trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4. 115-123.
- Peake E (1985): A preliminary report on design and testing of the KAPS (Kananaskis Atmospheric Pollutant Sampler) for the collection of acidic and basic gases and fine particles, Document 0012e/July 8/85, *Typskript* Universität Calgary.
- Peake E, Legge A (1987): Evaluation of methods used to collect air quality data at remote and rural sites in Alberta, Canada, *Proc. 1987 EPA/APCA symposium on measurements of toxic and related air pollutants*, APCA, Pittsburgh, 174–182.
- RIVM (2011): Emissieregistratie. URL: <http://www.emissieregistratie.nl/>. RIVM, Bilthoven.
- Rowland A, Murray A J S, Wellburne A R (1985): Oxides of nitrogen and their impact upon vegetation. *Rev. Environ. Health* 5, S. 295-342.
- Russow R, Weigel A (2000): Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ¹⁵N gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches, *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd*, 45, 399–416.
- Russow R, Böhme F (2005): Determination of the total nitrogen deposition by the ¹⁵N isotope dilution method and problems in extrapolating results to field scale, *Geoderma*, 127, 62–70.
- Stange C F, Spott O, Apelt B, Russow R (2007): Automated and rapid determination of ¹⁵N abundance and concentration of ammonium, nitrite, or nitrate in aqueous samples by the SPINMAS technique. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43, S. 227-236.
- Stolk A P, van Zanten M C, Noordijk H, van Jaarsveld J A, van Pul W A J (2009): *Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden : meetresultaten 2005-2007*. Bilthoven, RIVM. RIVM-rapport 680710001.
- Stolk A P, Nordijk H, van Zanten M C (2013): Ammoniakmessungen im Naturschutzgebiet Bargerveen - Bericht im Rahmen des Interrg Projektes Boutranger Moor (unveröffentlicht). National Institute for Public Health and Environment (RIVM) 1-27.

- Su H, Cheng Y, Oswald R, Behrendt T, Trebs I, Meixner F X, Andreae M O, Cheng P, Zhang Y, Pöschl U (2011): Soil nitrite as a source of atmospheric HONO and OH radicals. *Science* 333, S. 1616-1618.
- Succow M, Joosten H (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Stuttgart, Schweizerbart. 1-622.
- Sutton M A, Nemitz E, Skiba U, Beier C, Butterbach-Bahl K, Cellier P, de Vries W, Kros J, Veldkamp A, Reinds G J (2011): *The nitrogen cycle and its influence on the European greenhouse gas balance*. Edinburgh, Centre for Ecology and Hydrology.
- Tauchnitz N, Meissner R, Bernsdorf S, Wegener U. (2010): Nitrogen fluxes of a slope mire in the German Harz Mountains, *Water Air Soil Pollution*, 205, 107–112.
- UBA – Umweltbundesamt (2015): Vorbelastungsdaten N-Deposition. URL: <http://gis.uba.de/website/depo1/> (19.1.2015).
- Van der Hoek K W (2002): Uitgangspunten voor de mest- en ammoniak berekeningen 1997 tot en met 1999 zoals gebruikt in de Milieubalans 1999 en 2000. Bilthoven, RIVM. RIVM rapport 773004012.
- Van Dobben H F, Bobbink R, Dal B, Van Hinsberg A (2012): Overzicht van kritische depositiewaarden voor stickstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000, 1-43, Wageningen.
- Van Jaarsveld J A (2004): *The Operational Priority Substances model. Description and validation of OPS-Pro 4.1*. Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM Report 500045001.
- Van Jaarsveld H, Sauter F, van Zanten M, van der Swaluw E, Aben J, de Leeuw F (2012): The OPS-model. Description of OPS 4.3.15. Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. RIVM Report, Bilthoven, Netherlands.
- Van Pul A, van Jaarsveld H, van der Meulen T, Velders G (2004): Ammonia concentrations in the Netherlands: spatially detailed measurements and model calculations. *Atmos. Environm.* 38/24. 4045-4055.
- VDI (2010a): Messen von Ammoniak in der Außenluft - Probenahme mit Passiv-sammlern - Fotometrische oder ionenchromatografische Analyse. VDI 3869, Blatt 4 (Entwurf). 1-23.
- VDI (2011): Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen Haltungsverfahren und Emissionen Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. VDI 3894, Blatt1. 1-20.

- Weigel A, Russow R, Körschens M (2000): Quantification of airborne N-input in long-term field experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 261–265.
- Zerbe S, Wiegand G (Hrsg.) (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg, 1-530.
- Zimmerling R, Dämmgen U, Grünhage L, Haenel H-D, Küsters A, Max W, Jäger H-J (1997): The Classifying Ratiometric Method for the Continuous Determination of Atmospheric Flux Densities of Reactive N- and S-Species with Denuder Filter Systems, *J. Appl. Bot.*, 71, 38–49.

10 Anhang

Anhang 1: Erläuterung der Abkürzungen von Biotoptypen des Untersuchungsgebiets nach Drachenfels (2011).

Abkürzung	Biotoptyp
A	Acker
BF	Sonstiges Feuchtgebüsch
BR	Ruderalgebüsch/Sonstiges Gebüsch
BS	Bodensaures Laubgebüsch
DS	Steilwand aus Lockersediment
DT	Abtorfungsbereich/offene Torffläche
EL	Landwirtschaftliche Lagerfläche
FG	Graben
GE	Artenarmes Extensivgrünland
GI	Artenarmes Intensivgrünland
GM	Mesophiles Grünland
GW	Sonstige Weidefläche
HB	Einzelbaum/Baumbestand
HE	Einzelbaum/Baumbestand des Siedlungsbereichs
HF	Sonstige Feldhecke
HN	Naturnahes Feldgehölz
HP	Sonstiger Gehölzbestand/Gehölzpflanzung
MD	Sonstiges Moordegenerationsstadium
MG	Moorheidestadium von Hochmooren
MI	Initialstadium vernässter Hochmoorflächen
MP	Pfeifengras-Moorstadium
MW	Wollgrasstadium von Hoch- und Übergangsmooren
NP	Sonstiger Nassstandort mit krautiger Pioniervegetation
NR	Landröhricht
NS	Sauergras-, Binsen- und Staudenried
OK	Energieversorgung
OV	Verkehrsfläche
SE	Naturnahes nährstoffreiches Stillgewässer
SO	Naturnahes nährstoffarmes Stillgewässer
ST	Temporäres Stillgewässer
SX	Naturfernes Stillgewässer
UH	Halbruderale Gras- und Staudenflur
UR	Ruderalflur
UW	Waldlichtungsflur
VO	Naturnaher Verlandungsbereich
WB	Birken- und Kiefern-Bruchwald
WJ	Wald-Jungbestand
WP	Sonstiger Pionier- und Sukzessionswald
WU	Erlenwald entwässerter Standorte
WV	Birken- und Kiefernwald entwässerter Moore
WX	Sonstiger Laubforst
WZ	Sonstiger Nadelforst

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

- 1 Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer und Bernhard Osterburg
Calculation of gaseous and particulate emissions from Germany agriculture 1990 - 2011
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2011
- 2 Walter Dirksmeyer und Katrin Fluck
Wirtschaftliche Bedeutung des Gartenbausektors in Deutschland 2. überarbeitete Auflage
- 3 Heike Kuhnert, Gesine Behrens, Ulrich Hamm, Henriette Müller, Hiltrud Nieberg, Jörn Sanders und Renate Strohm
Ausstiege aus dem ökologischen Landbau: Umfang – Gründe – Handlungsoptionen
- 4 Peter Mehl
Agrarstrukturelle Wirkungen der Hofabgabeklausel – Zielerreichung und mögliche Folgen einer Abschaffung dieser Leistungsvoraussetzung in der Alterssicherung der Landwirte
- 5 Bernhard Forstner und Andreas Tietz
Kapitalbeteiligung nichtlandwirtschaftlicher und überregional ausgerichteter Investoren an landwirtschaftlichen Unternehmen in Deutschland
- 6 Janina Krug
Perspektiven ackerbaulicher Grenzstandorte in Nordostdeutschland – Übertragbarkeit extensiver Produktionssysteme überseeischer Trockenstandorte
- 7 M. Liesebach, B. Degen, H. Grotehusmann, A. Janßen, M. Konnert, H.-M. Rau, R. Schirmer, D. Schneck, V. Schneck, W. Steiner, H. Wolf
Strategie zur mittel- und langfristigen Versorgung mit hochwertigem forstlichem Vermehrungsgut durch Züchtung in Deutschland
- 8 Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)
Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- 9 Holger Weimar und Dominik Jochem (Hrsg.)
Holzverwendung im Bauwesen – Eine Marktstudie im Rahmen der „Charta für Holz“
- 10 Horst Gömann, Thomas de Witte, Günter Peter, Andreas Tietz
Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft
- 11 Bernhard Osterburg, Sebastian Rüter, Annette Freibauer, Thomas de Witte, Peter Elsasser, Stephanie Kätsch, Bettina Leischner, Hans Marten Paulsen, Joachim Rock, Norbert Röder, Jörn Sanders, Jörg Schweinle, Johanna Steuk, Heinz Stichnothe, Wolfgang Stümer, Johannes Welling, Anne Wolff
Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft
- 12 Heinrich Becker und Andrea Moser
Jugend in ländlichen Räumen zwischen Bleiben und Abwandern – Lebenssituation und Zukunftspläne von Jugendlichen in sechs Regionen in Deutschland
- 13 Bernhard Osterburg, Stephanie Kätsch und Anne Wolff
Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050



- 14 Philipp Adämmer, Martin T. Bohl und Ernst-Oliver von Ledebur
Die Bedeutung von Agrarterminmärkten als Absicherungsinstrument für die deutsche Landwirtschaft
- 15 Simon Walther
Determinants of competitiveness of agriholdings and independent farms in Ukrainian arable production
- 16 Nicole Wellbrock, Andreas Bolte et al.
Kohlenstoff- und Nährelementspeicherung von Waldflächen des forstlichen Umweltmonitorings (BZE) in Rheinland-Pfalz
- 17 Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer und Bernhard Osterburg
Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2012
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2012
- 18 Patrick Küpper, Stefan Kundolf und Anne Margarian
Neue Beteiligungs- und Steuerungsprozesse in der ländlichen Entwicklung
- 19 Frank Offermann, Claus Deblitz, Burkhard Golla, Horst Gömann, Hans-Dieter Haenel, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Norbert Röder, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders, Thomas de Witte
Thünen-Baseline 2013 – 2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland
- 20 Gerald Rahmann und Uygun Aksoy (Eds.)
Building Organic Bridges – Volume 1: Argentina – France
Building Organic Bridges – Volume 2: Germany – India
Building Organic Bridges – Volume 3: Indonesia – Sri Lanka
Building Organic Bridges – Volume 4: Sweden – Viet Nam
- 21 Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Andrea Wagner und Frank Wendland
Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“
AGRUM⁺-Weser
- 22 Walter Dirksmeyer, Ludwig Theuvsen und Maike Kayser (Hrsg.)
Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie – Tagungsband zum 1. Symposium für Ökonomie im Gartenbau
- 23 Karsten Mohr, Jerzy Suda, Hans Kros, Christian Brümmer, Werner L. Kutsch, Miriam Hurkuck, Elisabeth Woesner, Wim Wesseling
Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung – eine Fallstudie aus einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region



THÜNEN

Thünen Report 23

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Bundesallee 50

38116 Braunschweig

Germany

www.ti.bund.de

ISBN 978-3-86576-134-7

