Emsland

Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft (ERNST)

2013

Projekt INTERREG IV a

Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft (ERNST)

ABSCHLUSSBERICHT

Juni 2013

Projektträger:

Landkreis Emsland,

Internationaler Naturpark Bourtanger Moor - Bargerveen e. V.,

Meppen

Projektkoordination:

Dr. Karsten Mohr
Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Projektteilnehmer:

Alterra, Wageningen UR

Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für agrarrelevante Klimaforschung (vTI-AK), Braunschweig

Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LWK-LUFA), Oldenburg

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK Niedersachsen), Oldenburg

Woesner, Oldenburg

Inhalt

1. Zusammenfassung 4
2. Einleitung, Fragestellung und Konzept 8
3. Das Untersuchungsgebiet 12
4. Die Biotoptypen der Hochmoore 13
4.1. Methode 13
4.2. Ergebnisse 14
4.3. Gesamtbetrachtung 28
5. NH_3-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre 29
5.1. Methode 29
5.2. Ergebnisse 31
5.2.1. Messung der NH_3 -Immissionskonzentrationen 31
5.2.2. Wirkung von Gehölzpflanzung auf die NH_3-Belastung benachbarter Moorflächen 32
5.2.3. Berechnung der N-Deposition aus den gemessenen NH_3 -Konzentrationen (Inferentialmethode) 35
6. Ermittlung standortbedingter Unterschiede der N-Bestandesniederschläge in Hochmoorgebieten 36
6.1. Stoffflussmessungen mit Bulk- und Rinnensammlern 36
6.2. Methode 36
6.3. Ergebnisse 39
6.4. Messung der N-Bestandesniederschläge in unterschiedliche Pflanzenbestände 39
6.5. Kartierung der N-Bestandesniederschläge 41
7. Mikrometeorologische Ermittlung der N-Depositionen in der bodennahen Atmosphäre (vTI) 43
7.1. Methodik 43
7.1.1. Ermittlung der Konzentrationen reaktiver N-Verbindungen 43
7.1.2. Messung der mikrometeorologischen Parameter 44
7.1.3. ITNI-Verfahren 45
7.2. Ergebnisse 46
7.2.1. Konzentrationen reaktiver Stickstoffverbindungen 46
7.2.2. Stickstoffdepositionen 50
7.2.3. Ermittlung der Stickstoffdepositionen mit dem ITNI-Verfahren 53
8. Biomasseexport durch Landschaftspflegemaßnahmen 59
8.1. Methoden 59
8.2. Ergebnisse 62
8.3. Oberirdische Biomasse 62

8.4. Stickstoffgehalte der Vegetationsbestandteile 63
8.5. Oberirdische N-Vorräte....66
8.6. Wirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf den Stickstoffhaushalt....68
8.7. Kosten der Pflegemaßnahmen und Wirkungen auf den N-Haushalt der Moore 69
8.8. Minderung der N-Deposition....71
9. Erhebung emissionsrelevanter Daten im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes ..73
9.1. Methodik....73
9.2. Ergebnisse 74
9.2.1. Tierhaltung 74
10. Modellierung der aktuellen N-Depositionen und Auswirkungen von Maßnahmen zur Emissionsminderung *H. Kros, K. Mohr* 77
10.1. Einleitung 77
10.2. Material und Methoden 77
10.2.1. Berechnung der NH_3-Emissionen 77
10.3. Berechnung der Stickstoffdepositionen....82
10.4. Minderungsmaßnahmen....82
10.5. Prüfung der Datenqualität....85
10.6. Ergebnisse 86
10.6.1. Modellierung der regionalen Stickstoffdeposition....86
10.6.2. Vergleich von Modell- und Messdaten....90
10.6.3. Auswirkung von Emissionsminderungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet auf den Stickstoffeintrag in die Hochmoore 92
10.6.4. Kosten emissionsmindernder Maßnahmen 94
11. Diskussion....98
11.1. Zustand und Gefährdung der Hochmoorvegetation 98
11.2. NH_3-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre 99
11.3. N-Depositionen....100
11.4. Landschaftspflegemaßnahmen....102
11.5. Modellierung und Szenarien zur Reduktion der N-Depositionen durch Maßnahmen zur Emissionsminderung....103
12. Handlungsempfehlungen....105
13. Danksagung 109
14. Literatur....110
15. Anhang....116
16. Nitrogen deposition in the Bourtanger Moor and Bargerveen 117

1. Zusammenfassung

Ammoniak – ein Nähr- und Schadstoff

Ammoniak (NH_3) ist ebenso wie sein Reaktionsprodukt Ammonium (NH_4^+) ein essentieller Pflanzennährstoff, der sowohl über die Wurzel als auch direkt aus der Atmosphäre über das Blatt aufgenommen wird und das Pflanzenwachstum anregt. In höheren Konzentrationen kann NH_3 Pflanzen jedoch schädigen und zur Eutrophierung empfindlicher Ökosysteme beitragen. Als besonders stickstoffempfindlich gelten Hochmoore, deren Pflanzenarten generell an Stickstoffmangel angepasst sind.

Der im deutsch-niederländischen Grenzgebiet liegende „Internationale Naturpark Bourtanger Moor - Bargerveen“ zeichnet sich durch 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 N-Depositionen eine zusätzliche Belastung für die durch Torfabbau und Wassermangel z.T. bereits stark degradierten Moorgebiete.

Das Forschungsziel

In dem Konfliktfeld zwischen Landwirtschaft und Naturschutz stehen Fragen zur aktuellen Höhe und zur Minderung der Stickstoffbelastung im Vordergrund. Ziel dieser Studie war es daher, anhand verschiedener Messmethoden und Computermodelle die Belastung der Moore durch Ammoniak und die daraus resultierenden atmosphärischen Stickstoffeinträge (N-Depositionen) offen zulegen und Möglichkeiten zu ihrer Minderung aufzuzeigen.

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 ha^{-1} a^{-1}.

Messungen und Modellierung der Stickstoffbelastung

Bei der Messung der Ammoniak (NH_3) -Konzentrationen auf den Hochmoorflächen wurden Jahresmittelwerte von 3,9 bis 5,6 µg m^{-3} festgestellt. Diese Werte liegen auf dem Niveau landwirtschaftlich intensiv genutzter Räume. Die höheren Konzentrationen wurden im südöstlichen deutschen Teil des Untersuchungsgebietes festgestellt. Auch an den Randbereichen der Moore lagen die NH_3-Konzentrationen um 1 bis 2 µg m^{-3} über den im Zentrum gemessenen Werten. Die abschirmende Wirkung der an und in den Mooren vorkommenden Gehölzreihen stellten sich als effektiver Schutz gegenüber NH_3-Immissionen heraus.

An einem Standort (Rühler Moor) erfolgte die Ermittlung der N-Depositionen mit 6 unterschiedlichen, voneinander weitgehend unabhängigen Verfahren (Niederschlagsmessung, mikrometeorologische Verfahren, ITNI-Verfahren, Inferentialmethode, OPS-Modellierung, MAPESI-Daten). Mit Werten von 21 bis 25 kg pro ha und Jahr (kg ha^{-1} a^{-1}) lagen die Ergebnisse von 3 Verfahren (mikrometeorologische Verfahren, ITNI-Verfahren, OPS-Modellierung) relativ eng beieinander auf einem Niveau, das plausibel ist. Damit sind die critical loads deutlich überschritten. Andere Mess- und Modellergebnisse lagen ca. 10 kg ha^{-1} a^{-1} unter (Niederschlagsmessung) und bis 11 kg ha^{-1} 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 kg ha^{-1} a^{-1} berechnet. Am Standort der mikrometeorologischen Messungen (Rühler Moor) lag der Modellwert mit 22 kg ha^{-1} a^{-1} relativ eng bei der mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition in Höhe von 25 kg ha^{-1} 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 einschließlich eines 5 km

breiten Saumes um die Moore (UG+) freigesetzten NH_3-Emissionen tragen zu einem Anteil von 23% zur Stickstoffbelastung bei (22 kg ha^{-1} 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.

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 UG+ um 64% berechnet. Dies führt nach den Modellierungsergebnissen zu einer durchschnittlichen Minderung der N-Depositionen in die Moorgebiete um 4 kg ha^{-1} a^{-1}. Aufgrund des hohen Depositionsanteils aus dem Ferntransport bedeutet dies eine Abnahme von ca. 22 auf 17 kg ha^{-1} 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 kg ha^{-1} a^{-1} Depositionsminderung der größte Beitrag leisten. Mit 0,9 kg ha^{-1} 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 UG+ mit insgesamt nur 0,1 kg ha^{-1} a^{-1}.

Wegen der vergleichsweise geringen Kosten (2,30 Euro pro gemindertes 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 – möglicherweise noch nicht ausgeschöpfte – Möglichkeiten, die aktuelle Ammoniakbelastung im Gebiet spürbar zu senken.

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 Un-

tersuchungen unterstrichen, nach denen im Windschatten dieser Gehölze ca. 2,5 kg ha^{-1} 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 kg ha^{-1} a^{-1} über den N-Einträgen unbewachsener Böden niedrigwüchsiger, natürlicher Pflanzenbestände der Hochmoore liegen können. Diese vegetationsabhängigen Eintragsraten lassen sich – wie die Untersuchungen zu Landschaftspflegemaßnahmen zeigen – 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 pro ha (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 1,80 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 erwarten.

2. Einleitung, Fragestellung und Konzept

K. Mohr

Die deutsch-niederländische Grenzregion mit dem Internationalen Naturpark Bourtanger Moor - Bargerveen zeichnet sich durch zahlreiche, heute überwiegend kultivierte Hochmoore aus. Die noch in Torfabbau befindlichen Moorflächen liegen in einer agrarisch intensiv genutzten Region mit intensiver Tierhaltung, die besonders auf deutscher Seite zunehmend durch Geflügelhaltung bestimmt ist. Auch durch das stete Wachstum der Gemeinden in dieser und den angrenzenden Regionen vollzog sich in den letzten Jahrzehnten ein Landschaftswandel, in dem die enge räumliche Vernetzung dieser Bodennutzungen ein zunehmendes Konfliktpotenzial darstellt.

Das Bourtanger Moor und das Bargerveen, ein seit Jahrhunderten kultiviertes Moorgebiet beidseitig der deutsch-niederländischen Grenze, zählte einst zu den größten Hochmoorregionen Europas. Landwirtschaftliche Nutzung und Torfabbau führten zu einer starken Dezimierung auf einen Bruchteil der ursprünglichen Fläche. Die noch existierenden Relikte des Bourtanger Moors auf niederländischer und deutscher Seite mit einer Ausdehnung von ca. 17.000 ha stehen überwiegend unter Naturschutz. Im niederländischen Teil, dem „Bargerveen“, wurden bereits in den 1960er Jahren durch Unterschutzstellung und Pflegemaßnahmen erste Schritte zur Renaturierung eingeleitet. Heute ist es Bestandteil der NATURA 2000 Gebietskulisse.

Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes (hell umrandet)

Die Unterschutzstellung vieler im deutschen Gebiet verteilten Restmoore erfolgte erst sehr viel später. Zurzeit wird hier z.T. noch großflächig Torfabbau betrieben. Nach dem geplanten Auslaufen der Abbaugenehmigungen sollen jedoch auch diese Flächen der natürlichen Entwicklung überlassen werden.

Für den Erhalt oder die Renaturierung der Moore sind ausreichend hohe Grundwasserstände und geringen Nährstoffeinträge von entscheidender Bedeutung. Aus diesen Standortansprüchen resultiert ein wesentlicher Konflikt in Regionen mit intensiver Tierhaltung. Aus den Stallanlagen sowie von den mit Wirtschaftsdüngern und Gärsubstraten gedüngten Nutzflä-

chen können größere Mengen Ammoniak in die Atmosphäre freigesetzt werden, über größere Strecken transportiert und in die Hochmoore eingetragen (deponiert) werden. Natürliche Hochmoore sind extrem nährstoffarme Ökosysteme, deren Pflanzengesellschaften sich bei höherem N-Angebot verändern, indem zumeist seltene Pflanzenarten von häufigeren, wuchskräftigeren Arten verdrängt werden. Die für derartige Habitate als unerheblich geltenden Stickstoffdepositionen („critical loads“) liegen bei 5 kg ha^{-1} a^{-1} (Bobbink et al. 2003). Über die aktuellen N-Depositionen liegen nur wenige Informationen vor. Modellwerten des Umweltbundesamtes (UBA 2012) zufolge betragen sie zwischen etwa 30 und 40 kg ha^{-1} a^{-1}. Als Ursprung dieser N-Depositionen kommen landwirtschaftliche Quellen und Verbrennungsprozesse (Verkehr, Industrie, Hausbrand) in Betracht, wobei Ersteren in dieser Region die größte Bedeutung zukommt.

Zum Schutz der Moore im deutsch-niederländischen Naturpark ist daher eine Minderung der atmosphärischen Stickstoffeinträge anzustreben. Hierzu ist es erforderlich, die Höhe der Stickstoffdepositionen und den landwirtschaftlichen Anteil besser zu kennen. Von großem Interesse dabei sind auch die Effekte, die sich aus Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffbelastung ergeben können.

Vor diesem Hintergrund wurde durch den Landkreis Emsland im Rahmen des INTERREG IVa-Programms das Forschungsvorhaben ERNST (**Er**fassu**n**g der **S**tickstoffbelastungen aus der **T**ierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft) initiiert.

Über die Höhe der Stickstoffbelastung der Moore lagen wenige, noch dazu stark voneinander abweichende Angaben vor. Die N-Depositionen werden von vielen Faktoren bestimmt, die sowohl am Entstehungsort der reaktiven Vorläufersubstanzen aus Landwirtschaft, Straßenverkehr, Hausbrand und Industrie (NH_3, NO_y) als auch über den Transmissionsweg bis hin zum Immissionsort, z.B. den Mooren stark variieren können. In den Mooren wird die Höhe der N-Depositionen wesentlich von den Eigenschaften der hier oftmals sehr unterschiedlichen Vegetation und des Bodens beeinflusst. Ein gewisser Anteil wird von den Pflanzen (überwiegend über die Spaltöffnungen) direkt aus der Atmosphäre aufgenommen und ist dadurch nicht direkt messbar. Die Höhe dieses Anteils der „trockenen“ Deposition lässt sich berechnen, jedoch sind auch die Modellrechnungen sind mit großen Unsicherheiten behaftet.

Aufgrund der hohen Tierhaltungsdichte im Untersuchungsgebiet und den angrenzenden Regionen kommen den hier freigesetzten NH_3-Emissionen eine besondere Bedeutung zu. Zur Begrenzung der NH_3-Emissionen von Stallanlagen, Dungerlägern und Böden existieren nationale Vorschriften (z.B. Bundes Immissionsschutzgesetz (BImSchG), Besluit Ammoniakemissie huisvesting landbouwdieren, Besluit mestbassins milieubeheer, Düngeverordnung (DüV, Besluit Gebruik meststoffen sowie internationale Verpflichtungen (EU 2001)). Doch

auch bei vorschriftsmäßiger Vorgehensweise sind die stickstoffempfindlichen Hochmoor-Ökosysteme erhöhten N-Depositionen ausgesetzt.

Ziel dieser Studie war es daher:

1. Möglichst genaue Aussagen zur Höhe der N-Depositionen in die Moore des deutsch-niederländischen Naturparks zu erhalten.
2. Den Effekt emissionsmindernder Maßnahmen auf die N-Depositionen festzustellen.
3. Mögliche Minderungsmaßnahmen durch landschaftspflegerische Maßnahmen zu ermitteln
4. Den Kosten-Nutzen Effekt der oben genannten Maßnahmen darzulegen

Das hierzu durchgeführte Forschungsvorhaben startete im November 2010 und wurde im Dezember 2012 abgeschlossen.

Zur Ermittlung der aktuellen Stickstoffbelastungssituation im Untersuchungsgebiet wurden gebräuchliche Mess- und Berechnungsverfahren angewendet. Um diese mit den Eigenschaften der Moore in Verbindung setzen zu können, erfolgte hier eine flächendeckende Biotoptypenkartierung. Möglichst präzise Modellierungsergebnisse sollten durch eine flächendeckende Inventarisierung der Ammoniakemissionen aus lokalen landwirtschaftlichen Quellen ermöglicht werden. Für das Aufzeigen von Möglichkeiten zur Reduktion der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung wurden Szenarien entwickelt und der gegenwärtigen Situation gegenübergestellt. Untersuchungen der oberirdischen Biomasse sollten das Potenzial landschaftspflegerischer Maßnahmen zur Minderung der N-Belastung in den Moorgebieten offen legen.

Die hierzu erforderlichen Untersuchungen wurden in zuvor ausgeschriebenen 9 Losen (Tabelle 1) von verschiedenen Projektpartnern durchgeführt.

Tabelle 1: Projektteilnehmer

Institution, Sitz	Mitarbeiter	Projektmodul
Büro Woesner, Oldenburg	Elisabeth Woesner	Los 1: Biotoptypenkartierung nach Drachenfels
Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt, Oldenburg	Lars Broer	Los 2: Messung der NH_3-Konzentrationen mit Passivsammlern und Berechnung der NH_3–Depositionen in der bodennahen Atmosphäre Los 3: Ermittlung standort-bedingter Unterschiede der N-Deposition in Hochmoorgebieten
Thünen Institut (vTI), Braunschweig	Dr. Christian Brümmer Miriam Hurkuck Dr. habil. Werner L. Kutsch Jean-Pierre Delorme Jeremy Smith	Los 4: Mikrometeo-rologische Ermittlung der NH_3-Konzentrationen und N-Depositionen in der bodennahen Atmosphäre Los 5:Ermittlung der N-Depositionen in einem Modell-Ökosystem nach dem ITNI-Verfahren
Landwirtschaftskammer (LWK), Oldenburg	Jerzy Suda Dr. Karsten Mohr	Los 6: Biomasseexport durch Pflegemaßnahmen Los 7: Projektkoordination – Gutachterliche Tätigkeiten, Abschlussbericht
Landwirtschaftskammer (LWK), Meppen	Jan Wulkotte	Los 8: Inventarisierung der NH_3-Emissionen
Alterra, Wageningen UR, NL RIVM, Bilthoven, NL	Dr. Hans Kros Jan Aben Dr. Margreet van Zanten Jan Cees Voogd Jan Aben Dr. Margreet van Zanten	Los 9: Modellierung der N-Depositionen

3. Das Untersuchungsgebiet

Das ca. 50.000 ha große Untersuchungsgebiet liegt innerhalb des deutsch-niederländischen Grenzgebietes im niedersächsischen Landkreis Emsland und der niederländischen Provinz Drenthe (Abbildung 2). Es wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Die Mehrzahl der innerhalb der Naturparks liegenden Hochmoore (in Abbildung 2 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. Dieses, sowie 10 weitere Moorgebiete im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes wurden in die Untersuchungen einbezogen. Zur Übersichtlichkeit sind die ortsüblichen Bezeichnungen der Moore durch folgende Kürzel ersetzt:

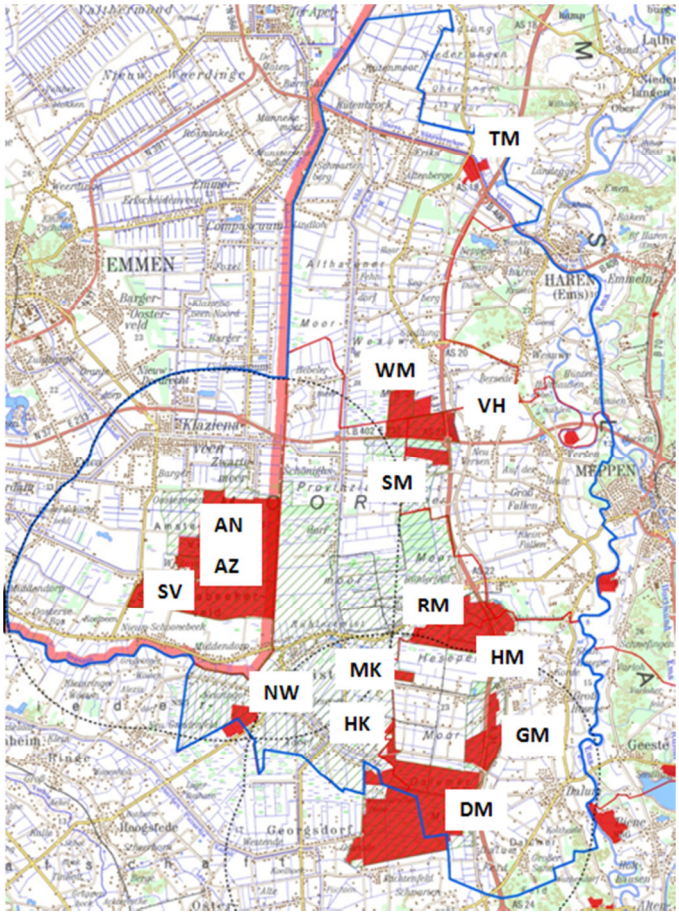

Abbildung 2: Untersuchungsgebiet (Grenze: blaue Linie) mit den geschützten Moorgebieten (rot)

	Moorgebiet
AN, AZ, SV	Bargerveen
DM	Dalum-Wietmarscher 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

4. Die Biotoptypen der Hochmoore

E. Woesner, J. Suda

Durch Trockenlegung und Torfabbau sind die meisten Hochmoore mehr oder minder degradiert und heute nur noch in wenigen Bereichen als natürlich zu bezeichnen. Seit Beginn der Renaturierungsmaßnahmen haben sich je nach den Standortverhältnissen verschiedene Entwicklungsstadien eingestellt, die ein vielfältiges Vegetationsmosaik in den einzelnen Moorgebieten des Untersuchungsgebietes bilden.

Diese Pflanzenbestände bestimmen jedoch auch selbst die Eigenschaften ihres Wuchsortes. Hohe baum- und strauchreiche Pflanzenbestände sind schattenspendend für niedrigwüchsige Pflanzen, sie haben oftmals einen höheren Wasserverbrauch und „kämmen“ deutlich mehr Schadstoffe aus der Luft. Zudem stellen diese Biotope unterschiedliche größere Biomassereservoirs dar, die durch Landschaftspflegemaßnahmen aus den Mooren exportiert werden können. Um diese Effekte für weitere Fragestellungen berücksichtigen zu können, erfolgte in den Hochmooren auf deutscher Seite eine flächendeckende Biotopkartierung.

4.1. Methode

Die Biotoptypenkartierung erfolgte nach der bei von Drachenfels (2011) genannten Methodik. In der Einstufung der in diesem Kartierschlüssel genannten Biotoptypen spiegelt sich der Anteil der Gehölze nur sehr schwach wider. Zur großflächigen Abschätzung der Biomassevorräte wurde daher zusätzlich die in vielen Biotopen häufig auftretende Birken- und Kiefernaturverjüngung nach einer 5-teiligen 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 von Drachenfels (2011) dem entsprechenden Gehölzbiotoptyp zugeordnet.

Die Kartierung der Moorgebiete erfolgte im Zeitraum von April bis Juni 2011. Die Ergebnisse der Kartierung wurden in ein GIS überführt. Diese Daten wurden an ALTERRA als Vorlage für die Modellierung der N-Depositionen und an den Projektträger übermittelt. Die vollständige Liste der Biotoptypen ist zusammen mit den bei von Drachenfels (2011) zugeordneten Kurzbezeichnungen dem Anhang zu entnehmen.

Bei der Erstellung von Ergebniskarten wurden die Biotoptypen zur Veranschaulichung zu hierarchisch höheren Biotopeinheiten mit zweistelligen Buchstabencodes zusammengefasst, z.B. Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium, MG. Biotopuntertypen wie z.B. Feuchtes Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium (MGF), trockeneres Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium (MGT) und Besenheide-Hochmoordegenerationsstadium (MGB) wurden diesem Hauptbiotoptyp zugeordnet. Für die Untersuchungsziele des Projektes ist diese Zuordnung bei der Darstellung ausreichend. Im Einzelfall wurde jedoch textlich auf diese Untereinheiten eingegangen.

Alle angetroffenen Wollgrasstadien (MW) und Moorheidestadien (MG) sind nach §30 BNatSchG geschützt, während dies bei den anderen Biotope nur in bestimmten Ausprägungen der Fall ist (von Drachenfels (2011).

4.2. Ergebnisse

Die Zusammensetzung der Hochmoorvegetation variiert aufgrund natürlicher Gegebenheiten, aber auch aufgrund vielfältiger anthropogener Einflüsse (z. B. Abtorfung, Renaturierung) erheblich. Sie unterschied sich in ihrer Lage und Struktur vielerorts von den Angaben aus dem vorliegenden Kartenmaterial und Luftbildern. Insgesamt wurden 42 Biotoptypen in den 7 Moorgebieten festgestellt. In Abbildung 3 sind die Anteile der 11 häufigsten Biotoptypen zusammengefasst. Am stärksten vertreten sind mit 24% Flächendeckung überstaute Renaturierungsflächen ohne oder mit lückenhafter Pioniervegetation (MI) sowie noch in Torfabbau befindliche Moorflächen bzw. offene Torfflächen (DT, 18%). Folgende Biotoptypen sind ebenfalls vergleichsweise verbreitet: Hochmoordegenerationsstadien mit Heide (MG, 12%), Pfeifengras-Moorstadium (MP, 7%), sonstige Moordegenerationsstadien vorwiegend als Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor (MD, 7%) sowie Moorbirkenwälder (5%).

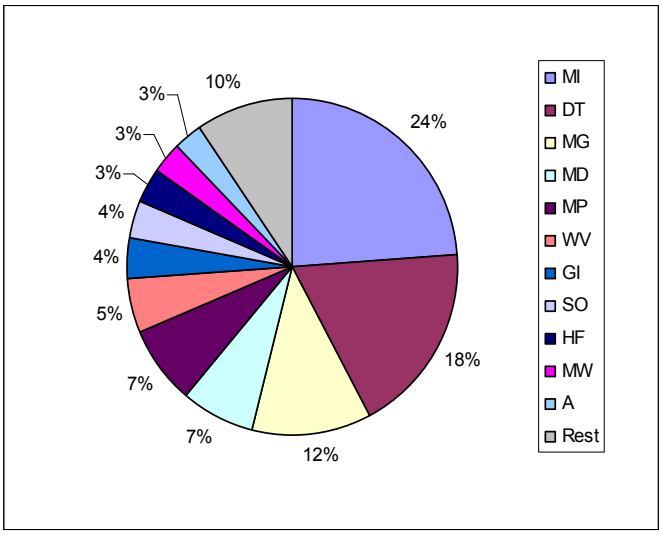

Abbildung 3: Biotoptypanteile im Untersuchungsgebiet in % (Abkürzungen im Anhang)

Im Folgenden werden die einzelnen Moorgebiete kurz beschrieben.

Tausendschrittmoor (TM)

Im westlichen Teil des Gebiets dominieren Moorheidestadien (MG) mit Glocken- und Besenheide und Pfeifengrasstadien (MP) mit bultenartigen Pfeifengrasbeständen (Abbildung 4).

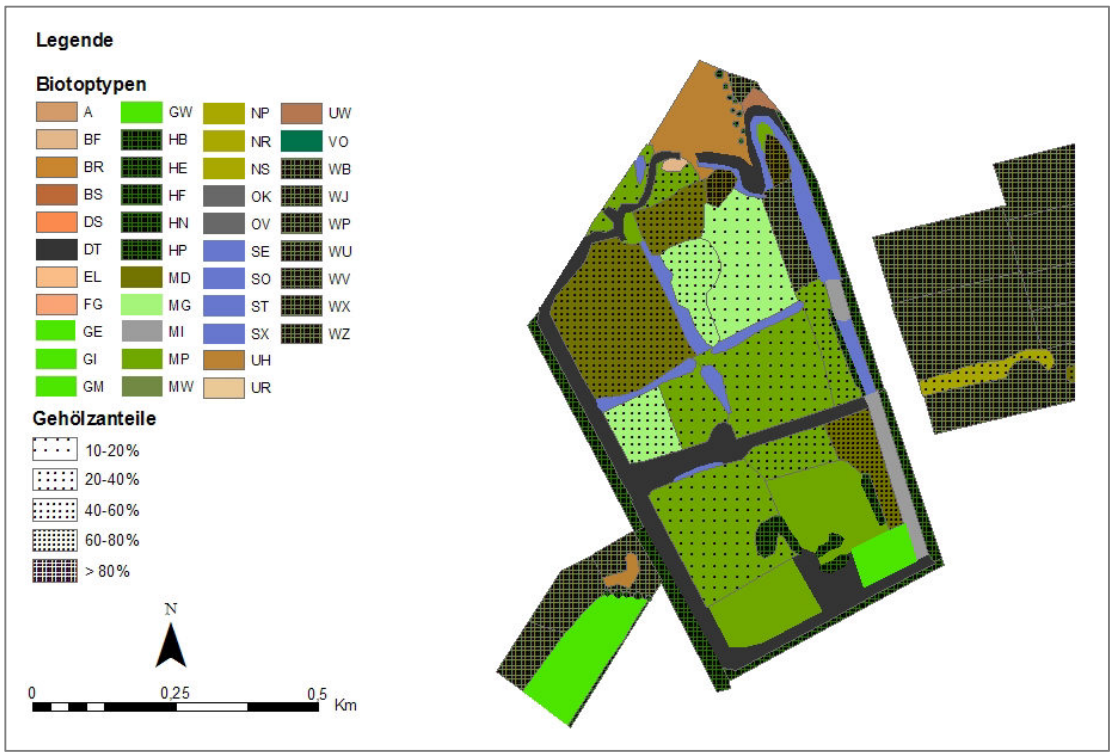

Abbildung 4: Karte mit Biotoptypen im Tausendschrittmoor (TM) (Abkürzungen im Anhang 4)

Trotz aktueller Vernässungsmaßnahmen sind Wollgrasbestände nur kleinflächig in Initialstadien vernässter Hochmoorflächen (MIW) vertreten. Östlich der B 408 hat sich auf einer größeren Fläche ein Birken- und Kiefernwald entwässerter Moore (WV) entwickelt. Höhere Gehölzanteile finden sich auch in den Biotoptypen MG und MP. Größere Birkenvorkommen in der Fläche sind unerwünscht, denn sie tragen zur Austrocknung und Beschattung der Moorflächen bei und verdrängen lichtbedürftige Hochmoorarten wie

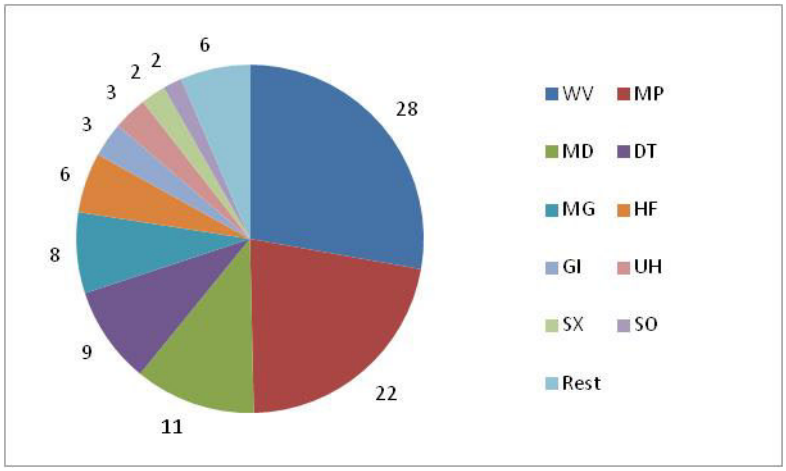

Abbildung 5: Anteile der Biotoptypen im Tausendschrittmoor (TM) in % (Abkürzungen im Anhang)

Schmalblättriges Wollgras, Rosmarinheide, Gewöhnliche Moosbeere und diverse Torfmoosarten. Der westliche, südliche und östliche Rand der Fläche wird von linearen Gehölzstrukturen in Form von Baumreihen und Feldhecken (HF) gesäumt.

Abbildung 5 zeigt die Anteile einzelner Biotoptypen im Tausendschrittmoor. 50 % der Fläche nehmen Birken- und Kiefernwälder entwässerter Moore (WV) und Pfeifengras-Moorstadien ein. Durch höhere Flächenanteile zeichnen sich Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor (MD) aus sowie offene Torfbereiche (DT) Moorheidestadien (MG) und Feldhecken (HF) aus. Das Tausendschrittmoor ist einer der Projektstandorte, wo NH_3-Konzentrationsmessungen stattfanden.

Wesuweer Moor (WM)

Die Landschaft des 409 ha großen Moorgebiets ist großflächig durch offene Torfbereiche (DT) und Moorinitialstadien (MI) dominiert (Abbildung 6), denn auf großen Flächen des Gebietes erfolgt zurzeit noch Torgewinnung. Hier sind – wie in den anderen Moorgebieten – nach der Einstellung des Torfabbaus Renaturierungsmaßnahmen geplant.

Im nordwestlichen Teil folgen im Wechsel offene Torfbereiche (DT) und linienhafte Gehölzstrukturen (MD), die sich aus Birkenanflug an den Grabenrändern entwickelt haben. Sie begünstigen als Genpool die Ausbreitung der Birke auf den zwischenliegenden, weniger stark vernässten Flächen.

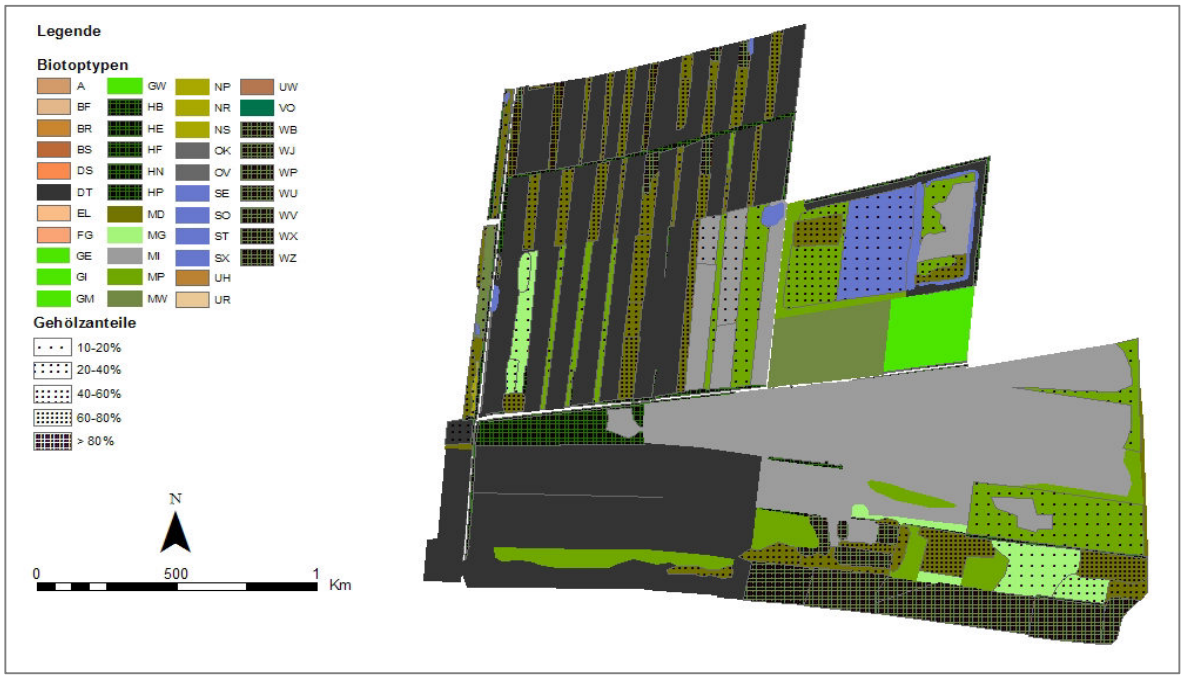

Abbildung 6: Karte der Biotoptypen im Wesuweer Moor (WM) (Abkürzungen im Anhang)

Im nordöstlichen Teil entwickeln sich in den nassen und überstauten Bereichen Pfeifengras- und Wollgrasbestände mit Birkenanteilen bis zu 50 %. Südlich davon erstrecken sich großflächige Initialstadien vernässter Hochmoorflächen (MI), teilweise mit Wollgras - dominierter, lückiger Pioniervegetation.

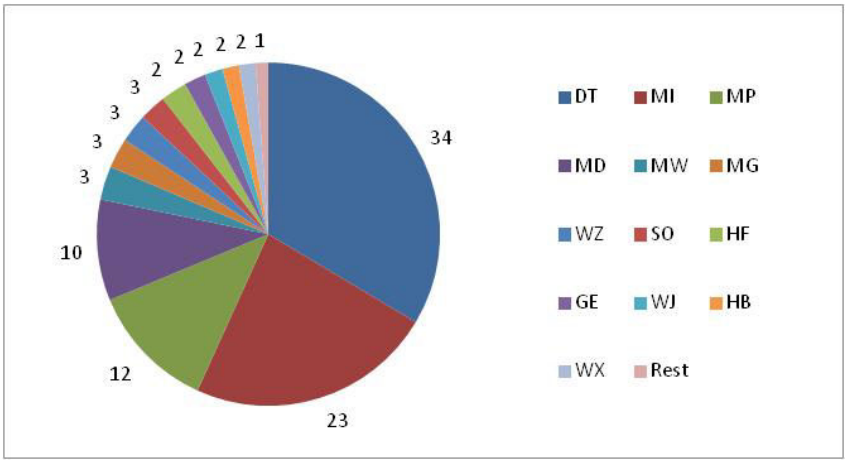

Abbildung 7: Anteile der Biotoptypen im Wesuweer Moor in % (Abkürzungen im Anhang)

Im Süd-Westen des Moorgebiets erscheinen überwiegend Moorheide- und Pfeifengrasstadien (MG, MP). Hier sind auch kleine Laubforstflächen aus einheimischen Arten anzutreffen (WXH). Am südlichen Rand erstrecken sich kleinere Lärchenwälder (WZL) und Laubwald-Jungbestände (WZL).

Insgesamt wird das Gebiet des Wesuweer Moors durch Abtorfungsflächen bzw. offene Torfbereiche (DT, 34 %) und Initialstadien vernässter Hochmoorflächen (MI, 23 %) geprägt. Diesen folgen Pfeifengras-Stadien (MP, 12 %) und sonstige Moordegenerationsstadien (MD, 10 %). Moorheidestadien (MG) und Wollgrasstadien (MW) nehmen jeweils 3 % der Fläche ein (Abbildung 7).

Versener Heidesee (VH)

Der Versener Heidesee liegt in einer Ausdehnung von 40 ha östlich vom Wesuweer Moor. Das Zentrum des Naturschutzgebietes besteht aus einem nährstoffarmen Stillgewässer (SO), das infolge des Baus der westlich verlaufenden Autobahn (A 31) entstand. Um den See haben sich Moorheidedegenerationsstadien vorwiegend mit Besenheide (MG) eingestellt (Abbildung 8). Um diesen Zustand zu erhalten, wird dieses Gebiet Landschaftspflegemaßnahmen unterzogen, indem es mit Schafen beweidet und maschinell kurzgehalten wird.

Westlich und östlich vom See gehen die beweideten Moorheidestadien in ein artenarmes Extensivgrünland (GEM) über. Die flächigen Birkenanteile in diesen Biotoptypen sind gering und liegen zwischen 10 und 20 %. Auf östlicher Seite sind dichtere Feldgehölze (HN) anzutreffen, in denen neben Moorbirke (*Betula pubescens*) noch Sträucher wie Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und Faulbaum (*Frangula alnus*) vorkommen.

Abbildung 8: Karte der Biotoptypen in Versener Heidesee (VH)(Abkürzungen im Anhang)

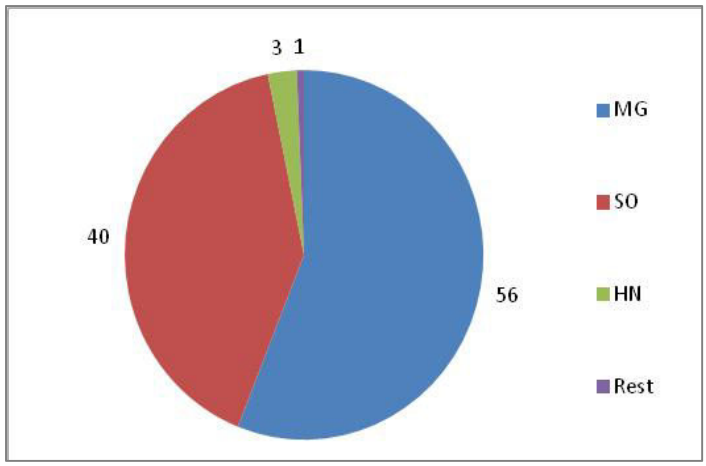

Abbildung 9: Anteile der Biotoptypen im Gebiet „Versener Heidesee“ in % (Abkürzungen im Anhang)

Abbildung 9 ist zu entnehmen, dass 56 % der Fläche von dem nährstoffarmen See (SO) eingenommen werden. Neben der vegetationsfreien Wasserfläche ist mit 40 % Flächenanteil Moorheide (MG) der vorherrschende Biotoptyp. Flächig nicht kartierbare Saumstrukturen wie Ruderalflächen und Zuwegungen bilden ca. 1% der Moorfläche.

Südliches Versener Moor (SM)

Abbildung 10 zeigt die Verteilung der Biotoptypen im Südlichen Versener Moor (112 ha). Im Zentrum und im östlichen Teil des Moorgebiets wurde noch bis vor kurzem Torfabbau betrieben. Dort befinden sich ehemalige Abtorfungsflächen mit offenen Torfbereichen (DT) und Moorinitialstadien (MI), die zum Teil überstaut sind. Weitere Vernässungsmaßnahmen auf diesen Flächen sind offensichtlich geplant.

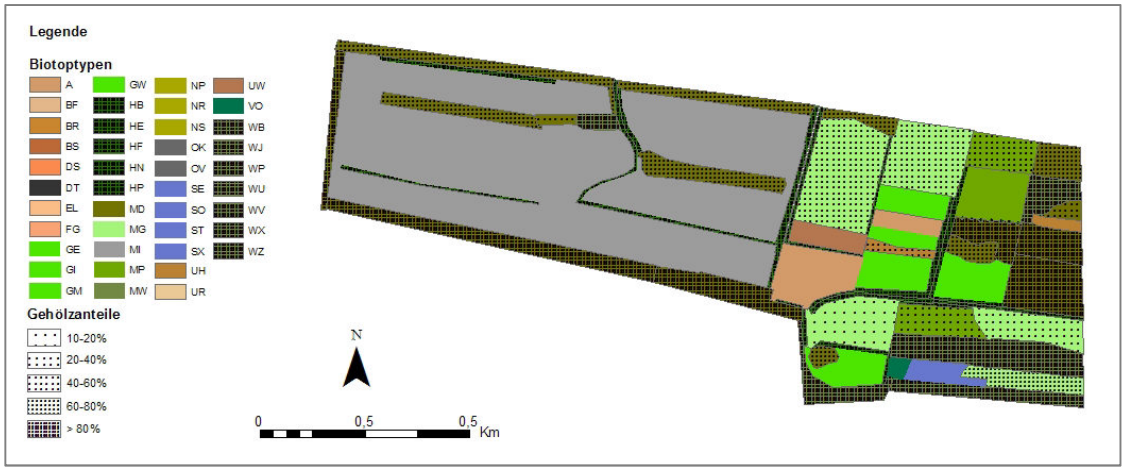

Abbildung 10: Karte mit Biotoptypen im Südlichen Versener Moor (SM) (Abkürzungen im Anhang)

Die landwirtschaftliche Nutzung findet in östlichen Teilbereichen auf Intensivgrünlandflächen (GI) und Ackerflächen (A) statt. Die übrigen Flächen sind hiervon ausgenommen und bestehen neben schutzwürdigen Moorheidestadien (MG) aus Pfeifengras-Moorstadien (MP) und Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor (MD). In der südöstlichsten Ecke gibt es einen Pfeifengras-Birken- und Kiefer-Moorwald (WV) und einen kleinen Laubforst (WX).

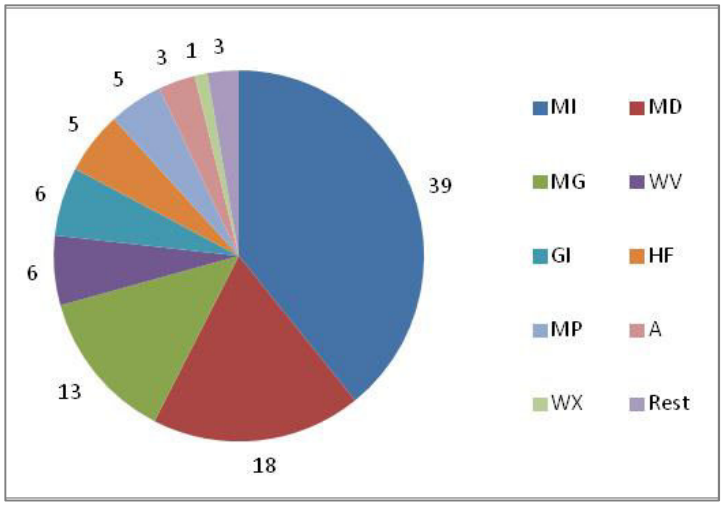

Abbildung 11: Anteile der Biotoptypen im Südlichen Versener Moor in % (Abkürzungen im Anhang)

Abbildung 11 zeigt, dass die Vegetation des Versener Moores zu über 70 % aus Moorinitialstadien- (MI), sonstige Degenerations- (MD) sowie Moorheidestadien (MG) gebildet wird. Kleinere Anteile haben mit 6 % Moorwald (WV), Grünlandflächen (GI) sowie mit 5 % Feldhecken (HF) und Pfeifengrasstadien (MP).

Rühler Moor (RM)

Das relativ große Rühler Moor (708 ha) zeichnet sich durch seine Vielfalt von klein- bis großflächigen Biotopen mit unterschiedlichen Vegetationsstrukturen aus. Dieses Mosaik unterschiedlicher Vegetationsstrukturen ist typisch für Moorgebiete, wo seit mehreren Jahrzehnten Torfabbau standfand und sich vegetationsfreie Flächen nach der Nutzungsaufgabe zu unterschiedlichen Biotopen entwickeln konnten. Auf einigen Flächen wurden Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt. Weitere Renaturierungsmaßnahmen werden angestrebt, um einen hohen Wasserstand herzustellen bzw. zu erhalten. Abbildung 12 zeigt die

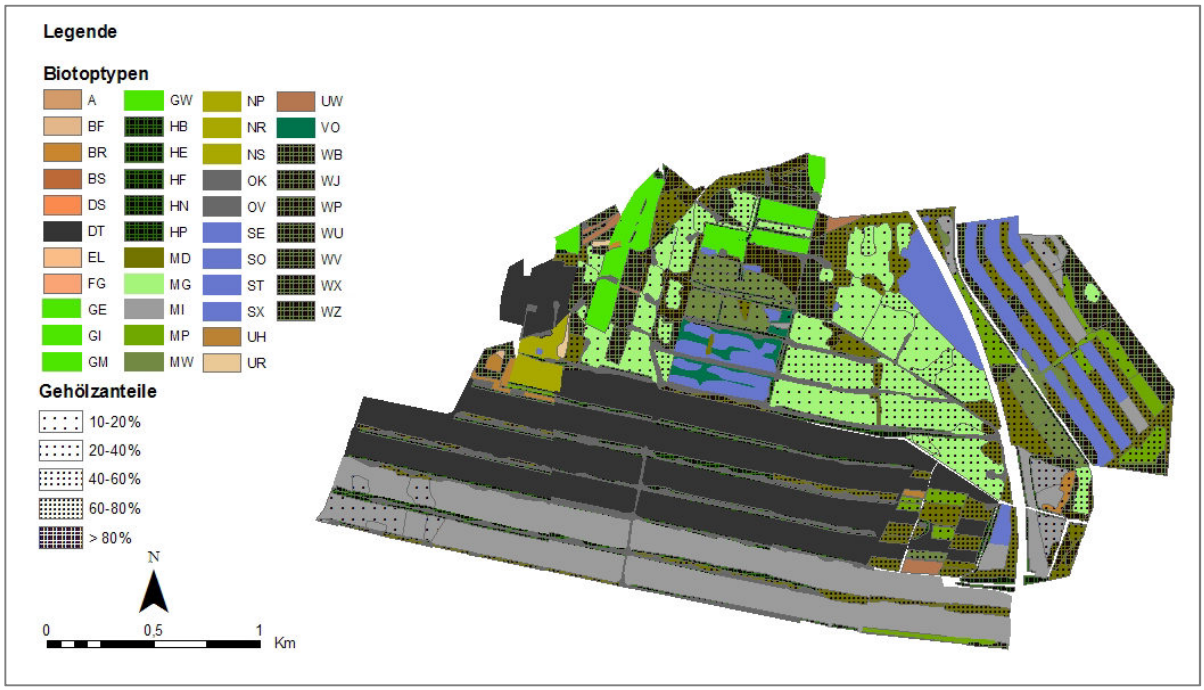

Abbildung 12: Karte mit Biotoptypen im Rühler Moor (RM) (Abkürzungen im Anhang)

Verteilung der Biotopflächen im Rühler Moor.

Abgetorfte Bereiche (DT) und Initialstadien regenerierter Hochmoorflächen (MI) befinden sich noch im Süden des Moorgebietes. Zentral gelegen sind überstaute und nasse Bereiche unter anderem mit FFH-relevanten Lebensraumtypen wie dem Wollgrasstadium von Hochmooren (MW) mit Wollgrasbeständen und Torfmoosen. Im Nordosten befinden sich ältere und zum Teil trockenere Flächen unterschiedlicher Hochmoordegenerationsstadien (MD), die sich hauptsächlich durch bultenartige Strukturen kennzeichnen. Außerdem gibt es in diesen Bereichen teilweise extensiv genutzte Grünlandflächen sowie einige kleine Ackerflächen. Östlich der A 31 sind ausgedehnte wiedervernässte Areale vorhanden.

Auf den meisten Flächen haben sich mehr oder minder dichte Gehölzbestände aus Moorbirke (*Betula pubescens*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) ausgebreitet. Die zum Erhebungszeitpunkt festgestellte Gehölzdichte geht ebenfalls aus den Angaben in Abbildung 12 hervor. Von dieser Entwicklung sind nicht nur entwässerte Moorheidestadien (MG), sondern z.T. auch feuchte bis nasse Hochmoorstadien wie das Wollgrasstadium (MW) betroffen.

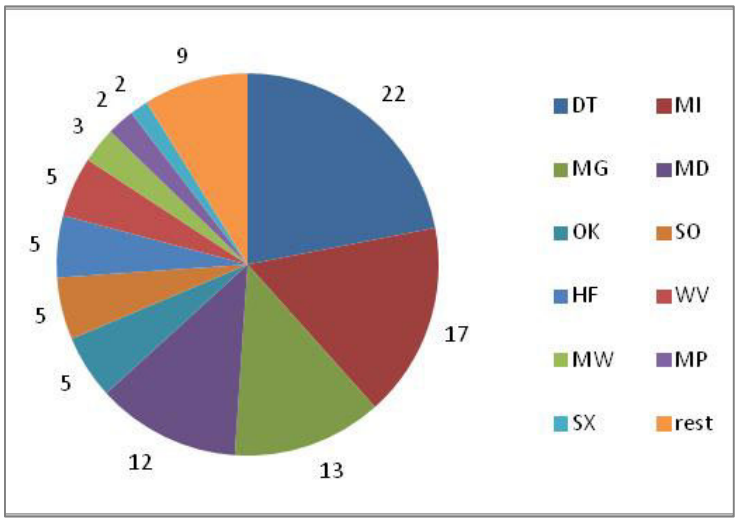

Abbildung 13: Anteile der Biotoptypen im Rühler Moor in % (Abkürzungen im Anhang)

Abbildung 13 zeigt die Anteile der Biotoptypen im Rühler Moor. Dieses Moorgebiet besteht noch zu 22 % aus Flächen, wo zurzeit noch Torf abgebaut wird (DT). 17 % der Gesamtfläche machen Hochmoor-Renaturierungsflächen (MI) aus, die zum Teil überstaut sind und eine lückige Pioniervegetation aufweisen. Weitere 13 % stellen das Moorheidestadium von Hochmooren (MG) und 12 % sonstige Moordegenerationsstadien (MD) mit Gehölzanflug auf degeneriertem Moor dar. Etwa 5 % der Moorfläche nehmen jeweils Biotope wie Feldhecken (HF), Stillgewässer (SO) aber auch Energieversorgungsanlagen und -flächen (OK) ein. Weitere Biotoptypen besitzen Anteile unter 5 % wie zum Beispiel Birken- und Kiefernwälder (WV, 3%) oder das Pfeifengrasstadium (MP, 2%).

Am Standort Rühler Moor fanden die mikrometeorologische Messungen, NH_3-Konzentrations- und N-Depositionsmessung, ITNI-Untersuchungen und Biomasseexportversuche statt.

Meerkolk (**MK**)

Auf einem mehrere Meter höheren, von Moorbirken gesäumten Plateau hebt sich das Moorgebiet Meerkolk aus der Ackerlandschaft hervor. Durch nur kleinflächigen Torfabbau und

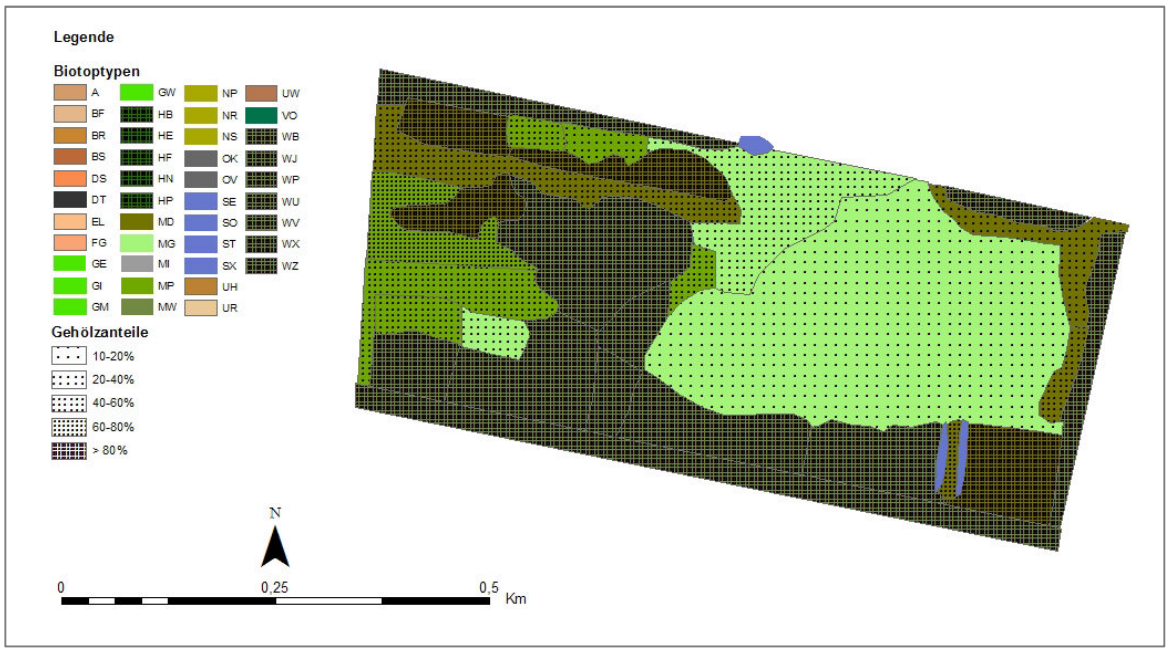

Abbildung 14: Karte mit Biotoptypen im Meerkolk (MK) (Abkürzungen im Anhang)

Wiedervernässungsmaßnahmen ist dieses naturnahe Moorgebiet mit zahlreichen seltenen Pflanzenarten erhalten geblieben. Abbildung 14 veranschaulicht, dass dieses Naturschutzgebiet vorwiegend aus 2 Biotoptypen besteht. Im westlichen Bereich dominiert der Birken-Kiefernwald (WV) in verschiedenen Bestockungsgraden und Altersstadien. Einen großen Anteil der Moorwälder nimmt der südlich gelegene Pfeifengras-Birken-Moorwald (WVP) ein. Baumfreie Moorheidestadien mit Dominanz von Glockenheide (MG) und Wollgras-Torfmoos-Schwingrasen bilden im Zentrum des Meerkolks eine vergleichsweise weiträumige, naturnah anmutende Hochmoorlandschaft.

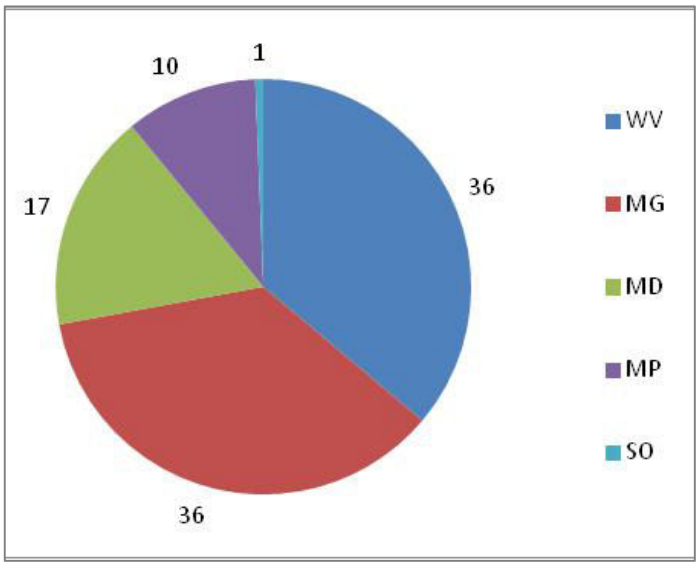

Abbildung 15: Anteile der Biotoptypen im Meerkolk in % (Abkürzungen im Anhang)

Beide Biotoptypen bedecken mit jeweils 36 % des Flächenanteils fast Dreiviertel des 30 ha großen Moorgebietes (Abbildung 15). 17 % der Fläche werden von sonstigen Moordegenerationsstadien mit hohen Birkenanteilen und 10 % von feuchteren Pfeifengrasstadien eingenommen.

Hengstkampkuhlen (**HK**)

Hengstkampkuhlen ist ein 40 ha großes Moorgebiet mit einer vergleichsweise großen Zahl geschützter Biotoptypen. Abbildung 16 zeigt die Verteilung der Biotope in diesem Naturschutzgebiet. Im südlichen Teil dominieren wertvolle feuchtere Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadien (MGF) mit Glockenheide, Wollgras und Pfeifengras. Diese Biotope sind umgeben von Moordegenerationsstadien mit z.T. dichtem Gehölzjungwuchs (MDB) und feuchteren Pfeifengras-Moorstadien (MPF). Diese durch Pfeifengrasbestände, Vorkommen von Sonnentau und inselartigen Wollgrasbeständen charakterisierten Biotope gelten als besonders schutzwürdig (NLWKN 2012). Östlich davon befindet sich ein naturfernes Stillgewässer (SX) mit benachbarten kleinen Birkenwäldern (WV). Auf fast allen Flächen breiten sich Gehölze aus.

Abbildung 16: Karte mit Biotoptypen des Hengstkampkuhlen (HK) Anteile der Biotoptypen im Hengstkampkuhlen in % (Abkürzungen im Anhang)

Auch im nördlichen Teil des Gebiets gibt es feuchtere Moorheideflächen mit ausgeprägten Glockenheidebeständen (MG), für die Birkenanflug kennzeichnend ist. Der benachbarte Birkenwald (WV) grenzt im Norden an eine größere intensiv genutzte Weide (GW). Der nördliche Teil ist mit dem südlichen durch einen länglichen Streifen mit offenen Torfbereichen (DT) und Pfeifengrasstadien (MP) verbunden.

Die größten Flächenanteile weisen mit 21 % offene Torfbereiche (DT) und feuchtere Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadien (MGF, 19 %) auf (Abbildung 17). Ungefähr gleich stark vertreten sind folgende Biotoptypen: Degenerationsstadien mit Gehölzjungwuchs (MDB, 16 %), Weideflächen (GW, 12 %), feuchtere Pfeifengras-Moorstadien (MPF) und Moorbirkenwälder (WV) mit ebenfalls 12 % Flächenanteil.

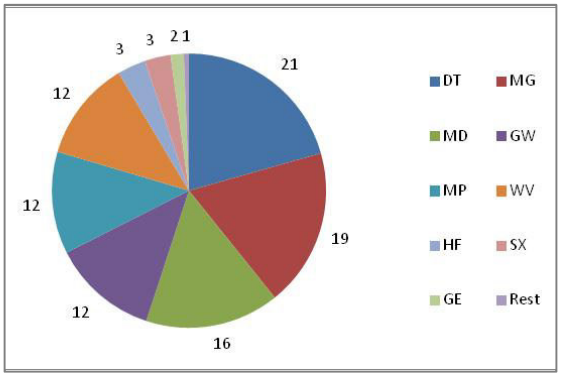

Abbildung 17: Anteile der Biotoptypen im Hengstkampkuhlen in % (Abkürzungen im Anhang)

Geestmoor (**GM**)

Das Naturschutzgebiet Geestmoor erstreckt sich auf einer Fläche von 260 ha und stellt ein sehr heterogenes Mosaik von mehreren kleinräumigen Biotoptypen dar (Abbildung 18). Darunter befinden sich moortypische Biotoptypen sowie landwirtschaftlich genutzte Flächen. Der Westen des Gebiets wird von einem zusammenhängenden Hochmoorkomplex auf einer Weißtorfschicht eingenommen, auf der feuchte Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadien (MGF) und Pfeifengras-Moorstadien (MPF) auftreten. Sie sind durch ihre ökologische und pflanzensoziologische Nähe räumlich eng verzahnt und oft nicht eindeutig abgrenzbar. Mit beiden Wollgrasarten, Glockenheide, Torfmoosen und Rosmarinheide gelten sie als wertvoll und schutzwürdig. Von Norden und Westen sind sie von Birken-Kiefernwald (WV) umgeben.

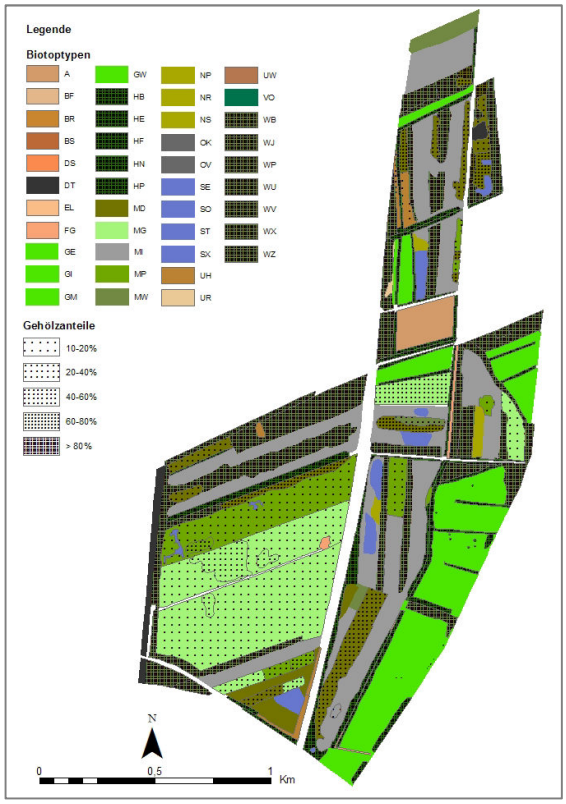

Abbildung 18: Karte mit Biotoptypen des Geestmoors (GM) (Abkürzungen im Anhang)

Größere zusammenhängende Flächen stellen auch die im östlichen Teil des Moorgebiets gelegenen intensiv genutzten Grünlandareale (GI) dar. Im Zentrum und im Norden des Gebietes liegen mehrere Flächen mit Initialstadien vernässter Moore (MI) vorwiegend mit lücki-

ger Pioniervegetation (MIP). Dazwischen sind schmale und länglich ausgerichtete Birkenwaldbereiche anzutreffen. Südlich davon befindet sich eine Ackerfläche (A).

Im zentralen Bereich gibt es 2 bodentrockenere Flächen mit vorherrschenden Besenheidebeständen (MGB). In nächster Nachbarschaft befindet sich eine kleine Insel mit Wollgras (MW). Über das ganze Gebiet sind mehrere kleinere Stillgewässer verteilt.

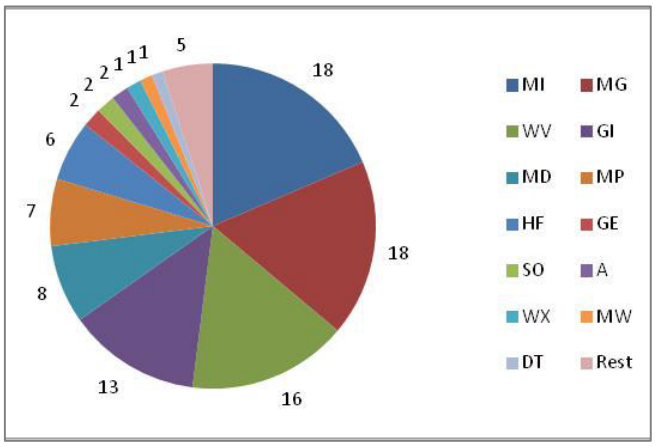

Abbildung 19: Anteile der Biotoptypen im Geestmoor in % (Abkürzungen im Anhang)

Von den kartierten Biotoptypen machen Moorinitialstadien, feuchtere Glockenheide-Moorstadien, Moorbirken-Kiefern-Wälder und Intensivgrünlandflächen insgesamt über 65 % des Moorgebiets aus (Abbildung 19). Gehölzjungwuchsstadien (MD), Pfeifengras-Moorstadien (MP) und Feldhecken (HF) besitzen ähnliche Flächenanteile (8%, 7% und 6%). Die Letzteren fallen durch ihre linienhafte Struktur in den Ergebniskarten nicht auf, aber sie liegen verteilt auf die Randzonen vieler Flächen.

Dalum-Wietmarscher Moor (**DM**)

Die weiträumige Landschaft im Dalum-Wietmarscher Moor ist durch großflächige Abtorfungsbereiche (DT) und Initialmoorstadien (MI) geprägt (Abbildung 20). Diese bilden den fast vegetationslosen Kern des Gebiets, das v.a. in seinen nicht mehr abgetorften Randbereichen unterschiedliche Vegetationsentwicklungsstadien aufweist. Der südlichste Randbereich des Moorgebiets beherbergt feuchte Standorte mit geschützten Wollgras-Moorstadien (MW) und feuchteren Pfeifengras-Moorstadien (MP), wo unter anderem Torfmoose und größere Wollgrasbestände vorkommen. Im östlichen Teil dominieren Intensivgrünlandbiotope (GI) und mit Birken durchsetzte Moorheidestadien (MG) mit Glockenheide-, Besenheide- und Pfeifengrasbeständen.

Im nördlichen Teil des Dalumer Moores haben sich nach der Einstellung industriellen Torfabbaus Moorheiden (MG) und Pfeifengras-Moorstadien (MP) entwickelt. Die umzäunten Flächen werden u.a. durch Schafbeweidung baumfrei gehalte. Am westlichen Rand dieser Flächen liegen wiedervernässte Bereiche mit kleineren Wasserflächen (SO). Dazwischen entwickeln sich Wollgras-Moorstadien (MW). Der westliche Teil des Gebiets wird aus mehreren Ackerflächen (A) gebildet.

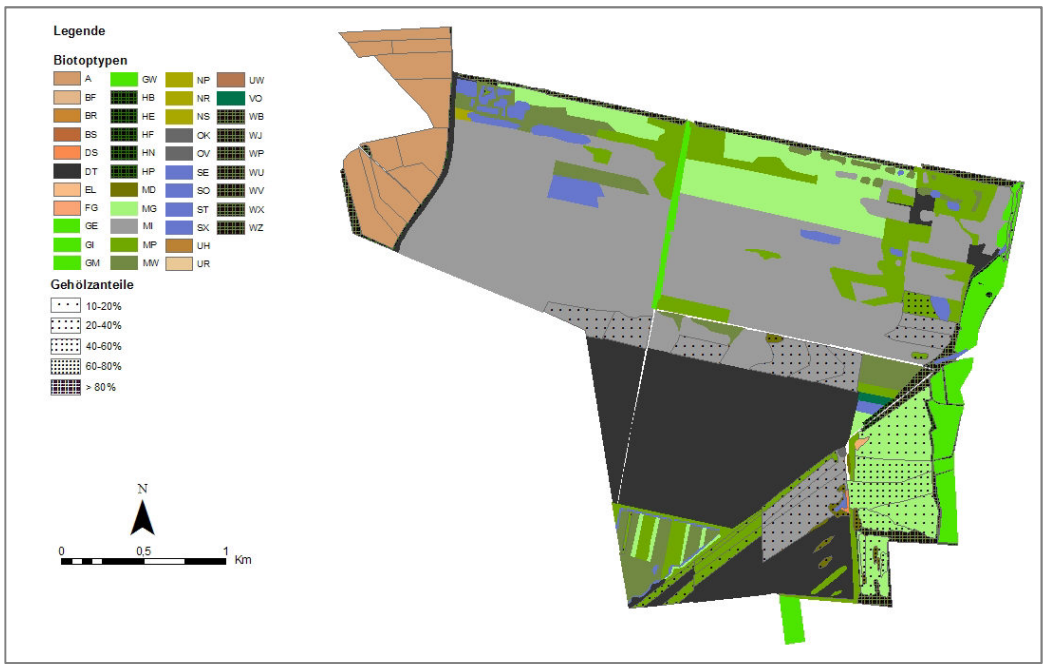

Abbildung 20: Karte mit Biotoptypen im Dalum-Wietmarscher Moor (DM) (Abkürzungen im Anhang)

Abbildung 21 verdeutlicht, dass im Dalum-Wietmarscher Moor vegetationsfreie Abtorfungsbereiche und Initialmoorstadien mit einem Flächenanteil von 57 % überwiegen. Daneben sind aber auch aus naturschutzfachlichen Gesichtspunkten wertvolle Biotope wie Moorheidestadien (MG, 12 %) und Pfeifengrasstadien (MP, 9 %) und Wollgrasstadien (MW, 4%) relativ stark vertreten.

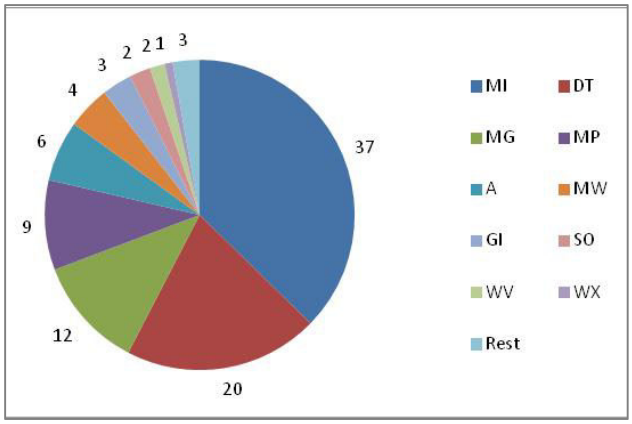

Abbildung 21: Anteile der Biotoptypen im Dalumer Moor in % (Abkürzungen im Anhang)

Das Dalum-Wietmarscher Moor ist als EU-Vogelschutzgebiet ausgewiesen. Es gilt mit seiner Pflanzenwelt und nassen Standorten als Brutgebiet für Wiesen- und Watvögel wie Kiebitz, Rotschenkel oder den seltenen Goldregenpfeifer (NLWKN 2012).

Neuringer Wiesen (NW)

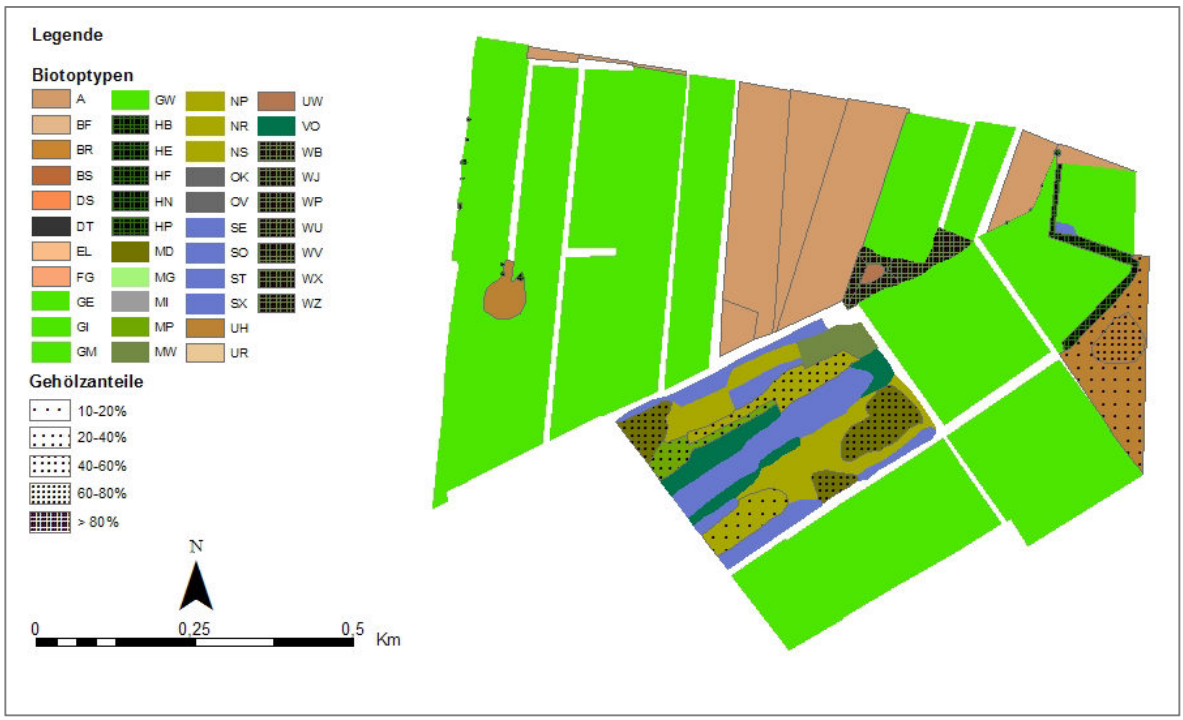

Abbildung 22: Karte mit Biotoptypen in Neuringer Wiesen (NW) (Abkürzungen im Anhang)

Das Moorgebiet Neuringer Wiesen wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt. Dementsprechend herrschen Intensiv- (GIM) und Extensiv-Moorgrünlandflächen (GEM) wie auch einige Äcker (A) vor (Abbildung 22). Im östlichen Teil gibt es Gras- und Staudenfluren feuchterer Standorte (UHF), die Brachestadien von Grünland darstellen. Zentral gelegen sind wiedervernässte Flächen mit offenen Wasserflächen (SO, ST), torfmoosreichen Flatterbinsenrieden (NSF), Wollgras-Torfmoos-Schwingrasen (MWS) und Torfmoos-Wollgras-Moorstadium (MWT). An trockenen Stellen dieses Hochmoorkomplexes entstehen Bereiche mit Gehölzjungwuchs (MDB).

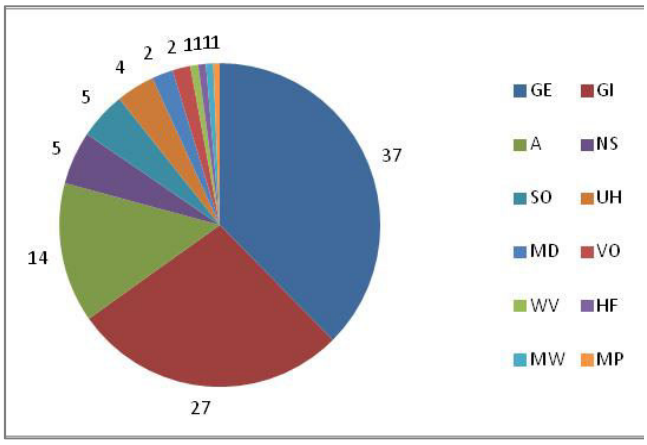

Abbildung 23: Anteile der Biotoptypen im Neuringer Wiesen in % (Abkürzungen im Anhang)

Landwirtschaftlich genutzte Flächen mit Intensiv- und Extensivgrünland sowie Acker nehmen mit 68 % den größten Flächenanteil ein. Besonders schutzwürdige Biotope treten mit insgesamt 4-5 % des Flächenanteils nur relativ kleinflächig auf (Abbildung 23).

4.3. Gesamtbetrachtung

Die Vegetation der untersuchten Hochmoore ist geprägt durch eine Vielzahl verschiedenster Degenerations- und Sukzessionsstadien der im Naturzustand relativ gleichförmigen, baum- und strauchlosen Hochmoorlandschaft. Viele der festgestellten Biotope sind nach §30 BNatSchG in Verbindung mit §24 NAGBNatSchG oder Lebensraum der FFH-Richtlinie gesetzlich geschützt.

In dem vielfältigen Vegetationsmosaik dieser Moore wird der Einfluss des Menschen in seiner zeitlichen Abfolge recht deutlich. Die nach dem Torfabbau wieder der natürlichen Entwicklung überlassenen Moorflächen werden nach nur wenigen Jahren wieder von einer Pflanzenwelt besiedelt, die der ursprünglichen, natürlichen Hochmoorvegetation mehr oder weniger ähnlich ist. Diesen Zustand zu verbessern, setzt große Anstrengungen von Seiten des Natur- und Moorschutzes voraus. Hohe Grundwasserstände und geringe atmosphärische Stickstoffeinträge sind dabei eine wesentliche Voraussetzung.

Die festgestellten hohen Anteile von Moorheidestadien (MG), Pfeifengras-Moorstadien (MP) sowie sonstige Moordegenerationsstadien, die oft großflächig mit Gehölzen bedeckt sind, zeugen von einem gestörten Wasserhaushalt, wobei vermutlich auch ein erhöhtes Nährstoffangebot eine Rolle spielt. Trockene Moorbereiche und ein Nährstoffüberangebot begünstigen die Ausbreitung von Pfeifengras, Besenheide und Birke. Natürliche, torfmoosreiche Hochmoorschwingrasen sind auf nur wenige Relikte beschränkt. Diese besonders wertvollen Biotope (Wollgras-Moorstadien (MW) mit dem schmalblättrigen Wollgras und Scheiden-Wollgras sowie Torfmoosen kommen auf weniger als 5 % der Fläche vor. Erhalt und Förderung dieser seltenen Biotope bedürfen daher intensiver Bemühungen, unter denen die Herstellung einer ausreichenden Wasserversorgung im Vordergrund steht. Aber auch die Minderung der aktuell hohen N-Depositionen stellt eine Gefährdung dar, die insbesondere die weniger vernässten, jedoch deutlich stärker verbreiten Degenerationsstadien betrifft.

5. NH_3-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre

K. Mohr, L. Broer

Mit dem Ziel, das großräumige NH_3-Belastungsniveau in der Region und die lokalen Unterschiede zu ermitteln, wurden Messungen der NH_3-Konzentrationen an 11 Orten im Untersuchungsgebiet durchgeführt. Zudem sollte an einem Moorstandort beispielhaft die abschirmende Wirkung von Gehölzpflanzung gegenüber Ammoniakimmissionen von den unmittelbar angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen ermittelt werden.

5.1. Methode

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 Messung der NH_3-Konzentrationen mit IVL-Sammlern gilt als zuverlässige und geeignete Methode der Umweltbeobachtung (Kirchner et al. 1999, Dämmgen et al. 2010, GAA Hi 2012).

Die IVL-Passivsammler sind tubusförmige Passivsammler mit Turbulenzbarriere (Abbildung 24 und 25). Die Abscheidung von NH_3 findet an einem mit Citronensäure beschichteten Cellulosefilter statt. Die Sammler waren in einer runden Schutzhalterung an einer Maststange in 2,5 Meter Höhe über Boden exponiert (Abbildung 26). Die jeweils 4 Sammler pro Messpunkt wurden über 22 Monate alle 4 Wochen beprobt und anschließend im akkreditierten Labor der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA Nord-West) analysiert.

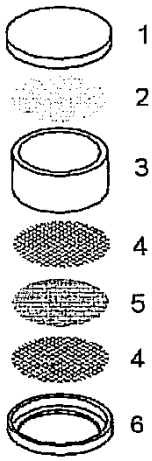

Abbildung 24 und 25: Aufbau des Passivsammlers der Bauart IVL (1: Verschlusskappe, 2: imprägniertes Filter, 3: Tubus, 4: Drahtnetz, 5: Membran, 6: Verschlusskappe mit Apertur) (VDI 2010a)

Abbildung 26: Messmast mit Passivsammlern

Im Bargerveen wurden die NH_3-Konzentrationen mithilfe von Passivsammlern und dem CO-TAG-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 (Nordijk 2012) hergestellt und werden im niederländischen Monitoring-Netzwerk (MAN) eingesetzt (Stolk et a. 2009).

Der Einfluss stärkerer lokaler Quellen in der Nachbarschaft wurde vermieden durch die Lage der Messpunkte innerhalb der Moorgebiete mindestens 300 m entfernt von den Randbereichen.

Die Messungen zur Ermittlung der Minderungswirkung von Gehölzrandstreifen erfolgten entlang eines mehrere hundert Meter langen Transektes im Wesuweer Moor (**WM**) leeseitig eines ca. 5 m breiten und 10 m hohen Gehölzstreifens. Luvseitig dieses Gehölzstreifens befand sich eine weite Ackerfläche. Für Vergleichsmessungen an einem zweiten Messtransekt wurde mehrere hundert Meter südlich hiervon der Gehölzstreifen entfernt (Abbildung 27).

Abbildung 27: Transekt mit Passivsammlern im Wesuweer Moor hinter einem Gehölzstreifen (links) und mit freier Anströmung von einer westlich vorgelagerten Ackerfläche

5.2. Ergebnisse

5.2.1. Messung der NH_3 -Immissionskonzentrationen

Abbildung 28 veranschaulicht die an den 11 Messstandorten festgestellten mittleren NH_3-Konzentrationen. Die NH_3-Konzentrationen lagen bei einem Gebietsmittel von 4,8 µg m^{-3} etwas unter dem hohen Niveau anderer agrarisch intensiv geprägter Regionen Nordwestdeutschlands (GAA 2012) mit Einzelwerten zwischen 3,9 µg m^{-3} am Messort **AN** im niederländischen Bargerveen und 5,6 µg m^{-3} im Rühler Moor/Hesepe (**HM**). Bei der überwiegenden Zahl der Messstandorte wurden mit Werten zwischen 4 und 5 µg m^{-3} nur geringe Unterschiede festgestellt. An den beiden anderen Messstellen im niederländischen Bargerveen (**AZ**, **SV**) und im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes auf deutscher Seite wurden lagen die festgestellten NH_3-Konzentrationen etwas unter dem Gebietsdurchschnitt, während im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes dieses Niveau etwas höher lag. Im Zentrum des Rühler Moors (**RM**) lagen die NH_3-Konzentrationen mit 4,0 µg m^{-3} deutlich unter den an dem dicht benachbarten Messstandort Heseper Moor (**HM**) ermittelten Wert (5,6 µg m^{-3}). Ähnlich wie im Bargerveen und im Wesuweer Moor werden geben sich sich hierdurch Randeffekte deutlich zu erkennen. Auf diesen Aspekt wird im nachfolgenden Kapitel ausführlich eingegangen.

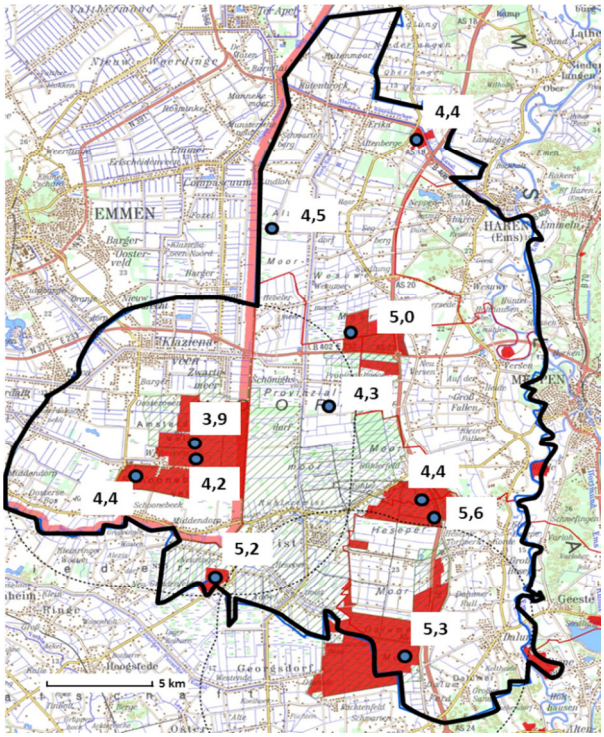

Abbildung 28: Verteilung der NH_3-Konzentrationen im Untersuchungsgebiet. Mittelwerte 21-monatiger Messungen

Der zeitliche Trend der NH_3-Konzentrationen zeigt an den einzelnen Messstellen einen sehr ähnlichen jahreszeitlichen Verlauf (Abbildung 29). Dabei kommen großräumig wirkende Einflüsse wie die Witterung und Düngung zur Geltung. Regelmäßig die höchsten NH_3-Konzentrationen mit Werten über 8 µg m^{-3} wurden während der Düngeperiode in den Frühlingsmonaten festgestellt, wodurch erhebliche NH_3-Mengen emittiert werden. In den darauffolgenden Frühjahrs- und Sommermonaten sanken die NH_3-Konzentrationen trotz steigender

Lufttemperaturen, die generell mit höheren NH_3-Freisetzungen aus den Stallanlagen und den Böden in Verbindung stehen. Erst mit der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in den Herbstmonaten steigen die NH_3-Konzentrationen erneut an, bevor sie infolge fallender Temperaturen auf das niedrigste Niveau im Winter fallen. Zeitweilig größere Unterschiede an den Messorten wurden vermutlich durch unterschiedliche Düngungen (Zeitpunkt, Dauer, Verfahren) in der näheren Umgebung verursacht. An keinem Messort auf deutscher Seite wurden kontinuierlich erhöhte NH_3-Konzentrationen festgestellt, die auf den Einfluss einer permanenten Quelle hindeuten.

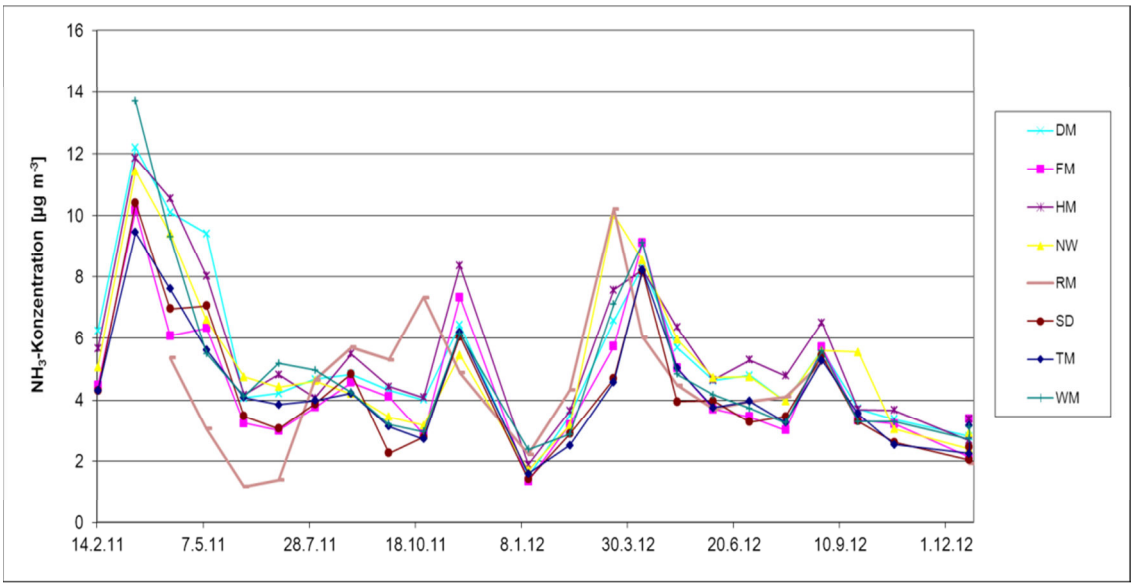

Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf NH_3-Konzentrationen an 7 Standorten des Untersuchungsraumes von Februar 2011 bis Oktober 2012

5.2.2. Wirkung von Gehölzpflanzung auf die NH_3-Belastung benachbarter Moorflächen

Der Effekt am Randbereich vieler Moorflächen vorhandenen Gehölzriegel auf die NH_3-Konzentrationen im Moor wurde beispielhaft im Wesuweer Moor untersucht. An den leeseitig einer großen, in beiden Messjahren mit Kartoffeln bestellten Ackerfläche exponierten Transekte wurden ganzjährige signifikante Unterschiede der NH_3-Konzentrationen festgestellt.

Im Mittel lagen die am 300 m langen Transekt leeseitig des Birkengehölzes gemessenen NH_3-Konzentrationen mit 6 µg m^{-3} um 0,6 µg m^{-3} unter den am ungeschützten Transekt ermittelten NH_3-Konzentrationen. Dies stellt einen mittlere Minderungswirkung von ca. 11% dar. Unmittelbar am Rand der Moorfläche war der Immissionsschutzeffekt des Gehölzes mit ca. 15% am größten, aber auch in 300 m Entfernung vom Feldrand beträgt lag der Unterschied immer noch bei 7% (Abbildung 30).

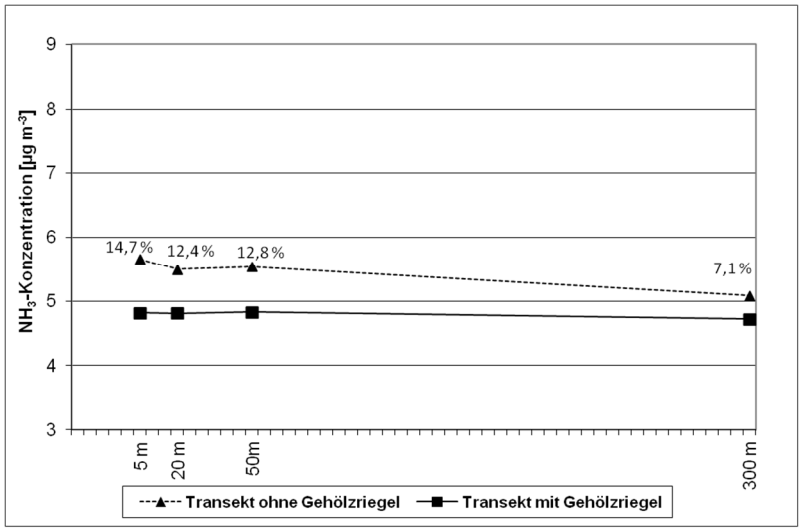

Abbildung 30: NH_3-Konzentrationen am Messtransekt im Hochmoor mit und ohne Gehölzriegel (Minderungsgrad in %)

Der Minderungseffekt des Gehölzstreifens zeigt sich während Westwindperioden deutlich und liegt im streckengewichteten Mittel bei 14% (Abbildung 31). Je nach Belaubungszustand und Entfernung betrug die Minderung entlang des 300 m langen Transektes zwischen etwa 13% und 22% (Abbildung 32 und Abbildung 33). Die höchste Minderung wurde in der Belaubungsphase am gehölznächsten Messpunkt festgestellt.

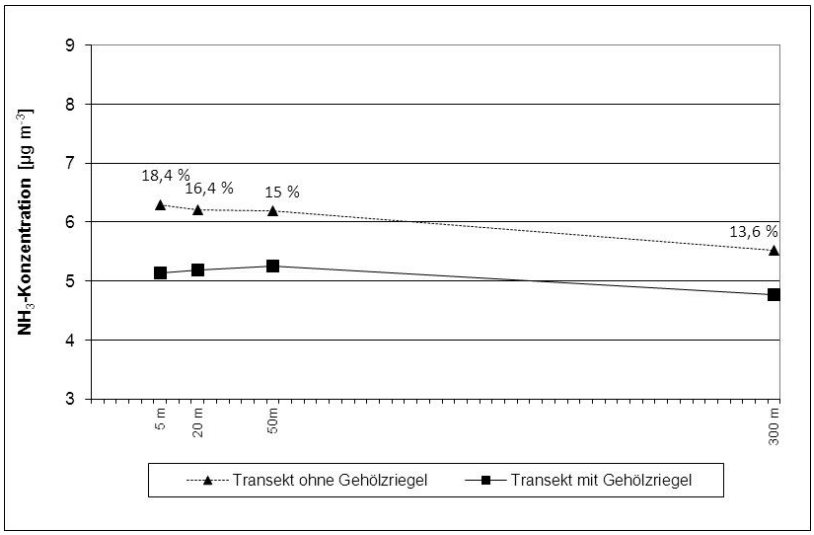

Abbildung 31: NH_3-Konzentrationen am Messtransekt im Hochmoor mit und ohne Gehölzriegel bei Westwinden (Minderungsgrad in %)

Der mit 15 % etwas höhere Minderungseffekt im Winter ist auf Möglicherwiese stärkere Winde und Turbulenzwirkungen zurückzuführen, wodurch es zu einer Durchmischung der bodennahen, stärker NH_3 angereicherter Luftmassen mit geringer belasteten höheren Luftschichten kommt. Auch der in beiden Messperioden unvermeidbare Anteil östlicher Windrich-

tungen war während dieses Messzeitraumes etwas niedriger (Abbildung 34 und Abbildung 35).

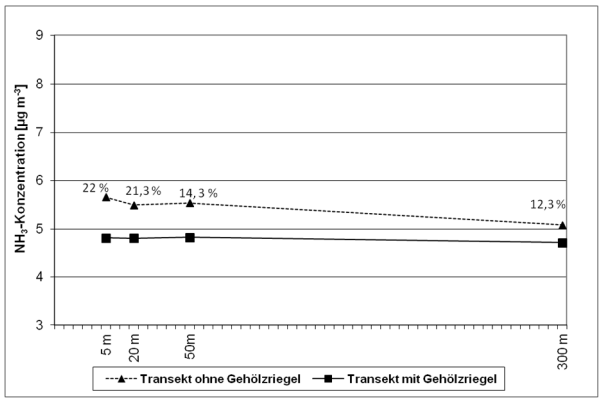

Abbildung 32: NH_3-Konzentrationen und Minderungswirkung an den Messtransekten bei überwiegend westlichen Winden (Gehölzriegel belaubt)

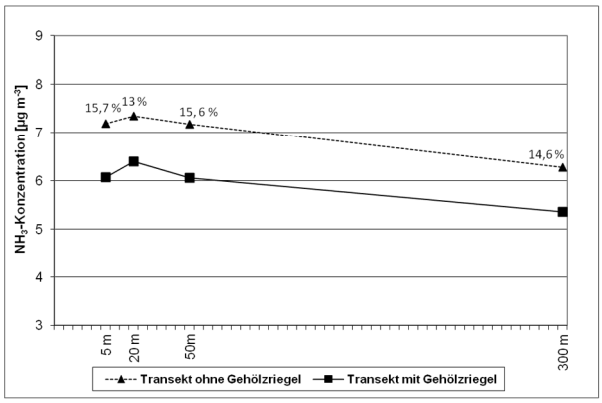

Abbildung 33: NH_3-Konzentrationen und Minderungswirkung (%) an den Messtransekten bei überwiegend westlichen Winden (Gehölzriegel ohne Laub)

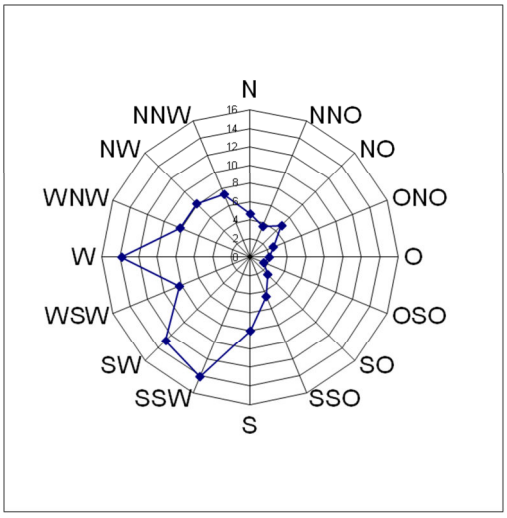

Abbildung 34: Windverteilung bei Westwinden, Gehölzriegel belaubt

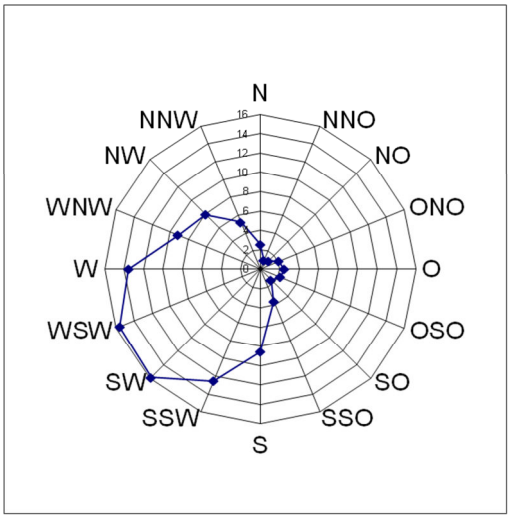

Abbildung 35: Windverteilung bei Westwinden, Gehölzriegel ohne Laub

5.2.3. Berechnung der N-Deposition aus den gemessenen NH_3 - Konzentrationen (Inferentialmethode)

Aus den Ergebnissen der NH_3-Messungen lassen sich die NH_3-Depositionen nach der sog. Inferentialmethode berechnen (

Tabelle 2). Dieses Vorgehen gestattet – unter der Annahme einer einheitlichen Depositionsgeschwindigkeit – einen Überblick über die regionale Verteilung der NH_3-Stickstoff-Depositionen in den untersuchten Mooren.

Die gemessene NH_3-Konzentrationen multipliziert mit einer Depositionsgeschwindigkeit (v_d) ergibt die trockene Ammoniak-Deposition. Für v_d wurde der aus den mikrometeorologischen Untersuchungen abgeleitete Wert von 1 cm s^{-1} verwendet (Kap. 7). Die gesamte N-Deposition ergibt sich durch Addition trockenen Ammoniak-Deposition mit der im Rühler Moor mikrometeorologisch ermittelten NO_y-Deposition (2,2 kg ha^{-1} a^{-1}, Kap. 7) und der ebenfalls nur im Rühler Moor ermittelten nassen N-Deposition (13 kg ha^{-1} a^{-1}). 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 von 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 UG ebenfalls nicht nennenswert unterscheiden.

Für das Rühler Moor (RM, Tabelle 2) errechnet sich nach der Inferentialmethode eine NH_3-N-Deposition von 11,4 kg ha^{-1} a^{-1}, insgesamt beträgt die N-Deposition 26,6 kg ha^{-1} a^{-1}. Dieser Wert liegt – trotz gleicher mittlerer Depositionsgeschwindigkeit – 2,7 kg ha^{-1} a^{-1} über dem am gleichen Ort mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition (s. Kap. 7.2.2). Dies erklärt sich in der abweichenden Wichtung der zeitlich variablen v_d und Stoffkonzentrationen bei der mikrometeorologischen Modellierung der N-Depositionen.

Tabelle 2: Trockene Deposition von NH_3 –Stickstoff ermittelt aus den mittleren NH_3-Konzentrationen und N-Gesamtdepositionen in deutschen Moorgebieten (Lage der Messorte s. Kap. 3)

Messort	NH_3-Konzentration [µg m^{-3}]	NH_3-N-Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]	N-Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]
AN	3,9	10,1	25,3
AZ	4,2	10,9	26,1
SV	4,4	11,2	26,6
TM	4,4	11,4	26,6
FM	4,5	11,7	26,9
NW	5,2	13,5	28,7
DM	5,3	13,8	29,0
RM	4,4	11,4	26,6
HM	5,6	14,6	29,8
SM	4,3	11,2	26,4
WM	5,0	13,0	28,2

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 kg ha^{-1} a^{-1}(**HM**). Unter Berücksichtigung der übrigen N-Flüsse in Höhe von zusammen 15,2 kg ha^{-1} a^{-1} addieren sich die N-Eintrage auf Gesamt-Depositionen von 25,3 (**AN**) bis 29,8 kg ha^{-1} a^{-1} (**HM**).

6. Ermittlung standortbedingter Unterschiede der N-Bestandesniederschläge in Hochmoorgebieten

J. Suda, L. Broer

6.1. Stoffflussmessungen mit Bulk- und Rinnensammlern

Die ökologische Relevanz für stickstoffempfindliche Moorgebiete erhält Ammoniak – neben anderen N-Verbindungen – durch seinen düngenden Effekt. Dabei ist die Höhe der NH_3-N Depositionen bzw. die Überschreitung der critical loads (ca. 5 kg ha^{-1} a^{-1}) maßgeblich für die ökologischen Wirkungen (Dosis-Wirkungsbeziehung). Messtechnisch lassen sich N-Depositionen nur über aufwändige mikrometeorologische Methoden erfassen (s. Kap. 7). Die hier dargestellten Ergebnisse von Niederschlagsmessungen geben daher die N-Depositionen nur näherungsweise wieder und werden daher als „N-Bestandesniederschlag“ bezeichnet. Der Vorteil dieser Messungen liegt in der Möglichkeit, die durch die Vegetation selbst verursachten, kleinräumigen Unterschiede der N-Depositionen mit vertretbarem Aufwand nachzuzeichnen, denn die Höhe der N-Depositionen können durch die abweichende Struktur der Pflanzenbestände bei gleicher Luftschadstoffkonzentration erheblich variieren.

6.2. Methode

Die Erfassung der N-Bestandesniederschläge erfolgte am Standort Rühler Moor im Wald, unter Solitär-Bäumen und im Freiland. Hierzu wurde der vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie eingesetzte Sammlertyp „Osnabrück“ (NLÖ 1993) verwendet. Dieses Messsystem besteht aus 6 offenen Einzelsammlern (Bulksammler) mit einer Auffangfläche von jeweils 200 cm² (Abbildung 36). Am Messstandort im Wald wurden jeweils 3 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 37 bis Abbildung 38). Der Eintritt gröberer Schmutzpartikel wird durch Filterwatte im Trichtersystem verhindert. Zur Vermeidung von Verunreinigungen durch Vogelkot von Greifvögeln waren am Rand jeder Sammlergruppe jeweils 4 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 3 auf einer heidebewachsenen Moorfläche einzeln stehenden (Solitär-) Bäumen wurde jeweils 1 Sammlersystem installiert (Abbildung 38). Die Teilproben jedes Sammlersystems wurden nach der Eliminierung sichtbar verunreinigter Einzelproben zu einer Mischprobe vereint. Im Freiland kam ein Sammler-System zum Einsatz.

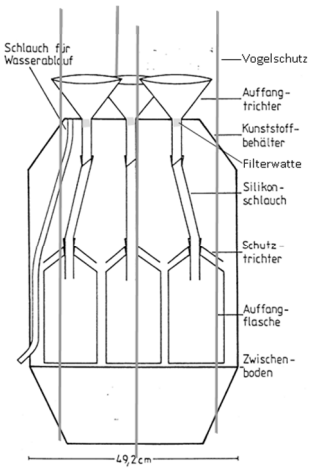

Abbildung 36: Querschnitt durch das Messsystem „Osnabrück“

Abbildung 37: Bulksammler im Moorbirkenwald

Abbildung 38: Bulksammler im Freiland und unter Solitärbäumen (im Hintergrund)

Zur Messung der N-Bestandesniederschläge unter Heide wurden am Standort **RM** und **WM** Rinnensammler 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 39). Das Sammelgefäß wurde im Boden eingegraben und mit einer schwarzen Teichfolie gegen Lichteinwirkungen abgeschirmt. Gröbere Schmutzpartikel wurden durch Filterwatte in der Trichtermündung zurückgehalten.

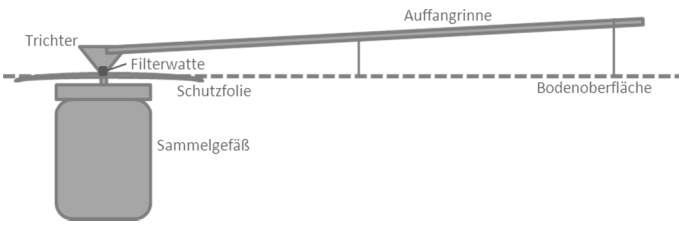

Abbildung 39: Aufbau des Rinnen-Messsystems unter Heide

Abbildung 40: Unter Besenheide im Hochmoor installierter Rinnensammler

Zur Vermeidung lokaler Standorteffekte wurden die Rinnensammler unter strukturell vergleichbaren Heidebeständen installiert (Abbildung 40). An jedem Messstandort wurden 3 getrennt beprobte Messsysteme eingesetzt.

Die Probenentnahmeintervalle betrugen bei mittleren Außentemperaturen von über 10 °C maximal 2 Wochen. Die Proben von zwei aufeinanderfolgenden Perioden wurden volumengewichtet zu einer 4-Wochen-Mischprobe vereinigt. Bei niedrigeren Außentemperaturen wurden die Niederschlagsproben in Abständen von 4 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 erfolgte über die Multiplikation der analysierten Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und gelöster N-Verbindungen mit den Niederschlagsmengen. Die unter den Heidepflanzen untersuchten Niederschlagsproben enthielten oftmals weniger Stickstoff als der Freilandniederschlag, was auf eine N-Aufnahme über die Pflanzenoberflächen hindeutet. Diese Mengen wurden über den Massenbilanzansatz von Draajers & Erisman (1995) auch bei den Ergebnissen anderer Niederschlagsmessungen berücksichtigt.

6.3. Ergebnisse

6.4. Messung der N-Bestandesniederschläge in unterschiedlichen Pflanzenbeständen

In Tabelle 3 sind die an den 4 unterschiedlichen Pflanzenformationen im Rühler Moor gemessenen N-Bestandesniederschläge zusammengestellt. Die geringsten Stickstoff-Eintragsraten wurden im Freiland festgestellt. Über den etwa 2-jährigen Untersuchungszeitraum betrugen die hier nahezu ausschließlich durch sedimentierende Niederschläge (nasse Deposition: Regen, Schnee) deponierten N-Mengen im Mittel 13 kg ha^{-1} a^{-1}. Wegen der vergleichsweise geringen Oberfläche sind ähnliche Eintragsraten sind für vegetationsfreie Flächen wie abgetorfte Flächen und See zu erwarten.

Tabelle 3: N-Einträge über den Bestandsniederschlag unterschiedlicher Standorte im Rühler Moor. *N-Eintrag unter Berücksichtigung der mit Heide bewachsener Freiflächen

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

Unter der Vegetation wurden, bedingt durch den zusätzlichen Beitrag der trockenen Deposition, die sich an den Pflanzenbeständen abscheidet und über den Regen in die Niederschlagssammler eingetragen wird, mehr oder minder deutlich mehr Stickstoff in den Boden eingetragen. Ein nur geringer Mehreintrag von 2 kg ha^{-1} a^{-1} war unter Besenheidebeständen festzustellen. Demgegenüber erhöht sich der N-Bestandesniederschlag im Birkenwald um weitere 8 kg ha^{-1} a^{-1} auf 23 kg ha^{-1} a^{-1}. Noch höhere N-Einträge wurden mit 29 kg ha^{-1} a^{-1} unter solitär stehenden 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 kg N ha^{-1} 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 kg ha^{-1} 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 kg ha^{-1} a^{-1} einnehmen.

In dem zeitlichen Verlauf der N-Flüsse aller 4 Messstandorte (Abbildung 41) spiegelt sich auf unterschiedlichem Niveau das Wettergeschehen – in diesem Fall die im 4-wöchigen Messzeitraum gefallenen Niederschlagsmengen – wider. Ein Einfluss markanter Immissionsereignisse, wie für die NH_3-Konzentrationen in Abbildung 29 dargestellt, kommt dadurch nicht zur Geltung.

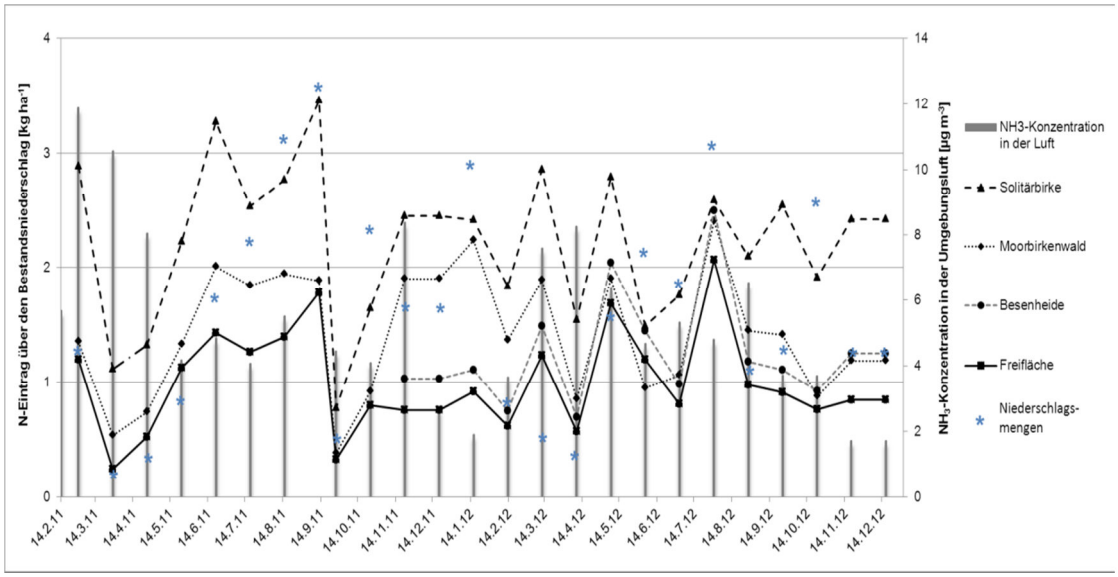

Abbildung 41: Zeitlicher Verlauf 4-wöchiger N-Einträge über den Bestandsniederschlag im Rühler Moor und zeitgleich NH_3-Konzentrationen in der Luft

Unter Heide war die zeitliche Varianz der N-Depositionen am stärksten ausgeprägt. Zeitweilig erreichten sie das hohe Niveau des Moorbirkenwaldes oder sie fielen, v.a. in den Sommermonaten auf die N-Eintragsraten unter den im Freiland ermittelten Werte zurück. Die Ursache hierfür ist vermutlich die Aufnahme der im Niederschlag gelösten N-Verbindungen über die oberirdisch (immergrünen) Pflanzenteile, wodurch es zu einer Abreicherung dieser Stoffe im auf-

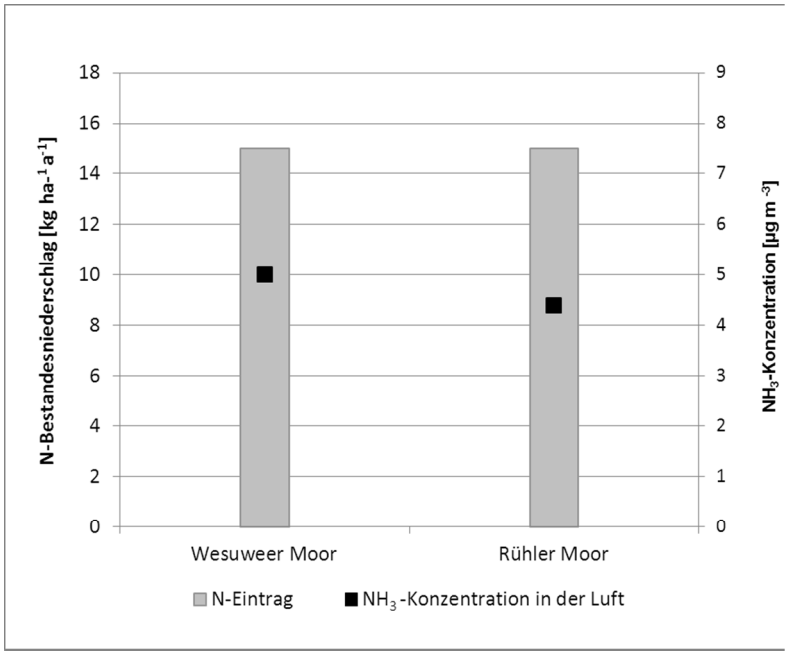

Abbildung 42: Mittlere NH_3-Konzentrationen und N-Bestandesniederschlag unter Heide im Rühler Moor und Wesuweer Moor. November 2011 bis Oktober 2012

gefangenen Niederschlagswasser kommt. Diese Mengen wurden nach dem Bilanzierungsansatz von Draajers & Erisman (2001) berücksichtigt, dennoch lagen die unter Heide erfassten N-Bestandesniederschläge nur wenig über dem Freilandniederschlag.

Die unterschiedliche Struktur der Heidepflanzen hat ebenfalls einen Einfluss auf die Höhe der N-Einträge. Dies wird am Vergleich der Ergebnisse zwischen den Messungen am Standort Rühler Moor und Wesuweer Moor deutlich (Abbildung). Obwohl die NH_3-Konzentrationen im Rühler Moor mit etwa 1 µg m^{-3} deutlich unter den Messwerten im Wesuweer Moor lagen, war der Unterschied zwischen den N-Bestandesniederschlägen mit 1 kg ha^{-1} a^{-1} vergleichsweise gering.

6.5. Kartierung der N-Bestandesniederschläge

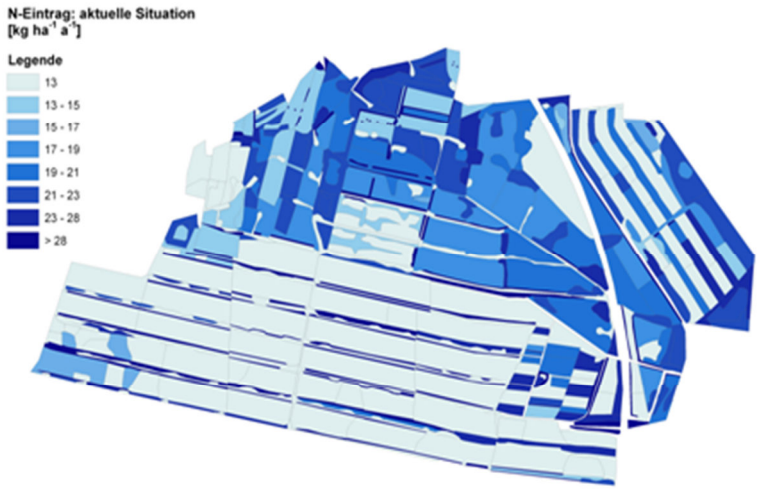

Abbildung 43: Verteilung der N-Bestandesniederschläge im Rühler Moor

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Biotoptypenkartierung (Kap. 4) und der N-Bestandesniederschlagmessung lässt sich räumlich hoch aufgelöst die vegetationsabhängige N-Eintragshöhe darstellen. Diese Werte decken sich zwar nicht mit Höhe der gesamten N-Deposition, die nach den mikrometeorologischen Untersuchungen bei den Heidebeständen ca. 50 % höher liegt (24 kg ha^{-1} a^{-1}, Kap. 7), veranschaulichen jedoch die den Einfluss der Pflanzenformationen auf die atmosphärischen N-Einträge in den Boden. Abbildung 43 zeigt dies beispielhaft am Rühler Moor. Die höchsten N-Einträge sind in linienhaften Vegetationsstrukturen wie Baumreihen, in Biotopen mit hohen Gehölzanteilen sowie Wäldern zu beobachten und die niedrigsten auf vegetationsfreien bzw. offenen Flächen ohne Gehölze und Wasserflächen.

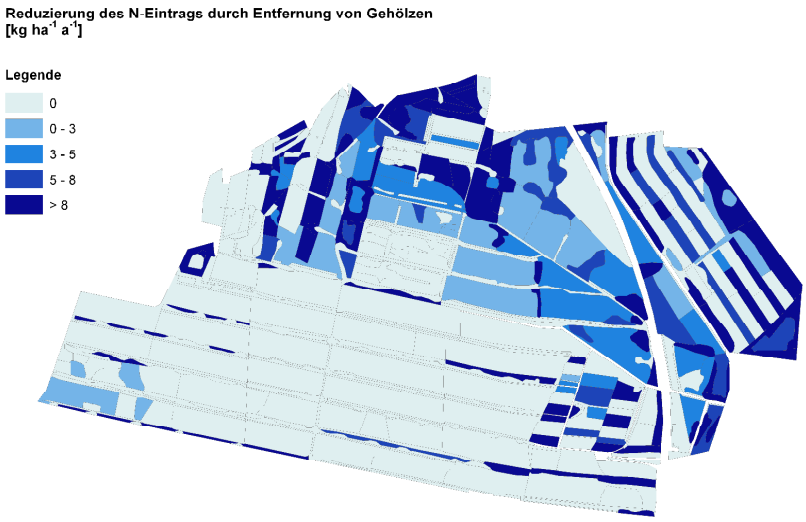

Abbildung 44: Minderung des N-Eintrags im Rühler Moor durch Entkusselung der Gehölze

Abbildung 44 stellt die Belastungssituation nach Entfernung der Gehölze (Moorbirkenwälder sowie Birke-Kiefernanflug der mit Heide- und Pfeifengras (*Molinia caerula*) bewachsen Flächen) dar. Durch die Rodung der Moorbirkenwälder würden die N-Bestandesniederschläge um bis zu 10 kg ha^{-1} a^{-1} zurückgehen. Auf den noch unverbuschten Flächen oder im Bereich der Gewässer ist durch derartige Maßnahmen keine Minderung der N-Einträge zu erzielen. Bezogen auf die gesamte Fläche des Rühler Moores würden die Maßnahmen zu einer Senkung der N-Bestandesniederschläge um 4 kg ha^{-1} a^{-1} führen. Unter Berücksichtigung der methodischen Unterschätzung der gesamten N-Depositionen ist von einem deutlich höheren Minderungspotenzial auszugehen.

7. Mikrometeorologische Ermittlung der N-Depositionen in der bodennahen Atmosphäre (vTI)

C. Brümmer, M. Hurkuck, W. Kutsch, J.-P. Delorme, J. Smith

Zahlreiche Untersuchungen bestätigen den negativen Einfluss erhöhte Stickstoffeinträge auf Hochmoore und andere N-Empfindliche Ökosysteme (Bobbink et al., 2010; Clark und Tilman, 2008; Mountford, 1993; Galloway et al., 2004; Tomassen et al., 2003; Verhoeven et al, 2011). Das Umweltbundesamt hat speziell für das Bourtanger Moor einen critical load von 5 kg N ha^{-1} a^{-1} festgelegt (Nagel et al., 2004). Über die tatsächlich vorherrschende Stickstoffbelastung ist allerdings nur wenig bekannt. Infolge der Stickstoffdüngung der umliegenden bewirtschafteten Flächen und der hohen Dichte der stark emittierenden Mastanlagen wird aber ein Stickstoffeintrag erwartet, der die lokale Belastungsgrenze übersteigt.

Im Rahmen dieses Projektes wurden am Standort Rühler Moor (RM, 2-) zwei unabhängige Methoden zur Bestimmung der Stickstoffdeposition eingesetzt:

A. Die Bestimmung der trockenen Stickstoffdeposition mithilfe eines mikrometeorologischen Messverfahrens (KAPS Denuder).

B. Die Ermittlung des Stickstoffeintrag mittels eines ITNI Systems (Integrated total Nitrogen Input) basierend auf der 15N-Verdünnungsmethode.

7.1. Methodik

Mikrometeorologische Untersuchungen stellen eine Kombination aus der Messung der Konzentrationen verschiedener Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre und der für den Stickstoffeintrag verantwortlichen (mikro-) meteorologischen Prozesse. Ebenso wie das ITNI-Verfahren werden diese Methoden werden nachfolgend kurz beschrieben.

7.1.1. Ermittlung der Konzentrationen reaktiver N-Verbindungen

Die Ermittlung wöchentlich integrierter NH_3-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre am Standort Rühler Moor erfolgte seit dem 30.03.2011 nach dem KAPS-Denuder-Verfahren. Die Messmethodik wird analog zu der in Dämmgen & Zimmerling (2002), Peake (1985), Peake & Legge (1987) und Zimmerling et al. (1997) beschriebenen Methode als Gradientenverfahren angewendet (Abbildung 45). Die beiden Messhöhen sind 6,0 und 1,5 m über Grund. Seit Anfang September 2011 erfolgt zusätzlich eine Differenzierung in Tages- und Nachtkonzentrationen. Aufgrund eines Sturmschadens am Standort kam es im Dezember

2011 zu einem zweiwöchigen Ausfall der Messungen. Von dieser Unterbrechung abgesehen, ist die Zeitreihe seit Messbeginn vollständig.

Abbildung 45: Aufbau des KAPS-Denudersystems in zwei Messhöhen (1,5 und 6 m) am Standort Rühler Moor (links) sowie Nahansicht eines Denuderpärchens (rechts).

Die chemische Bestimmung der NH_3-Konzentrationen sowie der atmosphärischen Reaktionspartner (HNO_2, HNO_3, partikuläres NH_4 und partikuläres NO_3) erfolgt mittels ionenchromatografischer Analyse im Zentrallabor des vTI-AK in Braunschweig. Der erforderliche Wechsel und Versand der Denuder-Röhrchen wird am Messstandort durch Personal des Naturparks Bourtanger Moor - Bargerveen durchgeführt. Basierend auf den gemessenen N-Konzentrationswerten werden die jeweiligen Depositionsraten unter Verwendung gemessener mikrometeorologischer Parameter wie Strahlung, Lufttemperatur, fühlbarer Wärmestrom sowie Turbulenz und atmosphärischer Schichtung in Anlehnung an das PLATIN-Modell von Grünhage & Haenel (1997, 2008) bestimmt.

.

7.1.2. Messung der mikrometeorologischen Parameter

Die Berechnung der N-Flüsse wurde basierend auf den N-Konzentrationen und verschiedenen mikrometeorologischen Parametern durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden Global- und Nettostrahlung mithilfe eines Strahlungssensors (CNR1, Kipp & Zonen, Delft, Die Niederlande) erfasst. Lufttemperatur und –Feuchte-Daten wurden mittels eines Temperaturfühlers (HMP35a, Vaisala, Helsinki, Finnland) generiert. 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 Parlite Sensor (LI-190, LI-COR Biosciences, Lincoln, USA) erfasst. Die Messungen wurden kontinuierlich in 30 Sekunden Intervallen durchgeführt und 30 Minuten Mittelwerte für die Flussberechnung verwendet. Niederschlagsmessungen wurde mit Hilfe eines automatischen Regenmessers (Thies Clima,

Göttingen, Germany) durchgeführt und 30 Minuten Summen in der Flussberechnung berücksichtigt.

7.1.3. ITNI-Verfahren

Bei der Anwendung des ITNI-Verfahrens (Russow & Weigel, 2000; Russow & Böhme, 2005; Tauchnitz et al., 2010; Weigel et al., 2000) wird der gesamte atmosphärische Stickstoffeintrag in ein geschlossenes Modellökosystem bestehend aus N-freiem Quarzsand und ^{15}N-markierten Pflanzen sowie einer zum Pflanzenwachstum benötigten Nährlösung bestimmt. Der N-Eintrag aus der Atmosphäre in das Modellsystem wird über die Verdünnung des bekannten ^{15}N-Pools für die Kompartimente Pflanze, Boden und Nährlösung errechnet. Im Gegensatz zu KAPS Denudern kann mit ITNI der gesamte Stickstoffeintrag bestimmt werden und beinhaltet somit zusätzlich die direkte Stickstoffaufnahme durch Pflanzen.

In direkter Nachbarschaft zur mikrometeorologischen Messstelle wurde die ITNI-Messanlage mit exponierten Grasgefäßen aufgebaut (Abbildung 46). Die Kulturen wurden 14 Wochen exponiert. Im darauffolgenden Jahr (2012) erfolgte eine weitere 20-wöchige Exposition, bei der zusätzlich ein typisches Gras der Hochmoore, das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) eingesetzt wurde.

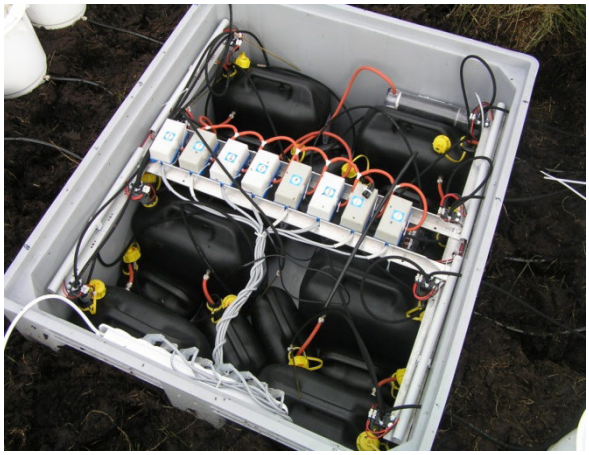

Abbildung 46: ITNI-Gefäße (links) mit Bewässerungsanlage (rechts)

Bei den exponierten Grasgefäße handelte es sich um sogenannte Kick-Brauckmann-Gefäße, die mit 10 kg Quarzsand befüllt wurden. Die im Gewächshaus vorgezogenen Pflanzen waren zum Zeitpunkt der Exposition 5 (2011) bzw. 6 Wochen (2012) alt und 10 bis 15 cm hoch. Jede Pflanze wird mit 1 ml $^{15}NH_4{}^{15}NO_3$-Lösung gedüngt. Darüber hinaus werden Makronährstoffe wie KH_2PO_4, K_2SO_4, $MgSO_4$ und Mikronährstoffe (Hoaglands-Lösung) zugegeben. Zu der Ausstattung der Boxen gehören: Kanister mit jeweils 15 l Nährlösung und Überlauf, Bewässerungspumpen und eine Belüftungsanlage für Kanister.

7.2. Ergebnisse

7.2.1. Konzentrationen reaktiver Stickstoffverbindungen

Abbildung 47 zeigt die gemessenen NH_3-Konzentrationen und die aus den gleichzeitig gemessenen meteorologischen Daten berechneten Depositionen seit Messbeginn (März 2011) bis zum aktuellen Stand der Auswertung (einschließlich Oktober 2012). Die über einen Zeitraum von einer Woche integrierten NH_3-Gesamtkonzentrationen lagen im Verlauf der ersten Monate bis Mitte Oktober 2011 permanent unter 10 µg m^{-3}. Ende Oktober zeichnete sich ein erhöhtes Konzentrationsniveau mit Spitzenwerten bis zu 15 µg m^{-3} ab. Nach einer Reduzierung der Werte im Dezember 2011 und Januar 2012 auf <5 µg m^{-3} stiegen die Konzentrationen Ende Februar 2012 wieder an und bildeten Ende März 2012 ein erneutes Maximum mit Höchstwerten >13 µg m^{-3}.

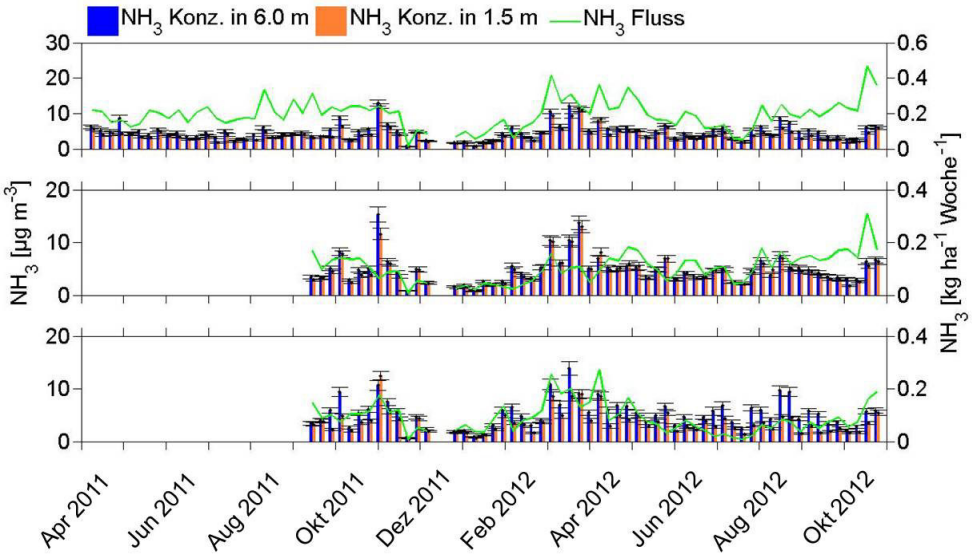

Abbildung 47: NH_3-Konzentrations- und Depositionsverlauf am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte).

Das Konzentrationsniveau der anderen N-Verbindungen (pNH_4, pNO_3, HNO_2, HNO_3) lag deutlich unter dem von NH_3, die jeweiligen jahreszeitlichen Verläufe mit Herbst- und Frühjahrspeaks zeigten jedoch – mit Ausnahme von HNO_3 – ähnliche Muster. Die Konzentrationswerte in den Sommermonaten lagen für NH_4-Partikel meist zwischen 0,5 und 2 µg m^{-3} (Abbildung 48), für NO_2-Partikel permanent unter 1 µg m^{-3} (Abbildung 49). Während die Spitzenwerte für NH_3 in den Frühjahres- und Herbstmonaten ermittelt wurden, erreichten die Konzentrationen der partikulären Verbindungen NH_4 und NO_3 die Höchstwerte Ende Januar und Ende März 2012. Die Maxima lagen für pNH_4 bei bis zu 7 µg m^{-3} sowie bis zu 5 µg m^{-3} für pNO_3.

Auch für HNO_2 konnte ein bimodaler Konzentrationsverlauf festgestellt werden (Abbildung 50). Extrem niedrige Konzentrationen am Rande der Nachweisgrenze von permanent <0,7 µg m^{-3} wurden während der Sommermonate 2011 und 2012 gemessen. Die Höchstwerte im Herbst 2011 lagen bei etwas unter 3 µg m^{-3} sowie bei etwas über 2 µg m^{-3} im Januar 2012. Keine signifikante jahreszeitliche Dynamik wurde für den Konzentrationsverlauf von HNO_3 beobachtet (Abbildung 51). Die gemessenen Werte lagen im Beobachtungszeitraum bei einem arithmetischen Mittel von 0,7 µg m^{-3} zwischen 0,2 und 2,6 µg m^{-3}.

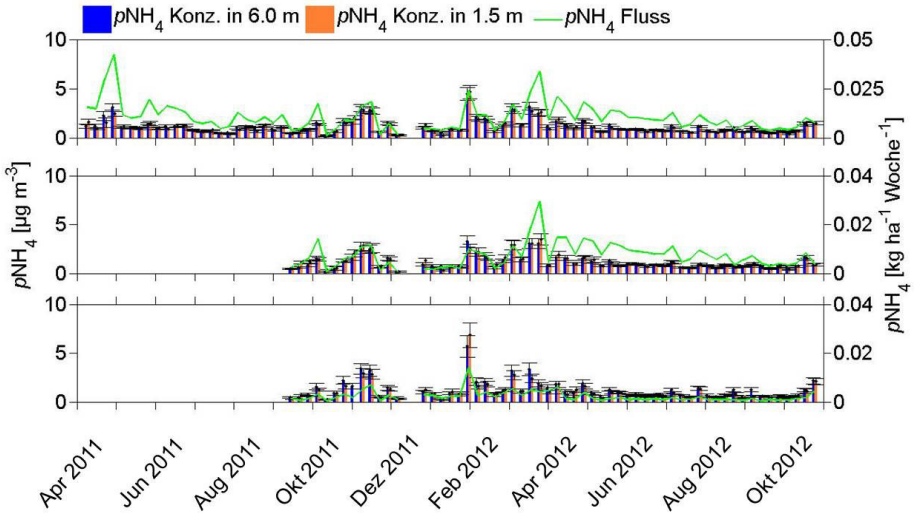

Abbildung 48: pNH_4-Konzentrations- und Depositionsverlauf am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte).

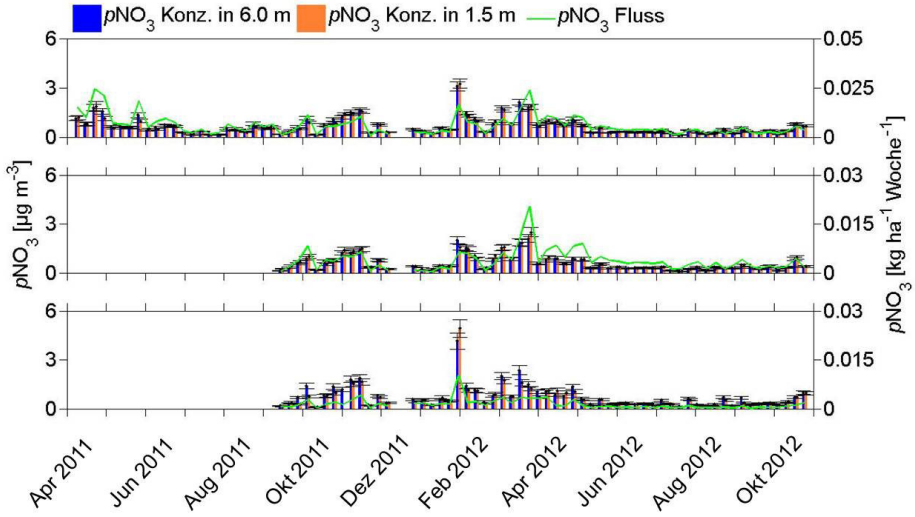

Abbildung 49: pNO_3-Konzentrations- und Depositionsverlauf am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte).

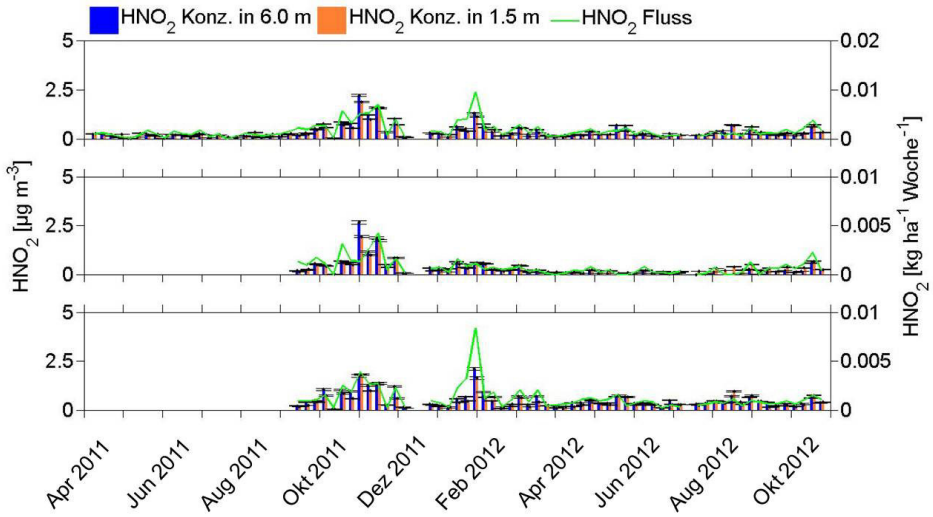

Abbildung 50:HNO_2-Konzentrations- und Depositionsverlauf am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte).

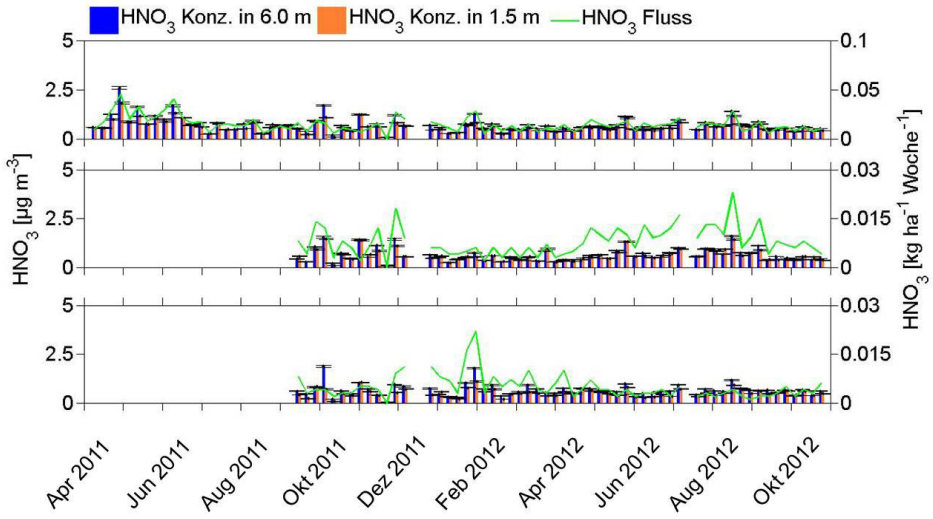

Abbildung 51: :HNO_3-Konzentrations- und Depositionsverlauf am Standort Rühler Moor (oben: gesamt, Mitte: Tageswerte, unten: Nachtwerte).

Für alle fünf bestimmten N-Verbindungen wurde im Durchschnitt an der oberen Messhöhe eine höhere Konzentration als an der unteren Messhöhe ermittelt (Abbildung 52). Diese Beobachtung bildet die Grundvoraussetzung für die Anwendung des Gradientenverfahrens zur Ermittlung vertikaler Flüsse zwischen Atmosphäre und Biosphäre. Die niedrigeren Werte an der unteren Messhöhe deuten auf eine permanente Deposition aller N-Verbindungen hin. Die verhältnismäßig größere Differenz zwischen oberer und unterer Messhöhe bei NH_3 ist ein erster Indikator für die mengenmäßig deutlich höheren Depositionsraten von NH_3 im Vergleich zu pNH_4, pNO_3, HNO_2 sowie HNO_3 (siehe Abschnitt *Depositionen*).

Ein relativ ausgeglichenes Bild ergibt sich bei der Differenzierung zwischen Tages- und Nachtkonzentrationen (Abbildung 53). Während für NH_3 und pNH_4 Tages- und Nachtwerte in

etwa gleich verteilt sind (51% Tag – 49% Nacht für NH_3 bzw. 50% Tag – 50% Nacht für pNH_4), zeigt sich für HNO_2 eine deutliche Ausprägung mit höheren Nachtwerten (59% Nacht – 41% Nacht). Auch partikuläres NO_3 weist geringere Tages- als Nachtwerte auf. Für HNO_3 wurde eine leichte Tendenz zu höheren Tageswerten (52%) ermittelt.

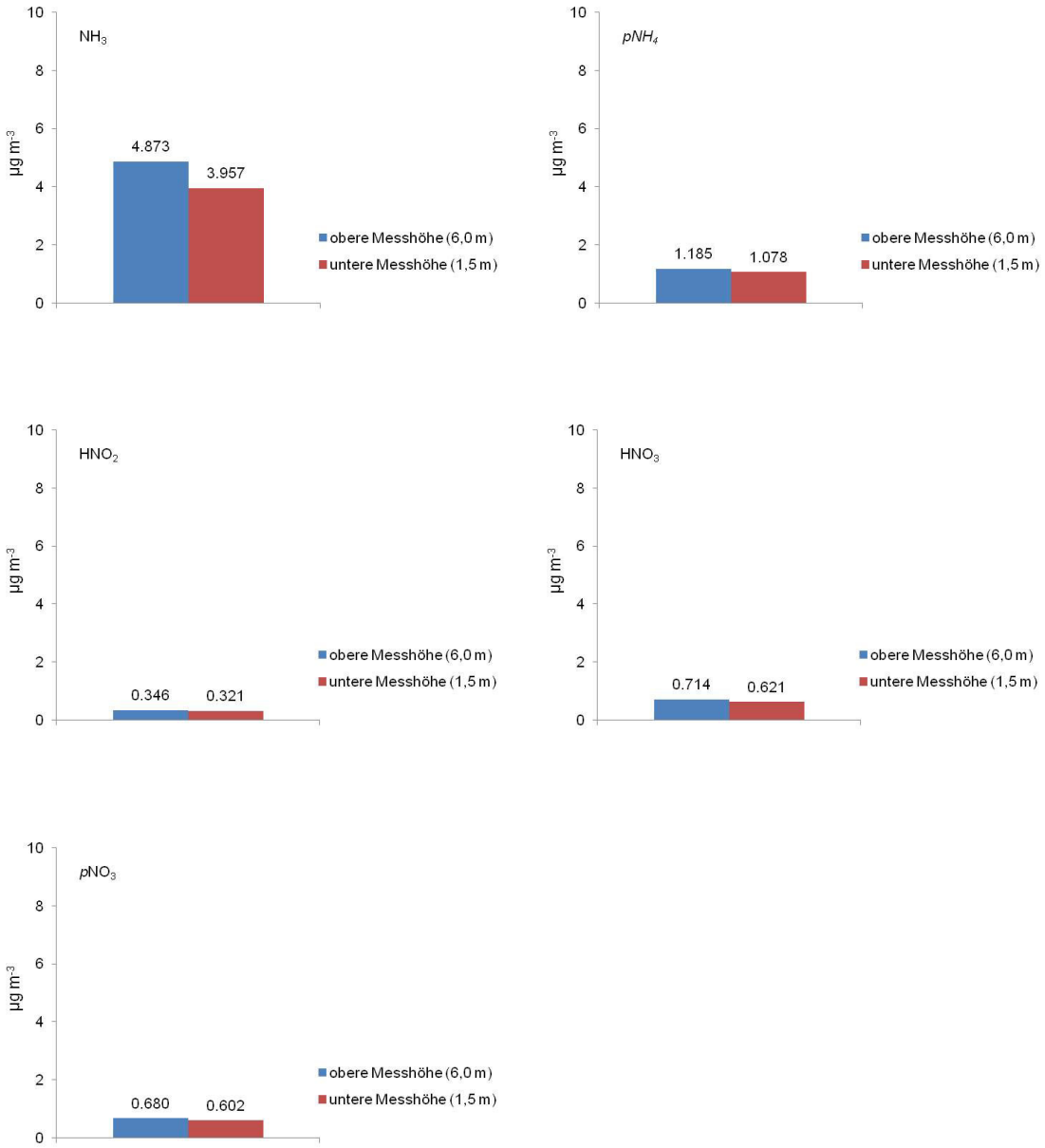

Abbildung 52:Gemittelte Konzentrationen von NH_3, pNH_4, pNO_3, HNO_2 und HNO_3 auf den Messhöhen 1,5 und 6,0 m im Beobachtungszeitraum März 2011 bis Oktober 2012 am Standort Rühler Moor.

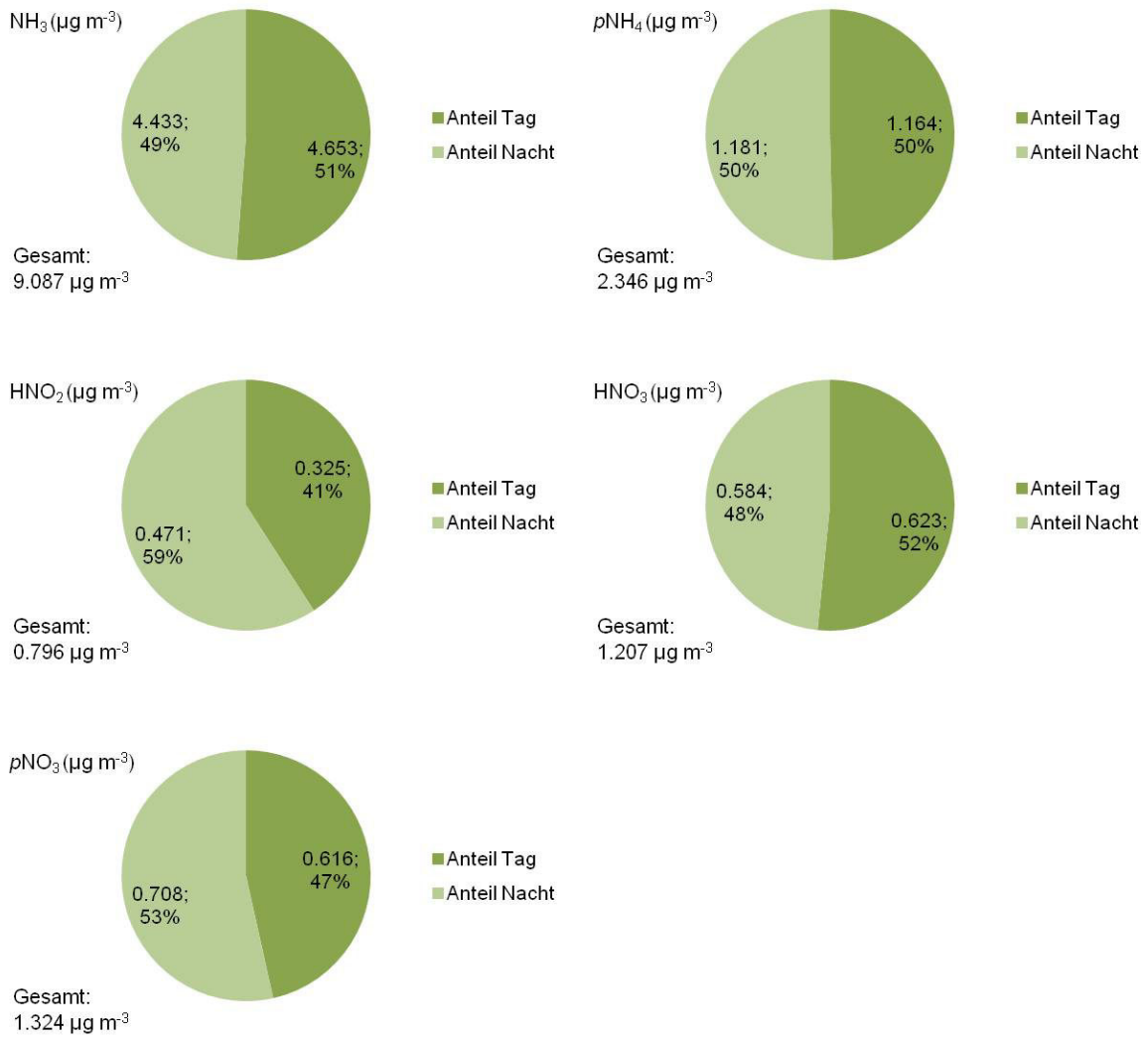

Abbildung 53:Anteile von Tages- und Nachtkonzentrationen an der Gesamtkonzentration von NH_3, pNH_4, pNO_3, HNO_2 und HNO_3 im Zeitraum September 2011 bis Oktober 2012 am Standort Rühler Moor.

7.2.2. Stickstoffdepositionen

Ähnlich wie bei den Konzentrationen, zeigten sich teilweise bimodale Muster mit Depositionspeaks im Herbst 2011 und Frühjahr 2012. Für NH_3 lagen die wöchentlichen Depositionsraten jedoch von Beginn an auf einem konstant hohen Niveau von etwa 0,2 kg N ha^{-1} $Woche^{-1}$ (Abbildung 54). Diese fielen erst zum Jahreswechsel hin auf unter 0,1 kg N pro Hektar und Woche ab und stiegen im Frühjahr 2012 bis auf 0,4 kg N pro Hektar und Woche an. Die hohen sommerlichen Depositionsraten sind – trotz geringerer NH_3-Konzentrationen – auf die in der Wachstumsphase höhere NH_3-Aufnahme über die Spaltöffnungen bzw. geringere stomatäre Widerstände der Pflanzen zurückzuführen. Die Depositionsraten der vier anderen N-Verbindungen liegen auf einem um etwa einer Größenordnung niedrigeren Niveau. Während ein hoher linearer Zusammenhang zwischen Konzentrationen und Depositionen für HNO_2 mit

Hintergrundraten <0,003 kg N pro Hektar und Woche im Sommer und Winter sowie Peakraten bis zu 0,009 kg N pro Hektar und Woche im Herbst und Frühjahr beobachtet wurden, zeigten sich für pNH_4, pNO_3 und HNO_3 (Abbildung 48, Abbildung 49, Abbildung 51) keine signifikant ausgeprägten saisonalen Muster mit Ausnahme erhöhter Depositionsraten im Frühjahr/Frühsommer 2011 (bis zu 0,04 kg N ha^{-1} $Woche^{-1}$ für pNH_4, 0,025 kg N ha^{-1} $Woche^{-1}$ für pNO_3 und bis zu 0,05 kg N ha^{-1} $Woche^{-1}$ für HNO_3).

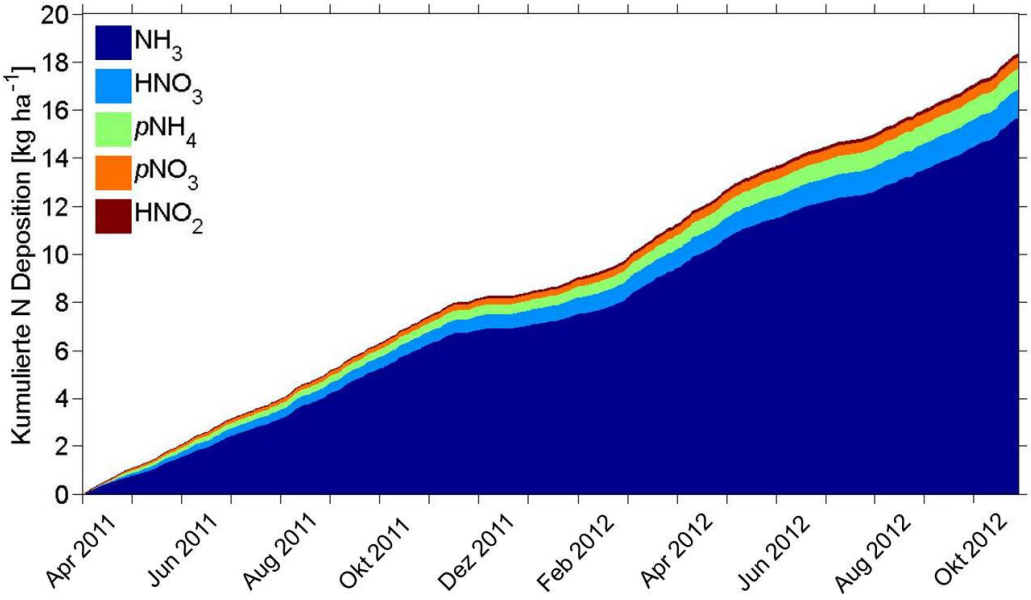

Abbildung 54:Kumulierte N-Depositionen der einzelnen Verbindungen NH_3, pNH_4, pNO_3, HNO_2 und HNO_3 im Zeitraum April 2011 bis Oktober 2012 am Standort Rühler Moor.

Deutliche Unterschiede wurden zwischen Tages- und Nachtdepositionen der einzelnen N-Verbindungen ermittelt. Da Partikeldepositionen von NH_4 und NO_3 in erster Linie turbulenzgesteuert sind, konnten sichtlich höhere Aufnahmeraten während des Tages bei entsprechend ausgeprägter Vermischung der bodennahen Atmosphäre sowie zu Zeitpunkten erhöhter Konzentrationen identifiziert werden (Herbst 2011 und Frühjahr 2012). Für NH_3 und HNO_2 hingegen war das Verhältnis von Tages- zu Nachtdepositionen im Mittel relativ ausgeglichen mit leichter Tendenz zu höheren Depositionen in der Nacht. Im Falle von HNO_2 ist hierfür ein Ereignis mit nachts signifikant über dem Durchschnitt liegenden Konzentrationen Ende Januar 2012 verantwortlich, welches zu entsprechend höheren Depositionen gegenüber den Tagessituationen führt. Im Falle von NH_3-Depositionen ist wiederum eine positive Korrelation – wenn auch in etwas schwächer ausgeprägter Form – mit den Konzentrationen zu erkennen. Trotz des nächtlich erhöhten stomatären Widerstandes der Pflanzen, der in der Regel zu niedrigeren Depositionsraten gegenüber den Tagessituationen führt, sowie die durch

stabile atmosphärische Schichtung (geringe Windgeschwindigkeiten, geringe Turbulenz) hervorgerufenen höheren Konzentrationsdifferenzen zwischen oberer und unterer Messhöhe, liegen die nächtlichen Depositionen auf etwa demselben Niveau wie die Tagesdepositionen. 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 während des Tages ermittelten HNO_3 Depositionen waren im Schnitt höher als die während der Nacht. Hierfür waren insbesondere signifikant erhöhte Tagesdepositionen im Spätsommer und Herbst 2012 verantwortlich.

Abbildung 54 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 9,035 kg N ha^{-1} als NH_3, 1,071 kg N ha^{-1} als HNO_3, 0,637 kg N ha^{-1} als partikuläres NH_4, 0,377 kg N ha^{-1} als partikuläres NO_3 sowie 0,129 kg N ha^{-1} als HNO_2 deponiert. Daraus ergibt sich eine trockene Gesamtdeposition von 11,25 kg N ha^{-1}. Die Anteile der Einzelverbindungen betrugen 80% für NH_3, 10% für HNO_3, 6% für *p*NH_4, 3% für *p*NO_3 sowie 1% für HNO_2 (Abbildung 55). Zusammen mit der über Niederschlagsmessungen (Kap. 6) ermittelten nassen Deposition (13 kg ha^{-1} a^{-1}) errechnet sich für die Heideflächen des Rühler Moors eine gesamte N-Deposition von gerundet 25 kg ha^{-1} a^{-1}.

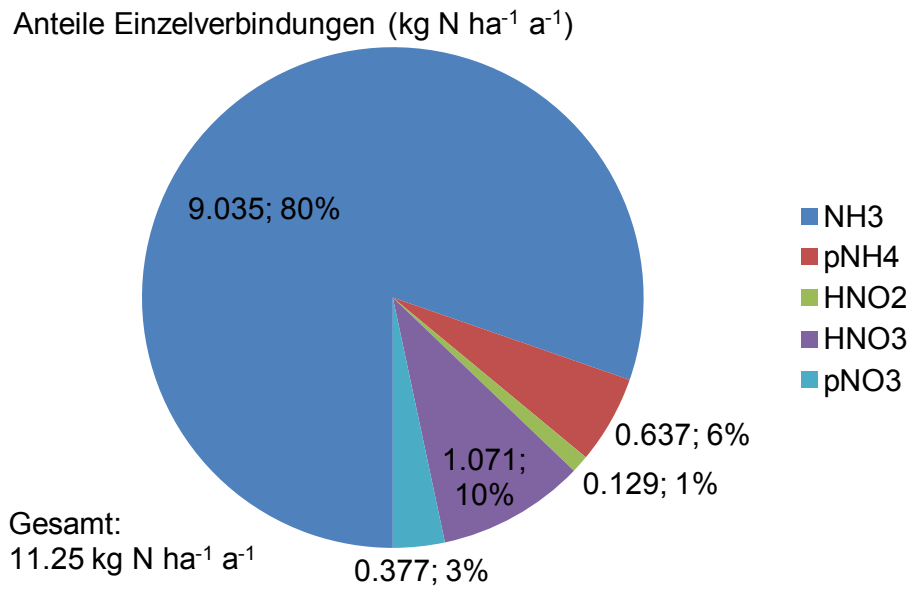

Abbildung 55: Anteile der N-Verbindungen NH_3, $p_{(artikuläres)}NH_4$, $p_{(artikuläres)}NO_3$, HNO_2 und HNO_3 am Gesamtaustausch innerhalb des ersten Messjahres (April 2011 bis März 2012) am Standort Rühler Moor.

7.2.3. Ermittlung der Stickstoffdepositionen mit dem ITNI-Verfahren

Mithilfe des ITNI-Verfahrens können Stickstoffmengen ermittelt werden, die von Pflanzen direkt aus der Atmosphäre aufgenommen werden und technisch nicht direkt messbar sind.

Zu diesem Zweck wurde im Juni 2011 Saatgut von *Lolium multiflorum* (Welsches Weidelgras) im Gewächshaus des vTI-AK angezogen. Die ausgetriebenen Gräser wurden im Juli 2011 in acht Kick-Brauckmann Vegetationsgefäße gepflanzt und im Versuchsgelände exponiert (Abbildung 56). Die Expositionsdauer betrug ca. 14 Wochen. Die Gräser wurden in sechsmaliger Teilmenge mit insgesamt 25 ml $^{15}NH_4$ $^{15}NO_3$ Lösung (=0,5 g N) manuell gedüngt. Die Zugabe weiterer Makro- und Mikronährstoffe (u.a. Phosphor, Kalium und Magnesium) erfolgte automatisiert im geschlossenen Kreislauf (Abbildung 56). Der Versuch endete mit der Ernte Ende Oktober 2011. Zur Quantifizierung der Stickstoffaufnahme einzelner Bestandteile wurden die Modell-Ökosysteme in die Fraktionen Pflanze (ober- und unterirdisch), Sandauflage und Sand sowie Nährlösung getrennt. Ein Teil der Pflanzen wies zum Zeitpunkt der Ernte bereits erste Merkmale eines Reifeprozesses auf, sodass ein gasförmiger Verlust von N in Form von Ammoniak zunächst nicht ausgeschlossen werden konnte. Um eventuelle Unterschiede im Stickstoffgehalt in der verbleibenden Biomasse zu quantifizieren, wurde zusätzlich eine Trennung der oberirdischen Blattmasse in *Blatt grün* und *Blatt braun* vorgenommen. Die Laboranalytik erfolgte mittels Elementaranalysator (Gesamt-N-Gehalt) und Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (^{15}N-Gehalt).

Abbildung 56: Aufbau der ITNI-Gefäße am Standort Rühler Moor.

Die mithilfe des ITNI-Verfahrens ermittelten Stickstoffgehalte und Stickstoffdepositionen für das Jahr 2011 sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Die mittlere Stickstoff-Deposition über die gesamte Expositionszeit beträgt im Schnitt 3.96 ± 0.8 mg N g^{-1} Trockenmasse (TM) bzw. 8,57 ± 1,43 kg N ha^{-1}, wobei die oberirdische Biomasse die größten Stickstoffeinträge aufwies. Entgegen der ursprünglichen Annahme zeigen die Kulturen mit grüner und brauner Blattmasse keinen signifikanten Unterschied in der Höhe der Stickstoffdeposition. Der teilweise bereits vor der Ernte einsetzende Reifeprozess führte demnach nicht zu gasförmigen Stickstoffverlusten. Rund ein Drittel des aufgenommen Stickstoffs befand sich im Sand, in

der Sandauflage und der Nährlösung. Der Haupteintragspfad für atmosphärischen Stickstoff verläuft demnach nicht über das Substrat, sondern über oberirdische Biomasse. Die ^{15}N-Wiederfindung während der Exposition in 2011 betrug im Schnitt 50 %, sodass die durch ITNI ermittelten Stickstoffeinträge unterschätzt wurden und einem Miminaleintrag entsprechen, jedoch maximal doppelt so hoch sein können.

Tabelle 4: N-Gehalte und N-Depositionen in den verschiedenen Fraktionen des Modell-Ökosystems (±Standardabweichung, TM = Trockenmasse).

Fraktion	N-Gehalt	N-Deposition			
	[mg g^{-1} TM]	[mg g^{-1} TM]	[mg d^{-1}]	[%]	[kg N ha^{-1}a^{-1}]
Blatt grün	22.863 ± 4.04	1.604 ± 0.49	0.016 ± 0.00	6.691 ± 4.24	1.562 ± 0.88
Blatt braun	15.325 ± 1.33	1.988 ± 0.36	0.084 ± 0.00	34.450 ±12.48	8.040 ± 0.75
Wurzel	5.925 ± 1.45	0.391 ± 0.06	0.061 ± 0.02	25.191 ± 11.79	5.879 ± 2.14
Sand	0.002 ± 0.00	0.001 ± 0.00	0.065 ± 0.01	26.844 ± 6.31	6.265 ± 1.25
Sandauflage	0.021 ± 0.00	0.006 ± 0.00	0.015 ± 0.00	6.199 ± 0.38	1.447 ± 0.08
Nährlösung	0.002 ± 0.00	0.001 ± 0.00	0.009 ± 0.00	3.725 ± 2.59	0.869 ± 0.55
Gesamtes System		**3.985 ± 0.81**	**0.243 ± 0.03**		**24.062 ± 3.55**

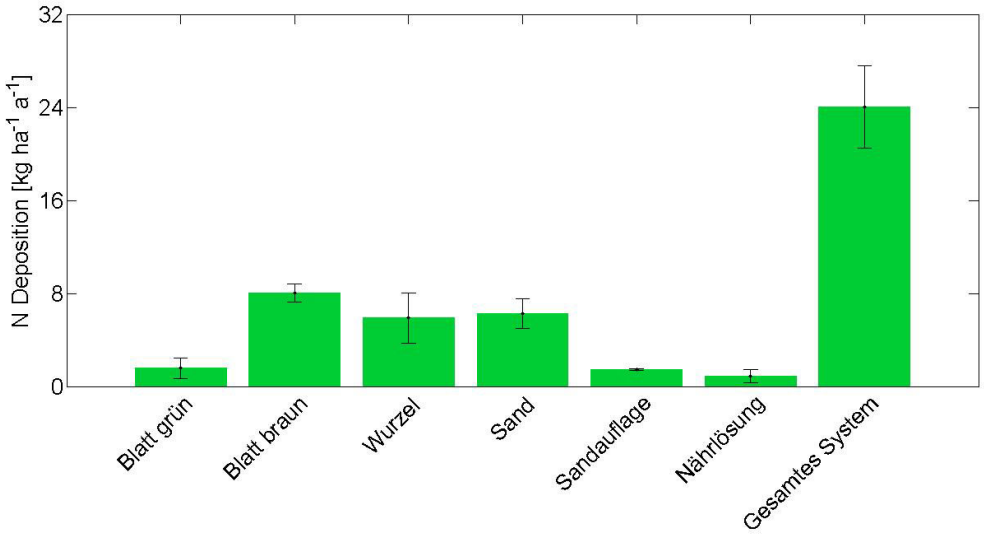

Abbildung 57Abbildung 57 und Tabelle 4 zeigen die Hochrechnung des atmosphärischen Stickstoffeintrags vom Gefäß auf einen Hektar basierend auf der Gefäßoberfläche von 0.038 m². Insgesamt wurde somit eine jährliche Gesamt-Stickstoffdeposition von 24,062 +/- 3,55 kg N ha^{-1} ermittelt. Die bislang vorliegenden Ergebnisse des ersten Versuchsansatzes mit dem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) liegen mit 24 kg ha^{-1} a^{-1} auf dem gleichen Niveau der mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition (25 kg ha^{-1} a^{-1}).

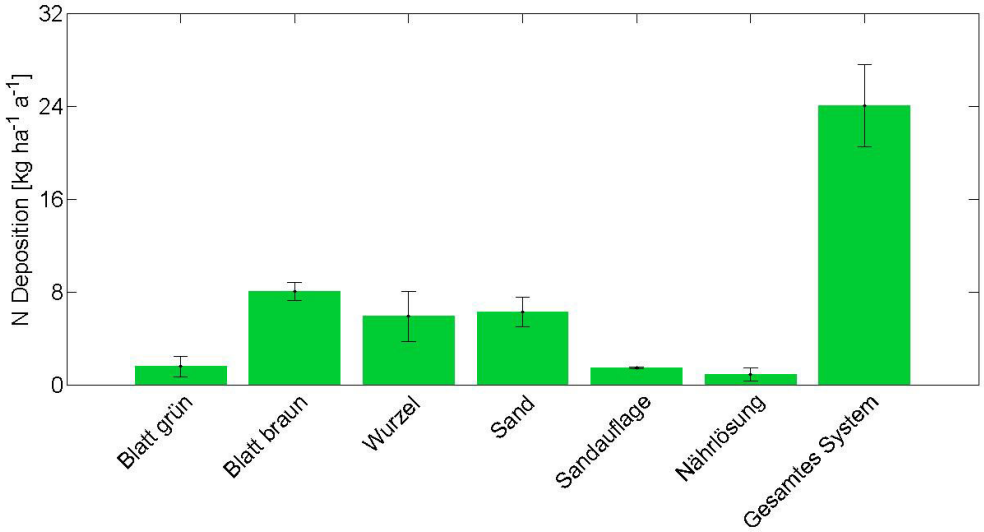

Abbildung 57:Gesamt-Stickstoffdeposition in kg ha^{-1} a^{-1} in den verschiedenen Fraktionen des Modell-Ökosystems (Fehlerbalken = Standardabweichung).

Im zweiten Messjahr (Vegetationsperiode 2012) wurden die Versuche auf das hochmoortypische Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) ausgeweitet. Die Gräser wurden erneut im Gewächshaus des vTI-AK ausgesät (Anfang Mai 2012) und im Freiland exponiert (Ende Mai 2012). Dieser doppelte Ansatz ermöglichte es, sowohl zwischenjährliche Unterschiede und Einflüsse auf die Stickstoffdeposition zu untersuchen (*Lolium multiflorum* aus Messjahr 2011 und *Lolium multiflorum* aus Messjahr 2012), als auch Abhängigkeiten zwischen pflanzenspezifischen Merkmalen und Stickstoffaufnahmeraten zu bestimmen (*Lolium multiflorum* und *Eriophorum vaginatum* Messjahr 2012). Darüber hinaus wurde die $^{15}NH_4$ $^{15}NO_3$ Lösung innerhalb der jeweiligen achtfachen Ansätze in drei verschiedenen Mengen appliziert. Ein Teil der mit *Eriophorum vaginatum* bepflanzten Gefäße erhielt eine minimale Stickstoffversorgung von insgesamt 0,1 g N. Die verbleibenden Gefäße wurden moderat (0,26 g N) und erhöht (0,44 g N) gedüngt. Analog zu den Versuchen aus dem ersten Messjahr wurde *Lolium multiflorum* in einer erhöhten Düngerzugabe von 0,5 g N untersucht; zusätzlich wurde moderat (0,4 g N) und niedrig (0,3 g N) gedüngtes *Lolium multiflorum* exponiert. Mithilfe dieses Versuchsansatzes können ebenfalls Aussagen über die Stickstoffaufnahme in Abhängigkeit zur Düngermenge getroffen werden.

Die Probenaufbereitung und –Analyse erfolgte entsprechend der Versuche im Jahr 2011. Auf eine Differenzierung zwischen Sand und Sandauflage wurde hingegen verzichtet, da die Versuche aus dem Vorjahr keine signifikanten Unterschiede zwischen diesen Fraktionen zeigten.

Die Ergebnisse der Versuche mit *Eriophorum vaginatum* zeigen eine positive Korrelation zwischen der entwickelten Biomasse und der applizierten Düngermenge. Entgegen früherer

Studien (u.a. Russow und Böhme, 2005) führte eine zunehmende Düngung jedoch zu einer verringerten Stickstoffaufnahme (s. Tabelle 5). Die höchsten Stickstoffeinträge über die gesamte Expositionszeit von ca. 36,3 ± 3,6 kg N ha^{-1} wiesen die niedrig gedüngten Gefäße auf. Die geringe Stickstoffzugabe von 0,1 g N entspricht einer auf die Fläche extrapolierten Düngung von ca. 24 kg N ha^{-1} und liegt entsprechend im Bereich der 2011 gemessenen Stickstoffdeposition.

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.

Haupteintragspfad für atmosphärischen Stickstoff war mit durchschnittlich 60 % das Substrat (s. Abbildung 59). Durch den im Vergleich zu *Lolium multiflorum* geringeren Bedeckungsgrad konnte mehr Stickstoff über die Substratoberfläche eingetragen werden.

Lolium multiflorum zeigte eine deutliche Abhängigkeit zwischen der zugegebenen Stickstoffmenge und dem eingetragenen atmosphärischen Stickstoff. Im Gegensatz zu den Versuchen mit *Eriophorum vaginatum* wurden die höchsten Stickstoffaufnahmen von 26,8 ± 2,7 kg N ha^{-1} bei höchster Düngestufe ermittelt. Diese Aufnahme korrelierte jedoch nicht mit der gebildeten Biomasse (s. Tabelle 5). Wie auch im Jahr 2011, wurden rund zwei Drittel des eingetragenen Stickstoffs in der Biomasse lokalisiert (s. Abbildung 58).

Berechnet auf die 14-wöchige Exposition der Gefäße in 2011, resultierten die Untersuchungen in 2012 bei gleicher Düngung (0,5 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 80 %. Die divergierenden Stickstoffaufnahmen in 2011 und 2012 resultieren daher vermutlich aus einer methodischen Abweichung und lassen zunächst keine weiteren Schlüsse auf zwischenjährliche Unterschiede und langfristige Depositionsraten zu.

Tabelle 5: N-Depositionen im Vergleich zu Trockenmassen und Düngermengen für *Eriophorum vaginatum* und *Lolium multiflorum* im Messjahr 2012 (± Standardabweichung).

Pflanze	Düngermenge [mg]	Trockenmasse [g]	N-Deposition [kg N ha^{-1}]
Eriophorum vaginatum	100	16.5 ± 1.6	36.3 ± 3.6
Eriophorum vaginatum	260	33.6 ± 3.6	23.5 ± 2.3
Eriophorum vaginatum	440	61.9 ± 6.2	22.7 ± 2.3
Lolium multiflorum	300	24.9 ± 2.5	15.9 ± 1.6
Lolium multiflorum	400	36.1 ± 3.6	22.8 ± 2.3
Lolium multiflorum	500	30.1 ± 3.0	26.8 ± 2.7

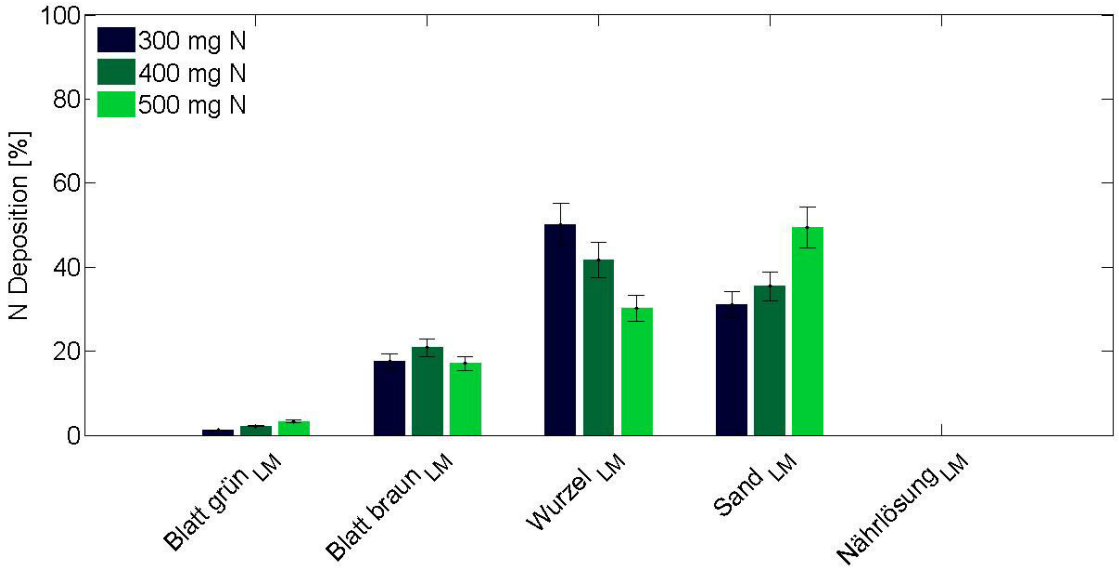

Abbildung 58: Anteil der verschiedenen Fraktionen (*Lolium multiflorum*) an der Stickstoffdeposition in % im Messjahr 2012 (Fehlerbalken = Standardabweichung; LM = *Lolium multiflorum*).

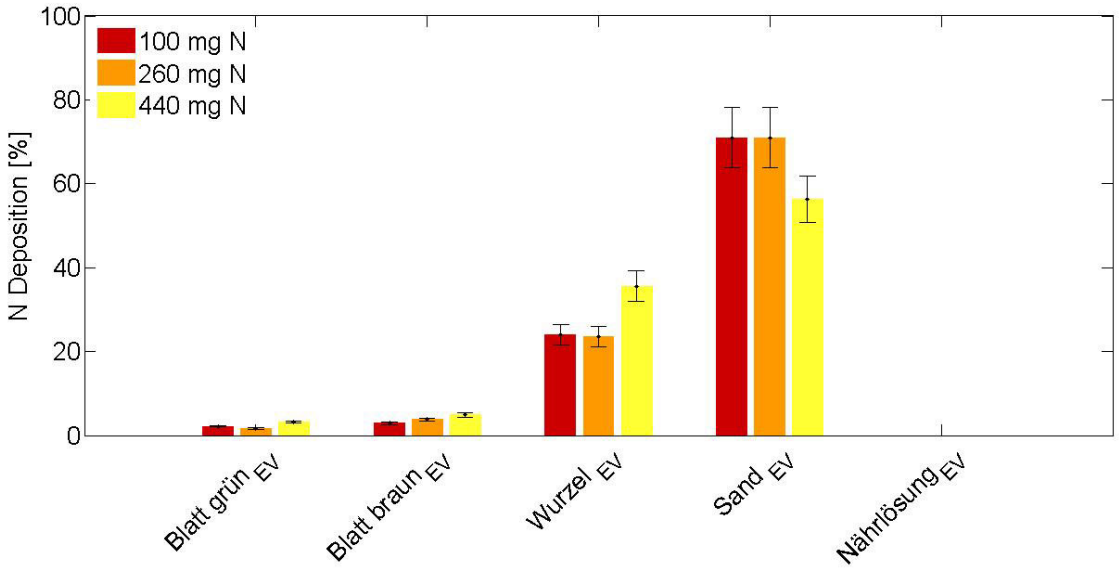

Abbildung 59: Anteil der verschiedenen Fraktionen (*Eriophorum vaginatum*) an der Stickstoff-deposition in % im Messjahr 2012 (Fehlerbalken = Standardabweichung; EV = *Eriophorum vaginatum)*.

8. Biomasseexport durch Landschaftspflegemaßnahmen

J. Suda

Die Wiedervernässung und mechanische Beseitigung von Gehölzen zählen generell zu den gebräuchlichsten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Moorgebieten. 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 gefällten 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 Kap. 6 betrachtet. Zusammengenommen 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 Moorgebiete anfallen, bestehen.
- welches Pflegekonzept die kosteneffizienteste Grundlage bietet.

8.1. Methoden

Die Untersuchungen erfolgten in den im Untersuchungsgebiet häufigen und repräsentativen Biotoptypen. Nach den Ergebnissen der Biotoptypenkartierung (Kap.4) handelt es sich dabei um:

- Moorheidestadium (MG)
- Pfeifengras-Moorstadium (MP)
- Birken-Kiefer-Wald entwässerter Moore (WV)
- Moordegenerationsstadium (MD)
- Wollgrasstadium (MW)

Diese Biotoptypen waren alle im Rühler Moor anzutreffen und wurden daher 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. Pflanzenarten mit üblicherweise sehr geringen Deckungsanteilen wie z.B. Gewöhnliche Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), Rundblättriger und Mittlerer Sonnentau (*Drosera rotundifolia*, *D. intermedia*) wurden nicht beprobt. Auch Torfmoose (*Sphagnum ssp.*) und andere Bodenmoose wurden nicht beprobt, da die sie beherbergenden Biotoptypen allein aus Naturschutzgründen für Biomasseentnahme nicht infrage kommen. Dies betrifft zwar auch das Wollgrasstadium (MW), dieser Biotoptyp wurde lediglich zu Vergleichszwecken mit in die Untersuchungen einbezogen.

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 caerula*), Flatterbinse (*Juncus effusus*) sowie die beiden Baumarten Moorbirke (*Betula pubescens*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*). Die Pflanzenbestände sind beispielhaft in Abbildung 60 dargestellt.

Abbildung 60: Beprobte Pflanzenbestände

Für die Abgrenzung der Flächen wurde für die Probenentnahme ein Holzrahmen verwendet. Die Größe der Erntefläche lag je nach Bestandsstruktur zwischen 0,25 m^2 und 2,25 m^2. Je nach Größe der Beprobungsfläche wurden 3 bis 5 Parallelflächen beprobt.

Die Baumarten Waldkiefer (*Pinus sylvestris)* und Moorbirke (*Betula pubescens*) wurden in unterschiedlicher Größe beprobt. Dabei wurden 4 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 3 Exemplaren beprobt und zu einer Mischprobe vereinigt. Bei den Höhenklassen 3 und 4 wurden jeweils 3 Bäume separat untersucht. Die

Stämme, Äste und Reisholz (einschließlich Blätter und Nadeln) der Bäume wurden getrennt untersucht. Baumstöcke 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. Es fand kein Einsatz von schweren Erntemaschinen statt. Das Fällen der Bäume übernahmen Mitarbeiter der Staatlichen Moorverwaltung.

Die geerntete oberirdische Phytomasse wurde gewogen und homogenisiert. Dafür wurden Stammholz, Äste und Reisholz mit einem Buschhacker grob zerkleinert. Das geschredderte Pflanzenmaterial wurde auf einem Anhänger gemischt und im nächsten Schritt mit einem Messerhäcksler fein zerkleinert (Abbildung 61). Die Bodenvegetation wie Zwergsträucher und Gräser wurden zuerst mit einem Walzenhäcksler geschnitzelt, dann in einer Wanne gemischt und eine Teilprobe anschließend mit einem Messerhäcksler fein zerkleinert. Im Labor wurden sämtliche Proben getrocknet und zwecks Homogenisierung gemahlen.

Die Probenentnahmen fanden überwiegend im September 2011 statt. In diesem Zeitraum war das Laub an den Birken noch vorhanden. Der um den Beitrag der Laubstreu an der Biomasse verminderte Biomasseexport bei Ernten nach dem Laubfall wurde durch Untersuchungen des Birkenlaubes und der Laubstreu nachgegangen.

Abbildung 61: Arbeitsschritte beim Homogenisierungsverfahren des beprobten Pflanzenmaterials

Die saisonale Variabilität der Stickstoffkonzentrationen 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 Gesamtstickstoffgehalt nach Kjeldahl bestimmt VDLUFA (1976), Bd. III, Kap. 4.1.1.

8.2. Ergebnisse

8.3. 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). Hierdurch können sich naturgemäß große Unterschiede in der Realität ergeben.

Tabelle 6: Mittlere Deckungsanteile (%) bestandsbildender Pflanzenarten unterschiedlicher Biotoptypen

	Biotoptyp			
Pflanzenart	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
Flatterbinse	-	-	-	5

Tabelle 7 gibt beispielhaft die in den häufigsten Biotoptypen oberirdisch gebundenen Biomasservorräte wieder.

Tabelle 7: Mittlere Biomassevorräte häufiger Biotoptypen

Biotoptyp	Frischmasse [t ha^{-1}]
Pfeifengras-Stadium (baumfrei)	7,6
Moorheide-Stadium (baumfrei)	10,1
Wollgras-Stadium (baumfrei)	4,9
Degenerationsstadium (Gehölzanteil 55 %)	29,6
Moorbirkenwald (Gehölzanteil 100%)	101

Die festgestellten Biomassevorräte der baumfreien Biotoptypen reichen von 4,9 t ha^{-1} im Wollgras-Stadium bis zu 10,1 t ha^{-1} im Moorheide-Stadium. Im Moorheide-Stadium ist mit 10,1 t ha^{-1} die größte Biomasse in der Bodenvegetation gebunden. 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. 30jährigen Birkenwald wurde eine Frischsubstanz von 101 t ha^{-1} ermittelt.

Abbildung 62 veranschaulicht beispielhaft die Verteilung der Biomassevorräte der Vegetation des Rühler Moores. 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 (vgl. Kap. 4.2).

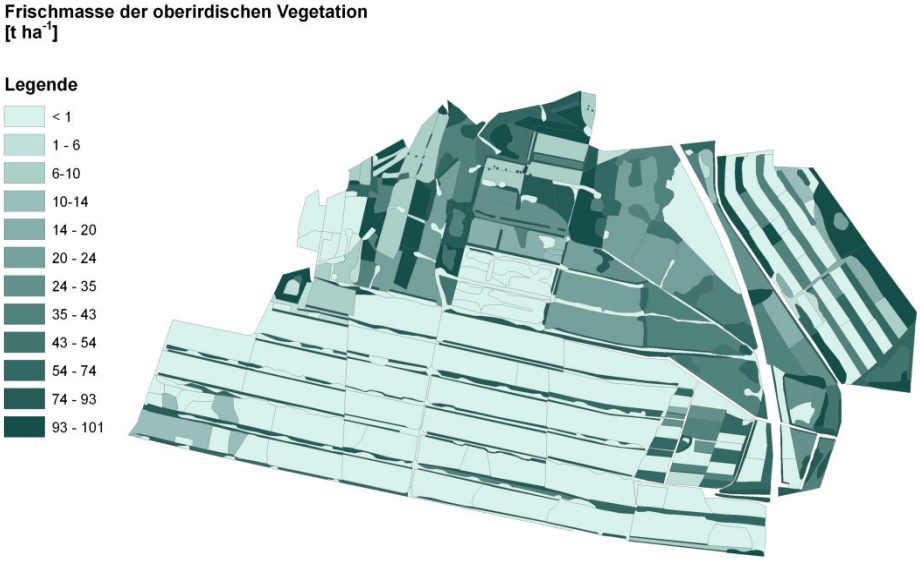

Abbildung 62: Oberirdische Biomasse (Frischmasse, t ha^{-1}) im Rühler Moor

8.4. Stickstoffgehalte der Vegetationsbestandteile

Die in der Vegetation gebundenen Stickstoffmengen wird von der Biomasse und den in den Pflanzen enthaltenen N-Konzentrationen bestimmt. In Abbildung 63 sind die N-Konzentrationen verschiedener bestandsbildender Pflanzenarten der Bodenvegetation: Glockenheide (*Erica tetralix*), Besenheide (*Calluna vulgaris*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Wollgras (*Eriophorum angustifolium und E. vaginatum*) zusammengestellt. 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.

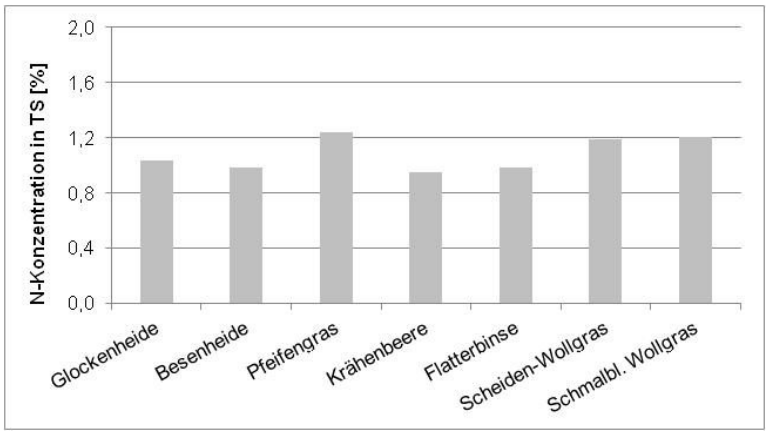

Abbildung 63: N-Konzentrationen in der Bodenvegetation in TS [%]

Eine besondere Stellung nimmt das Pfeifengras ein, das in vielen verschiedenen Biotoptypen vorkommt. Dort unterscheiden sich die N-Konzentrationen deutlich voneinander (Abbildung 64). 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 unter den Gehölzen. Die niedrigsten N-Konzentrationen wurden im Pfeifengras auf Moorflächen des Wollgras- und Pfeifengrasstadiums (0,6% und 0,7%) festgestellt.

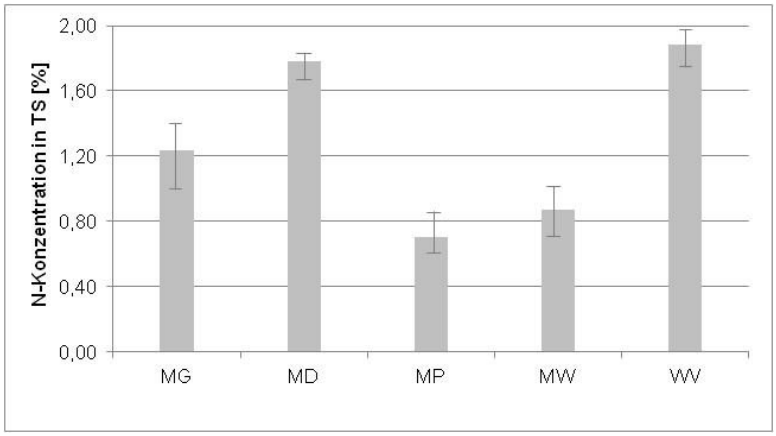

Abbildung 64: N-Konzentrationen [% TS] im Pfeifengras nach Biotoptypen (MG=Moorheidestadium, PG=Pfeifengras-Stadium, MD=sonstiges Moordegenerationsstadium, MW=Wollgras-Stadium, WV=Birkenwald)

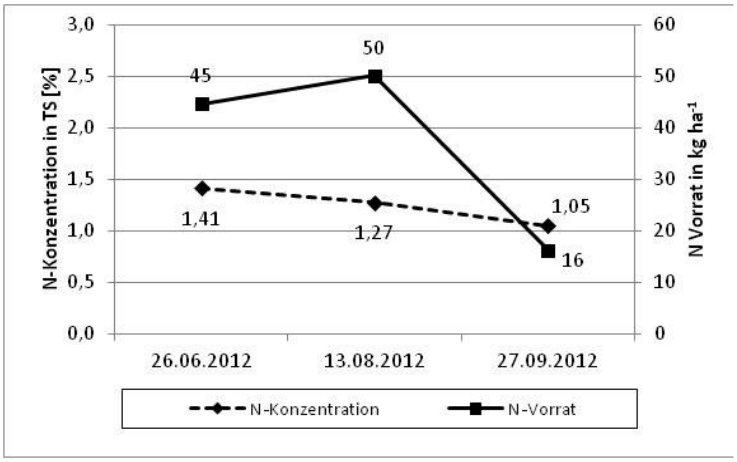

Abbildung 65: N-Konzentrationen und Biomasse eines Pfeifengrasbestandes innerhalb einer Vegetationsperiode (Juni-September 2012)

Während der Vegetationsperiode sinken die N-Konzentrationen krautiger Pflanzen naturgemäß durch die zunehmende Verholzung der Sprossteile. Im Pfeifengras fielen die N-Konzentrationen von 1,41 % im Juni auf 1,05 % im September (Abbildung 65). Dies geht mit einer zunächst deutlichen Zunahme der Biomasse einher, wodurch der oberirdische N-Pool zunächst steigt. Ab August sanken die N-Konzentrationen durch Blattalterung und N-Verlagerung in die Sprossbasis und Wurzeln auf. Noch deutlicher nimmt in diesem Zeitraum der geerntete N-Vorrat ab von 50 kg N ha^{-1} auf 16 kg N ha^{-1}.

Die Konzentrationen in Moor-Birke und Wald-Kiefer wichen zum Teil erheblich voneinander ab (Abbildung 66 und Abbildung 67). Bezogen auf die Gesamtpflanzen liegen die Stickstoffkonzentrationen in der Trockensubstanz (TS) zwischen 0,5 und 1,8 % bei der Kiefer insge-

samt über den N-Konzentrationen in den Birken (0,4 bis 1,3 %). Dabei war auch ein räumlicher Unterschied festzustellen, denn die N-Konzentrationen in den untersuchten Bäumen lagen im Rühler Moor bis auf eine Ausnahme auf höherem Niveau als im Tausendschrittmoor. Ursache hierfür können die in der Luft gemessenen NH_3-Konzentrationen sein, die im Rühler Moor ebenfalls höher waren, aber auch die (nicht untersuchte) Beschaffenheit der Böden kann eine Rolle spielen.

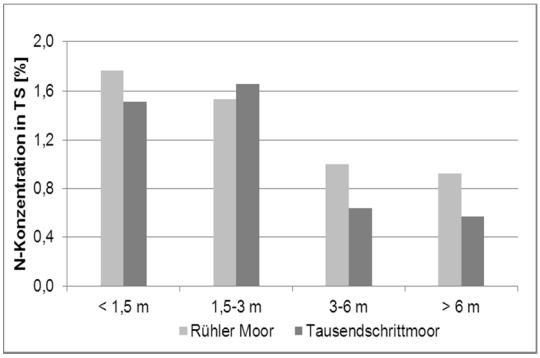

Abbildung 66: N-Konzentrationen in Kiefer unterschiedlicher Größe (gewichtete Mittelwerte)

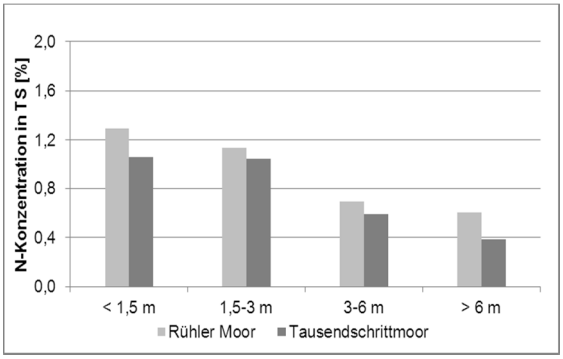

Abbildung 67: N-Konzentrationen in Moorbirke unterschiedlicher Größe (gewichtete Mittelwerte)

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.

Abbildung 68 und Abbildung 69 verdeutlichen diesen Sachverhalt. Um ein Mehrfaches höher liegen Stickstoffkonzentrationen 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 % erreichen.

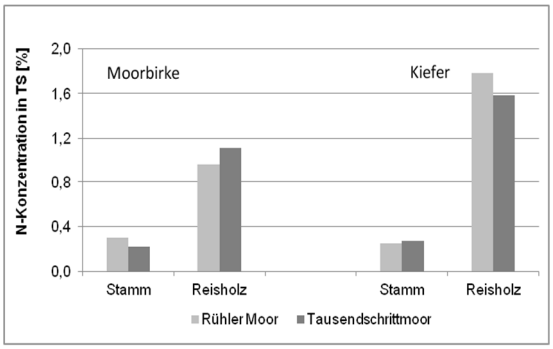

Abbildung 68: N-Konzentrationen im Baumstamm und Reisholz von Kiefer und Moorbirke (Mittelwerte), Baumhöhe 3-6 m

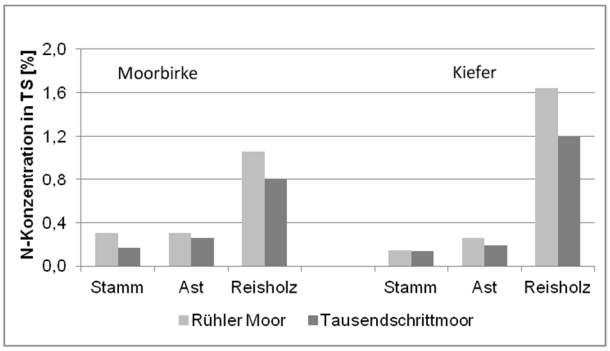

Abbildung 69: N-Konzentrationen im Baumstamm, Ast und Reisholz von Kiefer und Moorbirke (Mittelwerte), Baumhöhe > 6m

8.5. 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 aus Abbildung 70 zu entnehmen. 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}.

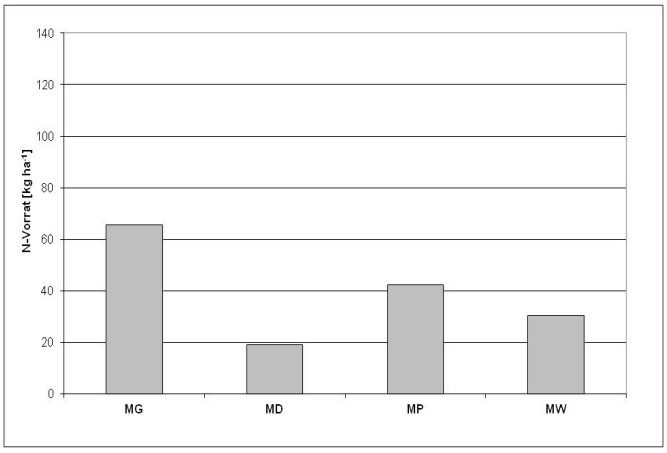

Abbildung 70: In der Bodenvegetation oberirdisch gebundene N-Mengen

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; dies ist mehr als das 4- fache des N-Pools in der Bodenvegetation (Abbildung 71). 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 71). Diesen Kalkulationen liegen typischen Gehölzanteilen zugrunde, die auf der Grundlage der Biotoptypkartierung, wie in Tabelle 8 dargestellt, festgelegt wurden.

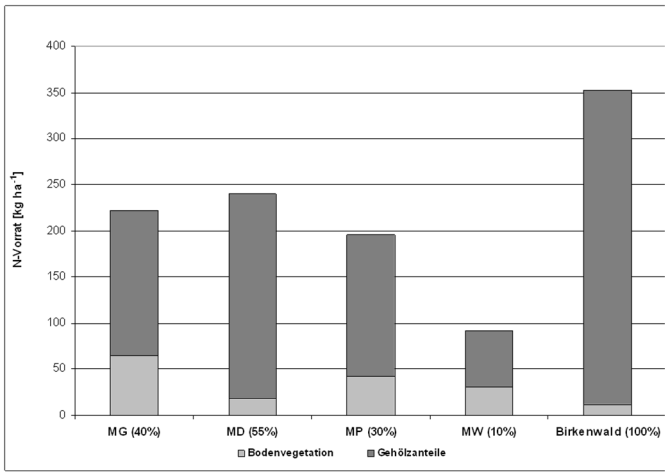

Abbildung 71: N-Mengen in der oberirdischen Biomasse verschiedener Moor-Stadien mit unterschiedlichen Baumanteilen in Prozent

Tabelle 8: Typische Gehölzanteile häufiger Biotoptypen

	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 Biototyp – um Mengen zwischen 4 kg ha^{-1} a^{-1} N (Wollgrasstadium) und 32 kg ha^{-1} a^{-1} N 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 72 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 kg ha^{-1} a^{-1} im Moorbirkenwald, während die Rohböden in junger Abtorfungsflächen (noch) keine N-haltige Bodenvegetation aufweisen.

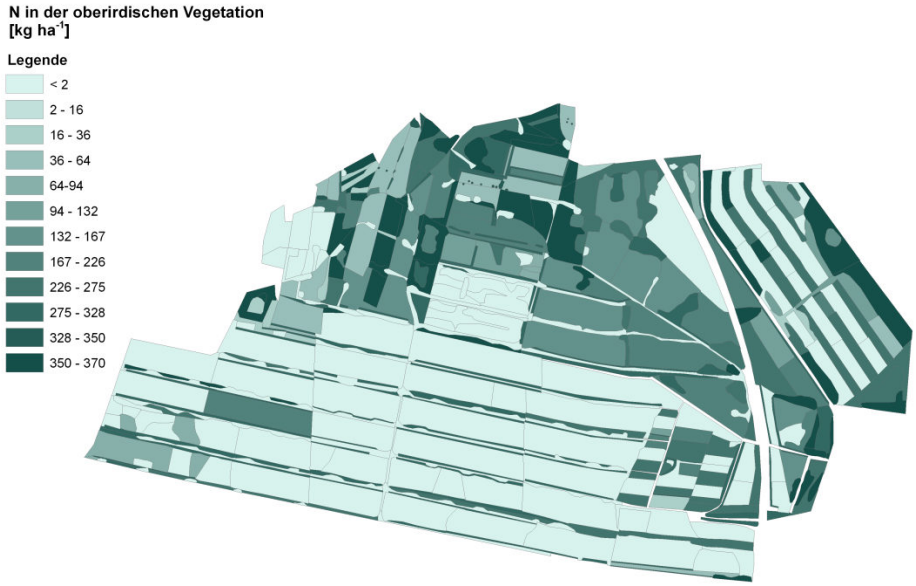

Abbildung 72: Verteilung der oberirdisch gebundenen N-Vorräte (kg ha^{-1}) im Rühler Moor

8.6. Wirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf den Stickstoffhaushalt

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 betragen (Succow & Joosten 2001, Zerbe & Wiegleb 2009, Dierßen & Dierßen 2008). Mit der Entfernung des Aufwuchses ist allerdings ein großer Aufwand mit entsprechend hohen Kosten verbunden (GLL 2012). Der Aufwand für die Beseitigung der Biomasse ergibt sich aus:

- Fäll- und Rückearbeiten der Baumbestände
- Mahd der Heide und Grasflächen mit gleichzeitigem Abräumen
- erschwerter Befahrbarkeit
- Einsatz von Spezialtechnik (z.B. umgebaute Kettenfahrzeuge mit geringem Bodendruck)
- großen Transportwegen

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. Teilweise lässt sich der Gehölzanflug auch durch die Wiedervernässung verbuschter Moorflächen reduzieren. Auf einigen Teilflächen (z.B. DM) erfolgt eine Beweidung durch Schafe, wodurch einer Verbuschung entgegengewirkt und die Verjüngung der Besenheide (*Calluna vulgaris*) gefördert wird. Die Beweidung hat den Vorteil, dass die Landschaft auf relativ kos-

tengünstige Weise offen gehalten wird. Sie führt allerdings zu keinem nennenswerten N-Export von ca. 1 kg ha^{-1} a^{-1}. Größere Gehölze, welche die N-Deposition besonders fördern, werden von Schafen gemieden. Aus diesem Grund wurde im Rahmen dieses Projektes nur die Möglichkeit der mechanischen Landschaftspflege mit der vollständigen Beseitigung des Landschaftspflegematerials weiter verfolgt.

8.7. 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 9). Sie stellen Mittelwerte von Angaben zweier Lohnunternehmen dar, die Pflegemaßnahmen solcher Art in Moorgebieten 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 € ha^{-1} (Moor-Stadien) und 6.600 € 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 zusammen aus den Erlösen für den Birkenanflug als Brennmaterial (200 €) und den Wert für das Heidematerial (280 €), dass für Einstreuzwecke genutzt wird.

Tabelle 9: Geschätzte Kosten für Landschaftspflegemaßnahmen und Materialwert des Landschaftspflegeguts

Pflanzenbestand	Pflegeaufwand € ha^{-1}	Materialwert € ha^{-1}	Effektive Kosten € 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 Landschaftspflegematerial 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 (Kap.8.5) erhebliche N-Mengen aus den Moorökosystemen exportieren zu können. Hierdurch finden hochmoortypische Pflanzenarten – bei ausreichendem Wasserangebot – gegenüber nährstofffordernden Arten, Birken- und Kiefernanflug günstigere Wachstumsbedingungen vor. Dieser Effekt und die Kosten der Stickstoffminderung sind in Tabelle 10 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 10: Landschaftspflegemaßnahmen, Wirkung auf den N-Export und einmalige Kosten

Pflanzenbestand	**N-Entzug durch Räumung**	**Einmalige Kosten für N-Export**	**geschätzter Wiederholungs-zeitraum**
	kg N ha^{-1}	€ kg N ha^{-1}	Jahr
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	7
Birkenwald (WV, Gehölzanteil 100%)	341	1,8	30

8.8. Minderung der 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 11). 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 9) 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 der Zusammensetzung der Vegetation können dies Zeiträume von wenigen Jahren bis Jahrzehnten sein; für die in Tabelle 11 aufgeführten Pflanzenbestände wurden hierfür 2 Jahre (Pfeifengrasstadium) bis 30 Jahre (Moorbirkenwald) angenommen. Für 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 der N-Bestandesniederschlag durch die Rodung von

Tabelle 11: Landschaftspflegemaßnahmen, Wirkung auf den N-Eintrag (Bestandesniederschlag) und Minderungskosten

Pflanzenbestand	**Aktueller N-Bestandesniederschlag**	**Minderungseffekt** (N-Bestandesniederschlag)	**Einmalige Kosten für Depositionsminderung**	**Wiederholungszeitraum**	**langfristige Kosten für Depositionsminderung**
	kg N ha^{-1} a^{-1}	kg N ha^{-1} a^{-1}	€ kg N^{-1} ha^{-1}	Jahr	€ kg N^{-1} 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

Moorbirkenwald zwischen 4 Euro pro reduziertes kg Stickstoff 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.

9. Erhebung emissionsrelevanter Daten im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes

J. Wulkotte, K. Mohr

Das überwiegend aus den Stallanlagen, Mistlagern und gedüngten Böden freigesetzte Ammoniak wird in geringer Entfernung aufgrund seiner hohen Depositionsgeschwindigkeit schon in vergleichsweise großen Mengen deponiert. Somit spielen die im Untersuchungsgebiet vorhandenen NH_3 – Quellen für die in Kap. 10 dargestellte Modellierung der Belastungssituation eine große Rolle.

Anders als in den Niederlanden existiert in Deutschland kein flächendeckendes Kataster zur Tierhaltung und anderen NH_3-Quellen. Diese Daten mussten daher auf deutscher Seite des Untersuchungsgebietes separat erhoben werden.

9.1 Methodik

Die Inventarisierung der landwirtschaftlichen Betriebe auf deutscher Seite erstreckte sich auf das Untersuchungsgebiet sowie eines 5 km breiten Saumes um die Moorflächen (UG+), weil die innerhalb dieses Bereiches vorkommenden NH_3-Quellen ebenfalls einen nennenswerten Beitrag zur Immissionsbelastung der Moore leisten. Die Erhebung bezog sich auf wesentliche NH_3-Quellen: Tierhaltungsanlagen, Mist- bzw. Güllelager, Biogasanlagen und landwirtschaftlich genutzte Fläche.

Daten zur Tierhaltung (Anzahl und Art der Nutztiere, Fütterung, Haltungsform, Lagerung des Wirtschaftsdüngers, Abluftführung und ggf. –reinigung) wurden der vorliegenden Betriebsdokumentation entnommen. Da zu den Stallanlagen außerhalb des Untersuchungsgebietes innerhalb des nördlich und südlich gelegenen 5 km-Saumes keine Betriebsdaten vorlagen, wurden die Datenlücken anhand einer Luftbildauswertung geschlossen. Die darin unterscheidbaren Stalltypen (zur Schweine-, Rindvieh- und Geflügelhaltung) wurden typischen Emissionskenngrößen des Untersuchungsgebietes zugeordnet. Hierdurch wurde eine Annäherung an die von den Stallanlagen ausgehende NH_3-Emissionen erreicht. Aufgrund des räumlich begrenzten Effektes einzelner Stallanlagen werden sich die Abweichungen der zugrunde gelegten Emissionen gegenüber der tatsächlichen Emission in Grenzen halten.

Daten über die Flächenbewirtschaftung, Düngemengen, Verfahren der Düngerausbringung wurden auf der Grundlage des CORINE-Katasters sowie auf repräsentativen Befragungen von 40 Betrieben und Lohnunternehmern aus Düngungspraxis erhoben.

Die Datensätze wurden in ein anonymes Shape exportiert und von dem niederländischen Projektpartner ALTERRA für die Modellierung verwendet (Kap. 10).

9.2. Ergebnisse

9.2.1. Tierhaltung

Abbildung 73 stellt die Lage der auf deutscher und niederländischer Seite erhobenen Betriebe dar. Auf deutscher Seite wurden insgesamt 772 Stallanlagen erhoben. Etwa 25% hiervon waren ungenutzt, geplant oder lagen außerhalb des UG+ (Tabelle 12).

Die erhobenen Daten wurden zur Modellierung der N-Depositionen mit den emissionsrelevanten Details und den Koordinaten an den Projektpartner ALTERRA (Kap. 10) weitergeleitet.

Aus datenschutzrechtlichen Gründen können die verorteten betriebsinternen Daten nicht genannt werden. Die Lage der im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes einschließlich der 5-km–Zone (UG+) in Betrieb befindlichen Stallanlagen ist Abbildung 73 zu entnehmen. Allgemeine Angaben zu Viehhaltung, Biogasanlagen, Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung sind nachfolgend zusammengefasst.

Tabelle 12: Auf deutscher Seite des UG+ erhobene Tierställe

Tierart	Anzahl Stallanlagen
Mastgeflügel	110
Legehennen	39
Schweine	336
Rinder	264
Sonstige (z.B. Pferde, Schafe)	106
Summe	855

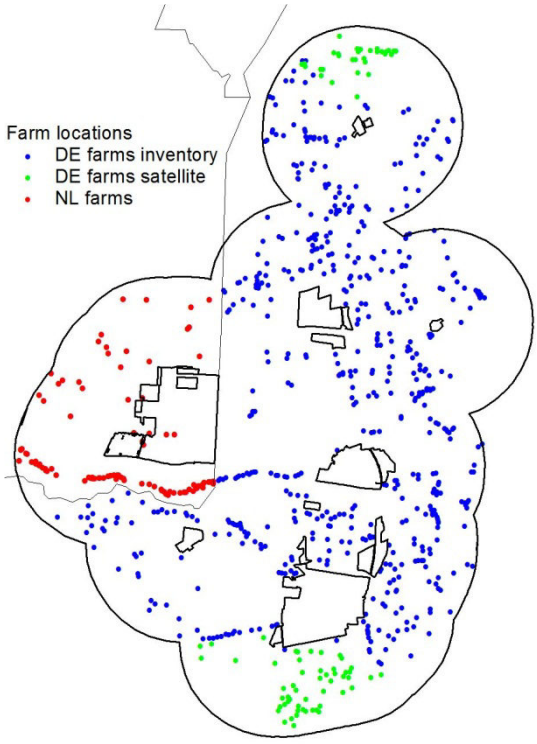

Abbildung 73: Lage der inventarisierten Betriebe im UG+, rot: niederländische, blau: deutsche Betriebe, grün: über Luftbildauswertung erhobene Betriebe

Rindviehhaltung

Bei den Rindviehbetrieben werden die Milchkühe in Beständen (unter 50 Kühe) vereinzelt noch in Anbindehaltung gehalten. Größere Bestände mit mehr als 50 Kühen stehen zu mehr als 95 % in Boxenlaufställen und vereinzelt in Laufställen mit Tretmistverfahren. Bullen werden nicht mehr mit Anbindeverfahren gemästet. Sie stehen zu 95 % in Laufställen mit Flüssigmistverfahren.

Tabelle 13: Anteile der Haltungsverfahren im Untersuchungsgebiet einschließlich 5 km-Zone

Tierbestände	Anbindehal-tung	Liegeboxen	Laufstall Gülle	Laufstall Fest-Fest-mist/Tretmist
Unter 50 Milchkühe	20 %	75 %	-	5 %
Über 50 Kühe	-	95 %	-	5 %
Mastbullen	-	-	95 %	5 %

Schweinehaltung

Schweine werden zu 90 % in Ställen mit Zwangslüftung (forced ventilation) und Flüssigmistverfahren gehalten. 10 % stehen in Ställen mit Festmistverfahren. Im Untersuchungsraum gibt es lediglich einen Außenklimastall.

Der Anteil des Einsatzes von eiweißreduziertem Futter (RAM-) beträgt in der Schweinemast 95 %, in der Ferkelerzeugung (Sauen mit Ferkelaufzucht bis 30 kg) etwa 90 %.

Geflügelhaltung

Die Hähnchen werden in Bodenhaltungssystemen gemästet. 26 Betriebe im Untersuchungsgebiet halten Legehennen, davon 7 Betriebe Elterntiere.

Fast alle Legehennen zur Konsumeierproduktion werden in Freilandhaltungssystemen gehalten. In diese Ställe sind offene Volierenetagen (Legenester) integriert, die auch mit belüfteten Kotbändern ausgerüstet sind. Drei Konsumeierproduzenten halten die Hennen in geschlossenen Ställen auf dem Boden. Elterntierställe zur Bruteierproduktion werden in Bodenhaltungssystemen gehalten.

In der Geflügelmast wird nahezu 100 % RAM-Futter eingesetzt, in der Legehennenhaltung (Ausnahmen sind die 9 Biobetriebe) sind es 70 %.

Biogasanlagen

Im Untersuchungsgebiet sind derzeit 34 Biogasanlagen am Netz. Deren Befragung ergab, dass lediglich drei Biogasanlagen Trockenfermentation betreiben, d. h. deren Substrate (nur Mais) werden mit über 30 % TS (in der Trockensubstanz) gefahren. Alle anderen 31 Biogas-

anlagen arbeiten mit Mais, anderen Energiepflanzen und mit Gülle, also auch mit Substraten unter 30 % TS.

Wesentlich für die Quantifizierung der Emissionen ist die Erkenntnis, dass alle Behälter geschlossen sind. Offene Endlagerbehälter gibt es auf den Biogasanlagen im Untersuchungsraum nicht.

Wirtschaftsdüngerlagerung

Detaildaten zur Gülle- und Mistlagerung sind mit den Shape-Dateien geliefert worden. Offen war noch die Frage, ob bei Lagerung im offenen Hochbehälter Schwimmschichten (floating cover > 10 cm) vorhanden sind oder nicht. Nach unserer Recherche (40 Betriebe) bilden etwa 45 % der Hochbehälter Schwimmschichten, die die NH_3-Emissionen einschränken.

Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Die Befragung von 40 repräsentativen Betrieben zur Ausbringtechnik ergab folgendes Ergebnis: 15 % der Betriebe nutzen Güllewagen, die mit Prallverteiler (die nach unten gerichtet sind) ausgerüstet sind. Etwa 60 % verteilen mit Schleppschlauchsystemen und 25 % mit Drillverfahren (Schlitzschare oder Schlitzscheiben), vorwiegend in NAU-Gebieten (Nature Conservation Areas).

Auf Grünland erfolgt die Düngung zu 85 % über Breitverteilung bzw. Schleppschlauch auf den Boden und zu 15 % über Drilltechnik (Schlitzschare oder Schlitzscheiben) in den Boden. Bei Ackerland wird 95 % der Wirtschaftsdünger auf Bracheflächen vor der Bestellung gedüngt, lediglich 5 % wird als Reihen- oder Kopfdüngung in oder auf den Pflanzenbestand gebracht. Auf Bracheflächen erfolgt die Einarbeitung unverzüglich, spätestens 4 Stunden nach Aufbringung (gem. Düngeverordnung).

Düngung

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 wird von den Betrieben im Untersuchungsraum 10 Tage im Jahr Gülle und Mist gedüngt. Die Schwankungsbreite (3 bis 40 Tage) ist jedoch hoch.

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

H. Kros, K. Mohr

10.1. Einleitung

Der atmosphärische Stickstoffeintrag in die Hochmoore des Untersuchungsgebietes wird von einer Vielzahl Faktoren, d. h. von den Eigenschaften der Quelle(n), des Transmissionspfades und des Immissionsortes bestimmt. Insbesondere in einer Region mit einer hohen Nutztierdichte sind die Ergebnisse von Modellierungen, die auf groben Angaben zur Lage und Stärke der N-Quellen basieren (UBA 2012) zur N-Deposition, ebenso wie die auf Einzelmessungen beruhenden Daten, mit großen Unsicherheiten behaftet.

Gegenstand dieser Studie ist es daher, die Ammoniakemissionen innerhalb des Untersuchungsgebietes möglichst genau zu berechnen und auf der Grundlage genauerer Standortkenntnisse die Stickstoffdepositionen in den Mooren zu berechnen (=modellieren).

Darüber hinaus soll der Einfluss möglicher landwirtschaftlicher Maßnahmen zur Minderung der NH_3-Emissionen auf die Höhe der N-Depositionen in den Moorgebieten untersucht werden. Hierbei handelt es sich u.a um in den Niederlanden evaluierte Abluftreinigungstechniken zur Reduzierung von NH_3-Emissionen aus Anlagen zur Schweine- und Geflügelhaltung, emissionsreduzierte Rindviehställe, eiweißreduzierte Fütterung sowie emissionsreduzierte Düngung. Die Abluftreinigung und Konstruktion emissionsreduzierte Rindviehställe sind in Deutschland zwar nicht Stand der Technik, unabhängig hiervon sollte jedoch – in einem Szenario – der Einfluss maximaler Minderungsstrategien auf die regionale Belastungssituation und die damit verbundenen Kosten ermittelt werden.

Wesentliche Inhalte dieser Studie sind im Folgenden dargestellt; der vollständige, englischsprachige Originaltext vom Projektpartner ALTERRA befindet sich im Anhang.

10.2. Material und Methoden

10.2.1. Berechnung der NH_3-Emissionen

Die Emission von Ammoniak in der Naturparkregion wurden für das Jahr 2009 unter Verwendung des Nährstoffmodells INITIATOR 2, einer Weiterentwicklung des Modells INITIATOR (De Vries et al., 2003; Kros et al., 2012) berechnet. Das Modell gibt Einblicke in sämtliche relevanten Stickstoffflüsse der Niederlanden einschließlich der Einträge durch Wirtschaftsdünger- und Mineraldüngerstickstoffdeposition, Stickstofffestlegung, Stickstoffaufnahme, Ammoniak, Stickoxide, Lachgas und elementarem Stickstoff. Darüber hinaus werden die Stickstoffausträge in das Grundwasser und das Oberflächenwasser berücksichtigt. INI-

TIATOR 2 bietet darüber hinaus einen einfachen Ansatz zur Darstellung der Ursachen-Wirkungs-Beziehung zwischen landwirtschaftlichen Schlüsselfaktoren und Umweltveränderungen (Klima, Ökosysteme, Mensch).

Die hierzu erhobenen Daten zur NH_3-Emission beziehen sich das in Abbildung 73 dargestellte Untersuchungsgebiet inklusive eines 5 km breiten Saumes um die Moorgebiete (UG+). Die niederländischen Daten stammen aus der nationalen CBS/GIAB – Datenbank (Naeff, 2003) mit der INITIATOR2 verknüpft ist. Die Daten für den deutschen Teil des Untersuchungsgebietes wurden im Rahmen dieser Studie erhoben (Kap. 9).

Die Emissionen von NH_X, NO_Y und Lachgas aus Tierhaltung und Lagerung von Wirtschaftsdüngern wurden über die Multiplikation der Tierzahlen mit der element- und tierartspezifischen Stickstoffausscheidungen berechnet, die wiederum nach 65 Kategorien unterschieden sind. Zur Berechnung der N-Freisetzung bei der Düngung und vom Boden wurden die tierspezifischen Daten zur Stickstoffausscheidung reduziert mit der N-Freisetzung im Stall. Weiter entfernte Stickoxid- und die Ammoniakquellen, die über den Ferntransport einen gewissen Beitrag zur N-Deposition im Untersuchungsgebiet leisten, wurden anhand von großräumigen Emissionsdaten berücksichtigt.

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.

Die Daten innerhalb des Untersuchungsgebietes unterscheiden sich nach:

- Punktquellen: Emissionen der Tierhaltung und der Wirtschaftsdüngerlagerung
- Oberflächenquellen: Emissionen von der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, Mineraldünger und Beweidung

Tabelle 14 gibt einen Überblick zu den Daten, die für die Berechnung der NH_3-Emissionen aus der Landwirtschaft genutzt wurden. Sie beziehen sich auf:

- Standort der Tierställe für die Ermittlung der Lage der Quellen der Nutztiere
- Art und Anzahl der Nutztiere zur Berechnung der Ausscheidungen. Unterschieden wurde nach den Kategorien Rindvieh, Schwein, Geflügel und Andere.
- Haltungsform zur Differenzierung des Emissionsverhaltens unterschiedlicher Stalltypen.
- Menge der N-Ausscheidung zur Ermittlung des anfallenden Wirtschaftsdüngers (Gülle, Mist).

Tabelle 14: Gundlagen für die Berechnung der NH_3-Emissionen und N-Depositionen

	Räumliche Auflösung	**Quellen NL**	**Quellen DE**
Lage der Stallanlagen	Punktgenau	GIAB/CBS	LWK
Art und Anzahl der Tiere	Pro Stall	GIAB/CBS	LWK
Haltungsform bezogen auf NH_3-Emissionsfaktor	Pro Stall	INITIATOR	TA Luft
N-Ausscheidung (kg N pro Tierplatz)	Pro Tier	WUM	WUM
Beweidungsintensität(Tage pro Jahr)	Pro Tier	WUM	LWK
Landnutzungsform (Acker, Grünland, halb-/natürliche Vegetation)	250m×250m	LGN	CLC2000
Wirtschaftsdüngermengen (kg N/ha) auf Acker und Grünland	250m×250m	Berechnet mit INITIATOR	
Mineraldünger (kg N/ha) auf Acker und Grünland	250m×250m	Berechnet mit INITIATOR	
Ausbringungstechnik bezogen auf NH_3-Emissionen	250m×250m	Berechnet mit INITIATOR	

Folgende Emissionsdaten wurden für die Modellierung verwendet:

- Emissionen aus Tierhaltung und Lagerungssysteme im Untersuchungsgebiet und einer Randzone von 5 km (UG+) zur Berechnung der NH_x-Einträge.
- Die erhobenen bzw. berechneten Ammoniakemissionen aus Gülledüngung, Mineraldüngerapplikation und durch die Beweidung im Untersuchungsgebiet und der Randzone.
- Die NH_3-Emissionen niederländischen Quellen außerhalb der 5-km-Zone, verfügbar aus einem 1 km x 1 km-Raster (bereitgestellt vom RIVM, ER 2011) und der NH_3-Emissionen deutscher Quellen und anderer Regionen Europas außerhalb der 5-km-Zone, verfügbar mit einer räumlichen Auflösung von 7 km x 7 km (EMEP 2012). Dies erlaubt die Ermittlung der NH_x-Deposition, hervorgerufen durch die großräumige Hintergrundbelastung mit Ammoniak.
- Die NO_y-Emissionen (Stickoxide) aus niederländischen Quellen, verfügbar mit einer Auflösung von 1 km x 1 km und die NO_y-Emissionen von deutscher Seite und des restlichen Europas mit einer Auflösung von 7 x 7 km zur Berechnung der NO_y-Deposition.

In dem 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 6 Geflügelställen mit einer mittleren Größe von 55.000 Geflü-

gelplätzen sowie 7 Schweineställe 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 566 in Betrieb befindliche Anlagen erfasst, bestehend aus 153 Milchviehbetrieben mit einer durchschnittlichen Größe von 97 Tierplätzen, 104 Geflügelfarmen mit durchschnittlich 80.000 Geflügelplätzen, 255 Schweineställe mit durchschnittlichen 550 Schweinen, darüber hinaus 54 kleinere Betriebe für die Haltung von Schafen, Ziegen und/oder Pferden.

Die Quantifizierung der emittierenden Oberflächen 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 Mineraldüngermengen für Grünland und Acker in kg ha^{-1} a^{-1}
- Applizierte Wirtschaftsdüngermengen für Grünland und Acker in kg ha^{-1} a^{-1}
- Ausbringungstechniken

Die niederländischen Daten basieren auf nationalen Erhebungen von 2009, die deutschen auf einer Inventarisierung seitens der Landwirtschaftskammer Niedersachsen im Rahmen dieses Projektes gültig für 2010/11. Zur Berechnung der Schadstoffausbreitung und –deposition wurden Mittelwerte meteorologischer Daten aus dem Zeitraum 1998 bis 2007 verwendet.

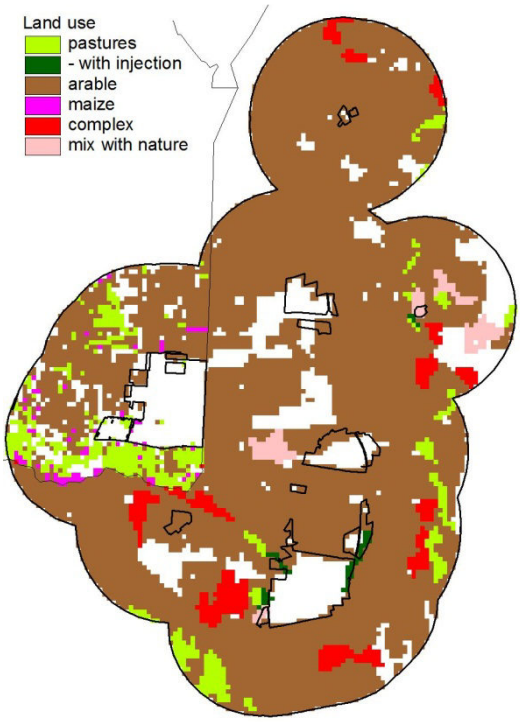

Abbildung 74: Lage der landwirtschaftlichen Flächen im Untersuchungsgebiet

Die Berechnung der Emissionen von den Stallanlagen und die Verteilung innerhalb der niederländischen Seite erfolgte direkt mit INITIATOR 2. Für die Berechnung der Stallemissionen und der Emissionen durch Düngerausbringung auf deutscher Seite wurde

dieses Modell geringfügig angepasst. Für die Berechnung der Stallemissionen wurden u.a. die Emissionsfaktoren der TA-Luft (BMU 2002) verwendet.

Die Ammoniakemission vom Boden wird berechnet durch Multiplikation der Freisetzungsraten mit dem Stickstoffeintrag durch Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, Beweidung und anderen Nutzungsformen. Zur Berechnung der Emissionen von den deutschen landwirtschaftlichen Nutzflächen wurden die praxisüblichen Düngemengen herangezogen (vgl. Kap. 9). Danach ist von Stickstoffmengen in Höhe von 140 kg ha^{-1} a^{-1} aus Wirtschaftsdüngern und 80 kg aus Mineraldüngern auszugehen. Diese Mengen wurden bei der Modellierung der Emissionen in Deutschland sowohl für Grünland als auch Ackerland auf eine Rastergröße von 5 km x 5 km bezogen. Die Landnutzung wurde abgeleitet aus den Landnutzungsklassen des CORINE-Katasters mit einer räumlichen Auflösung von 100 m x 100 m. Nach Aufteilung der Landnutzung wurde es in das niederländische Koordinatensystem mit einer Auflösung von 250 m x 250 m übertragen (Abbildung 74).

Zum Vergleich wurden die anfallenden Wirtschaftsdüngermengen von den inventarisierten Stallanlagen über die nach CORINE ermittelten landwirtschaftlichen Nutzflächen im UG+ unter Verwendung des Dünge-Moduls von INITIATOR 2 berechnet. Als Ergebnis wurde eine mittlere N-Gabe über Wirtschaftsdünger in Höhe von 130 kg ha^{-1} a^{-1} auf Grünland und 150 kg ha^{-1} a^{-1} auf Ackerland ermittelt. Dies war etwas weniger als die ursprünglich angenommenen Mengen von 140 kg. Um diese Mengen zu erreichen, werden in dieser Region also vermutlich noch Wirtschaftsdünger aufgenommen werden.

Die Ermittlung der Emissionen von den landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgte unter Berücksichtigung der praxisüblicher Ausbringungstechniken. 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 x 0,5 (d. h. halbjährige Weidenutzung) x 1.760 / (350 Tage x 24 Stunden). Als Wirtschaftsdüngergabe wurde eine Höhe von 140 kg ha^{-1} a^{-1} unterstellt. Beim Mineraldünger wurde von einer konstanten Gabe in Höhe 80 kg ha^{-1} 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 des Mineralstickstoffanteils unterstellt. Auf 17 % des Grünlandes wurde eine Ausbringung mittels Breitverteilung ausgegangen. Für die verbleibenden 68 % wurden Schleppschuh/-Schlauch-Verfahren mit einem Emissionsfaktor von 0,29 des Mineralstickstoffs eingesetzt. Bei Ackerland werden 95 % des

Wirtschaftsdüngers unmittelbar nach der Ausbringung eingearbeitet. Dieses 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.

10.3. Berechnung der Stickstoffdepositionen

Das für die Berechnung der Stickstoffdepositionen eingesetzte OPS-Modell (Operational Prioritiy Substances) lag in der Version OPS 4.3.12. vor, die erweitert wurde, um auch den deutschen Teil der Naturparkregion 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. Das ursprünglich für das niederländische Gebiet ausgelegte Modell wurde hinsichtlich der Rauigkeitslängen und der vorherrschenden Landnutzungen für den deutschen Teil des Untersuchungsgebietes erweitert. Die im Modell festgelegte Auflösung von 250m 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).

10.4. Minderungsmaßnahmen

Wegen der großflächigen Überschreitungen der Critical loads stickstoffempfindlicher Ökosysteme wie die Hochmoore im Untersuchungsgebiet sind Maßnahmen von Interesse, die zu einer Minderung der Ammoniakemissionen beitragen. Daher sollten alle in den Niederlanden und Deutschland existierenden technischen Möglichkeiten zur Emissionsminderung als Szenario im UG+ umgesetzt und Kosten und Nutzen einander gegenübergestellt werden. Um maximale Effekte zu erzielen, wurden auch – unabhängig von den Kosten – nicht zum „Stand der Technik“ zählende Verfahren wie die Abluftreinigung auf deutscher Seite oder emissionsarme Rindviehställe auf niederländischer Seite berücksichtigt. Eine Übersicht der Maßnahmen mit einer kurzen Erklärung ist in Tabelle 15 aufgeführt.

Die Maßnahme ***eiweißreduzierte Fütterung*** bei Rindvieh zielt ab auf die Optimierung der Eiweißverwertung durch eine veränderte Futterzusammensetzung, 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 (Grünlandum- (Grünlandumbruch ist oft nicht erlaubt) zu klären. Für die Niederlande wird diese Maßnahme kombiniert mit reduzierter Mineralstickstoffdüngung, präzisen Ausbringungstechniken und Bevorzugung optimaler Wetterbedingungen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

Nur für deutsche Milchviehbetriebe wird die ***Abdeckung von Wirtschaftslagerstätten*** berücksichtigt, weil sie bereits in den Niederlanden üblich ist. Diese Maßnahme wurde für alle Milchviehbetriebe bei allen vorhandenen Hochbehältern herangezogen unter der Annahme dass in Deutschland gegenwärtig noch alle Lagerstätten unbedeckt sind. 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.

Tabelle 15: Beschreibung und Effekte unterschiedlicher Maßnahmen zur Emissionsminderung. (Angaben zur Minderung in Prozent oder als vergleichender Emissionsfaktor: Ausgangssituation → Minderungseffekt)

Maßnahme	Beschreibung	Minderungseffekt
Deutschland		
1	eiweißreduzierte Fütterung Rindvieh	reduzierte N-Ausscheidung um 18% reduzierter N-Gehalt in der Gülle um 14%
2	Abdeckung Düngerlager	alle im Gebiet vorhandenen Lager betreffend Berechnung nach Van der Hoek (2002): NH3em(Mistlager bedeckt) = NH_{3em}(Stall) – N_{ex}*0.55*(0.048-0.0096)
3	Emissionsarme Dünger-ausbringung	Grünland: Breitverteilung ersetzt durch Schleppschuh/Schleppschlauch (fNH_{3ema} =0.68 → 0.29) Acker: Injektion (fNH_{3ema} =0.47 → 0.10)
4	Abluftreinigung	Emissionsminderung von Stall und Lager um 80%
Niederlande		
10	eiweißreduzierte Fütterung Rindvieh kombiniert mit optimierter Düngung	reduzierte N-Ausscheidung um 18% reduzierter N-Gehalt in der Gülle um 25% N-Düngung von Grünland maximal 150 kg ha^{-1} a^{-1} zusätzlich reduziert NH_{3em} Düngerausbringung (×0.9)
20	emissionsarmer Rindvieh-stall	Emissionsminderung von Stall und Lager um 40%
30	Abluftreinigung	Emissionsminderung von Stall und Lager von 70% (bereits Stand der Technik)

Die Maßnahme ***emissionsarme Düngung*** wurde aufgrund strengerer Regeln in den Niederlanden, ebenfalls nur für deutsche Betriebe betrachtet. Nur in Deutschland ist die Breitverteilung von Gülle noch erlaubt. Für die Umsetzung emissionsarmer Düngungsverfahren wurde die Breitverteilung mit einem Emissionsfaktor von 68 % des applizierten NH_4^+-Stickstoffs durch Schleppschuhverfahren mit einem Emissionsfaktor von 29 % ersetzt. 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. Zurzeit existieren in der Praxis nur Techniken für substanzielle Verbesserungen, die mit einem vergleichsweise großen Aufwand verbunden sind, z.B. verkleinerte Spalten und aktive Entlüftungssysteme. Dies kann zu einer Minderung der Ammoniakemissionen von 40 % führen. 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.

10.5. Prüfung der Datenqualität

Zur Validierung der Modellwerte wurden sie mit den Ergebnissen der NH_3-Messungen und den Untersuchungsergebnisse der mikrometeorologischen Verfahren im Bargerveen und im Bourtanger Moor verglichen.

Basierend auf den gemessenen NH_3-Konzentrationen wurde die trockene NH_x-Deposition als Produkt der NH_3-Konzentration mit einer Depositionsgeschwindigkeit (v_d) abgeleitet und das Ergebnis den Modelldaten gegenübergestellt. Die v_d ist eine effektive Transportgeschwindigkeit, die auf drei getrennt zu berechnenden Vorgängen basiert:

a) dem turbulenten Transport von der Atmosphäre zur Rezeptoroberfläche (atmosphärischer Widerstand, Ra)
b) dem Transport durch die quasilaminare Oberfläche zur Rezeptoroberfläche (quasilaminarer Widerstand, Rb)
c) der Absorption an der Oberfläche (Oberflächenwiderstand, Rc)

Das Reziprok aus der Summe der Einzelwiderstände ergibt die Depositionsgeschwindigkeit v_d:

$v_d = 1/Ra + 1/Rb + 1/Rc$

Die Berechnung von v_d erfolgte mit dem DEPAC-Modul (Van Zanten et al., 2010), den aktuellen meteorologischen Daten und den gemessenen NH_3-Konzentrationen (Mittelwerte jeder Messstation). Als Vergleichsdaten wurden Jahresmittelwerte aus dem Jahr 2010 verwendet.

10.6. Ergebnisse

10.6.1. Modellierung der regionalen Stickstoffdeposition

Die modellierte N-Deposition in den Natura 2000-Gebieten Bourtanger Moor und Bargerveen betrug im Jahr 2010 im Mittel 21 kg ha^{-1} a^{-1} 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 (Tabelle 16, Abbildung 75).

Tabelle 16: 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				**NO_y-N**	**N**
	Tierhaltung	Düngung[1)]	Hintergrund	Gesamt		
Bargerveen (BV)	1.1	1.7	10.2	13	6.6	20
Tausendschrittmoor (TM)	2.5	9.1	11.1	23	6.5	29
Wesuweer Moor (WM)	1.8	3.1	8.7	14	6.6	20
Versener Heidesee (VH)	2.8	6.3	9.7	19	6.7	25
Borkener Paradies (BP)	3.6	9.7	9.3	23	6.6	29
Südliches Versener Moor (SM)	2.4	6.8	9.5	19	6.7	25
Rühler Moor (RM)	2.1	4.3	8.8	15	6.6	22
Meerkolk (MK)	3.9	6.5	8.8	19	6.6	26
Hengstkampkuhlen (HK)	3.3	7.1	9.3	20	6.5	26
Geestmoor (GM)	3.4	5.7	9.5	18	6.7	25
Dalum-Wietmarscher Moor (DM)	2.2	2.7	8.9	13	6.6	20
Neuringer Wiesen (NW)	1.6	9.1	11.2	22	6.6	29
Total	2.6	6.0	9.6	18.2	6.6	24.6

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

Der Anteil der aus Ammoniak gebildeten reduzierten N-Verbindungen (NH_x-) betrug 14 kg ha^{-1} a^{-1}. Davon stammen aus den Stallanlagen im UG+ 1,7 kg ha^{-1} a^{-1} bzw. 12 %; der Rest gelangt von den Quellen außerhalb des Untersuchungsgebietes über den Ferntransport in die Moore. Die mittlere NH_x-Deposition aus der Düngung innerhalb des UG+ betrug 3,1 kg ha^{-1} a^{-1}, welches einen Anteil von 22 % der Gesamt-NH_x-Deposition bedeutet. Somit betrug der Anteil des im UG+ aus der Tierhaltung freigesetzten Ammoniaks insgesamt 34% am gesamten NH_x-Anteil der Stickstoff-Deposition und 23% an der gesamten Stickstoff-Deposition. Die Beiträge aus den beiden Kategorien „Tierhaltung“ und „Düngung“ an der NH_x- und NO_y-Deposition in die verschiedenen Mooren sind in Tabelle 16 aufgeführt. Ihre relativen Anteile an der (mittleren) gesamten N-Deposition in allen Moorgebieten zeigt

Tabelle 17: Mittlere Stickstoffdepositionen im Bourtanger Moor und Bargerveen und ihre Quellen innerhalb des UG einschließlich der 5 km Randzone (UG+) sowie externer Quellen

	N Deposition	**Beitrag**
NH_3-Quelle	kg ha^{-1} a^{-1}	[%]
Tierhaltung, DE	1.6	7.7
Tierhaltung, NL	0.2	0.9
Summe NL+De	1.8	8.6
Ausbringung von Wirtschaftsdünger, DE	2.7	13.0
Ausbringung von Wirtschaftsdünger, NL	0.3	1.6
Summe NL+De	3.1	14.6
NH_3 externer Beitrag (Ferntransport)	9.5	45
NO_y interner und externer Beitrag	6.6	8.6
Total	21	100

Tabelle 18.

Der größte Anteil aus den NH_3-Quellen im Untersuchungsgebiet stammt aus der Anwendung von Wirtschaftsdüngern auf deutscher Seite (Tabelle 17). Dies sind etwa 13 %, gefolgt von Tierhaltungsanlagen auf deutscher Seite, die ca. 7 % zu den N-Depositionen beitragen. Der niederländische Anteil ist deutlich niedriger. Nur 1,6 % stammen von der Düngerausbringung und nur 0,9 % von der Tierhaltung auf niederländischer Seite. Dabei ist zu beachten, dass die Unterschiede auch durch die insgesamt deutlich niedrigere Zahl der in Betrieb

befindlichen niederländischer Stallanlagen (75 gegen über 566) innerhalb des UG+ bedingt sind.

Über 45 % der Stickstoffdepositionen im Naturpark Bourtanger Moor/Bargerveen stammen aus Ammoniakquellen außerhalb des Untersuchungsgebietes und ca. 32 % der Stickstoffdeposition resultieren aus NO-Quellen; in der Summe also 77%.

Unterschiede der N-Depositionen sind nicht nur zwischen den Mooren im Untersuchungsgebiet, sondern auch innerhalb der Moorgebiete festzustellen. Die Abbildung 75 bis Abbildung 77 zeigen deutlich, dass die höchsten Depositionen an den Rändern der Schutzgebiete stattfinden, am niedrigsten sind sie im Zentrum größerer Moore; dort werden in den großen Mooren Bargerveen und Dalum-Wietmarscher Moor unter 18 kg ha^{-1} a^{-1} eingetragen, während sie an den Rändern bei über 23 kg ha^{-1} a^{-1} liegen.

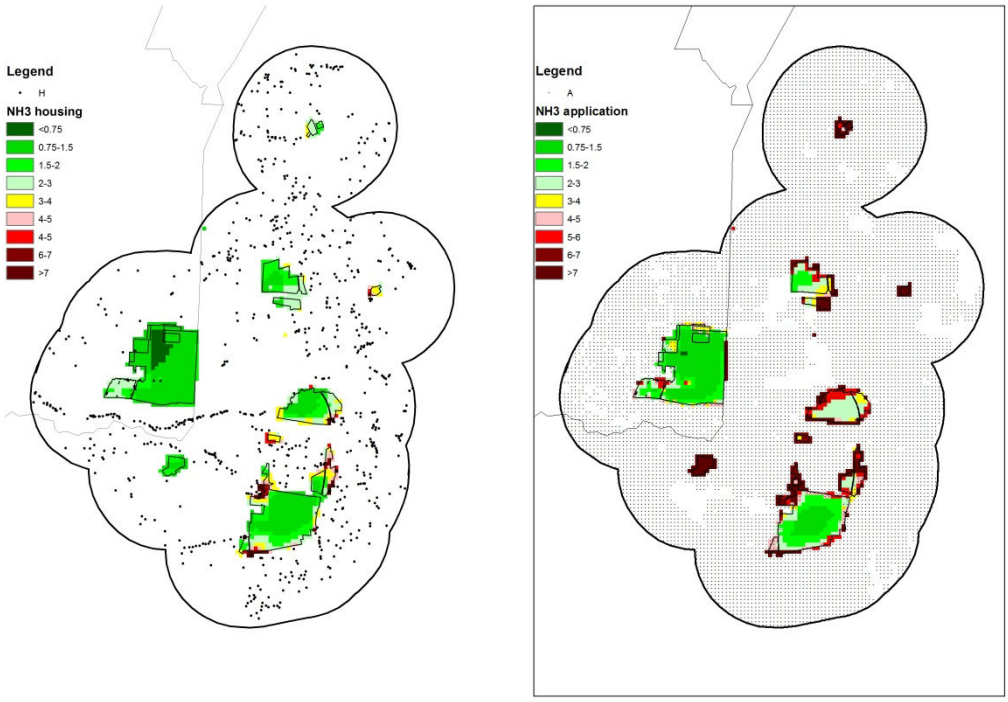

Abbildung 75: Berechnete NH_x-Depositionen in den Naturschutzgebieten, die von Emissionen aus Tierhaltungsanlagen stammen (links) und aus der Anwendung von Mineral- und Wirtschaftsdüngern und Beweidung (rechts). Bezugsjahr 2010.

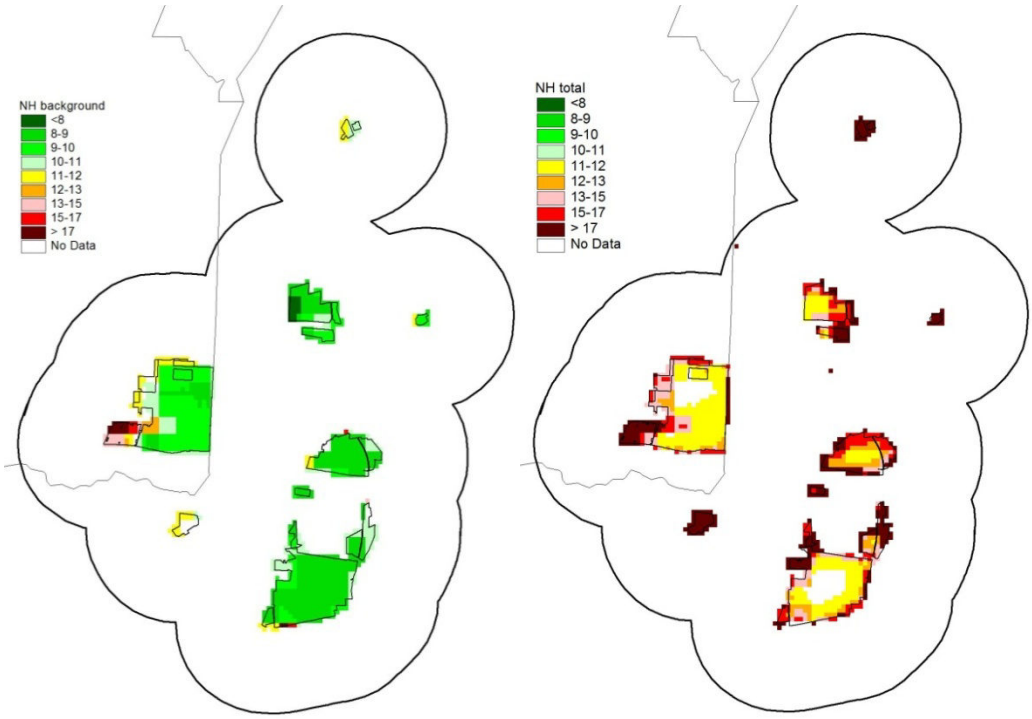

Abbildung 76: Berechnete NH_x-Depositionen von allen Quellen (rechts) sowie NH_x-Depositionen ohne Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Emissionen im Untersuchungsgebiet (links). Angaben in kg ha^{-1} a^{-1}, Bezugsjahr 2010.

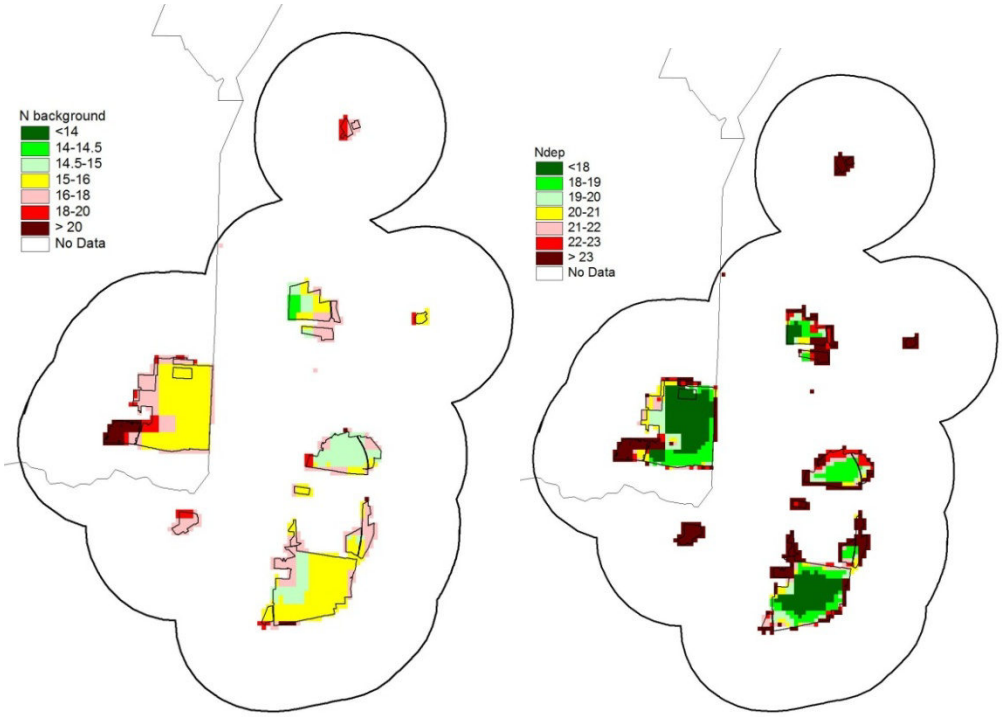

Abbildung 77: Berechnete Gesamt-N-Depositionen (NH_x+NO_y) von allen Quellen (rechts) sowie die N-Depositionen ohne Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Emissionen im Untersuchungsgebiet (links). Angaben in kg ha^{-1} a^{-1}, Bezugsjahr 2010.

Insbesondere die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern führt zu einer deutlichen Zunahme der N-Depositionen an den Rändern der Schutzgebiete. Besonders von diesen Effekten betroffen sind kleine Schutzgebiete. Dies resultiert aus der geringen Entfernung der gedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen zu den Schutzgebieten und der bodennahen Freisetzung von Ammoniak. Als Emissionshöhe landwirtschaftlicher Fläche wurde 0,5 m angenommen, hingegen wurde für Stallanlagen mittlere Emissionshöhe von 5 m unterstellt.

10.6.2. Vergleich von Modell- und Messdaten

Zur Überprüfung der Datenqualität wurden die modellierten Werte (NH_3-Konzentrationen, N-Depositionen) mit den an verschiedenen Orten durch Messungen ermittelten Daten verglichen. Dazu wurden die an 3 Orten auf niederländischer Seite und an 8 Standorten auf deutscher Seite gemessen NH_3-Konzentrationen verwendet (Abbildung 78).

Die Mittelwerte der über beide Ansätze ermittelten NH_3-Konzentrationen liegen auf sehr ähnlichem Niveau. Mit 5,2 µg/m³ lagen die modellierten NH_3-Konzentrationen über den gemessenen Werten von 4,9 µg/m³.

Beim Vergleich der Einzelwerte wird allerdings ein nur schwacher Zusammenhang zwischen den berechneten und modellierten NH_3-Konzentrationen deutlich. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,17 (Abbildung 79). Die gemessenen NH_3-Konzentrationen zeigen mit 3,9 – 6,1 µg m^{-3} eine kleinere Streuung gegenüber den modellierten Ergebnissen (2,8 – 7,9 µg m^{-3}) auf. Möglicherweise überschätzt das Modell die Randeffekte.

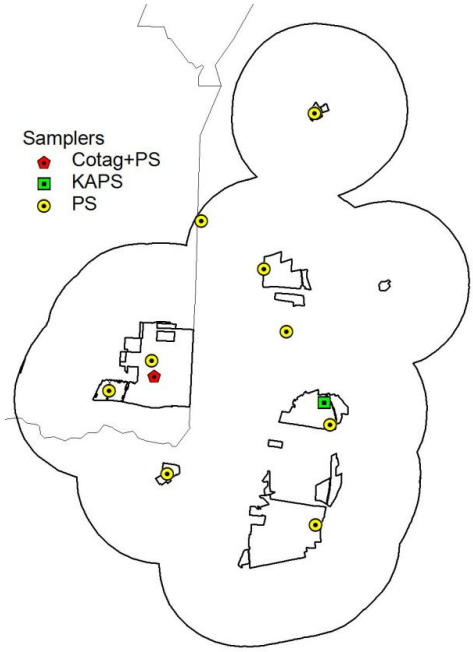

Abbildung 78: Lage der Messstandorte. Messsystem PS=Passivsammler, Cotag und KAPS=Denuder

Ein Vergleich der mit OPS modellierten trockenen Deposition von NH_x und der Deposition, die über die gemessenen NH_3-Konzentrationen berechnet wurden (Inferentialmethode), zeigt Tabelle 18. Dabei ist zu beachten, dass es sich hier um die Deposition nur eines Teils der gesamten N-Depositionen handelt. Der statistische Zusammenhang zwischen der modellierten trockenen Deposition und den Messdaten ist noch schwächer als der Zusammenhang zwischen den modellierten und gemessenen Konzentrationen. Auffällig ist die negative Korrelation zwischen den modellierten und indirekt gemessenen Depositionen. Die Ursache dieses negativen Zusammenhanges ist nicht klar und bedarf weiterer Untersuchungen. Dennoch korrespondieren die mittleren Depositionsraten über das gesamte Gebiet relativ gut mit einer modellierten NH_x-Trockendeposition von 10,7 kg ha^{-1} a^{-1} und 9 kg ha^{-1} a^{-1} basierend auf NH_3-Messungen.

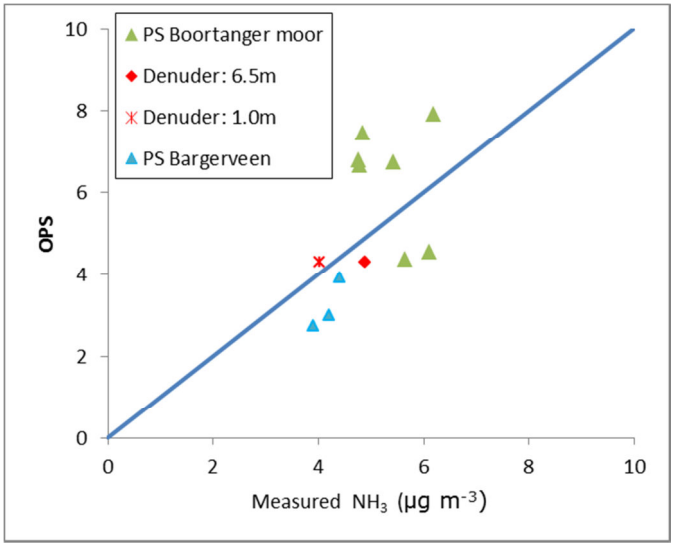

Abbildung 79: Vergleich der gemessenen und modellierten NH_3-Konzentration im Untersuchungsgebiet

In Tabelle 18 ebenfalls dargestellt ist die Gegenüberstellung der Ergebnisse mikrometeorologischer Untersuchungen mit den Modelldaten. Dabei zeigt sich eine relativ gute Übereinstimmung der modellierten NH_x-Depositionen am Standort

Tabelle 18: 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

NHx	**Inferential Modell**	**Modelliert (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
NHx	**Mikrometeorolog. Untersuchungen**	**Modelliert (OPS)**
Bargerveen COTAG	7.0-10	6.9
Rühler Moor PLATIN	9.9	6
Mittelwert	9.0	10.7
NO_y	**Mikrometeorolog. Untersuchungen**	**Modelliert (OPS)**
Rühler Moor PLATIN	1.2	3.5

Bargerveen. Im Bourtanger Moor liegen die mikrometeorologisch ermittelten NH_x-Depositionen (9,9 kg ha^{-1} a^{-1}) gegenüber 6 kg ha^{-1} a^{-1} deutlich über, dagegen die NO_y – Depositionen mit 1,2 gegenüber 3,5 kg ha^{-1} a^{-1} deutlich unter den Modellwerten.

Offensichtlich ist das Modell nur bedingt geeignet, die NH_3-Konzentrationen räumlich hochauflösend darzustellen (Heuvelink & 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 km x 1 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.

10.6.3. Auswirkung von Emissionsminderungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet auf den Stickstoffeintrag in die Hochmoore

Der Einfluss aller Minderungsmaßnahmen auf die NH_x-Deposition in den Moorgebieten ist in Tabelle 19 dargestellt. Dabei sind die unterschiedlichen Effekte bedingt durch die Tierhaltung und Düngeranwendung als Depositionswert gegenüber der Ausgangsdeposition (Tabelle 19: A) dargestellt. Der Gesamteffekt von allen umgesetzten Maßnahmen führt insgesamt zu einer Abnahme der mittleren N-Deposition um 3 kg ha^{-1} a^{-1} von etwa 21 kg ha^{-1} a^{-1} auf 18 kg ha^{-1} a^{-1}, d. h., der Effekt der NH_3-Minderung eines Kilogramm NH_3 kommt nur zu etwa einem Siebtel den Mooren zugute.

Innerhalb des UG+ sinkt der Beitrag der NH_3-N-Emission erheblich um ca. 65% von 4,9 kg ha^{-1} a^{-1} auf 1,7 kg ha^{-1} a^{-1}. Diese Emissionsminderung resultiert im Wesentlichen aus der Umsetzung emissionsmindernder Düngungsmaßnahmen auf deutscher Seite, wodurch ca. 2,0 kg ha^{-1} a^{-1} weniger Stickstoff in die Moore eingetragen werden. Der Einsatz von Abluftreinigungsanlagen führt zu einer Absenkung der Stickstoffdeposition von nur 0,8 kg ha^{-1} a^{-1}.

Die Umsetzung aller Maßnahmen in den Niederlanden führt lediglich zu einer Reduktion des N-Eintrags von 0,1 kg ha^{-1} a^{-1} im Mittel. Der Effekt der Maßnahmen auf niederländische Seite ist relativ gering, was nicht zuletzt auf den geringen Anteil von Tierhaltungsbetrieben auf niederländischer Seite zurück zu führen ist. Zudem sind bereits bei allen niederländischen Betrieben relativ hohe Standards an die Emissionsminderung umgesetzt.

Bei allen Maßnahmen ist zu berücksichtigen, dass die Interaktionen der einzelnen Minderungseffekte zusammen sich nicht addieren, 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.

Die Maßnahme ***Abluftreinigung*** für Schweine- und Geflügelfarmen stellt die effektivste Maßnahme zur Minderung der NH_3-Emissionen aus der Tierhaltung dar, sowohl in Deutschland (0,85 kg N-Reduktion) als auch in den Niederlanden (0,09 kg N-Reduktion). Emissionsreduzierte Rindviehställe in den Niederlanden führen zu einer Minderung im gesamten Untersuchungsgebiet von durchschnittlich 0,02 kg und die *Abdeckung* von Wirtschaftsdüngerlagerstätten nur auf niederländischer Seite trägt zu einem Rückgang der Stickstoffdeposition von 0,04 kg im gesamten Untersuchungsgebiet bei.

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 bei der NH_x-N-Deposition (0.18 kg ha^{-1} a^{-1}). Bei der Düngung führt dies zu einer Abnahme der mittleren N-Depositionen von 0,33 auf 0,3 kg ha^{-1} 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. Effektiver ist aber die Fütterung von höheren Anteilen von Mais, der einen erheblich geringeren Proteingehalt im Vergleich zu Gras aufweist.

Tabelle 19: Mittlere NH_x-N-Deposition in den Mooren, bezogen auf einzelne Minderungsmaßnahmen vor (A.) und nach (B.) deren Umsetzung im deutschen und niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes.

	NH_x-N Deposition (kg ha^{-1} a^{-1})						
	Tierhaltung			**Düngung**			**Gesamt**
	NL	DE	Summe	NL	DE	Summe	
A. Aktuelle Situation	**0.18**	**1.61**	**1.8**	**0.33**	**2.73**	**3.1**	**4.9**
B. NH_3-Minderung							
Deutschland							
Eiweißreduzierte Fütterung	0.18	1.58	1.8	0.33	2.68	3.0	4.8
Optimierte Ausbringung	0.18	1.61	1.8	0.33	0.72	1.1	2.9
Mist-Lagerabdeckung	0.18	1.58	1.8	0.33	2.75	3.1	4.9
Abluftreinigung	0.18	0.67	0.9	0.33	2.75	3.1	3.9
Summe Deutschland	**0.18**	**0.61**	**0.8**	**0.33**	**0.71**	**1.0**	**1.8**
Niederlande							
Eiweißreduzierte Fütterung	0.18	1.61	1.7	0.30	2.73	3.0	4.8
Optimierte Ausbringung	0.16	1.61	1.7	0.33	2.73	3.1	4.8
Abluftreinigung	0.09	1.61	1.6	0.33	2.73	3.1	4.8
Summe Niederlande	**0.07**	**1.61**	**1.6**	**0.30**	**2.73**	**3.0**	**4.7**
Deutschland+Niederlande	**0.07**	**0.61**	**0.7**	**0.30**	**0.71**	**1.0**	**1.7**

10.6.4. Kosten emissionsmindernder Maßnahmen

Die Minderung der Ammoniakemissionen ist – abgesehen von einer gegenwärtig nicht zur Diskussion stehenden Abstockung der Tierbestände – mit einem größeren (arbeits-) technischen Aufwand verbunden, der erhebliche Investitions- und Betriebskosten erfordert. Basis für die Berechnung dieser Kosten sind die bei Kros et al. (2012) aufgeführten Angaben für die Minderungsmaßnahmen ***emissionsreduzierter Rindviehstall***, ***eiweißreduzierte Fütterung Rindvieh***, ***emissionsreduzierte Düngung, optimiertes Management (NL)*** und ***Abluftreinigung***. Die Kosten für die *Abdeckung* ***Düngerlager*** und ***Abluftreinigung*** stammt aus einer Berechnung der LWK. Anhaltspunkte hierzu geben auch Döhler et al, (2002), wobei einige der hier genannten Minderungsmaßnahmen (bodennahe Ausbringung mit Schleppschlauch, kurzfristige Einarbeitung, Gruppenhaltung Schweine) im Untersuchungsgebiet überwiegend realisiert sind und daher nicht in das Minderungsszenario eingeflossen sind. Wie auch aus den Kalkulationen von Döhler et al. (2002) erkennbar, unterliegen die Kosten erheblichen, von den einzelbetrieblichen Bedingungen ausgehenden Einflüssen, sodass die nachfolgend dargestellten Berechnungen nur grobe Schätzungen darstellen.

Tabelle 20: Kosten für die Minderung von NH_3-Emissionen. Die Kosten für Abluftreinigung und Abdeckung Güllelager gelten für größere, nach BImSchG genehmigungspflichtige Stallanlagen

Maßnahme	Kosten [€ pro kg NH_3]
emissionsreduzierter Rindviehstall	12,5
eiweißreduzierte Fütterung Rindvieh	6,5
emissionsreduzierte Düngung	2,3
Optimierte Düngung /Management (NL)	6,5
Abluftreinigung (Schweine-, Geflügelstall)	7
Abdeckung Güllelager	2,7

Der nur für niederländische Betriebe berücksichtigte emissionsreduzierte Rindviehstall zieht – gemessen an dem Minderungseffekt – mit 12,5 pro reduziertes kg NH_3 (€ kg NH_3^{-1}) die höchsten Kosten nach sich. Auf gleichem Niveau liegt das bei Döhler et al. (2002) genannte Rinnenboden-Gülle-System mit jährlichen Mehrkosten von ca. 30 € 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 Güllelager*** sind durch die unterschiedlichen betrieblichen und standörtlichen Voraussetzungen sehr variabel. Zertifizierte Abluftreinigungsanlagen existieren in Deutschland nur für Schweineställe und Stallanlagen für die Hähnchenkurzmast. Bei Um- und Neubauten können sie von den Genehmigungsbehörden unter bestimmten Umständen gefordert werden.

Für das Minderungsszenario wurde dennoch Abluftreinigungsanlagen für alle Arten von Geflügelställen einbezogen. Die Kosten hierfür liegen gegenwärtig bei 6 bis 8 Euro pro reduziertes kg NH_3 (€ kg NH_3^{-1}). Melse et al (2009) nennen hierfür vergleichbare Kosten um 7 Euro, die auch für diese Kalkulationen pauschal angesetzt wurden. Bei kleineren Altanlagen können die Kosten allerdings um ein Mehrfaches darüber liegen. Nach der Studie von Kros et al. (2012) betragen aus diesem Grund Kosten für Abluftreinigungsanlagen bei Altanlagen etwa 34 € kg^{-1} 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 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 – 3000 m³ pro Jahr eine Zunahme der Kosten von ca. 2 Euro/m³ Wirtschaftsdünger.

Die Kosten der ***Abdeckung von Güllelagern*** wurden auf der Basis der Emissionsfaktoren für Rinder und Schweinegüllen nach VDI, 2011 (6 bzw. 10 g m^{-2} d^{-1} NH_3) angesetzt bei einer 10-jährigen Abschreibung für die Kosten einer größere Zeltabdeckung mit einem Durchmesser von 20 m (ca. 2.000 Euro p.a.), die eine Emissionsminderung von 90% gewährleistet, wodurch sich Minderungskosten von 2,7 Euro € kg NH_3^{-1} a^{-1} ergeben. Dieser Betrag liegt auf dem unteren Niveau der bei Döhler et al. (2002) genannten Kosten von 0,55 bis 12 € kg NH_3^{-1} 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 20 aufgeführten maßnahmebezogenen Kosten. Kosten für die großräumige Umsetzung dieser Maßnahmen sind in

Tabelle 21 (Niederlande) und für Tabelle 22 (Deutschland) aufgestellt.

Tabelle 21: Effekt und Kosten von Maßnahmen zur Minderung von NH_3-Emissionen im niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes

	Tierhaltung			**Gesamt**
	eiweißred. Fütterung/ Düngung	emissionsred. Rindviehstall	Abluftreinigung	Tierhaltung/ Düngung
Minderung [kg NH_3 a^{-1}]	3.927	8.422	44.986	57.335
Kosten [€]	25.528	105.272	314.903	445.704

Für den niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes lassen sich NH_3-Mengen von 57.335 kg a^{-1} mit einem Kostenaufwand von insgesamt 445.704 Euro pro Jahr 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 bereits soweit optimiert, dass nur die reduzierte N-Düngung in Kombination mit einer eiweißreduzierten Fütterung einen relativ kleinen Beitrag

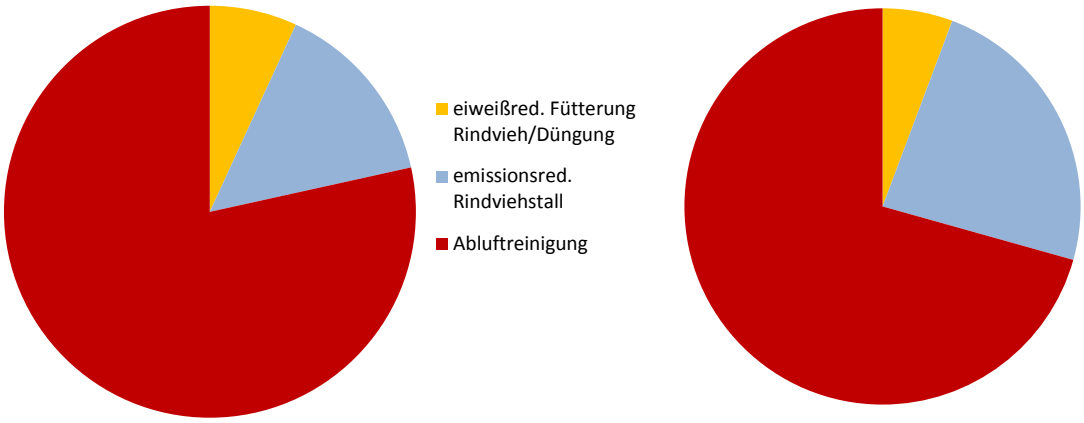

Abbildung 80: Anteil unterschiedlicher Maßnahmen an der Emissions-Minderung (links) und den erforderlichen Gesamtkosten im niederländischen Teil des Untersuchungsgebietes

zur Senkung der NH_3-Emissionen leisten kann. Der weitaus größte Anteil mit entsprechend hohen Kosten lässt sich durch die nachträgliche Installation von Abluftreinigungsanlagen erzielen (Abbildung 80). Die Effizienz der Maßnahmen auf niederländischer Seite ist daher mit durchschnittlich 7,8 Euro pro reduziertes kg NH_3 entsprechend gering.

Tabelle 22: Effekt und Kosten von Maßnahmen zur Minderung von NH_3-Emissionen im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes

	Tierhaltung				**Düngung**	**Gesamt**
	eiweißred. Fütterung Rindvieh	Abluftreinigung	Abdeckung Düngerlager	Summe	emissionsred. Düngung	Tierhaltung Düngung
Minderung [kg NH_3 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 22 sind die mit NH_3-Minderungsmaßnahmen im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes (UG+) 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 81), wodurch der um einen Faktor 3 effizientere Einsatz emissionsmindernder Maßnahmen bei der Düngung zum Ausdruck kommt (Tabelle 20). Insgesamt zeichnen sich hierdurch die in Deutschland durchgeführten Maßnahmen insgesamt mit 3,8 Euro pro kg NH_3 gegenüber den niederländischen Maßnahmen als deutlich effizienter aus.

Die eiweißreduzierte Fütterung von Rindvieh und Abdeckung von Wirtschaftsdüngerlagern spielen hinsichtlich der NH_3-Emissionminderung eine untergeordnete Rolle.

Abbildung 81: Anteil unterschiedlicher Maßnahmen an der Emissions-Minderung (links) und den erforderlichen Gesamtkosten im deutschen Teil des Untersuchungsgebietes

11. Diskussion

K. Mohr

11.1. Zustand und Gefährdung der Hochmoorvegetation

Stickstoffdepositionen wirken sich düngend auf Vegetation und Böden aus. Hierdurch kann es v.a. bei naturnahen, in der Regel an nährstoffarme Verhältnisse angepasste Ökosysteme zu einer Veränderung der natürlichen Pflanzen- und Tiergemeinschaften kommen. Bei den im Untersuchungsgebiet vorhandenen Hochmooren handelt es sich ausnahmslos um N-empfindliche Ökosysteme, denen, je nach Biotoptyp critical loads zwischen 5 und 10 kg ha^{-1} a^{-1} zugewiesen sind (Bobbink et al. 2011, von Drachenfels, 2012). Hohe N-Depositionen, die u.a. aus der benachbarten Tierhaltung stammen, stellen für diese Lebensräume neben dem Wassermangel ein Risiko dar.

Durch eine Biotoptypenkartierung im deutschen Teil des Naturparks (Tausendschrittmoor, Wesuweer Moor, Neuringer Wiesen, Rühler Moor, Dalumer Moor, Hengstkampkuhlen, Meerkolk, Geestmoor, Versener Heidesee, Südliches Versener Moor) ließ sich eine sehr vielfältige Hochmoorvegetation mit zahlreichen geschützten Biotopen herausstellen. Am stärksten vertreten sind mit 24% Flächendeckung überstaute Renaturierungsflächen ohne oder mit lückenhafter Pioniervegetation sowie noch in Torfabbau befindliche Moorflächen (18%). Darüber hinaus waren folgende Biotoptypen häufig anzutreffen: Hochmoordegenerationsstadien mit Heide (12%), Pfeifengras-Moorstadium (7%) sowie sonstige Moordegenerationsstadien vorwiegend als Gehölzjungwuchs auf entwässertem Moor (7%) sowie Moorbirkenwälder (5%).

Da die angetroffene Vegetation – insbesondere die nach Abschluss des Torfabbaus noch junge Pioniervegetation – einer hohen Dynamik unterliegt, zeigen die dargestellten Ergebnisse den gegenwärtigen Vegetationsstatus eines relativ kleinen Zeitfensters. Nach Abschluss des Torfabbaus in den nächsten Jahren werden sich die lückigen Initialstadien zu einer mehr oder minder natürlichen Hochmoorvegetation entwickeln. Dabei kommt dem Wasserhaushalt eine wichtige Rolle zu; so sind ausreichend hohe Wasserstände für eine naturnahe, schlenken- und bultenreiche Vegetation zwingend erforderlich, um konkurrenzschwache Hochmoor-Arten (z.B. Torfmoose, Wollgräser, Sonnentau) gegenüber anspruchsvolleren Arten wie Besenheide, Pfeifengras und Moorbirke zu unterstützen (Succow & Joosten 2001). Auf den nicht ausreichend vernässten Moorflächen zeigen wuchskräftige und wasserzehrende Arten wie Pfeifengras und Moorbirke eine hohe Präsenz und werden dort durch erhöhte N-Deposition stärker gefördert. Hierdurch gibt sich die Wechselwirkung zwischen dem Wasserhaushalt und den N-Depositionen zu erkennen. Dennoch ist der Erhaltungszustand der Moore im Wesentlichen vom Wasserhaushalt

abhängig, weshalb niederländische Hochmoore noch existieren, obwohl sie seit Jahrzehnten N-Depositionen von über 30 kg ha^{-1} a^{-1} ausgesetzt waren (Limpens 2003).

11.2. NH_3-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre

An insgesamt 11 Messorten innerhalb der Hochmoore im Untersuchungsgebiet erfolgten über einen mindestens 18-monatigen Zeitraum kontinuierliche Messungen der NH_3-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre.

In diesem Zeitraum lagen die mittleren NH_3-Konzentrationen zwischen 3,9 und 5,6 µg m^{-3}. Die mittlere Hintergrundbelastung betrug 4,8 µg m^{-3}. Dies entspricht dem Niveau landwirtschaftlich intensiv genutzter Räume anderer Regionen Nordwestdeutschlands. Vom Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim (GAA, 2012) wurde im Raum Lingen ein mittlerer Hintergrundwert von 4,9 µg m^{-3} festgestellt. Auch hierdurch lassen sich die im Untersuchungsgebiet festgestellten NH_3-Konzentrationen als repräsentativ betrachten.

Die Monatswerte wiesen einen für tierhaltungsintensive Regionen typischen Jahresgang auf, der von Maximalwerten über 10 µg m^{-3} während der Düngerausbringung in den Frühjahrsmonaten und Werten unter 2 µg m^{-3} in den Wintermonaten geprägt war.

Die regionalen Unterschiede sind zurückzuführen auf die höhere Tierhaltungsdichte im Süden des Untersuchungsgebietes, wo die höchsten Werte festgestellt wurden. Aber auch die Lage der Messorte in den Moorgebieten spielt eine Rolle. Dies zeigen die Ergebnisse von Messungen an Transekten einer Moorfläche, wo innerhalb einer Strecke von 300 m die NH_3-Konzentrationen vom Rand bis zum Zentrum um 0,8 µg m^{-3} abnahmen. Wie sich bei diesen Untersuchungen ebenfalls zeigte, wirken sich die am Saum vieler Moore vorhandenen Gehölzstreifen (zumeist aus Moorbirke) mit einem Rückgang der NH_3-Konzentrationen in diesem Bereich um durchschnittlich 14 % positiv aus. Unter Berücksichtigung der bei den mikrometeorologischen Untersuchungen ermittelten Depositionsgeschwindigkeit von etwa 1 cm s^{-1} kommt dies in diesem Saum einer Reduktion der Ammoniak-Stickstoff-Deposition von etwa 2,1 kg ha^{-1} a^{-1} gleich. Mit zunehmender Entfernung nimmt der Minderungseffekt zwar weniger stark ab, die in mehrere Hundert Metern voneinander an Wegen oder Gräben entfernt liegenden Gehölzstreifen können den Minderungseffekt aber wieder steigern.

Die Minderungswirkung des Gehölzstreifens unterscheidet sich im blattlosen Zustand kaum von der des dichtwüchsigen Birkenbestandes in den Sommermonaten. Dadurch wird deutlich, dass offensichtlich weniger seine Eigenschaft als NH_3-Senke sondern die Zunahme der Turbulenz der aufgrund seiner Barriereeigenschaft eine wesentliche Rolle spielt. Dieser Verdünnungseffekt wirkt sich ebenso auf andere gasförmige und feinpartikuläre

Luftinhaltsstoffe aus, sodass von einer relativen Abnahme der trockenen Deposition auch anderer N-Verbindungen in gleicher Höhe auszugehen ist, die einen Anteil von 20 % an der Gesamt N- Deposition ausmachen (Kap. 7). Je nach Größe der Moorfläche kann somit von einer Minderung der N-Deposition durch die Gehölzstreifen von 2 bis 2,5 Kg ha^{-1} a^{-1} ausgegangen werden. Dies sind etwa 10% der festgestellten N-Depositionen in die Moorflächen.

11.3. N-Depositionen

Die Ermittlung der Stickstoff-Deposition erfolgte aufgrund der vielfältigen Einflüsse auf die Immissionssituation und der methodischen Problematik an verschiedenen Orten und mit unterschiedlichen Verfahrensweisen. Mithilfe mikrometeorologischer Untersuchungen wurde eine mittlere N-Deposition in Höhe von 25 kg ha^{-1} a^{-1} ermittelt. Dies ist das Mehrfache des für empfindliche Hochmoorbiotope als unbedenkliche geltende critical load in Höhe von ca. 5 bis 10 kg ha^{-1} a^{-1}.

Gegenüber den mit anderen Verfahren ermittelten Eintragsraten ergeben sich zum Teil erhebliche Unterschiede (Tabelle 23). Teilweise resultieren sie aus der abweichenden Vegetationsstruktur, andererseits sind sie auch methodisch bedingt. Generell wurden über Bestandesniederschlagsmessungen deutlich niedrigere N-Einträge festgestellt, was auf den nicht messbaren Anteil des von den Pflanzen direkt aus der Atmosphäre aufgenommen Stickstoffs zurückzuführen ist.

Tabelle 23: Mit unterschiedlichen Verfahren ermittelte N-Deposition in kg N ha^{-1} a^{-1} am Standort Rühler Moor.

Messverfahren	**Bestandes-Niederschlagsmessung**				**Mikrometeorologische Messung**	**Regionale Modellierung**	**Inferential**	**MAPESI**	**ITNI**
Rezeptor	Birkenwald	Wasserfläche	Heide	Birke/ Heide	Heide	Heide	Heide	Heide	Gras
N-Deposition	**23**	**13**	**15**	**22**	**25**	**22**	**27**	**36**	**24**

Mithilfe klassischer Niederschlagsmessungen im Freiland, unter Heide, Einzelbäumen und im Wald wurden N-Bestandesniederschläge zwischen 13 kg ha^{-1} a^{-1} (Freiland) und 23 kg ha^{-1} a^{-1} (Moorbirkenwald) festgestellt. Wegen der annähernd vergleichbarer Oberflächeneigenschaften können die direkt von den Bulk-Sammlern im Freiland

aufgefangenen N-Mengen der Deposition auf ebenen Wasserflächen in den Mooren gleich-gleichgesetzt werden.

Unter Heide betrugen die N-Bestandesniederschläge 15 kg ha^{-1} a^{-1}. Sie lagen damit 10 kg ha^{-1} a^{-1} unter der für den gleichen Standort mikrometeorologisch ermittelten N-Deposition. Bei den Messungen unter den Pflanzenbeständen (Heide, Birke) ist von einer systematischen Unterschätzung der N-Depositionen auszugehen. Diese Mengen wurde offensichtlich bei den Bestandesniederschlagsmessungen auch unter Berücksichtigung der Methode nach Draajers & Erisman (1995) nicht vollständig erfasst.

Nach Loubet et al. (2009) werden mit den N-Bestandesniederschlagsmessungen die N-Depositionen in Größenordnung von 30% unterschätzt. Wird dieses berücksichtigt, erhöht sich der unter Heide gemessene N-Bestandesniederschlag von 15 kg ha^{-1} a^{-1} auf ca. 20 kg ha^{-1} a^{-1}. Dieser Wert ist vergleichbar mit den Ergebnissen des mikrometeorologischen Verfahrens, bei einer geschätzten Messungenaugkeit von 20-30% (Dämmgen et al. 2005).

Die (aufwendige) mikrometeorologische Untersuchung wurde als Referenz-Verfahren im Rühler Moor durchgeführt. Dabei wurde eine mittlere Stickstoff-Deposition von 25 kg ha^{-1} a^{-1} festgestellt. Nur wenig darunter lag der für diesen Standort der mithilfe regionaler Emissionsdaten aus dem Untersuchungsgebiet modellierte N-Eintrag von 22 kg ha^{-1} a^{-1}. Über die gemessenen mittleren NH_3-Konzentrationen (Inferential-Methode) errechneten sich N-Depositionen von 27 kg ha^{-1} a^{-1}. Deutlich über Mikrometeorologie-Wert liegt die für das Rühler Moor vom UBA (2013) genannte N-Deposition in Höhe von 36 kg ha^{-1} a^{-1}. Die diesem Wert zugrundeliegende Modellierung beruht auf einer Emissionsinventur von 2007 (Builtjes et al., 2011). Zwischenzeitlich ist in dieser Region von keiner nennenswerten Abnahme der NH_3-Emissionen auszugehen. Die Differenz von 11 ha^{-1} a^{-1} lässt sich nicht eindeutig klären. Auch an anderen Orten Nordwest-Niedersachsens wurde eine erhebliche Überschätzung der N-Depositionen durch die MAPESI-Daten festgestellt (Mohr 2012).

Die mit Hilfe von Pflanzenkulturen (ITNI Verfahren) ermittelte Gesamt-Stickstoffdeposition lag für das erste Untersuchungsjahr bei etwa 24 kg N ha^{-1} a^{-1}. Etwa zwei Drittel des deponierten Stickstoffs befanden sich in der Biomasse, der verbleibende eingetragene 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. .

Die Versuche im Messjahr 2012 zeigen pflanzenspezifische Unterschiede zwischen dem eingesetzten Moorgras (*Eriophorum vaginatum*) und dem Welschen Weidelgras (*Lolium multiflorum*). Die unterschiedlichen Düngermengen zeigten einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung der Biomasse, insbesondere aber auf die Stickstoffaufnahme. Es ist daher davon auszugehen, dass die Jahresdepositionen die für *Lolium multiflorum* im Jahr 2011

bestimmten 24 kg N ha^{-1} a^{-1} übersteigt und für stickstoffmeidende Moorgräser (*Eriophorum vaginatum*) eine höhere Stickstoffbelastung herrscht.

Wie sich durch die mikrometeorologischen Untersuchungen zeigte, erfolgt der Großteil des N-Eintrags als NH_3, wodurch landwirtschaftlichen Quellen der Hauptbeitrag an die 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 tagsüber 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, hohe Konzentrationsdifferenz zwischen oberer und unterer Messhöhe) relativ hohe Depositionsraten einstellen, die vermutlich auf nicht-stomatäre Eintragspfade über feuchte Oberflächen zurückzuführen sind.

11.4. Landschaftspflegemaßnahmen

Die unterschiedlichen Moorbiotope des Untersuchungsgebiets beherbergen Biomassevorräte von ca. 5 bis 100 t Frischmasse pro ha. Die Mengen steigen mit den Gehölzanteilen und sind in den geschlossenen Baumbeständen der Moorwälder am höchsten. Hiermit verbunden sind Nährstoffspeicher, die von ca. 30 kg ha^{-1} N im baumfreien Wollgrasstadium bis über 300 kg ha^{-1} N im Moorbirkenwald reichen. Diese N-Mengen bilden ein Potenzial, das durch landschaftspflegerische Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffbelastung den Ökosystemen entzogen werden kann.

Die Kosten dieser Maßnahmen (Entkusseln, Mähen und Rodung mit Abräumen) liegen je nach Biotoptyp zwischen etwa 600 bis 1.400 Euro pro ha. Kostensenkend wirken die zunehmend zur Energieerzeugung gefragten Gehölzbestandteile des Landschaftspflegeguts. Hierzu kann das kürzlich in Lathen in Betrieb genommene Holzkraftwerk beitragen. Auch andere Verwertungsmöglichkeiten, die sich in Zukunft möglicherweise noch erweitern (Uferbefestigungen, Einstreu, Mulchmaterial, Holzbriketts, Gärsubstrat), 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.

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} bei jährlichen Kosten von 4 Euro pro jährlich reduziertes Kilogramm Stickstoff gemindert wird. Am wenigsten effizient ist das Mähen der Pfeifengras - reichen Bodenvegetation, welches mit Kosten von 425 Euro pro reduziertes kg N ha^{-1} a^{-1} verbunden ist. Zu berücksichtigen ist, das durch das Nachwachsen der Vegetation der Minderungseffekt im Laufe der Zeit abnimmt.

Der Entzug von Stickstoff über den N-Export von Biomasse durch Landschaftspflegemaßnahmen ist erheblich günstiger als der depositionsmindernde Effekt, jedoch stellt er nur eine einmalige Reduzierung des ökosystemaren N-Pools dar. 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, bzw. 1,5 und 16 Euro bezogen auf ein kg Ammoniak pro ha.

Der N-Export über die Entfernung mehr oder minder stark verbirkter Heide- und Pfeifengrasbestände ist aus der Sicht des Naturschutzes von größerer Bedeutung. Dieser erfordert einmalige Kosten von ca. 6 Euro pro kg NH_3.

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

Auf der Grundlage einer umfassenden Erhebung landwirtschaftlicher NH_3-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 variieren die N-Depositionen mit Werten zwischen 20 und 29 kg ha^{-1} a^{-1}. An der Höhe der N-Depositionen haben die im UG+ (Untersuchungsgebiet einschließlich 5 km-Saum) selbst freigesetzten Stickstoffemissionen nur einen Anteil von 23%. Mit 13% der N-Depositionen trägt die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auf deutschen landwirtschaftlichen Flächen hierzu den größten Teil bei, gefolgt von stallbürtigen Emissionen aus den deutschen Stallanlagen mit einem Anteil von 7 %. Etwa Dreiviertel des Depositionsbeitrags (ca. 15 kg ha^{-1} a^{-1}) wird über den Ferntransport in das Untersuchungsgebiet eingetragen.

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 UG+ 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 kg ha^{-1} 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 vorhanden Mooren zugute.

Die Vorteile der Minderungsmaßnahmen auch für die angrenzenden Gebiete sind sicherlich nicht zu unterschätzen, eine deutliche Senkung der N-Depositionen lässt sich jedoch nur über großräumige, nationale und internationale Maßnahmen erreichen. Das Erreichen des critical loads für natürliche Hochmoorgesellschaften in Höhe von 5 kg ha^{-1} a^{-1} wird wahrscheinlich aber nur durch eine großräumige Abstockung der Tierbestände gelingen.

Mit der Minderung der NH_3-Emissionen sind z.T. erhebliche Kosten verbunden, die auf deutscher Seite des UG+ in einer Größenordnung von jährlich etwa 10 Mio. Euro liegen. Bezogen auf die etwa 566 aktiven Betriebe entfallen durchschnittlich - d.h. unabhängig von der Betriebsgröße – Kosten in Höhe von etwa 18.000 Euro pro Jahr auf einem Betrieb. Je nach Maßnahme, Betriebsstruktur und –größe ist mit einer sehr weiten Streuung der tatsächlichen Kosten pro Betrieb zu rechnen.

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 niedriger 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 reduziertes kg NH_3 uneffizient im Vergleich zu den Maßnahmen auf deutscher Seite (3,8 Euro pro kg NH_3).

Mit 2, 3 Euro pro reduziertes 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 gesamten UG+ ist mit jährlichen Mehrkosten von insgesamt etwa 4,4 Mio. Euro, d. h. durchschnittlich ca.

6.000 verbunden. Ähnlich effizient ist die Abdeckung von Güllelagern (2,6 Euro pro kg 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 Euro pro kg NH_3 zu Buche schlagen.

12. Handlungsempfehlungen

Der Internationale Naturpark Bourtanger Moor - Bargerveen liegt in einer der tierhaltungsintensivsten Regionen Deutschlands. Die enge Nachbarschaft der zu den stickstoffempfindlichsten Ökosystemen zählenden Hochmooren mit den zahlreichen, unvermeidlichen landwirtschaftlichen NH_3-Punkt- und Flächenquellen birgt zwangsläufig einen schwer zu lösenden Konflikt zwischen den Interessen der Landwirtschaft und des Naturschutzes. Hochmoore spielen in der Naturparkregion als Ausflugsziel auch aus ökonomischer Sicht eine zunehmend wichtigere Rolle, die synergistischen Effekte sind in ökonomischer aber auch ökologischer Hinsicht gegenüber den Zielkonflikten relativ klein.

Die Bedeutung naturnaher Räume in dieser agrarisch stark geprägten Region stellt somit eine besondere Herausforderung an die Akteure. Kooperative, regionale Lösungsansätze können dabei zielführender sein als gerichtliche Auseinandersetzungen bei Stallbauvorhaben oder internationale Bestimmungen zur Emissionsminderung.

Die nachfolgend genannten technisch-organisatorischen Maßnahmen tragen dazu bei, die Immissionsbelastung in der Region zu verringern. Einige der Maßnahmen sind rechtlich geregelt (in Deutschland BauGB, BImSchG; DüVo, RdErl d. MU, d. MS u. d. ML v. 22.3.2013), weshalb darüber hinaus gehende Anforderungen derzeit nur über freiwillige Vereinbarungen entsprochen werden können. Ihre Umsetzung und Umsetzbarkeit hängt daher ab von der Bereitschaft und Situation der betroffenen Landwirte und Betriebe. Derartige Vereinbarungen über konkret durchzuführende Maßnahmen sollen insbesondere der Landwirtschaft Entwicklungen ermöglichen und gleichzeitig Umweltbelastungen reduzieren. Speziell die 23% N-Immissionen gilt es dabei ins Auge zu fassen und mit landwirtschaftlichem Sachverstand konkrete, wirkungsvolle und möglichst zeitnah umzusetzende Maßnahmen zu benennen.

Handlungsempfehlungen:

1. **Konsequente Umsetzung der guten fachlichen Praxis bei der Aubringung von Wirtschaftsdüngern**: Die in dieser Studie genannten Maßnahmen sind mit einer z.T. erheblichen Kostenbelastung verbunden. Ggf. sind jedoch noch nicht alle Möglichkeiten 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 ist hier besonders hoch.

Vorgeschlagen wird daher:

a. Die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern bei feuchter und/oder kühler Witterung.
b. Einarbeitung der Wirtschaftsdüngers innerhalb kürzester Zeit im selben Arbeitsgang oder Parallelverfahren
c. Der vollständige Verzicht von Breitverteilern zugunsten bodennaher Ausbringung (z.B. Schleppschlauch)
d. Der verstärkte Anbau von Zwischenfrüchten bildet durch die oberirdische Aufnahme von NH_3 aus der Luft über die Blattoberflächen eine schwache, aber großflächige NH_3-Senke, was mit einer Abnahme der NH_3-Konzentration in der Umgebungsluft verbunden ist.

Auch Kulturpflanzen fungieren als Stickstoffsenke durch die N-Aufnahme über die Wurzel und das Blatt, wodurch sie sich gezielt zur Minderung der NH_3- und anderer N-Depositionen in der Umgebung einsetzen lassen. Über diesen Effekt liegen allerdings noch keine wissenschaftlichen Studien vor, weshalb zur Effizienz dieser Maßnahme keine Angaben gemacht werden können.

2. **Einsatz weiterer emissionsmindernder Verfahren zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, Abdeckung von Güllelagern:** Die effizienteste Maßnahme ist 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 sehr bodennahen Freisetzung von NH_3 sind die zu gedüngten Flächen angrenzenden Moorflächen besonders betroffen. Daher ist der Einsatz dieser Maßnahmen im Umkreis von 1 km der Moore am effektivsten.

   Auch die Abdeckung von Güllelagern ist mit 2,7 Euro kg^{-1} NH_3 a^{-1} ebenfalls vergleichbar wirkungsvoll und sollte, beginnend in der Nähe zu den Hochmooren, durch Zeltdächer oder vergleichbaren Systemen vorgenommen werden.

3. Der **Einsatz von Abluftreinigung und der Bau emissionsreduzierter Rinderställe.** Sie gelten aufgrund ihrer geringen Effizienz (7 € kg^{-1} NH_3 a^{-1} bzw. 12 € kg^{-1} NH_3 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 und im Nahbereich (<500 m) der Hochmoore zweckmäßig ist.

   Auf deutscher Seite kommen hierfür zurzeit nur für Schweineställe und Stallanlagen für die Hähnchenkurzmast zertifizierte Abluftreinigungsanlagen infrage.

4. **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. Die Kosten für Mahd, Entkusselung, Rodung einschließlich Abräumen des anfallenden Landschaftspflegematerials liegen in einer Größenordnung von 1.000 € pro ha. Diese können z.B. über Kompensationsleistungen bei Stallbauvorhaben aufgebracht werden. Wie Tabelle 24 zeigt, sind die Landschaftspflegemaßnahmen dort am effektivsten sind, wo bereits ein erhöhter Verbuschungsgrad in den Mooren eingesetzt hat. Die aufgeführten Kosten unterliegen sehr variablen Einflüssen, weshalb sie nur grobe Anhaltspunkte bieten. Die betroffenen Moorflächen befinden sich unter Verwaltung der staatlichen Moorverwaltung, welche ggf.

Tabelle 24: Minderungskosten für landschaftspflegerische Maßnahmen

	Depositionsminderung	**N-Export**
	[€ kg N ha^{-1} a^{-1}]	**[€ kg N ha^{-1} a^{-1}**
Maßnahme		
Pfeifengras-Stadium (baumfrei)	425	20,2
Pfeifengras-Stadium (Gehölzanteil 30%)	69	6,6
Moorheide-Stadium (Gehölzanteil 40%)	53	5,9
Degenerations-Stadium (Gehölzanteil 55%)	50	6
Birkenwald	4	1,8

derartige Maßnahmen durchführt.

Je nach Größe der Moorfläche haben höhere Gehölzstreifen am Rand der Moore und bei Abständen von ca. 300 m eine Minderungswirkung von ca. 2 bis 2,5 kg ha^{-1} a^{-1} . Da viele Moorgebiete bereits von derartigen Birkenbeständen gesäumt werden, kommt dem Erhalt dieser Gehölzstreifen oder auch ihrer Einrichtung innerhalb der Moore die 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 des vorgelegten Berichts zeigen, dass diese Maßnahmen zu einer Minderung der NH_3-Emission und N-Immisionsbelastung beitragen können. Sie werden aber nicht ausreichen, um die N-Deposition in der Region auf das Niveau der critical loads zu verringern. Dies sollte kein Hemmnis für die Umsetzung der beschriebenen Maßnahmen sein, da letztlich alle Möglichkeiten zur erforderlichen Emissionsminderung genutzt werden sollten.

13. Danksagung

Das Projekt „Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft“ ist Teil des Projektes „NPE - Nachhaltige Entwicklung von Natur und Landschaft im Internationalen Naturpark Bourtanger Moor-Bargerveen“. Dieses wurde im Rahmen des INTERREG IVa-Programms Deutschland-Nederland mit Mitteln des Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung (EFRE) und Mitteln der Provinz Drenthe, des Landes Niedersachsen gefördert und vom Landkreis Emsland, der Emsländischen Naturschutzstiftung, den Gemeinden Twist, Emmen, Geeste, den Städten Haren (Ems) und Meppen sowie vom Staatsbosbeheer kofinanziert. Es wurde begleitet durch das Programmmanagement der Ems Dollart Region (EDR).

Das Gutachten wurde ebenfalls begleitet von den zuständigen Fachbereichen des Landkreises Emsland und der Provinz Drenthe sowie einem großen Arbeitskreis, bestehend aus Vertretern von Fachbehörden, landwirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Institutionen sowie verschiedener Interessensgruppen.

Administration, Organisation und Kommunikation erfolgten über den INTERREG Lead-Partner Internationaler Naturpark Bourtanger Moor – Bargerveen e.V.

Der Dank für die tatkräftige Unterstützung vor Ort für die Durchführung von Geländearbeiten sowie die Bereitstellung von Flächen und Stromversorgung gilt der Staatlichen Moorverwaltung, Meppen, dem Staatsbosbeheer, Zwartemeer, sowie dem Unternehmen ExxonMobil.

Dieses Gutachten ist unserem Kollegen Walter Habicht ✞ gewidmet.

14. Literatur

Bleeker A, Draajers G, van der Veeb D, Erisman JW, Möls H, Fonteijn P, Geusen-broek M (2005): Field intercomparision of throughfall measurements per-formed within the framework of the Pan European intensive monitoring program of EU/ICP Forest. Environmental Pollution 125. 123-138.

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.

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 Noorderwijkerhoud 23-27 June 2010. RIVM-report. http://www.rivm.nl/ bibliotheek/ rapporten/680359002.pdf (10.1.2013).

Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger & I.J.J. van den Wyngaert, 2003. *Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update.* In: Achermann, B. & R. Bobbink (Eds). Empirical critical loads for nitrogen. Berne, Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, pp. 43-170.

Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T, Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., de Vries, W. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis, *Ecological Applications*, 20, 30-59.

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).

Clark, C.M. & Tilman, D. (2008): Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451, 712-715.

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. (Hrsg.), 2005: Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Landbauforschung SH 279, 128 S.

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 Researche, Heft 337. 1-54. Braunschweig.

De Vries, W., J. Kros, O. Oenema & J. de Klein, 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.

Döhler, H., Dämmgen, U., Eurich-Menden, B. Osterburg, B., Lüttich, M., Berg, W. Bergschmidt, A. und R. Brunsch (2002): Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Umweltbundesamt (Hrsg.): UBA-Texte 5-02. 1-192

Draajers, 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.

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., A. Bleeker & J.A. van Jaarsveld, 1998. *Evaluation of ammonia emission* abatement on the basis of Measurements and model calculations. Environ. Pollut. 102 (suppl.1), 269-274.

EU - Europäische Union, 2001: Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie), ABl. EG, 2001, Nr. L 309, 22–30.

GAA (2012) Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim (Hrsg.): PASSAMMONI Passivsammler Messungen zur Erfassung der Ammoniak-Belastung in Niedersachsen. Beurteilung der Ammoniak-Hintergrundbelastung in Niedersachsen 2009 bis 2011. Abschlussbericht. 1-93.

Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Weitzigner, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vörösmarty, C.J. (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future, *Biogeochemistry*, 70, 153-226.

Gies, T.J.A., J. Kros, H.F. van Dobben, J.C.H. Voogd, B. van Rooij & R. Smidt, 2009. *Effectiviteit ammoniakmaatregelen in en rondom de Natura 2000-gebieden in de provincie Drenthe.* Wageningen. Alterra-rapport 1888.

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.

Huijsmans, J., B. Verwijs, L. Rodhe & K. Smith, 2004. *Costs of emission-reducing manure application.* Bioresource Technol 93 (1), 11-19.

Kirchner M, Braeutigam SS, Ferm M, Haas M, Hangartner M, Hofschreuder P, Kasper-Giebl A, Römmelt H, Striedner J, Terzer W, Thöni L, Werner H, Zimmerling R (1999): Field intercomparison of diffusive samplers for measuring ammonia. In: Journal of Environmental Monitoring 1. 259-265.

Kros, J., T.J.A. Gies, J.C.H. Voogd & W. de Vries, 2012. *Efficiency of agricultural measures to reduce nitrogen deposition in Natura 2000 sites.* Environmental Science & Policy (0).

Limpens, J., Berendsee, 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.

Loubet, B., Asman, W.A.H., Theobald, M.R., Hertel, O., Sim Tang, Y., Hassouna, M., Dämmgen, U., Genermont, S., Cellier, P., Sutton, M.A. 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.

Melse, R.W., N.W.M. Ogink & W.H. Rulkens, 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., 2012: Messung, Modellierung und Wirkungsermittlung von Ammoniak aus Tierhaltungsanlagen. In: VDI, Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Stoffeinträge in terrestrische Ökosysteme und ihre Bewertung. KRdL-Schriftenreihe 45. 65-83.

Mountford, J.O., Lakhani, K.H., Kirkham, F.W. (1993): Experimental assessment of the effects of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. *J. Appl. Ecol*., 30, 321-332.

Naeff, H.S.D., 2003. *GIAB_NL03. Geografische Informatie Agrarische Bedrijven voor 2003.* Wageningen, Alterra, Centrum Landschap. Interne notitie.

Nagel, H.-D., Becker, R., Eitner, R., Hübener, P., Kunze, F., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R. (2004). Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Luftreinhaltung, Förderkennzeichen 200 85 212, 64-68.

Noordijk, E., 2012. Gebiedsrapportage Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden Bargerveen. RIVM-rapport in prep, Bilthoven, RIVM.

NLWKN (2012): Naturschutz im NLKWN. Naturschutzgebiete “Hengstkampkuhlen” und „Dalum-Wietmarscher Moor“. (URL: www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz, Zugriff: Oktober 2012).

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.

Russow, R. & Weigel, A. (2000): Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ^{15}N 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 ^{15}N isotope dilution method and problems in extrapolating results to field scale, *Geoderma*, 127, 62–70.

Schröder, J.J., 2005. *Manure as a suitable component of precise nitrogen nutrition.* Vol. Proceedings 574 Cambridge, UK, International Fertiliser Society, York, UK, pp. 32.

Stolk, A.P., M.C. van Zanten, H. Noordijk, J.A. van Jaarsveld & W.A.J. van Pul, 2009. *Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden : meetresultaten 2005-2007.* Bilthoven, RIVM. RIVM-rapport 680710001.

Succow, M., Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart, Schweizerbart. 1-622.

Sutton, M.A., E. Nemitz, U. Skiba, C. Beier, K. Butterbach-Bahl, P. Cellier, W. de Vries, J. Kros, A. Veldkamp & G.J. Reinds, 2011. *The nitrogen cycle and its influence on the European greenhouse gas balance.* Edinburgh, Centre for Ecology and Hydrology.

TA Luft, 2002. First General Administrative Regulation Pertaining the Federal Immission Control Act (Technical Instructions on Air Quality Control – TA Luft) of 24 July 2002. (GMBl. [Gemeinsames Ministerialblatt - Joint Ministerial Gazette] p. 511), pp. 216.

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.

Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M. (2003): Stimulated growth of Betula pubescens and Molinia caerulea on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition, *J. Ecol.*, 91, 357-370.

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 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 Zanten, M.C., F.J. Sauter, R.J. Wichink Kruit, J.A. van Jaarsveld & W.A.J. van Pul, 2010. *Description of the DEPAC module. Dry deposition modelling with DEPAC_GCN2010.* Bilthoven, RIVM. RIVM-rapport 680180001/2010.

VDI (2006): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Depositionsparameter. VD,I 3782 Blatt 5. 1-51.

VDI (2010): Messung atmosphärischer Depositionen - Probenahme mit Bulk- und Wet-only-Sammlern – Grundlagen. VDI 4320 Blatt 1. 1-18.

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.

Velders, G.J.M., J.M.M. Aben, J.A. van Jaarsveld, W.A.J. van Pul, W.J. de Vries & M.C. van Zanten, 2010. *Grootschalige stikstofdepositie in Nederland. Herkomst en ontwikkeling in de tijd.* Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving.

Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Dorland, E., Robat, S.A., Bobbink, R. (2011): Differential effects of ammonium and nitrate deposition on fen phanerogams and bryophytes. *Appl. Veg. Sci.*, 14, 149-157.

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.

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.

Zimmerling R (2000): Die Qualität der Konzentrationsmessungen mit Passiv-Sammlern. Ergebnisse methodischer Untersuchungen. Landbauforschung Völkenrode. Band 213 (Sonderheft). 129-133.

15. Anhang

Tabelle A 1: Erläuterung der Abkürzungen von Biotoptypen des Untersuchungsgebiets nach Drachenfels (Drachenfels O. v. 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

16. Nitrogen deposition in the Bourtanger Moor and Bargerveen

Final report December 2012

Hans Kros [1], Karsten Mohr [3], Jan Aben [2], Margreet van Zanten [2] Jan Wulkotte [4], Jan Cees Voogd [1]

1 Alterra, Wageningen UR

2 RIVM, Bilthoven

3 Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg

4 Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Meppen

Introduction

The German-Dutch border region around the International Naturpark Bourtanger Moor Bargerveen is characterized by extensive moors nowadays mainly cultivated. The International Naturpark Bourtanger Moor Bargerveen was founded in 2006. The German part consists of the Bourtanger Moor, approximately 14000 ha, which is considered as recovery area. The nature reserve in the Dutch part, Bargerveen covers approximately 1200 ha, consisting mainly of living raised bog and has been a protected nature reserve since 1992. The Naturpark area, which includes Natura 2000 sites, is located in a region with a lot of intensive agriculture and where even peat excavation is still taken place. On the Dutch side this includes mainly dairy farms and on the German side mainly intensive poultry farms. To achieve the conservation goals for the Naturpark, which partly consists of Natura 2000 sites, it is necessary to achieve a reduction in nitrogen deposition. Another aim is to combine agricultural use and development prospects in the region with the protection of the Natura 2000 sites. Therefore it is necessary to understand the fate of nitrogen (N) deposition in the Naturpark, the contribution to the N deposition due to the livestock in the region and to gain insight in the change in nitrogen deposition and exceedances of critical loads as a result of emission and deposition controls. For the Dutch part (Bargerveen) plans have been developed for the agricultural structure and management in the area. To supports these plans the N deposition, the contribution from the region, and the potential impact of different policies have already been calculated for Bargerveen (Gies et al., 2009). A complete analysis of the N deposition in the complete park is, however, still lacking. Sphagnum-dominated peatlands are extremely nutrient poor ecosystems and commonly rely on atmospheric inputs as their sole sources of external nutrients, resulting in a plant community sensitive to increases in N deposition. The critical N deposition for this habitat type is 5 kg N ha^{-1} a^{-1} (Bobbink et al. 2003).

This paper provides an integrated assessment of the NH_3 emission and N deposition in the Natura 2000 sites in the park and impacts of farm measures on this status, using spatially explicit high quality input data on animal numbers, land use, agricultural management, meteorology and soil. A validation is performed by a comparison with measured NH_3 concentrations and observation based NH_x deposition estimates. The evaluated agricultural management measures focus on the reduction of NH_3 emissions and include emission reduction from poultry and pig housing system by using air scrubbers, low protein feeding, low emission application, covering of manure storage animal manure application and fertilizer use and low-emission cattle.

To determine the total N deposition all nitrogen emission sources need to be included. For agricultural sources in the vicinity of the Natural Area detailed data were used at a high spatial resolution (at a 250m × 250m grid) and the contribution of the agriculture in and around (a 5 km zone) the Naturpark to the N deposition. For NO_y emission sources and NH_3 sources outside the 5 km zone we used large-scale emission data. For the calculation of the deposition we used the Dutch deposition model OPS (Van Jaarsveld, 2004), that was extended in order to cover the whole Naturpark. The agricultural data for the Dutch part were based on national census data and the German data on an inventory performed by the Landwirtschaftskammer Niedersachsen.

Material and Methods

Calculation of NH_3 emission

The emissions of ammonia in the Naturpark were calculated for the year 2009 using the integrated nutrient model INITIATOR2 (De Vries et al., 2003; Kros et al., 2012). INITIATOR2, an extension of the model INITIATOR, was developed to gain insight in the fate of all major N flows in the Netherlands, including N inputs by organic manure and chemical fertilizer, N deposition and N fixation, N uptake, emissions of ammonia (NH_3), nitrogen oxides (NO_y), nitrous oxides (N_2O) and di-nitrogen (N_2) from housing/manure storage systems and soils and N leaching/runoff to ground water and surface water. INITIATOR2 uses relatively simple and transparent model calculations and high-resolution spatially explicit input data. It integrates various agriculture related key environmental problems such as climate change, biodiversity, ecosystem health, human health and ground water pollution.

Within the Netherlands INITIATOR2 is linked with a CBS/GIAB dataset with animal numbers for each farm in the Netherlands (Naeff, 2003). For Germany data was used from a farm inventory performed in this study. Results on NH_3 emissions were linked to the atmospheric transport model OPS, that was used for the calculation of the atmospheric dispersion of NH_X (NH_3 and NH_4^+) and NO_Y (NO, NO_2, HNO_3 and NO_3^-) and the resulting total N deposition.

The emissions of NH_x, NO_y and N_2O from housing and manure storage systems are described by a multiplication of the animal numbers with an N excretion factor and element specific emission fractions (NH_x, NO_y, N_2O) for different animal categories, depending on the type of emission (a maximum of 65 categories in case of N excretion and NH_3 emission). The N excretion in manure is calculated by a multiplication of the animal numbers for each farm with the excretion per animal. The N excretion, corrected for volatilization, is input for a manure and fertilizer application module that predicts the inputs of N to the soil, both by manure and by the related N fertilizer use.

The NH_3 emissions from soils are calculated by a multiplication of the N inputs by manure and fertilizer application and grazing cattle with specific N emission fractions for these inputs. The NH_3 emissions from housing and storage systems and from the field comprise the input of the detailed atmospheric transport model OPS.

Calculation of N deposition

The resulting N depositions were calculated with the OPS (Operational Priority Substances) model (Van Jaarsveld, 2004). In this study we used OPS version 4.3.12, i.e. the version that was also used for the Dutch national deposition estimated for the year 2011 (Velders et al., 2010). The OPS model simulates the atmospheric process sequence of emission, dispersion, transport, chemical conversion and finally deposition for a wide variety of pollutants including SO_x, NO_y, NH_x and fine particles. In order to obtain a consistent deposition result at both sides of the national border, we used the OPS deposition model in both countries. Therefore, it was necessary to extend the coverage of the OPS model, which is limited to the Netherlands, such that it covers the entire Naturpark area. The extensions were related to the geographical layers with roughness length and (dominant) land use. The original layers at a 250 m × 250 m resolution, based on the Dutch LGN6 land use map (Hazeu, 2010), were replaced by layers at a 1000 m ×1000 m resolution, based on the European landuse map CLC2000 (EEA, 2009).

The OPS model was used to calculate the following deposition layers at a 250 m × 250 m resolution, while using the following emissions:

1. The inventoried NH_x emissions from housing and storage systems in the 5 km zone. This delivers the NH_x deposition due to housing emissions in the 5 km zone.
2. The inventoried/calculated NH_3 emissions due to manure application, fertilizer application and grazing in the 5 km zone. This delivers the NH_x deposition due to 'application' in the 5 km zone.
3. The NH_3 emission from Dutch sources outside the 5 km zone, available at a 1 km × 1 km resolution (delivered by the RIVM (ER, 2011), and the NH_3 emission from German sources and sources in the rest of Europe outside the 5 km zone, available at 7 km × 7 km resolution (EMEP, 2012). This delivers the NH_X deposition due to background emission of NH_3.
4. The NO_y emission from Dutch sources, available at a 1 km × 1 km resolution, and the NO_y emission from German sources and sources in the rest of Europe, available at 7 km × 7 km resolution. This delivers the total NO_y deposition.

With the combination of INITIATOR2 and OPS, the NH_x deposition due to agricultural NH_3 emissions was calculated. With OPS and the corresponding NO_y emission data, the deposition patterns for the NO_y deposition were calculated. The sum of NH_x and NO_y deposition delivers the total N deposition in the Natura 2000 sites.

Data used for the detailed calculation of the NH3 emission en NHX deposition

The farm data inventory was limited to a zone of 5 km surrounding the Naturpark, were we distinguished two NH_3 emission sources from agriculture:

- Point emission sources: Emissions from housing and storage.
- Surface emission source: Emission from manure application, fertilizer application and grazing.

Table *1* gives an overview of the data used for the calculation of the NH_3 emission and deposition due to agricultural activities in the 5 km zone. Farm properties related to nitrogen production and/or ammonia emissions from point sources are:

- Location of farms. This is relevant for the location of point sources.
- Type and number of animals. These are relevant to calculate the amount of excreted animal manure. The distinguished categories are cattle, pigs, poultry and all others.
- Type of animal housing system type in relation to NH_3 emission factor. This is relevant for the emission characteristics in order to calculate the emission from housing systems.

- N Excretion rates. For each distinguished animal type an excretion rate in kg N $head^{-1}$ a^{-1} is assigned to calculate the amount of produced manure.

The quantification of the surface sources is based on:

- Grazing intensity (days per year). This is used to calculate the amount of manure that is produced during grazing.
- Landuse (grassland, arable, nature). Used for the distribution of housing manure, grazing manure and fertilizer.
- Fertilizer gifts for grassland and arable land (kg N ha^{-1} a^{-1}).
- Animal manure application rates for grassland and arable land (kg N ha^{-1} a^{-1}).
- Manure application technique in relation to NH_3 emission (kg N ha^{-1} a^{-1}).
- Emission factors of the distinguished application techniques (-).

The Dutch data were mainly based on census data in the GIAB/CBS database and from the INITIATOR database. The German data were mainly based on the inventory of the Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK).

Table 1 Overview of the data used for the detailed NH_3 emission and deposition in the Bourtanger Moor and Bargerveen.

Data	Resolution	Source NL	Source DE
Location of farms	Exact location	GIAB/CBS	LWK
Type and number of animals	Per farm	GIAB/CBS	Per commune
Type of animal housing system type in relation to NH_3 emission factors(-)	Per farm	INITIATOR categories	TAluft categories
N Excretion rates (kg N per head)	Per animal type	WUM	WUM
Grazing intensity (days per year)	Per animal type	WUM	LWK
Landuse (grassland, arable, nature)	250m×250m	LGN	CLC2000
Animal manure application rates for grassland and arable land (kg N per ha)	250m×250m	Calculated by INITIATOR	Given by LWK
Fertilizer gifts for grassland and arable land (kg N per ha)	250m×250m	Calculated by INITIATOR	Given by LWK
Manure application technique in relation to NH_3 emission (kg N per ha)	Per land use	INITIATOR	LWK
Emission factors of the distinguished application techniques (-)	Per application technique	INITIATOR	TAluft categories

The collected activity data were based on census data for the year 2009 for NL and 2010/2011 for DE. The OPS calculations were performed while using the average meteorology for the period 1998-2007. From now on we use ‘2010’ to refer to calculated emission and deposition data.

Location of the nature areas and the inventoried farms

The location of the included Natura 2000 areas and the inventoried farms are presented in Figure 1.

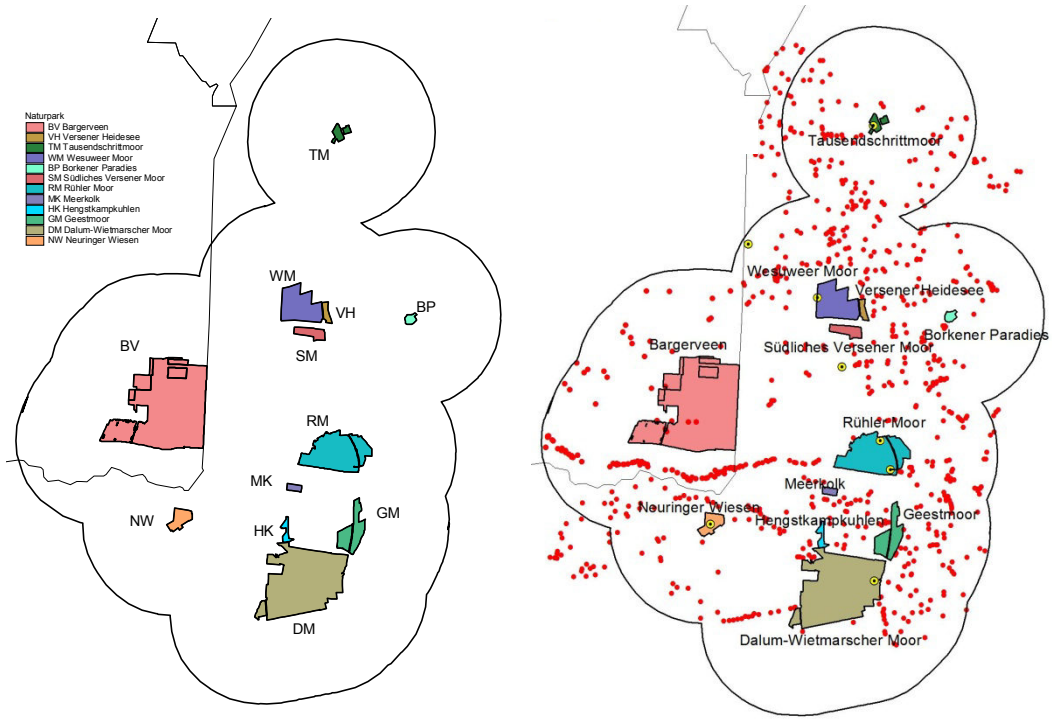

Figure 1. Overview of the nature areas (left), the 5 km zone and the location of farms used for the detailed emission deposition calculations (right)

In the Dutch part 170 farms were included, comprising 45 dairy farms with an average size of 103 cows, 6 poultry farms with an average size of 55000 poultry animals, and 6 pig farms with an average size of 2700 pigs. Furthermore, it includes 112 other farms, which are generally small farms with sheep, goats and/or horses. In the German part 633 farms were included, comprising 185 dairy farms with an average size of 103 cows, 112 poultry farms with an average size of 80000 poultry animals, and 276 pig farms with an average size of 550 pigs. Furthermore, it includes 60 other farms, which are generally small farms with sheep, goats and/or horses.

The calculations of the housing emission and the application in the Dutch part were directly derived from the INITIATOR2 calculations. For the calculation of the housing emission and the application in the German part a slightly adapted procedure was used.

For the calculation of the housing emissions we used the TALuft emission fractions (TALuft, 2002), which were directly linked to the animal numbers and housing types. Based on the Dutch excretion fractions (as used in INITIATOR2), the yearly N excretion was also calculated per farm, where the excretion factors were assigned to the LWK inventoried animal categories and emission factors to the inventoried animal housing system type. This was only done to check the amount produced manure in relation to the used application rate (see Surface emission).

The surface emission was based on expert judgement of LWK. We applied a fixed amount of 140 kg N ha^{-1} a^{-1} manure and 80 kg N ha^{-1} a^{-1} from fertilizer both on arable land and grassland. We applied this amount to the grid cell with either grass land or arable land within the German 5 km zone. The landuse was derived from the land use classes of the CORINE Land Cover Inventory, having a resolution of 100m×100m. After clustering, the landuse was projected to the Dutch coordinate system and transformed to a 250m grid (see Figure 2).

As a check we also distributed the produced manure from the inventoried farms (see housing emissions), over the CORINE based available agricultural area in the 5 km zone, while using the manure assignment procedure from INITIATORS. This resulted in an average application rate of about 130 kg N ha^{-1} a^{-1} for grass land and 115 kg N ha^{-1} a^{-1} or arable land, which are lower than the 140 N ha^{-1} a^{-1} we used. This implies that we implicitly include manure import from farms beyond the group of inventoried farms.

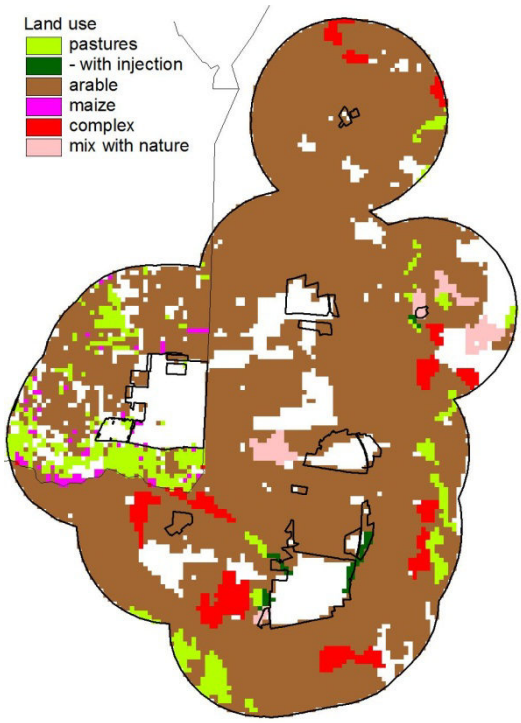

Figure 2. Overview of the selected farm fields in the zones around the nature areas of the Bourtanger Moor and Bargerveen

Note that in the southern part and the northern part not all farms in the 5 km zone were inventoried, on the other hand the inventory also includes of some farms outside the 5 km zone (Figure 1). We assumed that the missing farms inside the zone were compensated by including the inventoried farms outside the 5 km zone. The emissions were assigned to arable land, grass land and extensively managed grassland (Figure 2).

The application technique in the German part were based on LWK expert judgement. The used emission fractions were based on Van der Hoek (2002). For grazing manure it was assumed that the 50% of the cows are grazing 1760 h a^{-1}. Based on this we calculated the amount of grazing manure as: produced cattle manure × 0.5 (fraction of grazing) × 1760/(365*24). This amount of manure was assumed to be a part of the constant application rate of 140 N ha^{-1} a^{-1}. For fertilizer we use a constant amount of 80 kg N ha^{-1} a^{-1}, with an emission fraction of 0.025 of total N.

For housing manure application is was assumed that in 15% of the area manure injection was used (with an emission fraction of 0.01 of mineral N). This was determined by selecting 250m cells surrounding the nature areas until 15% of the agricultural area was reached (see Figure 2 for an indication for the location of these areas). For 17% of the grassland the ma-

nure was applied above ground (emission of 0.68 of mineral N). For the remaining 68% trailing shoe application was used (emission fraction of 0.29 of mineral N). For arable land 95 % of the applied manure was in incorporated directly after application (emission fraction of 0.23 of mineral N) and 5%: was applied above ground (emission fraction of 0.68 of mineral N).

Validation data

NH_3 concentrations were measured with passive samplers on three locations in Bargerveen and five locations in the Bourtanger moor (see Figure 3). In Bargerveen the NH_3 concentrations were measured monthly by three passive diffusion samplers (Gradko International Ltd., UK) (Noordijk, 2012). The passive samplers in Bargerveen are part of the Monitoring Ammonia in Nature areas network (MAN, Stolk et al. 2009) For the comparison we used the yearly averaged value for the year 2010. In the Bourtanger moor the NH_3 concentrations were measured at seven locations also with passive diffusion samplers on a monthly basis (Suda pers. comm). The location of the passive samplers was chosen in such a way as to derive an area average NH_3 concentration.

Based on the monthly measured NH_3 concentrations we also derived the dry deposition values of NH_x that were used for a comparison with the OPS calculations. This was only done for the seven passive sampler locations in Germany. The dry deposition of NH_3 to the surface was derived from an inferential modelling approach, where deposition is the product of the dry deposition velocity and the air concentration at measurement between the reference height (1.5 m) and the surface. The dry deposition velocity is an effective transport velocity due to three stages in the deposition process; (i) turbulent transport from the atmosphere to the receptor surface, (ii) transport through a quasi-laminar layer near the receptor surface and (iii) absorption at the surface. The resistances for transport are respectively the aerodynamic (Ra), boundary layer (Rb) and canopy or surface resistances (Rc). The inverse of the total resistance is known as the deposition velocity. The parameterization of the dry deposition velocity was based on the DEPAC module (Van Zanten et al., 2010), used for both national modelling (OPS, Van Jaarsveld, 2004) as well as specific high resolution spatial modelling in this study. As a result, the monthly dry deposition of NH_x at the measurement locations was calculated as the product of the measured monthly NH_3 concentration and the average dry deposition velocity for these periods, derived from modelled resistances, using hourly meteorology for the for the actual measurement period.

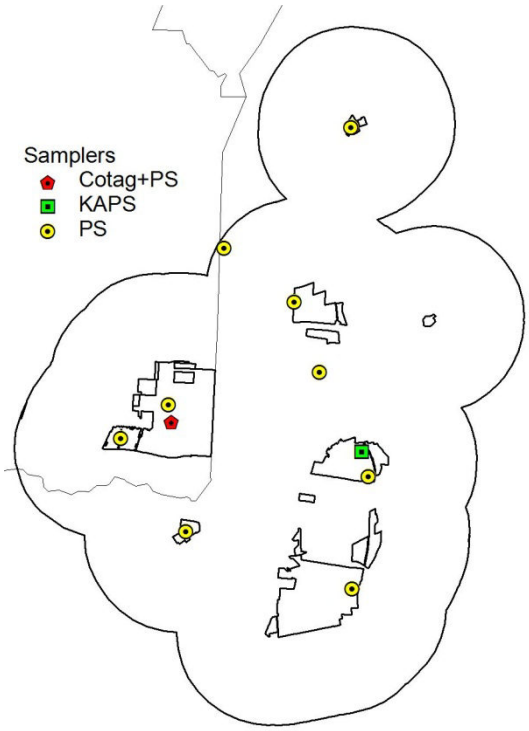

Figure 3 Overview of the monitoring locations in the Bourtanger Moor and Bargerveen

Furthermore deposition estimates were used based on denuder measurements. In the Bourtanger Moor IVL denuder measurements in combination with microclimatic observations were performed (Hurkuck pers. comm.) Based on these measurements deposition estimates were made for the dry deposition of NO_y (NO_2-N, HNO_2-N, HNO_3-N) and NH_x (NH_3-N, NH_4-N). The concentrations were measured at a height of 1.0 and 6.5 m above soil surface for one year, from March 2011 to March 2012. Based on these measurements deposition fluxes were calculated with the Plant Atmosphere Interaction (PLATIN)-model (Grünhage & Haenel, 1997).

In Bargerveen denuder measurements in combination with microclimatic measurements were performed with a COnditional Time Average Gradient (COTAG) system. The COTAG system is a conditional sampling system which is based on the principle of the aerodynamic gradient method, using a concentration profile to determine the flux. The COTAG only measures average monthly concentration profiles to limit chemical analytical costs and was deployed to 15 European sites as part of the NitroEurope IP (Sutton et al., 2011).

Mitigation measures

The main interest in mitigation measures by both landscape owners and policy makers is related to measures that reduce the NH_3 emission, especially in the surrounding of the Natura 2000 sites. We selected a set of country specific measures, that are either applied to

German farms (DE), Dutch farms (NL) or farms in both countries (DE, NL) within the 5 km zone. The measures that were evaluated can be categorized as follows:

(i) low protein feed (NL, DE);

(ii) covering manure storage (DE);

(iii) low emission application (DE);

(iv) low-emission stables for cattle (NL);

(v) air scrubbers (DE, NL).

An overview of the used measures with a brief explanation is provided in Table 2. The measure *reduced protein feed cattle* aims to enhance the N efficiency in for cattle farms by dietary changes, e.g. by the partial replacement of grass by maize. A 18% reduction in estimated N excretion to urine and faeces could be achieved by reducing the protein content of feed. Furthermore, this measure reduces the mineral N content in manure, which resulted in lower NH_3 emission (Schröder, 2005). This measure was applied in both DE and NL. Although, in the Netherlands we combined this measure with reduced fertilizer N application and accurate manure application and during favourite weather conditions. However, in NL we combined this measure with a more restrictive animal manure application and fertilizer use. *Covering manure storage* was applied to the German dairy farms, in order to prevent the ammonia emission from storages. This measure was applied to all dairy cattle farms and assume that all storages are uncovered. Based on Dutch data (Van der Hoek, 2002) it was assumed that 55% of the produced manure is transferred to the storage with an emission factor of 0.96% of the total N, whereas for uncovered storages an emission factor of 4.8% was assumed. The measure *low emission application* was only applied to German farms, since the manure application legislation in the Netherlands is already relatively stringent. In Germany it is, e.g., above ground application is still current practice, whereas it is prohibited in the Netherlands. For the implementation of this measure we assumes that for grassland all above ground application (with an emission fraction of 68%), will be substituted by drag shoe application (with an emission fraction of 29% of mineral N). For arable land it was assumed that all manure will be applied by injection (with an emission fraction of 10%). Current practice for arable land is mainly above ground application incorporation (with an emission fraction of 47%). *Low-emission stables for cattle* was included for cattle farms in the Netherlands. At the moment, cattle housing systems with substantial lower ammonia emission are not available. A lot of effort is, however, put into the development of adapted housing systems, with e.g. rubber closed raster floors and mechanical ventilation. This effort may result in a reduction of the ammonia emission of 40% compared to current practice stables (pers. comm. Nico Ogink).The measure *air scrubbers* was applied to all poultry and pig housing systems in both counties, aiming at an additional reduction of ammonia from animal housing systems. The

ammonia removal effectiveness for air scrubbers is ranging between 70 and 95% (Melse et al., 2009). In this study we assumed air scrubbers with an ammonia removal effectiveness of 70% compared to current housing systems for the Netherlands, and 90% for Germany.

All measures were applied one at the time, for all German measures together, for all Dutch measures together and all measures together.

Table 2 Description and parameterisation of the evaluated measures for emission reductions

Measure	Description	Parameterisation
DE		
1	Reduced protein feed cattle	Reducing the N excretion factor by 18%. Reducing the mineral N content in manure by 25%
2	Covering manure store	Applied to all dairy cattle farms and assume that all storages are uncovered. • Assuming that the emission factors and fraction of produce manure in storage for the Netherlands (Van der Hoek, 2002). • Implementation: NH3em(storage cover) = NH_{3em}(housing) – N_{ex}*0.55*(0.048-0.0096)
3	Low emission application:	Grassland: all above ground application will be substituted by drag shoe application (fNH_{3ema} =0.68 → 0.29) Arable land: 100% injection (fNH_{3ema} =0.47 → 0.10)
4	Air scrubbers	Reduction of NH_3 emission from stables and manure storages by 90% compared to current practice stables. This measure is implemented for all farms within the 5 km zone.
5	All DE measures together	
NL		
10	Reduced protein feed for cattle combined with reduced fertilizer N application and accurate manure application and during favourite weather conditions	Reducing the N excretion factor by 18%. Reducing the mineral N content in manure by 25% Reducing N fertilizer application on grassland to a maximum of 150 kg N Reducing the application emissions with 10% (×0.9)
20	Low-emission stables for cattle	Reduction of NH_3 emission from stables and manure storages by 40% compared to current stables.
30	Air scrubbers	Reduction of NH_3 emission from stables and manure storages by 70% compared to current practice stables. This measure is implemented for all farms within the 5 km zone.
40	All NL measures together	
45	All NL and DE measures together	

Results and Discussion

Current status of NH3 emission and N deposition

The calculated average total N deposition on the Natura 2000 areas Bourtanger Moor Bargerveen for the year 2010 is 21 kg N ha^{-1} a^{-1} and ranges from 20 kg N ha^{-1} a^{-1}, for the relatively large areas BV, WM and DM, to 29 kg N ha^{-1} a^{-1}, for the relatively small areas TM and NW (Table 3; Figure 1).

The average total NH_x deposition is 14 kg N ha^{-1} a^{-1}. The average NH_x deposition due to housing emission in the 5 km zone is 1.7 kg N ha^{-1} a^{-1}, being 12% of the total NH_x deposition. The average NH_x deposition due to application emissions in the 5 km zone is 3.1 N ha^{-1} a^{-1}, being 22% of the total NH_x deposition. On average the contribution of the total NH_3 emission in the 5 km zone to the total NH_x deposition is 34% and 23% to the total N (NH_x + NO_y) deposition.

Table 3 Deposition in the different regions within the Bourtanger Moor Bargerveen for the year 2010

Nature area	N deposition (kg ha^{-1} a^{-1})					
	NH_x				NO_y	Total N
.	NH_3 housing 5 km zone	NH_3 appl[1)] 5 km zone	NH_x background	Tota NH_x		
Bargerveen (BV)	1.1	1.7	10.2	13	6.6	20
Tausendschrittmoor (TM)	2.5	9.1	11.1	23	6.5	29
Wesuwer Moor (WM)	1.8	3.1	8.7	14	6.6	20
Versener Heidesee (VH)	2.8	6.3	9.7	19	6.7	25
Borkener Paradies (BP)	3.6	9.7	9.3	23	6.6	29
Südliches Versener Moor (SM)	2.4	6.8	9.5	19	6.7	25
Rühler Moor (RM)	2.1	4.3	8.8	15	6.6	22
Meerkolk (MK)	3.9	6.5	8.8	19	6.6	26
Hengstkampkuhlen (HK)	3.1	7.1	9.3	20	6.5	26
Geestmoor (GM)	3.2	5.7	9.5	18	6.7	25
Dalum-Wietmarscher Moor (DM)	1.8	2.7	8.9	13	6.6	20

Nature area	N deposition (kg ha^{-1} a^{-1})					
	NH_x				NO_y	Total N
.	NH_3 housing 5 km zone	NH_3 appl[1)] 5 km zone	NH_x background	Tota NH_x		
Neuringer Wiesen (NW)	1.6	9.1	11.2	22	6.6	29
Total	1.7	3.1	9.5	14	6.6	21

[1)] Refers to the sum of manure application, grazing and fertilizer use.

Not only the variation in the average deposition in the nature areas is large, also the spatial variation within the nature areas can be large, as shown in the next figures. Where Figure 4 shows the NH_x deposition due to emission sources within the 5 km zone, Figure 5 the NH_3 from sources outside the 5 km zone (left) and the total NH_x deposition (right) and Figure 6 the total NO_y deposition (left) and the total N deposition (right). All figures clearly show that the highest deposition occurs at the edges of the areas and the lowest in the centre. The total N deposition in e.g. the central part of the Bargerveen and the Dalum-Wietmarscher Moor is less than 18 kg ha^{-1} a^{-1}, whereas at the edges it is more than 23 kg ha^{-1} a^{-1}.

The largest contribution from the sources in the 5 km zone comes from application in German part (13%) followed by housing emissions in the German part (7%, Table 4). The contribution from the Dutch part is less, 1.6% from application and 0.9% from housing. Note, however, that the difference in contribution from German and Dutch farms is largely influenced by the relatively low number of Dutch farms in the 5 km zone (170) compared to the German farms (633). About 45% of the N deposition in the Naturpark comes from NH_3 sources outside the 5 km zone and about 32% comes from NO_y sources.

Table 4 Mean N deposition in the Natura 2000 sites Bourtanger Moor and Bargerveen Naturpark and its origin for the year 2010

Emission of N source	N Deposition	
	N Deposition (kg ha^{-1} a^{-1})	Contribution (%)
NH_3 from housing in 5 km zone, *DE*	1.5	7.2
NH_3 from housing in 5 km zone, *NL*	0.2	0.9
NL+De	1.7	8.1
NH_3 from application in 5 km zone, DE	2.7	13.1
NH_3 from application in 5 km zone, NL	0.3	1.6
NL+De	3.0	14.7
NH_3 from outside the 5 km zone [a]	9.5	45
NO_y	6.6	32
Total	**21**	**100**

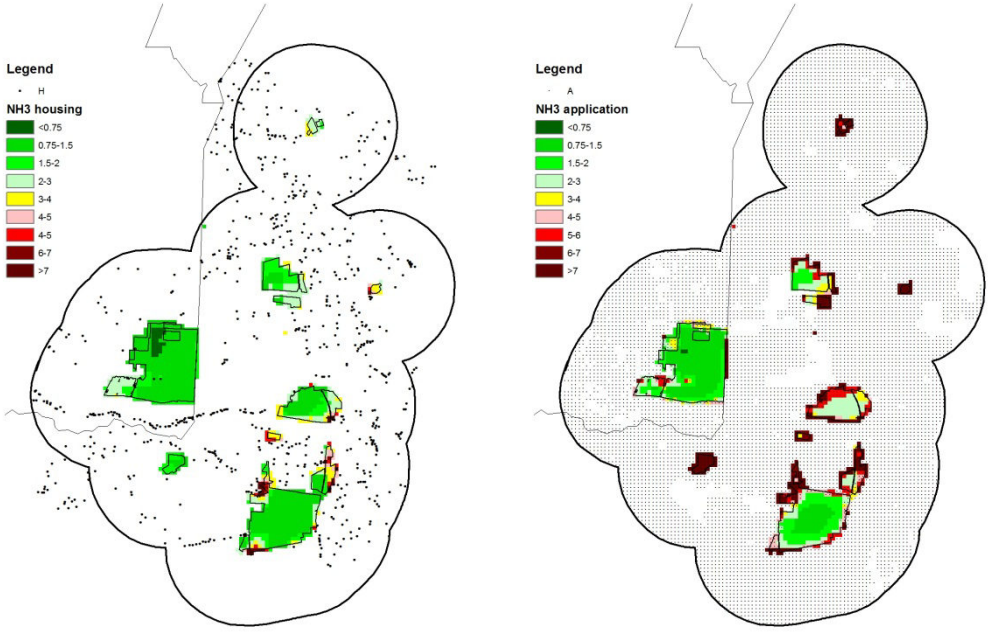

Figure 4 Calculated NH_x deposition in the nature areas due to the emissions from the housing systems of farms in the 5 km zone (left) and due to manure application, fertilizer gift and grazing (right) for the year 2010 in kg N ha^{-1} a^{-1}. The dots in the figures indicate the location of a farm building emitting NH_3 (left) or the location of a field

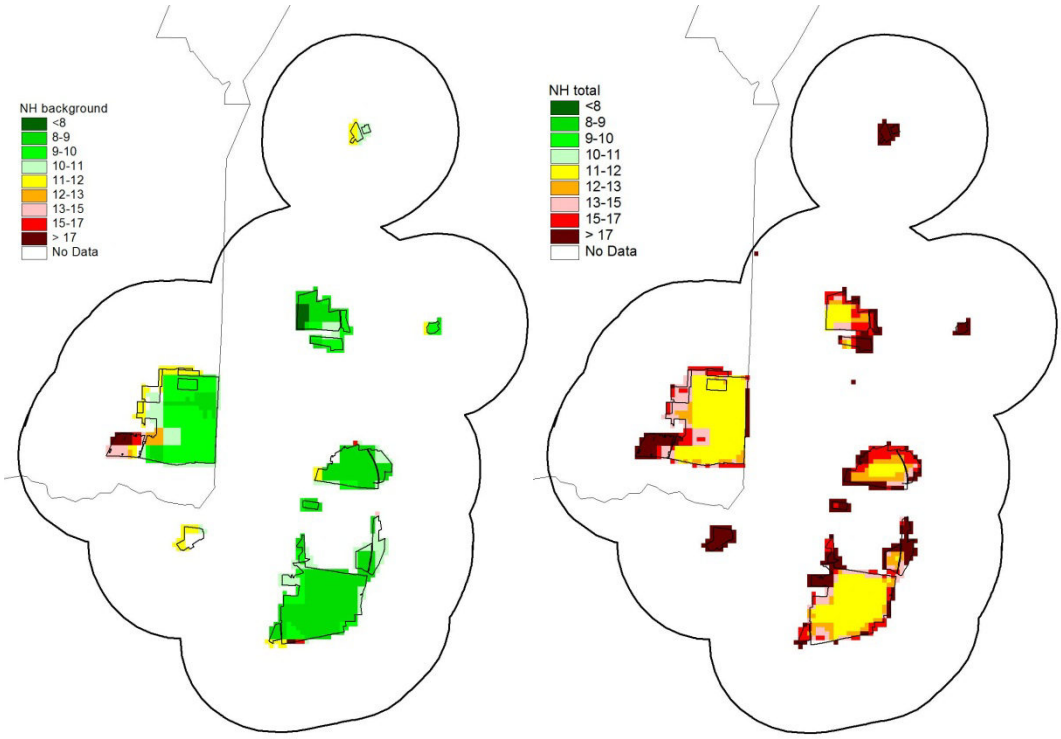

Figure 5 Calculated background NH_x deposition due to all sources except the agricultural emissions in the 5 km zone (left) and the total NH_x deposition in the nature areas (right) for the year 2010 in mol N ha^{-1} a^{-1}

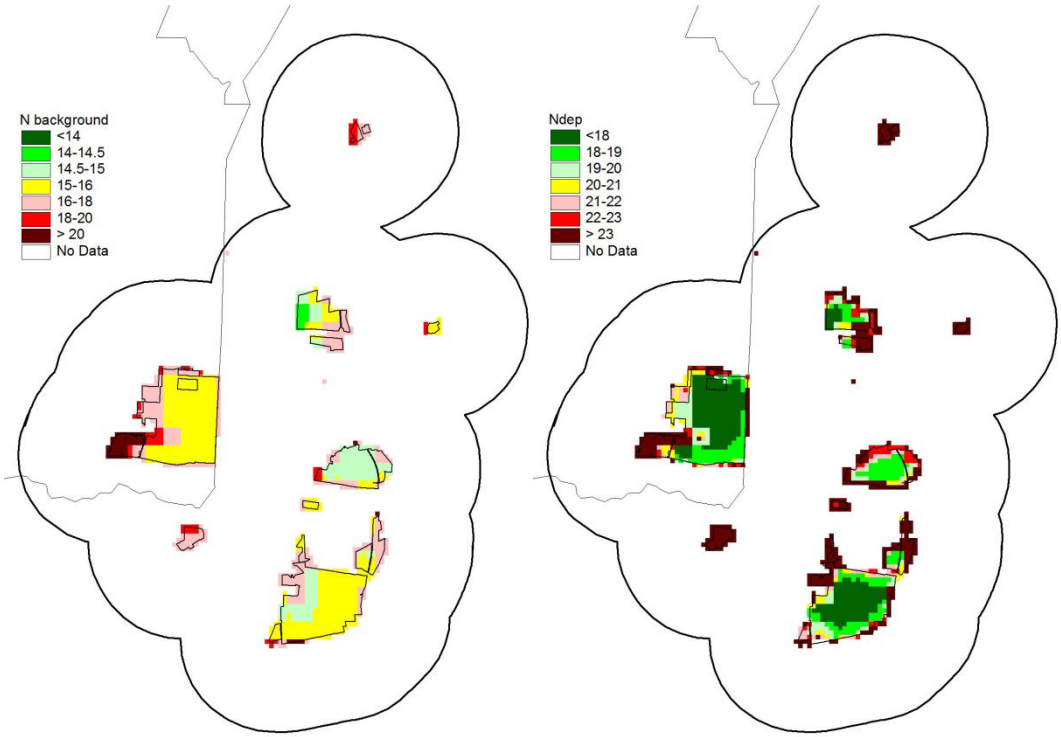

Figure 6 Calculated background deposition of N (NH_x + NO_y) due to all sources except the agricultural emissions in the 5 km zone (left) and the total N deposition in the nature areas (right) for the year 2010 in kg N ha^{-1} a^{-1}

Especially the deposition due to application emissions show sharp gradients at the edge (see Figure 4 right). This is caused by a combination of nearby agricultural land where animal manure is applied and the relatively low emission hight of application emissions. An emission heigth of 0.5m was used for appliaction emissions, whereas for housing emissions this was 5m. These large edge effect, with high concentrations at the border and low in the centre also explains the lower mean deposition for larger areas compared to smaller areas.

Validation of the modelled NH3 concentration and deposition

The correlation between the spatial pattern of the calculated and observed NH_3 concentrations is rather weak (correlation coefficient: ρ = 0.13, Figure 7). Both underestimations and overestimations occur. The calculated values are averages for 250×250 m^2 grid cells, whereas the observations are point values, i.e. the specific location where the passive sampler has been mounted. However, the average modelled concentration (5.2 µg m^{-3}) correspond rather well with the average observed concentration (4.9 µg m^{-3}), i.e. only 6% higher.

Furthermore, the spread in modelled concentration (2.8 – 7.9 µg m^{-3}) is larger than the spread in the observations (3.9 – 6.1 µg m^{-3}). This may be caused by the fact that most of

the monitoring locations are located in the edge zone of the areas (Figure 1) and might be an indication that the model is overestimating the edge effect.

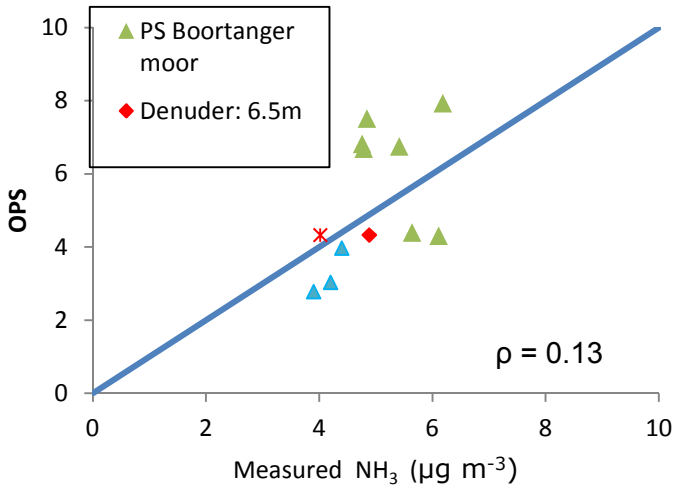

Figure 7 Comparison of the measured and modelled NH_3 concentrations for specific locations in the Bourtanger Moor Bargerveen Naturpark

A comparison of the OPS modelled dry deposition of NH_x and the deposition based on either passive sampler measurements or denuder measurements is given in Table 5. Note that these depositions refer to the dry deposition, whereas the earlier reported deposition refers to the total deposition (wet and dry). The correlation between the modelled dry deposition and the deposition based on concentration observations is worse than the correlation for the concentrations. Remarkably the correlation coefficient is even negative (ρ = -0.31). The cause of this negative correlation is, however, not clear and needs further attention. However, as with the NH_3 concentrations, the average dry depositions for NH_3 correspond rather well, we modelled 10.7 kg N ha^{-1} a^{-1} compared to an observation based value of 9.0 kg N ha^{-1} a^{-1}.

The modelled dry deposition of NO_y is more than twice as high as the observed dry deposition of NO_y.

Table 5 Comparison of the deposition estimates based on NH_3 measurements and the with OPS modelled deposition for specific locations in the Bourtanger Moor Bargerveen Naturpark

Location	Dry NH_x deposition (kg N ha^{-1} a^{-1})	
	Inferential Model (2011)	OPS model (2011)
Haren	8.5	19.5
Fehndorf	8.7	11.5
Adorf	9.4	14.9
Dalum	9.8	5.2
Hesepe/Rühle	9.8	8.6
Schöninghsdorf	8.5	18.0
Wesuwe	9.2	5.6
	Micrometeorological technique (2011)	OPS model (2011)
Bargerveen Cotag	7-10 [2)]	6.9
Bourtanger Moor PLATIN (NH_x)	9.9	6
Average	9.0	11
	Dry NO_y deposition (kg N ha^{-1} a^{-1})	
	Micrometeorological technique (2011)	OPS modelled (2011)
Bourtanger Moor PLATIN (NO_y)	1.2	3.5

[1)] correlation coefficient between modelled observation based deposition: -0.31

[2)] Based on the period Sept 2011-Aug 2012.

Apparently, the model is rather poor in predicting the exact value for a specific grid cell, but rather good in predicting the average deposition. This is in line with expectations because uncertainties in model outputs are partly cancelled out at higher scale levels due to spatial aggregation (see e.g. Heuvelink and Pebesma, 1999). The uncertainty in NH_3 deposition at a national scale is about 30% (Erisman et al., 1998), whereas at a 1 km scale the uncertainty increase until 70-100% (Velders et al., 2010). Apparently, a modelling exercise like this with high resolution spatial emission input data is not able to obtain reliable deposition estimates at high spatial resolution.

Besides modelling errors and measuring errors the differences in model and observations, it must be emphasised that the OPS application was performed with averaged meteorology

over the period 1998-2007, whereas the observations were subjected to the meteorology of a specific year, i.e. 2010 or 2012. Furthermore, for the Dutch activity data originated from the year 2009.

Effect of measures

The effectiveness of the measures on the NH_x deposition are given in Table 6, where a difference is made in the effect on the deposition due to housing emissions, application emissions and both. The overall effect of the set of evaluated measures resulted in a 15% reduction of the total N deposition (3 kg of 21 kg N ha^{-1} a^{-1}). The contribution of the emission within the 5 km zone reduces from 4.7 kg ha^{-1} a^{-1} to 1.7 kg ha^{-1} a^{-1}. The total reduction of 3 kg ha^{-1} a^{-1} was mainly caused by implementation of low emission application techniques by German farmers (2 kg ha^{-1} a^{-1}). The effect of the measures evaluated for the Dutch farms showed a relatively low effect on the average deposition in the Bourtanger moor and Bargerveen. First of all, this is due to the relatively low number of Dutch farms in the 5 km zone (170) compared to the German farms (633). Furthermore, the additional measures taken for the Dutch farms were less stringent, since the Dutch farms recently implemented already several emission reduction measures.

Low emission application and *Reduced protein feed cattle* in DE are the most effective measures, both resulted in a reduction of 2 kg N, followed by *Air scrubbers* in DE(0.8 kg N reduction). The application of all measures in NL yields only a reduction of 0.1 kg of the average deposition in the Naturpark. Note that, due to interaction, the effect of the individual measures does not add up to the effect of all measures together. E.g., *Reduced protein feed* resulted in lower excretion, resulting in lower application, which in turn resulted in a lower effect of *low emission application*.

The measure *Air scrubbers* for pig and poultry farms is the most effective measure to mitigate housing emissions both in DE (0.85 kg N reduction) and NL (0.09 kg N reduction). *Low-emission stables for cattle* in NL (0.02 kg N reduction) and *Covering manure storage* (0.04 kg N reduction) show a relatively small effect.

The rather beneficial effect of *Reduced protein feed for cattle* can be achieved relatively easy and at low cost. In order to achieve this, farmers have to reduce the N content in grass, e.g., through lower fertilizations gifts. This can be done until a certain limit without a reducing effect on the grass yield. But the main effect must be achieved by changing grass land into maize which has a substantial lower protein content compared to grass.

Low emission application require additional investments, Huijsmans et al (Huijsmans et al., 2004) calculated that for a range of farm characteristics with a manure production of 1000-3000 m^3 a^{-1}, the shift from above ground application to manure incorporation requires additional cost of about 2 Euro m^{-3} manure. The use of *Air scrubbers* also requires considerable additional investments, however, Melse et al (2009) showed that air scrubbers are economically viable in intensive livestock production areas where high emission standards have to be met.

Table 6 Effect of agricultural measures applied to farms in the 5 km zone on the mean NH_x deposition in the Bourtanger Moor Bargerveen Naturpark

Measure	NH_x deposition (kg N ha^{-1} a^{-1})						
	Housing			Application			Total
	NL	DE	Total	NL	DE	Total	
Current situation	0.18	1.50	1.7	0.33	2.73	3.1	4.7
Reduction measures							
DE *Reduce protein*	0.18	1.46	1.6	0.33	0.71	1.0	2.7
DE *Low emission appl.*	0.18	1.50	1.7	0.33	0.72	1.1	2.7
DE *Cov. manure stor.*	0.18	1.47	1.7	0.33	2.75	3.1	4.7
DE *Air scrubbers Pi/Po*	0.18	0.65	0.8	0.33	2.75	3.1	3.9
DE *All*	0.18	0.58	0.8	0.33	0.71	1.0	1.8
NL *Reduce protein +*	0.18	1.50	1.7	0.30	2.73	3.0	4.7
NL *Low em. st. cattle*	0.16	1.50	1.7	0.33	2.73	3.1	4.7
NL *Air scrubbers Pi/Po*	0.09	1.50	1.6	0.33	2.73	3.1	4.7
NL *All*	0.07	1.50	1.6	0.30	2.73	3.0	4.6
All (DE + NL)	0.07	0.58	0.7	0.30	0.71	1.0	1.7

Conclusions

Based on detailed emission and deposition calculations an average total N deposition of 21 kg N ha^{-1} a^{-1} on the nature sites in Bourtanger Moor and Bargerveen is calculated. The variation per nature area is rather large and ranges from 20 to 29 kg N ha^{-1} a^{-1}. Local scale ammonia emissions have a limited impact on N deposition in the investigation area. NH_x mainly of agricultural origin contributed to 68 % to the total N deposition, NO_y leads to 32% of the total N deposition NH_3 emission within the 5 km zone contributes about 23% of the total N deposition. The largest contribution (both in NL en DE) comes from application emissions in the German part, about 13%, followed by housing emissions in the German part, about 7%.

The areal average modelled concentrations and deposition are in the range of measured values. Although, both the average modelled concentrations and depositions were higher than the measured values, 6% and 20% respectively. At local scale, however, large deviations exists.

Results of the evaluated measures show that with the set of technical and management measures it is possible to reduce the N deposition contribution due to application emissions in the 5 km zone by about 15% (i.e. about 3 kg ha^{-1} a^{-1}) of the total N deposition. *Low emission application* and *Reduced protein feed cattle* in DE are the most effective measures The measure *Air scrubbers* for pig and poultry farms is the most effective measure to mitigate housing emissions both in DE and NL.

Acknowledgement

We like to thank the National Institute for Public Health and the Environment for the delivery of (i) both the national emission database (from Emissieregistratie) with and European emission (from EMEP) data for the calculation of background deposition of NH_x and NO_y. We gratefully acknowledge Miriam Hurkuck from vTI Braunschweig for providing the measured NH_3 concentrations and estimated N deposition, Jerzy Suda from Landwirtschaftskammer Niedersachsen for providing the measured NH_3 concentrations in Bourtanger Moor and Erik Noordijk from the Netherlands Environmental Assessment Agency for providing the measured NH_3 concentrations in Bargerveen and we thank all three for their useful comments.

Emsland

Landkreis Emsland
Ordeniederung 1 • 49716 Meppen

internationaler naturpark
bourtanger moor – bargerveen

LEAD-Partner: Int. Naturpark Moor
Tel.: +49 (0)5931 - 44 22 77 • www.naturpark-moor.eu

Unterstützt durch/ Mede mogelijk gemaakt door:

INTERREG Deutschland Nederland

INTERREG - Grenzregionen gestalten Europa
Europäischer Fonds für Regionale Entwicklung der Europäischen Union
INTERREG - Grensregio's bouwen aan Europa
Europees Fonds voor Regionale Ontwikkeling van de Europese Unie

Niedersächsisches Ministerium
für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr

provincie Drenthe

EDR

Emsland

Naturschutzstiftung Emsland

Geeste

MEPPEN

TWIST grenzenlos

HAREN (EMS) ...volle Kraft voraus

www.deutschland-nederland.eu