

Traditionelle Schafbeweidung und ihre Auswirkung auf den Nährstoffhaushalt von *Calluna*-Heiden Nordwestdeutschlands

Untersuchungen zur Beweidung und ein Vergleich mit maschinellen
Pflegetechniken und kontrolliertem Brennen

vorgelegt von
Silke Fottner
geb. Wiemerslage

Kumulative Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

an der
Universität Lüneburg
Fachbereich Umweltwissenschaften

Gutachter:

Prof. Dr. Werner Härdtle

Prof. Dr. Thorsten Aßmann

Lüneburg, Januar 2006

Inhalt

Einleitung.....	1
Fragestellungen und Methoden.....	5
I Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden (Silke Fottner , Thomas Niemeyer, Marion Sieber und Werner Härdtle 2004; <i>NNA Berichte 17(2), 80-91</i>).....	12
II Estimates of nutrient removal by sheep grazing in heathlands (Silke Fottner , Werner Härdtle, Marion Mockenhaupt, Marion Niemeyer und Thomas Niemeyer; eingereicht bei <i>Applied Vegetation Science</i>).....	24
III Impacts of high-intensity management measures (sod-cutting, choppering) on nutrient budgets of heathlands (Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer, Abdelmenam Mohamed, Silke Fottner und Werner Härdtle; eingereicht bei <i>Biological Conservation</i>).....	43
IV Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. (Thomas Niemeyer, Marion Niemeyer, Abdelmenam Mohamed, Silke Fottner und Werner Härdtle 2005; <i>Applied Vegetation Science 8, 183 - 192</i>).....	62
V Can management compensate effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? (Werner Härdtle, Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer, Thorsten Aßmann und Silke Fottner ; eingereicht bei <i>Journal of Applied Ecology</i>).....	72
Ergebnisse, Diskussion und Zusammenfassung.....	92
Literatur.....	100
Publikationsliste, Lebenslauf, Dank.....	107

Einleitung

Kulturbedingte magere, d.h. von Nährstoffarmut geprägte Offenlandschaften wie die Zwergstrauchheiden Nordwestdeutschlands prägten in früheren Jahrhunderten die gesamte atlantische Region Europas. Die Nutzung des Heideökosystems im Rahmen der traditionellen Heidebauernwirtschaft sorgte für einen der Heideentwicklung und -erhaltung zuträglichen Nährstofftransfer: durch Landnutzung (Brandrodung, Entnahme von Humusmaterial zur Düngung) und ganzjährige Weidenutzung (mit nächtlicher Aufstallung) wurden Nährstoffe aus hoffernen Heideflächen u.a. auf hofnahe Äcker und Gartenflächen verlagert (Haaland 2002, Prüter 2004).

Mit Aufgabe der Heidebauernwirtschaft zu Beginn des 19. Jahrhunderts und agrarstrukturellen Umbrüchen wurden europaweit drastische Flächenverluste der Zwergstrauchheiden beobachtet (Aerts & Heil 1993; Britton et al. 2001; Koopmann 2001; Marcos et al. 2003). Zunehmende Vergrasung der verbleibenden Flächen durch *Deschampsia flexuosa* (trockene Sandheiden) und *Molinia caerulea* (Feuchtheiden), Verbuschung durch verstärktes Aufkommen von Pioniergehölzen, voranschreitende Artenverarmung, verminderte Widerstandskraft der Zwergsträucher gegen Witterungseinflüsse (Frost, Trockenheit) und eine Degradierung von Heideflächen durch den Heidekäfer (*Lochmea suturalis*) sind zusätzliche Indizien für fortschreitende Veränderungen innerhalb des Heideökosystems (Heil & Diemont 1983; Marrs 1993; Biermann et al. 1994; Power et al. 1998; Rose et al. 2000; Roem et al. 2002). Untersuchungen zeigen zudem, dass zunehmende Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre für strukturelle und funktionale Veränderungen in den Heideökosystemen verantwortlich sind (Van der Eerden et al. 1991, Aerts & Heil 1993, Power et al. 2001, Alonso et al. 2001, Barker et al. 2004).

Zwergstrauchheiden gehören deshalb heute zu den besonders schützenswerten Kulturlandschaften in Europa und naturschutzrechtliche Vorgaben auf europäischer Ebene (FFH-Richtlinie EC Habitats Directive 92/43/EEC) wie auch nationale Gesetzgebungen (§2 und §30BNatschG) zielen auf die Sicherung der verbleibenden Heidebestände. In der Vergangenheit konnte durch traditionelle Bewirtschaftungsformen wie die Beweidung, das Feuer oder die Mahd eine sukzessive Verjüngung und ständige Regeneration der Heidebestände erreicht

werden (Gimingham 1972). Angesichts zunehmender atmosphärischer Nährstoffeinträge ist nun auch die Effektivität der verschiedenen Pflegemaßnahmen bezüglich der oligotrophen Ausgangssituation des Heideökosystems in den Vordergrund getreten. Ein dauerhafter Schutz der verbliebenen Heidebestände kann nur über einen ausreichenden Nährstoffentzug durch entsprechende Managementmaßnahmen erreicht werden (Power et al. 2001, Terry et al. 2004).

Die Beweidung von Heideflächen war eine der zentralen Bewirtschaftungsformen in Europa. In der Lüneburger Heide wurden während der historischen Heidebauernwirtschaft die Heideflächen mit der Grauen Gehörnten Heidschnucke (*Ovis brachyra campestris*) beweidet, einer anspruchslosen und widerstandsfähigen alten Schafrasse (Behrens et al. 1993). Es erfolgte ein Nährstofftransfer aus den Heideflächen heraus über die nächtliche Aufstallung der Schafe und die anschließende Ausbringung des Stallmistes auf die Äcker. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts erfolgt im Naturschutzgebiet (NSG) Lüneburger Heide die Beweidung mit der Grauen Gehörnten Heidschnucke gezielt als Pflegemaßnahme im Rahmen des modernen Heidemanagements. Trotz Einführung ergänzender mechanischer Pflegeverfahren (Mahd, Schopfern und Plaggen) und dem Einsatz von Feuer ist die Schafbeweidung aktuell das umfangreichste und wichtigste Pflegeverfahren im NSG Lüneburger Heide (Koopmann & Mertens 2004).

Frühere Untersuchungen von Beweidungssystemen auf Heideflächen beschreiben unterschiedliche Beweidungsintensitäten und deren Auswirkungen auf die Heidevegetation (Armstrong & MacDonald 1992, Grant & Armstrong 1993, Palmer 1997), andere zeigen die Entwicklung von Beweidungsmodellen für das Heidemanagement auf (Welch 1984, Armstrong et al. 1997, Read et al. 2002). Angesichts der zunehmenden Gefährdung verbleibender Heideflächen durch steigende atmosphärische Nährstoffeinträge fehlt es dagegen aktuell an Untersuchungen, welchen Effekt Managementmaßnahmen, insbesondere Beweidung, auf die Nährstoffsituation von Heideflächen haben kann. An diesem Punkt möchte unsere Untersuchung anknüpfen.

Die nachfolgend vorgestellten Arbeiten leisten einen wissenschaftlichen Beitrag dazu. Im Rahmen dieser Arbeit wurde vordergründig die Beweidung als traditionelle Maßnahme untersucht und mit anderen Pflegemaßnahmen in Bezug auf ihre

Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt verglichen. Zu beachten ist, dass Beweidung eine kontinuierliche Maßnahme ist, wohingegen alle anderen Verfahren in ihrem Bearbeitungszyklus einen einmaligen Eingriff in das System darstellen. Je nach Eingriffsintensität des Verfahrens gibt es dabei Zeitspannen zwischen etwa 10 Jahren (Mahd) und 25 Jahren (Plaggen; Koopmann & Mertens 2004). Bei der Bewertung des Erfolges eines Managementsystems ist es von entscheidender Wichtigkeit, ob die praktizierten Pflegemaßnahmen in der Lage sind, innerhalb ihrer Anwendungszyklen einer Nährstoffakkumulation entgegenzuwirken oder die Nährstoffeinträge sogar zu kompensieren.

Im NSG Lüneburger Heide stellt sich diese Frage vor allem in Bezug auf das aktuelle Beweidungsmanagement. In einem Bearbeitungszyklus nur einmalig wirksame Maßnahmen (Mahd, Schopfern, Plaggen, kontrolliertes Brennen) und eine kontinuierlich stattfindende Maßnahme (Beweidung) müssen in einem zeitlichen Kontext verglichen werden können. Zur Verdeutlichung der Wirksamkeit der verschiedenen Pflegeverfahren wurde die theoretische Wirkungsdauer Theoretical Effective Period (TEP) ermittelt. Diese TEP definiert den Zeitraum, in dem die durch Pflegemaßnahmen entzogenen Nährstoffmengen durch die atmosphärischen Nährstoffeinträge wieder in das System gelangen. Dazu werden die Nährstoffeinträge (Deposition, Asche, Exkrememente) zu den Nährstoffausträgen (Oberirdische Biomasse, Kompartimentverluste im Boden, Sickerwasser) in Beziehung gesetzt. Dieser Wert erlaubt einen Vergleich der zeitlich sehr unterschiedlich eingreifenden Pflegeverfahren bezüglich ihrer Wirksamkeit im Nährstoffhaushalt des Heideökosystems. Dabei werden andere Gründe, die in der Praxis einen erneuten Pflegeeinsatz notwendig werden lassen würden, wie z.B. Überalterung oder starke Vergrasung des *Calluna*-Bestandes, nicht beachtet; ebenso werden verhindernde Gründe wie z.B. ökonomische Rahmenbedingungen nicht berücksichtigt. Entscheidend bei einer derartigen theoretischen Vergleichsgröße sind die Ausgangsbedingungen. Fast gleich alte *Calluna*-Bestände, nahezu identische Depositionseinträge und Sickerwasserausträge auf den Referenzflächen bieten für unsere Untersuchungen eine gute Ausgangssituation. Trotz unterschiedlicher Biomassevorräte auf den verschiedenen Untersuchungsflächen, somit auch unterschiedliche Nährstoffvorräte, sehen wir die theoretische Wirkungsdauer als ersten Ansatz einen Vergleich der verschiedenen Maßnahmen zu ermöglichen.

Bei der Betrachtung der untersuchten Nährelemente werden Stickstoff (N) und Phosphor (P) ausführlich diskutiert, da sie als limitierende Faktoren in Heideökosystemen gelten (Kirkham 2001, Aerts et al. 2003, Tessier & Raynal 2003). Veränderungen in der Nährstoffversorgung beeinflussen das N/P-Verhältnis in der Vegetation und im Boden (Aerts & Berendse 1988, Aerts et al. 1992) und geben so Rückschlüsse über Verschiebungen der Limitierungsverhältnisse. Daher kommt der Ermittlung der N- und P- Einträge und N- und P-Austräge für die verschiedenen Pflegeverfahren besondere Bedeutung zu.

Die vorliegende kumulative Dissertationsschrift umfasst 5 Beiträge. Die Beiträge I bis IV behandeln die Effektivität der verschiedenen Pflegeverfahren auf den Nährstoffhaushalt. Beitrag V vergleicht die Effektivität einiger ausgewählter Pflegeverfahren bezüglich der bestehenden atmosphärischen Nährstoffeinträge. Die Untersuchungen basieren auf eigenen Forschungsarbeiten, die im Rahmen eines BMBF-Projektes von 2001 bis 2003 im NSG Lüneburger Heide durchgeführt wurden. Nachfolgend werden die Fragestellungen und die Methoden für die einzelnen Beiträge dargestellt. Im Anschluss werden die wichtigsten Ergebnisse vorgestellt und diskutiert.

Fragestellungen und Methoden

Beitrag I

Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden

Beitrag II

Estimates of nutrient removal by sheep grazing in heathlands

In den letzten Jahrhunderten war europaweit die traditionelle Beweidung von Heideflächen ein entscheidender Faktor bei der Heideerhaltung. Nach einem dramatischen Rückgang der Beweidung durch agrarwirtschaftliche Veränderungen hat in den letzten Jahren eine extensive Beweidung schutzwürdiger offener Lebensräume durch landestypische Schafe wieder zunehmend an Bedeutung gewonnen. Die Wiedereinführung der Schafbeweidung zur Erhaltung der noch verbliebenen Heideflächen wird von Experten inzwischen wieder übereinstimmend als positiv bewertet (Bullock & Pakeman 1996). Das Beweidungsmanagement im NSG Lüneburger Heide mit seiner gezielten Herdenführung sorgt für einen aus dem Heidesystem herausgerichteten Nährstofftransfer. Angesichts der aktuellen atmosphärischen Nährstoffeinträge wurde untersucht, ob die historische Heidenutzung mit Schafen auch heute geeignet ist, den oligotrophen Charakter des Heidesystems aufrechtzuerhalten.

Die Beiträge I+II untersuchen die Auswirkungen von Beweidung auf den Nährstoffhaushalt in Heiden. Im Beitrag I werden die experimentell gewonnenen Ergebnisse zu einer Nährstoffbilanzierung zusammengefasst. Im Beitrag II werden zusätzlich theoretische Szenarien zum Vergleich der Ergebnisse herangezogen und die Diskussion auf die limitierenden Nährelemente N und P fokussiert. Die Untersuchungsergebnisse sollen Hinweise für ein erfolgreiches Beweidungsmanagement geben, indem sie aufzeigen, welchen Einfluss die Beweidung auf den Nährstoffhaushalt nimmt.

Im Rahmen dieser Beiträge wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Wie hoch sind die atmosphärischen Nährstoffeinträge in die Lüneburger Heide?
- ◆ Wie hoch sind die Nährstoffvorräte in den verschiedenen Kompartimenten (Oberirdische Biomasse, Boden) einer ca. 10 jährigen Sandheide?

- ◆ Welchen Effekt hat die Schafbeweidung auf den Nährstoffhaushalt des Heidesystems?
- ◆ Wie wirkt sich der Nährstoffeintrag über die Exkremente auf die Nährstoffbilanz aus?
- ◆ Kann durch Schafbeweidung der gegenwärtige atmogene Nährstoffeintrag kompensiert werden?

Die im NSG Lüneburger Heide ausgewählten Untersuchungsflächen werden seit Jahren kontinuierlich beweidet. Die von *Calluna vulgaris* geprägte Heidevegetation mit einem etwa 10jährigen *Calluna*-Bestand weist nur einen geringen Vergrasungsgrad durch *Deschampsia flexuosa* auf. Das Versuchsdesign beinhaltet die Analyse der Nährstoffe N, P, K, Ca, und Mg. Die Diskussion der Ergebnisse erfolgt schwerpunktmäßig für N und P (aufgrund ihrer produktionslimitierenden Bedeutung; siehe Einleitung S.4).

Während des Untersuchungszeitraumes von einem Jahr wurden kontinuierlich die Niederschlagsmengen mittels bulk-Sammlern erfasst, die Sickerwassermengen mit Hilfe von Lysimetern. Die atmogenen Nährstoffeinträge konnten direkt aus den Depositionsproben ermittelt werden. Zur Gewinnung von Analyseproben des Sickerwassers wurden tensionsgesteuerte Saugkerzen verwendet.

Die Bestimmung des Nährstoffaustrages über den Entzug oberirdischer Biomasse durch den Fraß der Schafe erfolgte durch den Vergleich der Biomassevorräte auf unbeweideten Referenzflächen und beweideten Flächen. Da die Schafe während des Jahres unterschiedliche Fraßpräferenzen haben (Armstrong et al. 1997), wurde die Bestimmung der Biomasseausträge für die Ericaceen (in unserer Untersuchung *Calluna vulgaris* als dominierender Vertreter) und für die Poaceen (in unserer Untersuchung *Deschampsia flexuosa* als dominierender Vertreter) getrennt vorgenommen. Die Referenzflächen wurden durch einen Zaun für ein Jahr von der Beweidung ausgeschlossen. Die Differenz der Biomassevorräte von *Calluna vulgaris* auf den unbeweideten Referenzflächen und den beweideten Untersuchungsflächen wurde nach einem Jahr als Biomasseaustrag definiert. Um den Biomasseentzug von *Deschampsia flexuosa* zu ermitteln, wurde für die Beerntung der Untersuchungsflächen ein Zeitfenster gewählt, innerhalb dessen ein möglichst maximaler Biomassevorrat zu erwarten war.

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über die Exkremente wurden begleitende Untersuchungen zum Eintrag über Schafkot (Mockenhaupt & Keienburg 2004) herangezogen, Nährstoffeinträge über den Harn wurden nach Literaturangaben quantifiziert (Görschen & Müller 1986, Barrow 1987, Brenner 2001).

Alle flüssigen und festen Proben wurden nach entsprechend geeigneten Vorbereitungs- und Aufschlussverfahren mit Hilfe von Ionenchromatograph (IC), C/N-Analyser und Optischer Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) analysiert.

Ziel der Beiträge ist es, die Wirkung von Beweidung auf die Nährstoffsituation in Heideökosystemen zu ermitteln. Da die Schafbeweidung eine dynamische Größe im System darstellt, wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung Kalkulationsgrundlagen definiert, anhand derer einzelne Nährstofftransfers berechnet werden konnten:

- (a) die Beweidungsintensität wurde abgeleitet aus einer Normherde von 541 Schafen und dem gesamten Beweidungsgebiet von 486 ha; die Beweidungsdichte entsprach ca. 1,1 Tiere/ha,
- (b) die Beweidungsdauer betrug im Durchschnitt 8 Std. / Tag und 340 Tage / Jahr,
- (c) zur Bestimmung des Nährstoffaustrags über den Entzug der oberirdischen *Calluna*-Biomasse wurden die Nährstoffgehalte der jungen Triebe hinzugezogen.

Beitrag III

Impact of high-intensity management measures (sod-cutting, chopping) on nutrient budgets of heathlands

Moderne maschinelle Pflegeverfahren erhalten eine zunehmend größere Bedeutung im Heidemanagement. Viele Arbeiten verschiedener Autoren sehen die Notwendigkeit, intensivere Maßnahmen in das Pflegemanagement einzubeziehen, da extensive Maßnahmen wie das kontrollierte Brennen oder die Mahd alleine nicht ausreichen, die hohen Nährstoffeinträge in das System zu kompensieren (Power et al. 2001, Barker et al. 2004, Terry et al. 2004, Beitrag IV).

Durch das intensive Plaggen werden zusätzlich zur oberirdischen Biomasse der O-Horizont, sowie Teile des A-Horizontes, durch das tiefe Eingreifen der Maschinen entfernt. Die Nährstoffvorräte werden so in einem weit höherem Maße reduziert und sogar degenerierte Heideflächen können durch dieses Verfahren wiederhergestellt werden (Bakker & Berendse 1999; Britton et al. 2000).

Angesichts der kostengünstigen extensiven Mahd mit einem eher geringen Nährstoffaustrag und dem sehr kostenintensiven Plaggen mit einem sehr hohem Nährstoffaustrag fand man Mitte der 90er Jahre im NSG Lüneburger Heide die Alternative im Schopfern. Bei diesem Verfahren werden die gesamte oberirdische Biomasse und Teile des O-Horizontes entfernt. Im Vergleich zum Plaggen sorgt das Schopfern für weniger Abfallmaterial und ist zudem eine kostengünstigere Alternative (Müller & Schaltegger 2004).

Im Rahmen dieses Beitrages wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Welche Menge an Nährelementen können die verschiedenen maschinellen Pflegeverfahren durch die vollständige bzw. teilweise Entfernung der Kompartimente (Oberirdische Biomasse, O-Horizont, A-Horizont) aus dem System entfernen?
- ◆ Welche Auswirkungen haben die Pflegemaßnahmen im Hinblick auf die Nährstoffausträge über das Sickerwasser?
- ◆ Sind diese Pflegeverfahren in der Lage die hohen atmogenen Nährstoffeinträge zu kompensieren?

Die ausgewählten Untersuchungsflächen im nördlichen Teil des NSG Lüneburger Heide wurden in den letzten 10 Jahren nicht durch andere Pflegemaßnahmen behandelt. Es wurden die Nährstoffeinträge über die Deposition, die Nährstoffvorräte in den Kompartimenten (oberirdische Biomasse, O- und A-Horizont) und die Nährstoffausträge über die jeweiligen Kompartimentverluste und das Sickerwasser bestimmt. Alle anderen Methoden entsprachen der Vorgehensweise der Beiträge I+II.

Beitrag IV

Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus

Kontrolliertes Brennen von Flächen wurde schon zur Zeit der historischen Heidebauernwirtschaft zur Schaffung, Erhaltung und Verjüngung von Heideflächen durchgeführt. Der Verjüngungsprozess diente einer Verbesserung der Weidequalität (Lütkepohl & Kaiser 1997, Haarland 2002). Durch die Aufgabe der historischen Bewirtschaftung verschwand auch der gezielte Einsatz des Feuers, bis nach einigen Jahrzehnten das kontrollierte Brennen als Instrument der Heidepflege im Rahmen des Naturschutzes wieder an Bedeutung gewann. Neben anderen Naturschutzgebieten werden auch wieder im NSG Lüneburger Heide seit 1993 ausgewählte Heideflächen durch kontrolliertes Brennen erfolgreich verjüngt (Lütkepohl & Stubbe 1997). Um negative Auswirkungen auf Flora und Fauna der Heideflächen zu minimieren, werden kontrollierte Winterbrände durchgeführt (Gimingham 1992). Die besondere Bedeutung des kontrollierten Feuereinsatzes im Pflegemanagement und dessen positiven Auswirkungen werden von zahlreichen Autoren beschrieben (Mallik & Gimingham 1985, Forgeard 1990, Adams et al. 1994, Valbuena & Trabaud 2001, Nilsen et al. 2005).

Im Rahmen dieses Beitrages wurden daher folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Kann kontrolliertes Brennen trockener Sandheiden die aktuellen Nährstoffeinträge langfristig kompensieren?

- ◆ Welchen Einfluss hat das Pflegeverfahren im Besonderen auf die Nährstoffbilanzen der limitierenden Elemente N und P?
- ◆ Hat der in der oberirdischen Biomasse gebundene Nährstoffvorrat einen Einfluss auf das Ergebnis der Pflegemaßnahme?

Im nördlichen Teil des NSG Lüneburger Heide wurden für zwei Brandexperimente Untersuchungsflächen mit einem 10- und einem 15-jährigen *Calluna*-Bestand ausgewählt. Es wurden die Nährstoffeinträge über die Deposition und den Ascheniederschlag, die Nährstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse und im O-Horizont und die Nährstoffausträge über den Biomasseverlust und das Sickerwasser bestimmt. Um den Nährstoffeintrag mit dem Ascheniederschlag zu erfassen, wurde dieser durch Beprobung des O-Horizontes vor und nach dem Brandereignis ermittelt. Alle anderen Methoden entsprechen der in den Beiträgen I+II geschilderten Vorgehensweise.

Beitrag V

Can management compensate effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems?

Ausgelöst durch zunehmende atmosphärische Nährstoffeinträge konnten in den letzten Jahrzehnten tiefgreifende Veränderungen in Struktur und Funktion verbliebener Heideökosysteme beobachtet werden (Power et al. 2001, Alonso et al. 2001). Nach Meinung verschiedener Autoren sind die gegenwärtig hohen Stickstoffeinträge nicht nur verantwortlich z. B. für die Verdrängung von *Calluna vulgaris* durch Gräser wie *Deschampsia flexuosa*, sondern auch für direkte Veränderungen im Inneren der *Calluna*-Pflanze. Die Pflanze wird empfindlicher gegen Witterungseinflüsse wie Frost oder Trockenheit und erhöhte Stickstoffgehalte im Pflanzengewebe macht sie anfälliger für Schäden durch den Heideblattkäfer (*Lochmaea suturalis* (L.) Thompson; Heil & Diemont 1983, Bobbink & Heil 1993, Aerts & Heil 1993, Power et al. 1998, 2004).

Die vorliegende Untersuchung analysiert ausgewählte extensive (Mahd, kontrolliertes Brennen) und intensive (Plaggen) Pflegeverfahren hinsichtlich ihrer Möglichkeiten die

hohen atmosphärischen Nährstoffeinträge zu reduzieren (Schwerpunkt N und P). Dazu wurde die Hypothese aufgestellt, dass der Nährstoffaustrag durch extensive Pflegeverfahren nicht ausreicht, den atmosphärischen Nährstoffeintrag zu kompensieren und längerfristig einer Nährstoffakkumulation entgegenzuwirken.

Im Rahmen dieses Beitrages wurden daher folgende Fragestellungen untersucht:

- ◆ Welche Nährstoffmengen können durch die Pflegeverfahren Mahd, kontrolliertes Brennen und Plaggen aus den unterschiedlichen Kompartimenten des Heidesystems (hier: oberirdische Biomasse, O-Horizont, A-Horizont) ausgebracht werden?
- ◆ Welchen Einfluss hat der Sickerwasseraustrag auf den Nährstoffhaushalt und in welchem Maße wird der Sickerwasseraustrag nach den Pflegeeingriffen ansteigen?
- ◆ Wie erfolgreich sind die Pflegeverfahren in Bezug auf den Nährstoffaustrag angesichts der aktuellen atmosphärischen Nährstoffeinträge?

Die Lage der Untersuchungsflächen und die Methoden entsprechen denen der Untersuchungen in den Beiträgen III+IV und Sieber et al. (2004). Zur Verdeutlichung der Wirksamkeit der verschiedenen Maßnahmen wurde auch hier, wie schon in den Beiträgen III und IV, auf die theoretische Wirkungsdauer TEP zurückgegriffen. Mit Hilfe dieser theoretisch berechneten Größe lassen sich die Ergebnisse der verschiedenen Verfahren miteinander vergleichen.

Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden

von Silke Fottner, Thomas Niemeyer, Marion Sieber und Werner Härdtle *

1 Einleitung

Heiden gehören zu den ältesten Kulturlandschaften Europas. Neben deutlich zu beobachtenden Flächenverlusten, teils durch Aufforstung, teils infolge der Ausweitung landwirtschaftlicher Nutzflächen, hat in den letzten Jahrzehnten der zunehmende Nährstoffeintrag über die Atmosphäre zu einem Problem bei der Erhaltung dieser durch Nährstoffarmut gekennzeichneten Ökosysteme geführt.

Eine Vielzahl von Untersuchungen beschäftigt sich mit den Folgen erhöhter Nährstoffzufuhr in Heideökosystemen und belegt eine ursächliche Beteiligung des atmosphärischen Stickstoffeintrags an der Verschiebung der Artenspektren (u.a. Britton et al. 2001, Power et al. 1998, Biermann et al. 1994, Heil & Bobbink 1993, Iason & Hester 1993, van der Eerden et al. 1991, Webb 1990, Steubing & Buchwald 1989). Einer Nährstoffanreicherung ist mit angepassten Pflegekonzepten zu begegnen. Folglich ist das Interesse gestiegen, die bekannten Pflegeverfahren in ihrer Effektivität diesbezüglich zu verstehen. Verschiedene Untersuchungen der letzten Jahre zum Nährstoffhaushalt in Heideökosystemen (u.a. Aerts 1993, van Vuuren 1992, Schlieske 1992, Groves 1981, Matzner 1980) oder zur Regeneration von *Calluna vulgaris* als dominierender Art der trockenen Sandheiden (u.a. Britton et al. 2000, Gimingham 1996, Berdowski & Siepel 1988) liegen vor. Untersuchungen zur Beweidung von Heideflächen beschränken sich in der Regel auf die Beschreibung und Ermittlung der Beweidungsintensität und deren Auswirkungen auf die Vegetation sowie entsprechende Methodendiskussionen (u.a. Palmer 1997, Grant & Armstrong 1993, Armstrong & MacDonald 1992) oder sie zielen auf die

Entwicklung verschiedener Beweidungsmodelle ab (u.a. Read et al. 2002, Armstrong et al. 1997, Welch 1984, Milne et al. 1979, Muhle & Röhrig 1979, Grant 1971). Untersuchungen, in denen konzeptionelle Fragen der Beweidung von Heideökosystemen mit nährstoffdynamischen Aspekten verbunden werden, sind bisher nicht bekannt.

In der Lüneburger Heide war die Beweidung der Heideflächen im 19. Jahrhundert während der Heidebauernwirtschaft die zentrale Nutzungsform. Hier ist die „Graue Gehörnte Heidschnucke“ (*Ovis brachyura campestris*) als alte Haustierrasse gezüchtet worden. Sie war dank ihrer Robustheit und Anspruchslosigkeit an die besonderen Bedingungen in der Heidelandschaft angepasst. Heute entspricht die Heidschnuckenbeweidung nicht mehr der von vor 100 Jahren. Die aktuellen Bestandszahlen sind weit niedriger. Früher waren die Tiere überdies sehr viel leichter und hatten daher einen geringeren Flächenanspruch, um ihren Bedürfnissen gerecht zu werden. Die Beweidung war sehr viel extensiver. Heute beansprucht eine Schnucke mit 0,7 bis 1 ha Heidefläche als Nahrungsgrundlage fast doppelt so viel Heidefläche (Lütkepohl 2001, Koopmann & Mertens 2004). Dennoch ist in den letzten Jahren im gesamten Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide“ eher eine Unterbeweidung zu beobachten, bei der die Pflegeziele durch die Beweidung allein zum Teil nicht mehr erreicht werden (Koopmann & Mertens 2004).

Ziel der vorliegenden Untersuchung im NSG „Lüneburger Heide“ ist es, für die Beweidung als Instrument der Heidepflege Daten zu einer Nährstoffbilanzierung beizutragen. Für die verschiedenen Bilanzkomponenten wurden die Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor quantifiziert. Atmosphärische Nährstoffeinträge wurden über die Deposition erfasst, die Nährstoffausträge über das Sickerwasser und den Biomasseentzug quantifiziert und die Rückführung von Nährstoffen über die Exkremente der Schafe berechnet. Die Ergebnisse sollen

eine Beschreibung der Nährstoffdynamik in beweideten Sandheiden ermöglichen und diese Managementmaßnahme, orientiert an der traditionellen Nutzungsform, in ihrer Effektivität bezüglich der Kompensation der Nährstoffeinträge beurteilen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“

Das NSG „Lüneburger Heide“ befindet sich im nordöstlichen Niedersachsen. Dieses ca. 23.440 ha große Naturschutzgebiet wird den drei Naturräumen Hohe Heide, Südheide und Wümmeniederung zugeordnet (Meisel 1964). Das Untersuchungsgebiet liegt im Naturraum der Hohen Heide, zwischen Wilsede und Undeloh (s. Abb. 1), und lässt sich einem ozeanisch geprägten Klima zuordnen.

Der langjährige mittlere Jahresniederschlag für das Forstamt Sellhorn, das vollständig im NSG liegt, wird von Hanstein & Wübbenhorst (2001) mit 854 mm/a angegeben. Geprägt wird die Landschaft durch warthestadiale Endmoränenzüge der Saaleeiszeit und die Vegetation der verbliebenden Offenland-Bereiche durch das Heidekraut *Calluna vulgaris*. Näheres zur naturräumlichen Situation ist u.a. Cordes et al. (1997) zu entnehmen.

Die für die Untersuchung ausgewählte Heidefläche lag nördlich von Wilsede, Richtung Undeloh. Am südlichen Ende dieser Fläche befindet sich der Stall der in die Untersuchung einbezogenen Schnuckenherde Wilsede-Undeloh. Westlich begrenzt ein Waldstück, östlich die Verbindungsstraße Wilsede-Undeloh diesen Ausschnitt. Die Untersuchungsflächen werden seit Jahren beweidet und sind von *Calluna vulgaris* dominierte Heideflächen mit geringer Vergrasung durch die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*).

2.1.2 Beweidung im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“

Die ursprüngliche Form der Schnuckenhaltung war und ist heute noch die Hütelhaltung, bei der weite Flächen ohne Einzäunung abgeweidet werden. Heute ist die Betriebsform im NSG „Lünebur-

* Die Untersuchungen wurden gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland“.

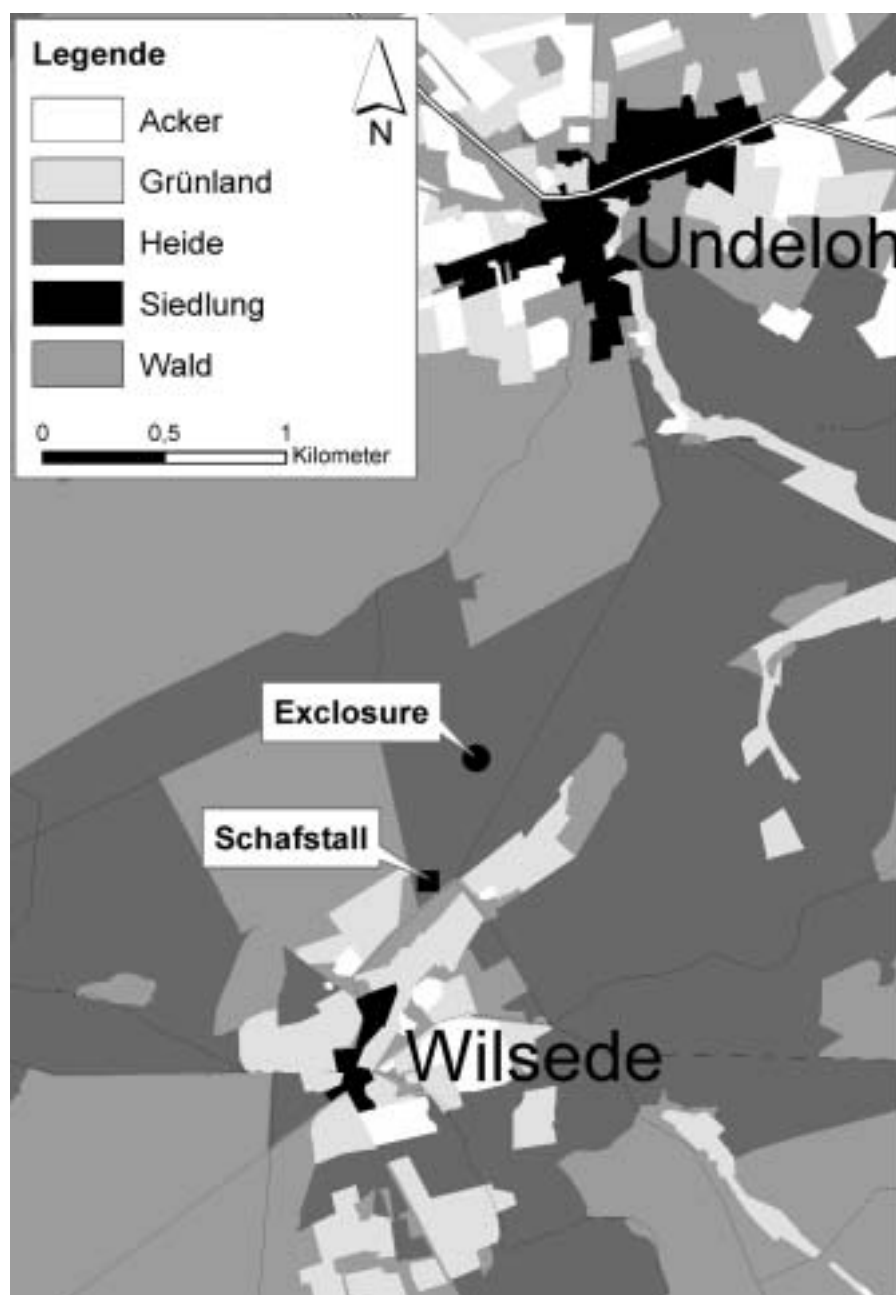


Abb.1: Karte der Untersuchungsfläche im NSG „Lüneburger Heide“ (mit freundlicher Genehmigung der Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen [LGN], Kartengrundlage ATKIS, 2004).

ger Heide“ eine ganzjährige standortgebundene Hüteschafhaltung, d.h. jede Herde hat für die Nacht einen eigenen Stall. Die Schnucken weiden den ganzen Tag auf den Heideflächen. Während der täglichen Mittagsrast wird die Herde vom Schäfer aus den Heideflächen herausgeführt. Das Beweidungsmanagement ist darauf ausgerichtet, möglichst einen Großteil der Nährstoffeinträge über die Exkremente der Tiere aus den Heideflächen herauszuhalten. Dem Schäfer kommt die wichtige Aufgabe zu, ent-

sprechend einem grundlegenden Konzept die zu beweidenden Flächen jeweils so auszuwählen, dass einerseits die Gesundheit der Schnucken gewährleistet ist und andererseits die Heideflächen hinreichend gepflegt werden. Bei größeren Abweichungen von der optimalen bzw. notwendigen Beweidungsintensität kann es zu einer „Über- oder Unterbeweidung“ kommen. Durch den Verbiss der Schafe wird die Regeneration von *Calluna vulgaris* gefördert. Einerseits verholzen die Pflanzen weni-

ger stark, andererseits bilden sie vermehrt Triebe und somit Samen. Ist die Beweidungsintensität zu stark (Überbeweidung), kann die Produktivität des Pflanzenbestands beeinträchtigt und die Vegetation teilweise zerstört werden. Die Besenheide *Calluna vulgaris* kann durch verbisstolerantere Arten verdrängt werden (Bullock & Pakeman 1996). Eine Unterbeweidung durch zu geringe Beweidungsintensität kann dazu führen, dass das Pflegeziel der Vegetationsverjüngung nicht mehr erreicht wird. Nach Muhle & Röhrig (1979) fördert zwar eine mäßige Beweidung die Bildung einer geschlossenen Heidecke, aber nur eine intensive Beweidung kann das Eindringen von Gräsern und Hölzern verhindern. Wichtig ist daher, die optimale Beweidungsintensität zu erreichen. Grundlage hierfür ist eine boden- und vegetationskundliche Aufnahme des zu pflegenden Geländes. Das exakte Pflegeziel muss bestimmt werden. Beyer (1968) gibt als optimale Weidedichte 1–3 Tiere/ha an. Im NSG „Lüneburger Heide“ wird je Hektar Heidefläche ein deutlich geringerer Besatz angestrebt (Koopmann & Mertens 2004, Lütkepohl 2001).

Die Beweidung hat in der Heidepflege noch eine weitere Aufgabe. Durch die Trittwirkungen der Schafe wird die gesamte Beweidungsfläche beeinflusst. Die scharfen Hufe der Tiere schaffen kleinflächige, offene Mineralbodenstellen, die als Keimbetten u.a. für das Heidekraut dienen (aid 1997).

2.2 Probennahme und Probenaufbereitung

Deposition

Depositionssammler, die in Anlehnung an den „bulk“-Sammler „Münden 200“ (DVWK-Merkblatt 229/1994) angefertigt wurden, dienen zur Erfassung der Niederschlagsmengen. Drei Sammler, bestehend aus je zwei miteinander verschraubten PE-Flaschen (einem Auffang- und einem Speichergefäß) in PVC-Rohren, wurden auf den Untersuchungsflächen (1 × Referenzfläche, 2 × Beweidungsfläche) verteilt. Die Auffangfläche lag ca. 100 cm über der Bodenoberfläche. Um eine Verunreinigung der Probe durch größere Partikel zu verhindern und sie vor Verdunstung zu schützen, wurden in die Auffangtrichter perforierte PE-Scheiben gelegt. Mit seitlichem

Abstand über den Depositionssammlern wurden Vogelsitzringe installiert, um Verunreinigungen durch Vogelkot zu verhindern. Die Speichergefäße wurden alle 14 Tage ausgetauscht und ins Labor gebracht. Dort wurden Proben zur späteren Nährstoffanalyse entnommen.

Sickerwasser

Um den Nährstoffaustrag über das Sickerwasser zu ermitteln, wurden auf den Untersuchungsflächen verschiedene Geräte in den Boden eingebracht. Die Sickerwasserrate wurde über drei Kleinstlysimeter bestimmt. Diese bestehen aus einem PVC-Rohr mit 10 cm Innendurchmesser, in dem sich ein nahezu ungestörter Bodenmonolith von 1 m Länge befindet. Das durchsickernde Bodenwasser gelangte über einen Trichter in eine Sammelflasche und konnte alle 14 Tage durch manuell angelegten Unterdruck an die Oberfläche gepumpt werden. Die Proben zur Ermittlung der Elementkonzentrationen im Sickerwasser lieferten Saugkerzen mit einem sorptionsfreien Filterkopf aus PE-Sinter mit Nylonmembran (Porenweite 0,45 µm) und einem Acrylglas-Sammelrohr der Fa. Umwelt-Geräte-Technik GmbH (UGT). Vier Saugkerzen je Untersuchungsfläche wurden mit dem Saugkopf in 100 cm Bodentiefe eingesetzt. In regelmäßigen Intervallen wurde Unterdruck angelegt, der max. bei 600–700 mbar lag. Auch hier erfolgte eine 14-tägige Probennahme.

Alle Flüssigproben aus dem Gelände wurden direkt ins Labor gebracht und dort kühl gelagert (< 4°C). Zur Bestimmung der Niederschlagsmengen wurden die Sammelbehälter gewogen und das Wasservolumen ermittelt. Die Proben aus den Kleinstlysimetern dienten allein der Mengenbestimmung. Sie wurden nur gewogen und anschließend verworfen.

Biomasse

Im ausgewählten Untersuchungsgebiet wurde im Mai 2001 ein Weideausschlussareal (Exclosure, ca. 30 m × 30 m) eingezäunt, das im weiteren Untersuchungszeitraum als unbeweidete Referenzfläche diente. Dieser Zeitpunkt wurde als Untersuchungsbeginn für die Bestimmung des Biomasseentzugs definiert. Um den Biomassevorrat und den jährlichen Biomasseaustrag über den Fraß der Schafe möglichst gut zu erfassen,

erfolgte die Auswahl der Flächengröße der Versuchsquadrate anhand von Literaturangaben (Riehl 1992, Muhle & Röhrig 1979, Barclay-Estrup 1970, Gimingham & Miller 1968). Sowohl auf der Beweidungsfläche wie auch auf der Referenzfläche (Exclosure) wurden zu jedem Beerntungstermin je 10 zusammenhängende Versuchsquadrate á 0,25 m² (50 cm × 50 cm) markiert. Auf derart markierten Flächen wurde 2001 über einige Monate monatlich die Biomasse geerntet. Oberhalb der Mooschicht wurde von Ericaceen (fast ausschließlich *Calluna vulgaris*) und Poaceen (fast ausschließlich *Deschampsia flexuosa*) die Lebendmasse abgeerntet. Diese Schnittgrenze wurde gewählt, da tiefer als 3 cm über dem Erdboden kein Verbiss der Schafe zu erwarten ist (Milne et al. 1998). Um den Biomasseaustrag für ein gesamtes Jahr zu erfassen, wurden im Mai 2002 (12 Monate nach Errichtung des Exclosures) erneut je 10 Versuchsquadrate auf der Beweidungs- und der Referenzfläche beerntet. Um mögliche Variabilitäten zu reduzieren, wurden die Versuchsquadrate jedes Mal von derselben Person und mit demselben Schneidewerkzeug bearbeitet. Die Differenz zwischen den Biomassewerten der Beweidungsfläche und der unbeweideten Referenzfläche wurde als Biomasseentzug pro Jahr definiert.

Zusätzlich wurden monatlich Pflanzenproben von der Referenzfläche genommen, um den Nährstoffgehalt der Pflanzen im Jahresverlauf zu verfolgen und später den Nährstoffaustrag über den Entzug von Biomasse zu berechnen. Dazu wurden Proben von *Calluna vulgaris* (als dominierender Art der Ericaceen) und *Deschampsia flexuosa* (als dominierender Poaceen-Art) analysiert. Einerseits wurden ganze *Calluna*-Pflanzen oberhalb der Bodenoberfläche abgeschnitten. Alle grünen wie auch holzigen Anteile gingen dabei in die Analyse mit ein. Andererseits wurden ausschließlich die jungen grünen Triebe von *Calluna vulgaris* abgeschnitten und analysiert. Für diese Probennahme wurden monatlich je 20 Pflanzen bzw. Pflanzenteile zufällig verteilt gesammelt. Proben von *Deschampsia flexuosa* wurden von mindestens zehn zufällig ausgewählten Standorten für die Nährstoffanalyse geerntet. Im Folgenden werden die Begriffe Ericaceen und *Calluna vulgaris* sowie Poaceen und *De-*

schampsia flexuosa aufgrund ihrer Dominanz in der Vegetation synonym verwendet. Ausnahmen werden explizit gekennzeichnet.

Exkrement

Für eine vollständige Bilanzierung ist es notwendig, die Nährstoffzufuhr in Form von Exkrementen der Schnucken zu quantifizieren. Daten über Kotmengen wurden in einem Aufstallungsversuch mit Heidschnucken ermittelt, der von Keienburg im Jahr 2002 durchgeführt wurde. In diesem Stallversuch wurde eine annähernd realistische Kotmenge je Tier und Tag ermittelt und anschließend der Kotanteil berechnet, der bei einem achtstündigen Weidegang (durchschnittliche Weidedauer auf den Heideflächen im NSG „Lüneburger Heide“) auf den Pflegeflächen verbleiben würde. Zur Bestimmung des Nährstoffgehalts im Kot wurden monatlich frische Kotproben von der Beweidungsfläche abgesammelt und analysiert. Zusätzlich lieferten Herden- und Einzeltierbeobachtungen weitere Informationen über das Kotverhalten der Tiere im Tagesverlauf.

Zu Nährstoffeinträgen über den Harn wurden keine eigenen Untersuchungen durchgeführt. Für die Nährstoffbilanz wurden Literaturdaten herangezogen. Die Berechnungsgrundlagen zu den Elementeinträgen über den Harn werden in Kapitel 2.4 näher erläutert.

Die festen Kotproben wurden zunächst im Trockenschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, anschließend auf 2 mm abgeseibt und in einer Kugelmühle mit Achatbecher (Planeten Mikromühle „pulverisette 7“ der Fa. Fritsch) staubfein gemahlen. Die Biomasse wurde luftgetrocknet, gewogen und anschließend mechanisch in einer Schneidmühle (Standard SM100S der Fa. Retsch) vorzerkleinert. Der Restfeuchtegehalt des aufgefangenen Materials wurde bestimmt und ein entsprechender Korrekturfaktor ermittelt. Eine repräsentative Mischprobe wurde in der Kugelmühle staubfein gemahlen.

Boden

Um die Nährstoffsituation im Boden zu ermitteln, wurden neben drei Bodenprofilen in der Nähe der Weideausschlussfläche (1× Referenzfläche, 2× Beweidungsfläche) zusätzlich Transekte auf der Beweidungsfläche beprobt. Mit zu-

nehmendem Abstand vom Schafstall in die Heidefläche hinaus wurden 4 (2001) bzw. 6 (2002) Transekte quer zur Entfernungslinie Stall–Exclosure markiert und mit einem Bodenprobennehmer horizontweise bis in 30 cm Bodentiefe beprobt (O-, Ah-, Ae-Horizont). Sechs bis neun Einzelproben wurden in einem Abstand von ca. 10 m entnommen und horizontweise je Transekt zu einer Mischprobe zusammengefasst. Im Labor wurden die Nährelementgehalte der Proben bestimmt. Die Beprobung der Profile und Transekte erfolgte in den Jahren 2001 und 2002. Da die Ergebnisse jedoch an dieser Stelle für die Kalkulation der Nährstoffbilanz nicht relevant sind, werden die Daten nicht weiter dargestellt. Nähere Angaben zu den Ergebnissen sind bei den Verfassern oder dem VNP erhältlich.

2.3 Analytik

Zur Bestimmung der Stickstoffgehalte wurden die homogenisierten Festproben mit einem C/N-Analyser (Vario EL der Fa. Elementar) vollautomatisch analysiert. Alle Flüssigproben wurden zur Stickstoffbestimmung am Ionenchromatographen (DX 120 der Fa. Dionex) zuvor durch einen N- u. P-Simultanaufschluss in Anlehnung an die Koroleff-Methode (Lamble & Hill 1998) in der Mikrowelle (MLS-ETHOS der Fa. MLS-GmbH) oxidativ aufgeschlossen.

Zur Bestimmung der Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor wurde die optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES der Fa. Perkin Elmer) eingesetzt. Dazu wurden alle aufgemahlten Festproben mit einer einheitlichen Methode, die zu Beginn in Vorversuchen ermittelt und optimiert wurde, in der Mikrowelle aufgeschlossen. Die Flüssigproben konnten an der ICP-OES direkt analysiert werden.

2.4 Auswertungsverfahren

Innerhalb dieser Untersuchung wurde anhand der Niederschlagsdaten allein die bulk-Deposition ermittelt. Die Werte der bulk-Deposition müssen allerdings korrigiert werden. Zum einen, da die Sammler in ca. 100 cm Höhe die tatsächliche Niederschlagsmenge unterschätzen (DVWK-Merkblatt 230/1994). Eine Auswertung von Untersuchungen

der Universität Göttingen an der Wettermessstelle im nahe gelegenen Bockheber lieferte den Korrekturfaktor + 12,7 %. Mit diesem Wert wird die gemessene Niederschlagsmenge auf Erdbodenniveau korrigiert. Zum anderen muss eine Korrektur erfolgen, da die bulk-Deposition nicht die gesamte Deposition abbildet. Nur ein Teil der trockenen Deposition wird berücksichtigt. Der gesamte Nährstoffeintrag über die nasse und trockene Deposition wurde nach Korrekturvorgaben aus der Literatur ermittelt. Dazu wurden die Nährstoffeinträge der bulk-Deposition auf die wet-only-Deposition umgerechnet (Gauger et al. 2000). Anschließend wurde eine Abschätzung für die trockene Deposition hinzugerechnet (Power 2003, Bleeker et al. 2000).

Das Ergebnis der Korrektur liefert eine weitestmöglich realistische Darstellung der Nährstoffeinträge über die Gesamtdeposition.

Um die Nährstoffbilanz unter Schafbeweidung möglichst wirklichkeitsnah darzustellen, müssen einige Voraussetzungen festgelegt werden, da während des Untersuchungszeitraums viele Faktoren innerhalb des Systems variieren. Anhand der folgenden Kalkulationsgrundlagen erfolgt die Berechnung der einzelnen Bilanzkomponenten:

■ Im Laufe eines Jahres schwankt die Anzahl der Tiere in einer Herde. Während der Lammzeit kann sich die Tierzahl mehr als verdoppeln. Um eine möglichst realistische Tierzahl über das gesamte Jahr zu ermitteln, erfolgt eine Annäherung über das Lebendgewicht von Mutterschafen. Die Herdenprofile der Jahre 2001 und 2002 ergeben auf diese Weise eine durchschnittliche Anzahl von 541 Tieren. Dieser Wert fließt in die Berechnungen ein.

■ Das Beweidungsgebiet entspricht einem bestimmten Areal, das jeder Herde im NSG „Lüneburger Heide“ zur Pflege zugeordnet wird. Die Untersuchungsfläche ist Teil des Beweidungsgebiets der Wilseder Herde von ca. 471 ha Heide und Magerrasen und ca. 15 ha Grünland. Somit fließt in die Kalkulationen eine Gesamtfläche von 486 ha ein. Aus der durchschnittlichen Herdengröße und der Flächengröße des Beweidungsgebiets ergibt sich eine Besatzstärke von etwas mehr als einem Tier je Hektar.

■ Die Untersuchungsfläche soll für das gesamte Beweidungsgebiet repräsentativ

sein. Daher wird für die Nährstoffkalkulationen eine einheitliche Beweidungsintensität angesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass alle Flächen gleichmäßig oft und intensiv beweidet werden und der Biomasseaustrag überall gleich groß ist.

■ Das Hütemanagement ändert sich während des Jahres. In den Sommermonaten weiden die Schafe ca. 8–10 Stunden täglich, zuzüglich einer langen Mittagsrast. In den Wintermonaten wird die Herde kürzer gehütet, ca. 6–7 Stunden täglich, dann hingegen ohne Mittagsrast. Daher wird bei den Untersuchungen eine durchschnittliche tägliche Weidedauer von 8 Stunden zugrunde gelegt.

■ Im NSG werden die Schafherden das ganze Jahr über auf den Heideflächen gehütet. Trotzdem bleiben Muttertiere nach dem Lammern für einige Wochen, andere Tiere wegen Lahmheit oder anderer Krankheiten einige Tage im Stall, so dass für die Herde über den gesamten Bilanzzeitraum von einem Jahr nur 340 Weidetage in die Kalkulationen einfließen.

■ Durch eigene Beobachtungen und Gespräche mit Schäfern im Naturschutzgebiet wurden Erfahrungen zum Futterspektrum gesammelt. Anhand dieser Beobachtungen und weiterer Literaturangaben wurde deutlich, dass die Heidschnucken von *Calluna vulgaris* fast ausschließlich die Grünanteile bzw. die jungen Triebe fressen (Milne 1974, Thomas & Armstrong 1952). Demzufolge fließen nur die in den grünen Trieben ermittelten Nährstoffgehalte in die Kalkulation des Nährstoffaustrags ein. Die holzigen Anteile von *Calluna* werden kaum verbissen und daher bei der Bilanzierung des Biomasseaustrags nicht berücksichtigt. Beobachtungen zeigen, dass *Calluna vulgaris* vor allem in den Wintermonaten gefressen wird (Martin 1964, Thomas 1956, MacLeod 1955). MacLeod (1955) gibt an, dass von Oktober bis April 20 % mehr *Calluna vulgaris* gefressen wird als in den übrigen Monaten. Daher wurde zur Berechnung des Nährstoffentzugs über den Biomasseaustrag der Ericaceen die über ein Jahr entzogene Biomasse entsprechend auf die 12 Monate verteilt und mit dem jeweiligen monatlich ermittelten Nährstoffgehalt verknüpft.

■ Zur Berechnung des Nährstoffentzugs über die Poaceen wurden die

Biomassedifferenzen aus den Monaten Juni–September 2001 herangezogen und auf den Untersuchungszeitraum übertragen, da während dieser Monate die Aufnahme von Poaceen-Biomasse im Jahr am größten ist (Salt et al. 1994). Poaceen werden auch während des restlichen Jahres gefressen, aber eine einmalige Beerntung im Frühjahr gibt keinen realistischen Wert für den Biomasseentzug.

■ Görschen & Müller (1986) untersuchten auf Moorflächen mit einem ähnlichem Beweidungsmanagement wie im Naturschutzgebiet die Exkrementabgabe von Schafen und gelangten zu dem Ergebnis, dass 30 % der gesamten Kotmenge aus 24 h auf den Pflegeflächen verbleibt. Der Rest wird über Nacht im Stall oder tagsüber auf Flächen außerhalb der Pflegeflächen abgegeben. Zur Berechnung des Nährstoffeintrags wurde eine Kotverteilung von $\frac{1}{3}$ in die Pflegeflächen, $\frac{2}{3}$ außerhalb der Pflegeflächen auf die Beweidung im NSG „Lüneburger Heide“ übertragen und mit den Daten aus dem Stallversuch (siehe Kapitel 2.2) verknüpft.

■ Die Berechnung der Nährelemente im Harn geht auf Untersuchungen von Brenner (2001) zurück. Allein bei der Bestimmung des Stickstoffs konnte in Anlehnung an Barrow (1987) das Ergebnis auf die untersuchte Beweidungsfläche konkretisiert werden. Es wird eine Stickstoffverteilung in den Exkrementen von 25 % im Kot und 75 % im Harn angesetzt, so dass an dieser Stelle die Kotanalysen der eigenen Untersuchungsfläche in die Berechnungen einfließen.

Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung beinhaltet die Mittelwertbildung nach arcsin-Transformation und die Berechnung der Streuungen mittels Standardabweichungen aller Depositions-, Sickerwasser- und Biomassedaten.

Zur Prüfung signifikanter Unterschiede wurde der Mann-Whitney-Test (U-Test) auf die Biomasse- und Sickerwasserproben der verschiedenen Untersuchungsflächen (unbeweidet/beweidet) angewendet. Der Kruskal-Wallis-Test diente der Prüfung signifikanter Unterschiede zwischen den Depositionsproben der drei Niederschlagsammler. Alle statistischen Berechnungen erfolgten mit dem Computerprogramm SPSS 11.5 für Windows.

3. Ergebnisse

3.1 Atmosphärischer Eintrag von Nährelementen

Von Anfang Januar bis Ende Dezember 2002 wurde auf den Untersuchungsflächen in der Nähe von Wilsede eine durchschnittliche Niederschlagsmenge von 1.053,19 mm gemessen. Nach Korrektur des Ergebnisses auf Bodenniveauebene ergab sich eine Niederschlagsmenge von 1.187,47 mm/a. Die aus den Niederschlagsproben ermittelten Nährstoffgehalte wurden anhand von Literaturquellen (s. Kap. 2.4) auf eine Gesamtdeposition korrigiert. Über die Deposition gelangten während des Untersuchungszeitraums 21,83 kg/ha Stickstoff in das System. Die weiteren Nährstoffeinträge betragen 4,63 kg/ha Calcium, 3,21 kg/ha Kalium und 2,74 kg/ha Magnesium. Die Phosphoreinträge werden mit dem Wert $< 0,5$ kg/ha*a angegeben, da die Mehrzahl der Einzelmessungen in der Regel unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,0326 mg/l lagen (s. Abb. 2).

3.2 Nährelemente im Sickerwasser

Die ermittelte Sickerwasserrate auf der Untersuchungsfläche betrug von Januar bis Dezember 2002 718,93 mm/a, das entspricht 60,54 % des Niederschlags. Die folgende Abbildung 3 stellt die Elementausträge mit dem Sickerwasser für die Beweidungsfläche und die Referenzfläche dar. Unter Beweidung ver-

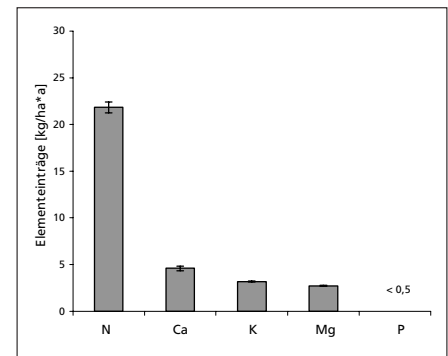


Abb. 2: Elementeinträge [kg/ha*a] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über die Gesamtdeposition im Jahr 2002 mit Minimal- und Maximalwert (n = 3).

liert das System 2,28 kg/ha*a Stickstoff, 1,99 kg/ha Calcium, 1,39 kg/ha Kalium und 0,43 kg/ha Magnesium. Im Vergleich lagen die Austragsraten auf der Referenzfläche niedriger. Für Stickstoff wurden 2,1 kg/ha*a, für Calcium 1,58 kg/ha*a, für Kalium 1,06 kg/ha*a und für Magnesium 0,26 kg/ha*a berechnet. Nur für Magnesium ergab sich ein signifikanter Unterschied ($p < 0,01$, **). Auf beiden Flächen werden die Phosphorausträge mit $< 0,5$ kg/ha*a angegeben, da die Messwerte auch hier zu häufig unter der Bestimmungsgrenze lagen.

3.3 Nährelemente in der Biomasse

3.3.1 Standing crop

Im Mai 2002 betrug die Biomasse der Ericaceen auf der unbeweideten Referenzfläche, fast ausschließlich *Calluna*

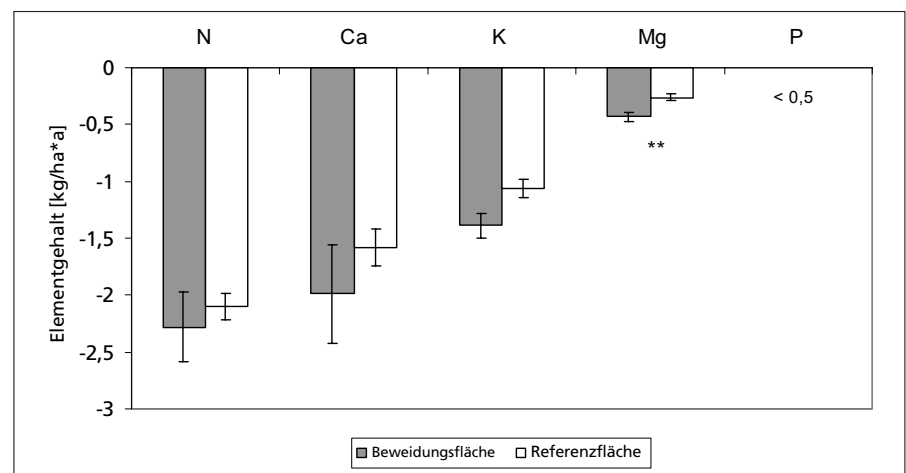


Abb. 3: Elementausträge der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über das Sickerwasser auf der beweideten Untersuchungsfläche und der unbeweideten Referenzfläche von Januar bis Dezember 2002; dargestellt sind die mittleren Elementausträge [kg/ha*a] mit Minimal- und Maximalwert (n = 2).

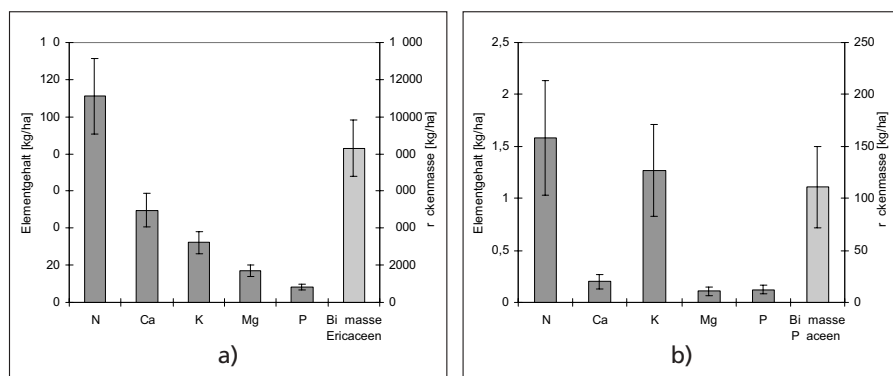


Abb. 4 a) und b): Elementvorräte [kg/ha] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor in der Biomasse der a) Ericaceen und b) Poaceen oberhalb der Moossschicht im Mai 2002 auf der seit einem Jahr unbeweideten Referenzfläche (Standardabweichungen bei n = 10) und die Gesamtbiomasse (Standardabweichungen bei n = 10).

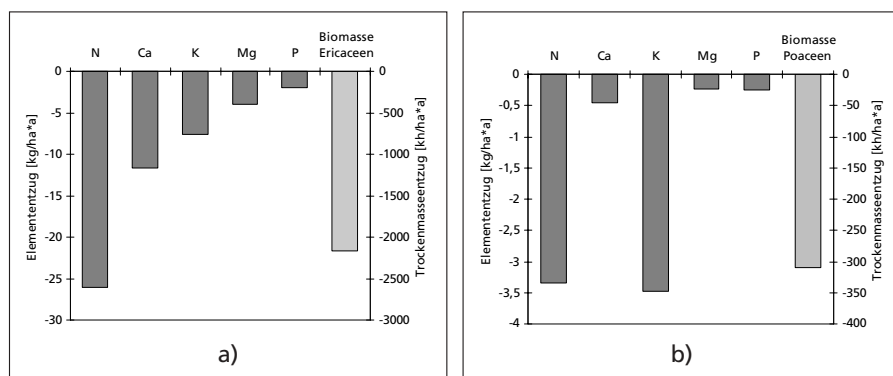


Abb. 5 a) und b): Elementarausträge der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor [kg/ha*a] über den Entzug von a) Ericaceen- und b) Poaceen-Biomasse (Trockenmasseentzug [kg/ha*a]) auf der Beweidungsfläche, berechnet für den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

vulgaris, 8.308,02 kg/ha. In Verbindung mit dem für den Monat Mai berechneten Nährstoffgehalt der gesamten *Calluna*-Pflanze entspricht dies einem Nährstoffvorrat von 111,02 kg N/ha, 49,47 kg Ca/ha, 32,42 kg K/ha, 17,02 kg Mg/ha und 8,32 kg P/ha auf der Untersuchungsfläche (s. Abb. 4 a). Die Biomasse der Poaceen, fast ausschließlich *Deschampsia flexuosa*, betrug im Mai 2002 auf der unbeweideten Referenzfläche 111,04 kg/ha. In dieser Biomasse sind zu diesem Zeitpunkt 1,58 kg N/ha, 0,2 kg Ca/ha, 1,27 kg K/ha, 0,11 kg Mg/ha und 0,12 kg P/ha Nährstoffe gebunden (s. Abb. 4 b).

3.3.2 Nährstoffentzug über die Biomasse

Zur Ermittlung des Biomasseentzugs durch den Fraß der Schafe wurde die Biomasse der Ericaceen und Poaceen zum selben Zeitpunkt im Mai 2002 auch auf der Beweidungsfläche beerntet und ausgewertet. Die ermittelte Biomasse

der Ericaceen auf der beweideten Fläche betrug 6.141,94 kg/ha und ist damit deutlich geringer als auf der nicht beweideten Referenzfläche (8.308,02 kg/ha). Damit ergibt sich eine signifikante Differenz bzw. ein Biomasseentzug von 2.166,08 kg/ha im Zeitraum Mai 2001 bis Mai 2002 (p < 0,01; n = 10). Dabei kam es zu einem jährlichen Nährstoffaustrag aus dem System von 26,05 kg N/ha, 11,61 kg Ca/ha, 7,61 kg K/ha, 3,99 kg Mg/ha und 1,95 kg P/ha.

Die Biomassevorräte der Poaceen der Monate Juni–September 2001 auf der Referenzfläche liegen zwischen 284,45 kg/ha (Juni 2001) und 506,11 kg/ha

(Juli 2001), auf der Beweidungsfläche zwischen 275,49 kg/ha (Juni 2001) und 335,73 kg/ha (September 2001). Summiert man die Biomassedifferenzen über diesen Zeitraum, ergeben sich Elementarausträge von 3,35 kg/ha Stickstoff, 0,45 kg/ha Calcium, 3,48 kg/ha Kalium, 0,24 kg/ha Magnesium und 0,25 kg/ha Phosphor. Nur im Juli wurde ein signifikanter Unterschied in der Biomasse der Poaceen zwischen beweideter und unbeweideter Untersuchungsfläche festgestellt (p < 0,01; n = 10). Die Nährstoffausträge für die Ericaceen und Poaceen sind in den Abb. 5 a) und b) dargestellt.

In der Summe ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten Nährstoffausträge über den Entzug von Biomasse. Insgesamt verliert das System unter Beweidung während des Untersuchungszeitraums 29,40 kg N/ha*a, 12,06 kg Ca/ha*a, 11,09 kg K/ha*a, 4,23 kg Mg/ha*a und 2,20 g P/ha*a.

3.4 Nährelemente in den Exkrementen

Über die Exkremente der Schafe werden Nährstoffe an das System zurück gegeben, die durch den Biomasseaustrag über den Fraß zunächst entzogen wurden. Da die Schafe über Nacht im Stall gehalten werden und auch die Mittagspausen außerhalb der Pflegeflächen verbringen, gelangen nur Teile der täglichen Kot- und Harnabgaben auf die Heideflächen.

Über den Kot gelangen jährlich 0,87 kg N/ha, 0,64 kg Ca/ha, 0,11 kg K/ha, 0,17 kg Mg/ha und 0,22 kg P/ha in das System zurück (s. Abb. 6). Beim Stickstoffeintrag über den Harn konnten durch Abschätzung der Stickstoffverteilung in den Exkrementen die eigenen Kotanalysen einfließen. So beläuft sich der Stickstoffeintrag auf 2,61 kg/ha*a. Die in den Ergebnissen veranschlagten Eintragsmengen von 0,103 kg Ca/ha, 1,385 kg K/ha, 0,108 kg Mg/ha und 0,002 kg P/ha über den Harn gehen zurück auf die Untersuchungen von Brenner (2001).

Tab. 1: Beweidungsbedingte Nährstoffausträge mit der Biomasse über den Zeitraum eines Jahrs.

		N	Ca	K	Mg	P
Austrag über die Biomasse [kg/ha*a]	<i>Calluna vulgaris</i>	26,05	11,61	7,61	3,99	1,95
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	3,35	0,45	3,48	0,24	0,25
Summe		29,40	12,06	11,09	4,23	2,20

4 Bilanzierung der Nährelemente

In der Nährstoffbilanz für die Beweidung im NSG „Lüneburger Heide“ werden alle untersuchten Nährstoffeinträge den Nährstoffausträgen gegenübergestellt. Dabei werden die unbeweidete Referenzfläche und die beweidete Untersuchungsfläche nach einem Zeitraum von einem Jahr miteinander verglichen. Die Einträge über die Deposition gelangen einheitlich auf alle Untersuchungsflächen. Die Austräge über den Entzug der Biomasse sowie deren Minderung durch Exkrementabgaben finden nur auf der Beweidungsfläche statt. Die Austräge über das Sickerwasser werden getrennt nach Referenz- und Beweidungsfläche ausgewertet. So ergeben sich für die Beweidungsfläche die in Tabelle 2 und für die Referenzfläche die in Tabelle 3 dargestellten Nährstoffbilanzen.

Das System verliert unter Annahme der in Kapitel 2.4 getroffenen Voraussetzungen durch Beweidung jährlich 6,37 kg N/ha. Die Beweidung kann die Menge des Stickstoffeintrags über die Atmosphäre mehr als kompensieren. Auch die Einträge der übrigen Elemente können auf der Beweidungsfläche mehr als ausgeglichen werden. Es kommt zum Austrag von 8,68 kg/ha Calcium, 7,77 kg/ha Kalium, 1,65 kg/ha Magnesium und 2 kg/ha Phosphor. Beim Phosphor wird die Bilanz überwiegend durch die Bilanzkomponenten Biomasseentzug und Exkremmenteinträge geprägt. Da die Phosphordaten für die Deposition und für das Sickerwasser aus Gründen der Nachweisgrenze mit < 0,5 kg P/

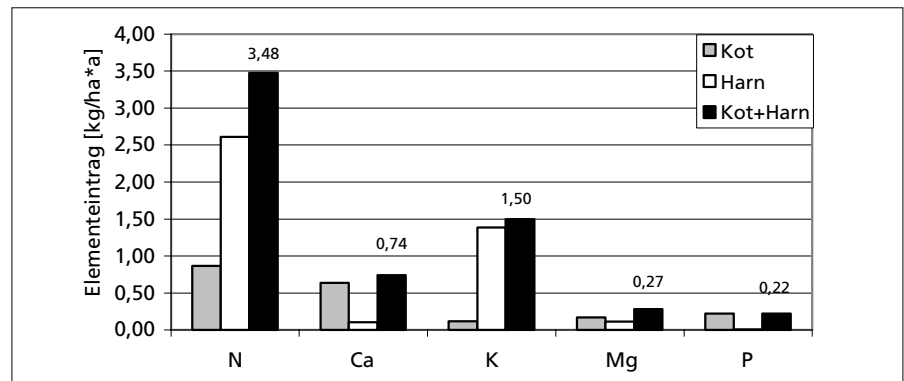


Abb. 6: Elementeinträge [kg/ha*a] der Nährstoffe Stickstoff, Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über die Exkremente (graue Säulen: über den Kot; weiße Säulen: über den Harn; schwarze Säulen: Summe aus Kot + Harn), bezogen auf den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

ha angegeben werden, hat das Bilanzergebnis dieses Nährelementes eine Spannweite von $-2 \text{ kg/ha} \pm 0,5 \text{ kg/ha}$. Dennoch bleibt als Bilanzergebnis, dass unter Beweidung ein Phosphoraustrag stattfindet.

5 Diskussion

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung nährstoffdynamischer Aspekte zeigen, dass über Beweidung in den Heideflächen des NSG „Lüneburger Heide“ der gewünschte Nährstoffentzug erreicht werden kann. Unter dem gegebenen Weidemanagement kommt es bei allen untersuchten Nährelementen nicht nur zu einer Kompensation der Nährstoffeinträge, sondern darüber hinaus zu einem Nährstoffaustrag aus dem System.

Da alle vorliegenden Daten auf

Untersuchungen basieren, die nur einen Teil des gesamten Beweidungsgebiets der Herde repräsentieren, müssen die Messergebnisse auf das gesamte Beweidungsgebiet hochgerechnet werden. Um die Auswertung der vorliegenden Untersuchung zur Beweidung von Sandheiden möglichst realistisch einzuschätzen, werden u.a. einige Kalkulationsgrundlagen diskutiert.

Deposition

Im untersuchten Beweidungsgebiet wurde ein Stickstoffeintrag von 21,83 kg/ha über die Deposition gemessen, der damit deutlich über dem Critical load liegt. Critical loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen, die auch langfristig keine nachweisbaren negativen Veränderungen in einem Ökosystem auslösen. Diese Belastungsgrenzen wurden für Heidegebiete mit Hilfe eines Simulationsmodells abgeschätzt. Für trockene Heiden im Tiefland wird ein Grenzwert von 15–20 kg N/ha*a angegeben (Bobbink et al. 1992). Zurzeit kann die Beweidung im Naturschutzgebiet bei entsprechender Intensität diesen hohen Stickstoffeintrag noch kompensieren und eine rasche Vegetationsänderung verhindern.

Sickerwasser

Ein Vergleich der hier gemessenen Nährstoffausträge mit den Untersuchungsergebnissen von Engel (1988) und Matzner (1980) in der Lüneburger Heide zeigt ähnlich niedrige Werte für den Stickstoffverlust über das Sickerwasser. Die Untersuchungsflächen bei Engel (1988) wurden ebenfalls beweidet. Die Untersuchungsflächen in der Untersuchung

Tab. 2: Bilanzierung der Nährstoffeinträge und -austräge auf der Beweidungsfläche über den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
	Exkremente	+ 3,48	+ 0,74	+ 1,50	+ 0,27	+ 0,22
Austrag	Biomasse	- 29,40	- 12,06	- 11,09	- 4,23	- 2,20
	Sickerwasser	- 2,28	- 1,99	- 1,39	- 0,43	- < 0,50
Summe		- 6,37	- 8,68	- 7,77	- 1,65	- 2,00

Tab. 3: Bilanzierung der Nährstoffeinträge und -austräge auf der Referenzfläche über den Untersuchungszeitraum von einem Jahr.

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
Austrag	Sickerwasser	- 2,10	- 1,58	- 1,06	- 0,26	- < 0,50
Summe		+ 19,73	+ 3,05	+ 2,15	+ 2,48	+/-

von Matzner (1980) hingegen waren ohne Bewirtschaftung. Auch die Daten von Niemeyer et al. (2004) und Sieber et al. (2004) auf seit mind. 10 Jahren nicht mehr beweideten Heideflächen im Naturschutzgebiet liegen in der Größenordnung von jährlich 2 kg N/ha. Angesichts dieser Ergebnisse scheint der durch die Exkremente der Weidetiere bedingte Stickstoffeintrag in dieser Untersuchung keinen Einfluss auf die Höhe des Stickstoffaustrags über das Sickerwasser zu haben.

Biomasse *Calluna vulgaris* (dominierende Art der Ericaceen)

Durch den Biomasseentzug über den Verbiss der Schafe wurden ca. 26 % des im Mai 2002 auf der Untersuchungsfläche vorhandenen standing crops (8.308,02 kg/ha) entfernt. Die in der Biomasse gebundenen Nährelemente wurden jeweils zu ca. 23 % ausgetragen. Die Differenz ergibt sich aus den unterschiedlichen Berechnungsgrundlagen. Für den standing crop wurde der Nährstoffgehalt der jungen Triebe im Mai 2002 als Basis eingesetzt. Für den Biomasseentzug wurden die einzelnen monatlichen Analyseergebnisse herangezogen. Die Nährstoffgehalte in den grünen Trieben von *Calluna vulgaris* verändern sich im Laufe des Jahres. Während im Frühjahr bei Stickstoff und Phosphor die höchsten Elementgehalte gefunden werden, sinken die Konzentrationen in den Herbst- und Wintermonaten (Aerts 1993). So erklärt sich, dass zwar ca. 26 % des Biomassevorrats entfernt werden, aber nur ca. 23 % der Nährstoffvorräte.

Zur Bestimmung des Biomasseentzugs auf der Gesamtfläche wurde in der vorliegenden Untersuchung die Beweidungsintensität als überall identisch angesetzt. Wertvolle Ergänzungen zu den vorliegenden Ergebnissen liefert die Arbeit von Mockenhaupt & Keienburg (2004), die im Winter 2002/2003 im selben Beweidungsgebiet dieselbe Heidschnuckenherde untersuchten. Ihr Versuchsansatz zur Bestimmung des Biomasseentzugs beinhaltete die Einrichtung von 30 Untersuchungsplots, verteilt über das gesamte Beweidungsgebiet. Die Daten belegen, dass die Beweidungsintensität nicht gleichmäßig verteilt ist. Die hier ausgewählte Untersuchungsfläche wird im Durchschnitt häufiger von der Herde aufgesucht. Sie liegt

in einem Flächenkorridor, der von der Herde sowohl gezielt beweidet wie auch durchwandert wird, um auf entfernter liegende Areale zu gelangen. Ist das Fressen während des Überquerens der Fläche auch nicht so intensiv wie bei einer gezielten Beweidungsphase der Herde, so kann sich dieser Biomasseentzug bezogen auf die Herdengröße und die Anzahl der Weidetage letztendlich doch in der Endbilanz auswirken. Das würde bedeuten, der im Mai 2002 ermittelte Biomasseentzug wäre für die Untersuchungsfläche repräsentativ, aber für das gesamte Beweidungsgebiet zu hoch angesetzt.

Diese Tendenz findet sich bei einem Vergleich der Ergebnisse mit an anderer Stelle veröffentlichten Daten von Untersuchungen, in denen kalkuliert wurde, welcher Prozentsatz des *Calluna*-Zuwachses unter Beweidung entfernt werden darf bzw. muss, um eine optimale Erhaltung der Heideflächen zu gewährleisten.

In Beweidungsmodellen werden bestimmte Schwellenwerte angesetzt, die beschreiben, bis zu welchem Beweidungsdruck bei *Calluna vulgaris* noch keine Einbußen in der Produktivität zu beobachten sind (Milne et al. 1979). Beweidungsdruck wird hier nicht als Tierreinheit pro Hektar verstanden, sondern als das Verhältnis von gefressenem zu verfügbarem Pflanzenmaterial (Grant 1971). Barclay-Estrup (1970) beschreibt die Ermittlung der jährlichen Nettoproduktion von *Calluna vulgaris* in den vier Wachstumsphasen und ihr Verhältnis zur oberirdischen Biomasse in der jeweiligen Phase. Nach eigenen exemplarischen Jahresringbestimmungen, anhand der Ermittlung des standing crops und der Beschreibung der Untersuchungsfläche bei Mockenhaupt (2003), ist der vorhandene Heidebestand in erster Linie der Wachstumsphase „Building phase“ zuzuordnen (Watt 1955, Gimingham 1972). Für diese Lebensphase gibt Barclay-Estrup (1970) ein Bio-

masse-Nettoproduktions-Verhältnis von 29 % an. Das bedeutet, dass 29 % der vorhandenen Biomasse über ein Jahr als Zuwachs zu erwarten sind. Überträgt man dies auf die vorliegende Untersuchung, bei der im Mai 2002 auf der Referenzfläche eine durchschnittliche Biomasse von 8.308,02 kg/ha ermittelt wurde, so ergibt sich eine Nettoproduktion von 2.409,33 kg/ha*a. Dieser Wert scheint realistisch, denn Miller (1979) gibt für *Calluna vulgaris* gleichen Alters ca. 2.450 kg/ha als Jahresproduktion an. Für den Biomasseentzug während des Untersuchungszeitraums wurden im Mai 2002 2.166,08 kg/ha ermittelt. Nach Barclay-Estrup (1970) und Miller (1979) entspräche dies einem Entzug von ca. 90 % des Jahreszuwachses. Dieser Wert liegt weit über dem von Grant & Armstrong (1993) ermittelten Schwellenwert von ca. 60 %, der auch bei Muhle et al. (1979) als geeignet erscheint, die Heide länger in dieser Wachstumsphase zu halten.

Zur Annäherung an einen repräsentativen Nährstoffentzug für das gesamte Beweidungsgebiet werden die Ergebnisse zum Biomasseentzug und das Biomasseergebnis aus den Untersuchungen von Mockenhaupt & Keienburg (2004) in die Nährstoffberechnungen eingesetzt. Mit den vorliegenden Kalkulationsgrundlagen in Bezug auf die durchschnittliche Herdengröße und die Anzahl der Weidetage würde der Biomasseentzug von *Calluna vulgaris* in diesem Falle 1.847,4 kg/ha*a betragen. Das entspricht einem Nährstoffaustrag von 22,23 kg/ha Stickstoff, 9,98 kg/ha Calcium, 6,39 kg/ha Kalium, 3,41 kg/ha Magnesium und 1,73 kg/ha Phosphor (s. Tab. 4).

Die Austragsmengen der einzelnen Nährelemente reduzieren sich, aber das Ergebnis der Bilanz unter Beweidung wäre noch immer ein Nährstoffaustrag (s. Tab. 5).

Der Biomasseentzug von 1.847,4 kg/ha*a entspräche ca. 77 % des Jahreszu-

Tab. 4: Bilanzierung des Nährstoffaustrags über die Biomassen von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* auf der Beweidungsfläche über den Zeitraum von einem Jahr nach Berücksichtigung der Daten zum Biomasseentzug bei Mockenhaupt & Keienburg (2004).

		N	Ca	K	Mg	P
Austrag über die Biomasse [kg/ha*a]	<i>Calluna vulgaris</i>	22,23	9,98	6,39	3,41	1,73
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	3,35	0,45	3,48	0,24	0,25
Summe		26,21	10,51	10,49	3,69	1,95

Tab. 5: Bilanzierung der Nährstoffflüsse auf der Beweidungsfläche über den Zeitraum von einem Jahr nach Berücksichtigung der Daten zum Biomasseentzug bei Mockenhaupt & Keienburg (2004).

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
	Exkrememente	+ 3,48	+ 0,74	+ 1,50	+ 0,27	+ 0,22
Austrag	Biomasse	- 26,21	- 10,51	- 10,49	- 3,69	- 1,95
	Sickerwasser	- 2,28	- 1,99	- 1,39	- 0,43	- < 0,50
Summe		- 3,18	- 7,13	- 7,17	- 1,11	- 1,73

wachses nach *Barclay-Estrup* (1970). Der Schwellenwert nach *Grant & Armstrong* (1993) wäre noch immer überschritten. *Grant et al.* (1978) verglichen drei verschiedene Beweidungsintensitäten miteinander (0 %; 40 %; 80 %). Bei einer Abweidung von 40 % des Zuwachses wurden keine Auswirkungen auf die Produktivität festgestellt. Erst bei der Entfernung von 80 % des Zuwachses wurde eine reduzierte Produktivität des Heidebestands beobachtet. Angesichts der langjährigen Erfahrung mit Heidschnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet wären Untersuchungen zur Bestimmung eines Schwellenwerts für die hiesigen Heideflächen bzw. *Calluna*-Bestände wünschenswert.

Biomasse *Deschampsia flexuosa* (dominierende Art der Poaceen)

Zur Ermittlung des Poaceen-Anteils am Biomasseaustrag wurde von der Kalkulationsmethode für die Ericaceen abgewichen. *Deschampsia flexuosa* weist im Jahresverlauf eine andere Biomasseentwicklung als *Calluna vulgaris* auf (*Aerts* 1993), und bei den Schafen ist eine verschobene zeitliche Fraßpräferenz zu beobachten. *Deschampsia flexuosa* und andere Poaceen werden vor allem im Frühjahr und Sommer gefressen (*Salt et al.* 1994). Ein Vergleich der Biomassevorräte der beweideten und unbeweideten Fläche nach 12 Monaten ergäbe einen jährlichen Biomasseaustrag von 10,48 kg/ha (Referenzfläche 111,17 kg/ha und Beweidungsfläche 100,66 kg/ha im Mai 2002). Angesichts der Größenordnung der Biomassevorräte der Monate Juni bis September 2001 (s. Kap. 3.3.2) kann der gemessene Wert von 10,48 kg/ha nicht dem realen Poaceen-Entzug für ein Jahr entsprechen. *Aerts* (1993) gibt in seiner Untersuchung für den Zeitraum Juni bis September ähnliche Biomassevorräte für *Deschampsia flexuosa* an. Die Blätter von *Deschampsia flexu-*

osa haben eine Lebensdauer von max. einem Jahr (*Aerts* 1993). Eine einmalige Beerntung im Frühjahr kann die stetige Biomassezunahme der folgenden Monate nicht mehr erfassen, da nur die Lebendmasse geerntet wird. Daher wurden die Biomassedifferenzen einzelner Monate zur Berechnung herangezogen.

Exkrememente

Das Weidemanagement zielt darauf ab, die Nährstoffeinträge in die Pflegeflächen über die Exkrememente der Schafe zu minimieren. Wie schon in anderen Untersuchungen beschrieben (*Görschen & Müller* 1986, *Mockenhaupt & Keienburg* 2004), findet die Abgabe von Kot und Harn vor allem nachts im Stall statt. Die abgegebenen Kotmengen steigen nicht mit zunehmender Weidedauer auf einer Fläche, d. h. sie sind nicht proportional zur Zeit. Äußere Einflüsse wirken stark auf das Kotverhalten der Schafe. Eine erhöhte Exkrementabgabe ist zu beobachten, wenn die Tiere in Unruhe geraten, z. B. morgens beim Austrieb aus dem Stall oder nach der Mittagsrast. Diese Phasen werden jedoch gut aufgefangen, wenn die Tiere morgens länger vor dem Stall auf dem Vorplatz gehalten werden und die Mittagsrast außerhalb der Heideflächen stattfindet. Nach *Weimbs* (1994) sollten etwa 20 min zwischen dem Zeitpunkt des Verlassens des Stalls bis zum Erreichen der Heidefläche verstreichen, damit die Schafe auf dem

Weg abkoten können. Der Weg vom Stall oder von der Mittagsrast in die Heideflächen kann im hier untersuchten Beweidungsgebiet nicht immer diesen Ansprüchen genügen. Dennoch erscheint die hier praktizierte Art der Hütetehaltung zur weitgehenden Vermeidung von Nährstoffeinträgen über die Exkrememente wirkungsvoll.

Die Arbeit von *Mockenhaupt & Keienburg* (2004) zur Kalkulation des Nährstoffeintrags mit dem Kot liefert wichtige Ergänzungen für den zuvor aus Stallversuch und Literaturangaben abgeleiteten Ansatz. Die Daten stammen aus einem Kotbeutelversuch mit einem Hammel. Das Ergebnis ist die Kotmenge/Tag, die direkt von dem Tier in die Pflegefläche abgegeben wurde. Wird dieser Wert in die Kalkulationsgrundlagen der vorliegenden Untersuchung eingesetzt, liefert er eine weitere Variante in der Nährstoffbilanz (s. Tab. 6). Dabei wurde die Herdengröße dem Versuchsansatz angepasst. Das bedeutet, die durchschnittliche Tierzahl wurde nicht auf der Basis des Gewichts eines Muttertiers berechnet, sondern auf der Basis des Gewichts eines Hammels. Anhand dieser Vorgaben würden jährlich 1,02 kg/ha Stickstoff, 0,75 kg/ha Calcium, 0,13 kg/ha Kalium, 0,2 kg/ha Magnesium und 0,26 kg/ha Phosphor in die Heideflächen eingetragen. Auch ein so kalkuliertes Bilanzergebnis weist auf einen Austrag aller untersuchten Nährstoffe aus dem System hin.

In Übereinstimmung mit vorhandenen Literaturdaten zeigen die hier zusammengefassten Analysewerte (Abb. 6), dass das Mengenverhältnis der einzelnen Nährelemente in Kot und Harn unterschiedlich ist. Während Calcium, Magnesium und Phosphor überwiegend mit dem Kot abgegeben werden, gelangen Stickstoff und Kalium weitestgehend allein über den Harn der Tiere in das System (*Barrow* 1987).

Tab. 6: Bilanzierung der Nährstoffflüsse auf der Beweidungsfläche über den Zeitraum von einem Jahr nach Berücksichtigung der von Mockenhaupt & Keienburg (2004) ermittelten Kotmengen- und Biomasse-Ergebnisse.

		N	Ca	K	Mg	P
Eintrag	Deposition	+ 21,83	+ 4,63	+ 3,21	+ 2,74	+ < 0,50
	Exkrememente	+ 3,63	+ 0,85	+ 1,52	+ 0,31	+ 0,26
Austrag	Biomasse	- 26,21	- 10,51	- 10,49	- 3,69	- 1,95
	Sickerwasser	- 2,28	- 1,99	- 1,39	- 0,43	- < 0,50
Summe		- 3,03	- 7,02	- 7,15	- 1,07	- 1,69

Um zu untersuchen, welche Größenordnung die Nährstoffzufuhr durch Kot und Harn im Vergleich zum Nährstoffentzug durch die Biomasseentnahme hat, werden die jeweiligen Nährstoffmengen miteinander verglichen. Es zeigt sich, dass über die Exkremente der Tiere vor allem Kalium (ca. 13 % der Nährstoffmenge des Biomasseaustrags), Phosphor (ca. 11 %) und Stickstoff (ca. 12 %) wieder in das System gelangen. Calcium und Magnesium werden nur zu je ca. 6 % in das System eingetragen.

Die Berechnungen zu den Stickstoffeinträgen über den Harn erfolgten anhand von Ergebnissen, die aus Untersuchungen auf Kalkmagerrasen sowie auf Rotschwingel-Rotstraußgras-Gesellschaften in Heidegebieten stammen (Brenner 2001). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt scheinen diese Zahlen als Annäherung zu den Elementeinträgen von Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor ausreichend. Lediglich zu den Stickstoffmengen über den Harn fließen eigene Analyseergebnisse in die Berechnung (s. Kapitel 2.4).

Schlussfolgerungen

Der hier unternommene Versuch, ein Beweidungssystem unter realen Bedingungen hinsichtlich der Nährstoffbilanzen zu beschreiben, sieht sich mit Problemen konfrontiert, die sich insbesondere aus der Fülle variabler Faktoren ergeben. Saisonale Schwankungen im Herdenprofil und im Herdenverhalten, in der Vegetationsentwicklung, bei den verfügbaren Nährstoffen, auch individuelle Unterschiede in der Herdenführung erschweren die Ableitung standardisierter Werte. Literaturdaten, die oft allerdings mit ähnlichen Unsicherheiten behaftet sind, müssen eingebunden werden. Insofern sind die hier vorgelegten Daten als Richtgrößen zu verstehen, die Tendenzen aufzeigen können.

In der Zusammenschau der Bilanzen zeigt sich für das hier untersuchte von der Wilseder Schnuckenherde genutzte Heidegebiet, dass kontinuierliche Beweidung bei geeigneter Herdenführung zu Austrägen der untersuchten Nährstoffe führen kann. In der Dimension hängen die Stoffausträge erwartungsgemäß von der Beweidungsintensität ab. Im Vergleich der in dieser Arbeit ermittelten Daten, die von einer weit vom heimischen Schafstall gelegenen vergleichsweise intensiv beweideten

Heidefläche stammen, mit den gemittelten Werten aus dem gesamten Weidegrund dieser Herde werden entsprechende Unterschiede deutlich.

An welchem Punkt auf einem Gradienten der Beweidungsintensität sich Stoffanreicherung und Stoffaustrag unter den hier gegebenen Bedingungen die Waage halten, lässt sich den Daten nicht entnehmen. Insofern muss eine angemessene Beweidungsintensität natürlich auch in Zukunft aus Erfahrungswerten abgeleitet werden, die sich bestmöglich aus kontinuierlich dokumentierten Zuständen der Vegetationszusammensetzung und -struktur sowie der Rohhumussituation ergeben.

Dass eine denkbare Kombination von mechanischen Pflegeverfahren einschließlich Feuer und zu gegebener Zeit folgender Beweidung die jeweiligen Nährstoffbilanzen und deren Veränderungen in der Zeit zu beeinflussen vermag, ist zu erwarten. Wie und in welchem Ausmaß, ist bei der Fülle relevanter Einflussfaktoren mit den vorliegenden Daten aber kaum zu prognostizieren. Lediglich Trendaussagen, dass Beweidung ausreichender Intensität auf mechanisch gepflegten Flächen die spezifischen Wirkungsdauern des Nährstoffentzugs zu verlängern vermögen, sind möglich.

Eine Übertragung der Ergebnisse auf andere Beweidungssysteme in Heidegebieten erfordert die Anpassung der für die vorliegende Untersuchung festgelegten Kalkulationsgrundlagen. Neben der Schafbeweidung auf Heideflächen werden in europäischen Nachbarländern z. B. auch Rinder oder Ponys eingesetzt (Bokdam 2001, Hobbs & Gimingham 1987), deren Fraßverhalten andere Auswirkungen auf das System hat. Das Beweidungsmanagement, die Herdengrößen, die Anzahl der Weidetage und ähnliches gilt es zu beachten. Sogar vorherrschende Umweltbedingungen können sich auf das Bilanzergebnis auswirken, indem sie den Energiebedarf und somit die Futteraufnahme der Weidetiere beeinflussen (Schlolaut & Wachendörfer 1992).

6 Zusammenfassung

Die Beweidung der Heideflächen im NSG „Lüneburger Heide“ wurde in Hinblick auf ihren Einfluss auf die Nährstoffdynamik untersucht. Nährstoffeinträge über die Deposition und über die Exkremente der Schafe wurden quantifiziert. Die Nährstoffausträge über das Sickerwasser wurden berechnet und der Biomasseentzug über den Fraß der Schafe ermittelt. In der Nährstoffbilanz werden alle Komponenten der Nährstoffflüsse einander gegenübergestellt und der Nährstoffeintrag bzw. Nährstoffaustrag eines Nährelements berechnet.

Unter den gegebenen Umständen kann durch Beweidung die Zufuhr aller Nährelemente kompensiert werden, es kommt sogar zu Nährstoffausträgen. Auch die hohen atmogenen Stickstoffeinträge können aktuell noch aufgefangen werden. Gegenwärtig ist die traditionelle Heidschnuckenbeweidung im NSG „Lüneburger Heide“ unter nährstoffdynamischen Aspekten eine geeignete Maßnahme, um die Erhaltung der Heideflächen unter den aktuellen Umweltbedingungen noch zu gewährleisten. Weitere Untersuchungen zu einer gezielten Kombination der Beweidung mit anderen Pflegeverfahren wären wünschenswert, um eventuell noch bessere Ergebnisse in der Heidepflege zu erzielen.

Summary

Summary

On heathlands in the "Lüneburger Heide" nature reserve in northwest Germany sheep grazing and its impact on nutrient dynamics were investigated.

The input of the nutrients N, P, K, Ca and Mg by deposition and sheep faeces were quantified, as well as their output by leachate and eaten biomass. In order to calculate the nutrient balance all components of nutrient fluxes are summarized. Under the given circumstances grazing can more than compensate the input of all nutrients. Even the atmospheric deposition can be compensated. Therefore, sheep grazing as it is done in the "Lüneburger Heide" nature reserve today is a suitable method to safeguard the heaths under the given environmental circumstances.

In order to optimize the heathland management further investigations dealing with the combination of grazing with other methods are desirable.

Literatur

Aerts, R., 1993: Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands. – *Geobotany* 20, 51–84.

- Armstrong, H. M., Gordon, I. J., Grant, S. A., Hutchings, N. J., Milne, J. A., Sibbald, A. R., 1997: A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. – I. The prediction of vegetation biomass. – *Journal of Applied Ecology* 34, 166–185.
- Armstrong, H. M., MacDonald, A. J., 1992: Tests of different methods of measuring and estimating utilization rate of heather (*Calluna vulgaris*) by vertebrate herbivores. – *Journal of Applied Ecology* 29, 285–294.
- Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. (Hrsg.), 1997: Biotop pflegen mit Schafen. – Bonn, 62 S.
- Barclay-Estrup, P., 1970: The description and interpretation of cyclical processes in a heath community – II. Changes in biomass and shoot production during the *Calluna* cycle. – *Journal of Ecology* 58, 243–249.
- Barrow, N. J., 1987: Return of nutrients by animals. – In: Shaydon, R. W. (ed.): *Ecosystems of the world* 17B. *Managed grasslands*, 181–186.
- Berdowski, J. J. M., Siepel, H., 1988: Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* at different ages and fertilizer levels. – *Biological Conservation* 46, 85–93.
- Biermann, R., Breder, C., Daniels, F. J. A., Kiffe, K., Paus, S., 1994: Heideflächen im Raum Munster, Lüneburger Heide: eine floristisch-pflanzensoziologische Erfassung als Grundlage für Pflege- und Optimierungsmaßnahmen. – *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* 136, 105–161.
- Beyer, H., 1968: Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. – *Natur und Heimat* 28, 4, 145–148.
- Bleeken, A., Draijers, G. P. J., Klap, J. M., van Jaarsveld, G. A., 2000: Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987–1995 in Germany. – Study on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 10803081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven. The Netherlands. Report No. 722108027, 124 S.
- Bobbink, R., Heil, G. W., Raessen, M. B. A. G., 1992: Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heathland ecosystems. – *Environmental Pollution* 75, 29–37.
- Bokdam, J., 2001: Effects of browsing and grazing on cyclic succession in nutrient-limited ecosystems. – *Journal of Vegetation Science* 12, 875–886.
- Brenner, S., 2001: Quantifizierung horizontaler Nährstoffbewegungen durch angepasste Weidewirtschaft mit Schafen in Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung floristisch-vegetationskundlicher Analysen. – Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität, Institut für Tierernährung), Dissertation, 118 S.
- Britton, A. J., Pakeman, R. J., Carey, P. D., Marrs, R. H., 2001: Impacts of climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. – *Journal of Vegetation Science* 12, 797–806.
- Britton, A. J., Carey, P. D., Pakeman, R. J., Marrs, R. H., 2000: A comparison of regeneration dynamics following gap creation at two geographically contrasting heathland sites. – *Journal of Applied Ecology* 37, 832–844.
- Bullock, J. M., Pakeman, R. J., 1996: Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. – *Biological Conservation* 79, 1–13.
- Cordes, H., Kaiser, T., von der Lancken, H., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Hrsg.), 1997: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. *Geschichte – Ökologie – Naturschutz*. – Bremen, 367 S.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.), 1994: Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 229. – Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), 23 S.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.), 1994: Niederschlag – Empfehlung für Betreiber von Niederschlagsstationen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 230. – Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), 30 S.
- Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoff-haltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. (Verdrängung von *Calluna vulgaris* durch *Deschampsia flexuosa*). – Inaugural Dissertation. Gießen, 188 S.
- Gauger, T., Köble, R., Anshelm, F., 2000: Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrar-ökosysteme. – Studie im Auftr. d. Umweltbundesamtes, Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, 140 S.
- Gimingham, C. H., 1996: Vegetational Dynamics in *Calluna* heaths. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 25, 235–240.
- Gimingham, C. H., 1972: *Ecology of heathlands*. – Chapman and Hall, London, 266 S.
- Gimingham, C. H., Miller, G. R., 1968: Methods for the measurement of the primary production of dwarf shrub heaths. – In: *Methods for the measurement of the primary production of grassland*. – IBP Handbook No 6.
- Görschen, M., Müller, K., 1986: Vergleich der Wirkung von Mahd und Beweidung als Pflegemaßnahme im regenerierenden Hochmoor. Teil II. – Gutachten im Auftrag des schleswig-holsteinischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 93 S.
- Grant, S. A., Armstrong, H. M., 1993: Grazing ecology and the conservation of heather moorland – the development of models as aids to management. – *Biodiversity and Conservation* 2, 79–94.
- Grant, S. A., Barthram, G. T., Lamb, W. I. C., Milne, J. A., 1978: Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. – 1. Responses of the sward. – *Journal of the British Grassland Society* 33, 289–300.
- Grant, S. A., 1971: The measurement of primary production and utilization on heather moor. – *Journal of the British Grassland Society* 26, 51–58.
- Groves, R. H., 1981: Nutrient cycling in heathlands. – In: *Ecosystems of the world*. 9b. *Heathlands and related shrublands*. Analytical studies, 151–163.
- Hanstein, U., Wübbenhorst, J., 2001: Die Niederschlagsverhältnisse im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn. – *NNA-Berichte* 14, 2, 23–27.
- Heil, G. W., Bobbink, R., 1993: “*Calluna*”, a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. – *Ecological Modelling* 68, 161–182.
- Iason, G. R., Hester, A. J., 1993: The response of heather (*Calluna vulgaris*) to shade and nutrients – predictions of the carbon-nutrient balance hypothesis. – *Journal of Ecology* 81, 75–80.

- Koopmann, A., Mertens, D., 2004: Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ – Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. – NNA-Berichte 17, 2, 44–61.
- Lamble, K. J., Hill, S. J., 1998: Microwave digestion procedures for environmental matrices. – Analyst 123, 103–133.
- Lütkepohl, M., 2001: Heidebauernkultur und Schafhaltung in der Lüneburger Heide. – In: *Museum der Stadt Delmenhorst* (Hrsg.): Im Zeichen des Schafes. – Begleitveröffentl. zur Sonderausstellung Nordwolle, Oldenburg, 86–99.
- MacLeod, A. C., 1955: Heather in the seasonal dietary of sheep. – Proceedings of the British Society of Animal Production, 13–17.
- Martin, D., 1964: Analysis of sheep diet utilizing plant epidermal fragments in faeces samples. – Symposium British Ecological Society 4, 173–188.
- Matzner, E., 1980: Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. – Göttinger Bodenkundliche Berichte, Dissertation, Band 63, 120 S.
- Meisel, S., 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg-Süd. – Geographische Landesaufnahme 1:200000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bonn-Bad Godesberg.
- Miller, G. R., 1979: Quantity and quality of the annual production of shoots and flowers by *Calluna vulgaris* in Northeast Scotland. – Journal of Ecology 67, 109–129.
- Milne, J. A., Bagley, L., Grant, S. A., 1979: Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. – Grass and Forage Science 34, 45–53.
- Milne, J. A., 1974: The effects of season and age of stand on the nutritive value of heather (*Calluna vulgaris*, L. Hull) to sheep. – Journal of Agricultural Science 83, 281–288.
- Mockenhaupt, M., 2003: Untersuchung des Stickstofftransfers durch Schnuckenbeweidung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Trier (Universität Trier, Angewandte Umweltwissenschaften), Diplomarbeit, 80 S. [unveröffentlicht].
- Mockenhaupt, M., Keienburg, T., 2004: Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. – NNA-Berichte 17, 2, 116–122.
- Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 72 S.
- Muhle, O., Bonnemann, I., Rieckmann, P., 1979: Biomassen und Bioelementvorräte in Heide-Ökosystemen. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 7, 287–294.
- Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 65–79.
- Palmer, S. C. F., 1997: Prediction of the shoot production of heather under grazing in the uplands of Great Britain. – Grass and Forage Science 52, 408–424.
- Power, S. A., 2003: schriftl. Mitteilung.
- Power, S. A., Ashmore, M. R., Cousins, D. A., 1998: Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. – Environmental Pollution 102, S1, 27–34.
- Read, J. M., Birch, C. P. D., Milne, J. A., 2002: HeathMod: a model of the impact of seasonal grazing by sheep on upland heaths dominated by *Calluna vulgaris* (heather). – Biological Conservation 105, 279–292.
- Riehl, G. K., 1992: Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuchten Magerrasen durch Ziegen- und Schafbeweidung. – Göttingen (Universität Göttingen), Dissertation, 220 S.
- Salt, C. A., Mayes, R. W., Colgrove, P. M., Lamb, C. S., 1994: The effects of season and diet composition on the radiocaesium intake by sheep grazing on heather moorland. – Journal of Applied Ecology 31, 125–136.
- Schlieske, K., 1992: Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. – Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde/Dissertation, Band 16, 150 S.
- Schlögl, W., Wachendorfer, G., 1992: Handbuch Schafhaltung. – Verlagsunion Agrar, 413 S.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 92–107.
- Steubing, L., Buchwald, K., 1989: Analyse der Artenverschiebungen in der Sand-Ginsterheide des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Natur und Landschaft 64, 3, 100–105.
- Thomas, B., 1956: Heather (*Calluna vulgaris*) as a food for livestock. – Herbage abstracts 26, 1–7.
- Thomas, B., Armstrong, D. G., 1952: The nutritive value of common heather (*Calluna vulgaris*). – 1. The preparation of samples of *Calluna vulgaris* for analytical purposes and for digestibility studies. – Journal of Agricultural Science 42, 461–464.
- van der Eerden, L. J., Dueck, T. A., Berdowski, J. J. M., Greven, H., van Dobben, H. F., 1991: Influence of NH_3 and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on heathland vegetation. – Acta Botanica Neerlandica 40, 4, 281–296.
- van Vuuren, M. M. I., 1992: Effects of plant species on nutrient cycling in heathlands. – Dissertation, 159 S.
- Watt, A. S., 1955: Bracken versus heather, a study in plant sociology. – Journal of Ecology 43, 490–506.
- Webb, N. R., 1990: Changes on the heathlands of Dorset, England, between 1978 and 1987. – Biological Conservation 51, 273–286.
- Weimbs, S., 1994: Vegetationskundliche Erfassung ausgewählter Heideflächen im Raum Neuenkirchen, Kreis Soltau, mit Vorschlägen zur Pflege und Optimierung der Fläche. – Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Diplomarbeit [unveröffentlicht].
- Welch, D., 1984: Studies in the grazing of heather moorland in north-east Scotland. – II. Response of heather. – Journal of Applied Ecology 21, 197–207.

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

Silke Fottner M. A.
 Thomas Niemeyer M. A.
 Marion Sieber M. A.
 Prof. Dr. Werner Härdtle
 Universität Lüneburg, Institut für Ökologie und Umweltchemie · D-21332 Lüneburg

Estimates of nutrient removal by sheep grazing in heathlands

Silke Fottner*, Werner Härdtle, Marion Mockenhaupt, Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer

University of Lueneburg, Institute of Ecology and Environmental Chemistry,
Scharnhorststraße 1, 21332 Lueneburg, Germany

*Correspondence: Silke Fottner (fax +49 (0) 4131 6772808; e-mail: silke.fottner@uni-lueneburg.de)

Abstract

The increased deposition of nutrients from the atmosphere has contributed to widespread changes in heathlands throughout Europe. In order to preserve these landscapes, the removal of nutrients by means of management measures has increased in importance. In this study we analysed as to what extent sheep grazing can counterbalance atmospheric nutrient loads in heaths. To this end, we quantified current input rates (atmospheric deposition, sheep excrements) and output rates (biomass removal, leaching) for the nutrients N, Ca, K, Mg and P in a lowland heath in NW Germany by means of a grazing experiment (stocking rate 1.1 sheep ha⁻¹). Atmospheric nutrient deposition amounted to 21.8 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for N and <0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for P. Sheep excrements increased the inputs for N and P by about 3.5 and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. Grazing reduced N and P stores in the above-ground biomass by 28.8 and 2.1 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. Annual leaching achieved about 8% (for N) and 10% (for P) of the annual grazing output. Thus, our results suggest that sheep grazing has the potential to compensate for atmospheric nutrient loads (particularly for current N deposition rates). However, output/input-ratios for P are high, indicating that grazing severely affects P budgets of heaths. Thus, in the long term, the combination of elevated N deposition and P loss due to grazing may cause N enrichment and P depletion in the heathland system. This may lead to increasing N/P-ratios in both heathland vegetation and soils and, therefore, to a shift from N-(co-)limited to more P-(co-)limited plant growth. This process may favour species such as *Molinia caerulea*, because its competitive performance increases with the extent of P-limitation, due to its low P-requirements. In order to counteract an aggravation of P deficiency in the long term, grazing may be combined with management measures that affect P budgets to a lesser extent (e.g. prescribed burning).

Key-words: *Calluna vulgaris*; *Deschampsia flexuosa*; heathland management, nitrogen deposition, N/P-ratio; nutrient limitation

Introduction

Heathlands are considered to be one of the most important cultural landscapes in western and north-western Europe. Owing to distinct losses of their area during recent decades, heathlands were nowadays recognised as a landscape of international conservation value (Gimingham 1994; Webb 1998). As a consequence, the remaining heaths have been subject to a wide range of national and international legislative instruments designed to ensure their long-term conservation (Rose et al. 2000, Marcos et al. 2003).

In step with the loss of heathlands, many of the remaining areas have been subjected to changes in their species composition during recent decades. There is strong evidence that atmospheric nutrient deposition has contributed to the expansion of grasses such as *Deschamsoa flexuosa* and *Molinia caerulea* (Heil & Bobbink 1993; Roem et al. 2002, Milligan et al. 2004). Such changes in the species composition have been observed in many heaths throughout Europe (Marcos et al. 2003). As a consequence, heathland management, primarily aiming at the prevention of scrub and tree establishment, is now considered an important tool to modify ecosystem impacts caused by atmospheric nutrient loads (Erismann & de Vries 2000). For example, the type and intensity of heathland management measures may determine the quantities of nutrients removed from plant and humus compartments (Power et al. 2001). Management practices, therefore, have the potential to affect ecosystem responses to atmospheric nutrient inputs and may, thus, mitigate or even compensate for effects caused by atmospheric deposition.

In most European heathlands grazing by sheep has been the major use by humans during the last centuries (Pakeman et al. 2003). Even in areas where cessation of grazing has taken place due to changes in agricultural conditions, there is a developing consensus among managers and ecologists that grazing should be reintroduced in order to preserve European heathlands biodiversity (Bullock & Pakeman 1996). Moreover, grazing affects heathland nutrient budgets due to biomass removal and, thus, may counteract the effects of atmospheric nutrient loads. From a nature conservation and management point of view it is helpful to quantify the potential of sheep grazing in preserving a low nutrient status of heathlands. There have been many studies investigating effects on sheep grazing on species composition, heathland succession and heather utilization (e.g. Armstrong et al. 1997; Hester & Baillie 1998; Read et al. 2002; Britton et al. 2005), but there is a lack of studies quantifying impacts of sheep grazing on nutrient budgets of heathland in the face of ongoing atmospheric nutrient loads (particularly of N). Thus, the main objective of our study was to investigate to what extent sheep grazing can counterbalance atmospheric nutrient deposition in heathlands. To

this end, we analysed the effects of sheep grazing on the nutrient budgets (for N, Ca, K, Mg, P) of heathlands taking the Lueneburg Heath (NW Germany) as an example. We focused in particular on the effects of grazing on N and P budgets, since heathlands are considered to be limited primarily by these nutrients (Kirkham 2001, Aerts et al 2003; Tessier and Raynal 2003). We compared nutrient input rates caused by atmospheric loads and excrement inputs by sheep, and outputs rates due to leaching and biomass removal by grazing.

The following questions were addressed: (i) What effects has sheep grazing on the nutrient budgets of heathlands? (ii) To which extent can grazing counterbalance atmospheric nutrient loads? (iii) What consequences can be derived for heathland management?

Methods

Study area

The study area is located in the nature reserve Lueneburg Heath (Lower Saxony, NW Germany, 53°15'N, 9°58'E), the site of the largest complex of heathlands (about 5,000 ha) in NW Germany. The study area is characterized by Pleistocene sandy deposits. Prevailing soil types are nutrient-poor podzols or podzolic soils with $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ values in the topsoil ranging between 3.0 and 3.5. The climate is of a humid suboceanic type. Mean precipitation is 811 mm year⁻¹ and the mean temperature is 8.4 °C (Müller-Westermeier 1996).

Design of the grazing experiment

In the study area sheep grazing has a long tradition lasting since the 18th century. The sheep breed used for grazing is the German moorland sheep (so called "Graue Gehörnte Heidschnucke"). In the Lueneburg Heath grazing management is based on a total of six flocks, each of which with a livestock of 350-550 animals (number of ewes). One of these flocks (consisting of 541 ewes) was used for our grazing experiment. The area grazed by the flock was 486 ha in size (stocking density: 1.1 sheep ha⁻¹) and dominated by approximately 10-year-old *Calluna vulgaris* stands (mean cover of species in 22 vegetation relevés 20 m² in size: *Calluna vulgaris* 89%, *Deschampsia flexuosa* 3%, *Vaccinium myrtillus* 2%, *Erica tetralix* <1%, *Empetrum nigrum* <1%, *Molinia caerulea* <1%, *Nardus stricta* <1%, *Carex pilulifera* <1%, *Carex nigra* <1%, *Hypnum cupressiforme* 95%, *Pleurozium schreberi* 5%, *Dicranum scoparium* 3%, *Leucobryum glaucum* <1%, *Dicranum polysetum* <1%, *Pohlia nutans* <1%, *Ptilidium ciliare* <1%, *Caldonia* div. spec. <1%).

In our experiment, flock management was based on the traditional management system characteristic for the Lueneburg Heath. According to this, grazing took place throughout the

year (in our experiment 340 days between the beginning of May 2001 and end of April 2002). Moreover, the flock was minded by a shepherd and remained 8 h per day (in the mean) in the heath. In the remaining time, the flock stayed in the sheepfold or covered the pathways between sheepfold and grazed heath area. The shepherd kept a grazing-diary in order to ensure that the heath area investigated was grazed regularly during the course of the year. The sheep received no additional fodder, with the exception of the lambing time during spring and unfavourable weather conditions during winter.

Biomass output by grazing

Foraging behaviour of sheep changes during the course of the year. Whilst grasses (if available) were preferred during summer, intake of *Calluna vulgaris* is maximal in winter (Armstrong et al. 1997). Hence, biomass removal due to grazing was separately analysed for Ericaceae (in our experiment almost all *Calluna vulgaris*; henceforth referred to as *Calluna*) and Poaceae (in our experiment almost all *Deschampsia flexuosa*; henceforth referred to as *Deschampsia*). Biomass output of *Calluna* by grazing was analysed by means of 40 sample plots (2 x 1 m² in size) randomly scattered in the grazed area. Sample plots were established at the beginning of the grazing experiment in May 2001. Each sample plot was divided into two subplots (1 x 1 m²). One of the subplots was fenced (exclosure), whilst sheep had open access to the second subplot. At the end of April 2002 biomass was harvested (3 cm above ground; cf. Milne et al. 1998) in the centre of both subplots on an area of 50 x 50 cm² (in order to avoid edge effects; cf. Gimingham & Miller 1968; Barclay-Estrup 1970; Riehl 1992). The harvested plant material was dried and weight. Differences in biomass weight of both subplots were defined as biomass removal due to grazing.

Biomass output of *Deschampsia* was analysed by means of a second set of 40 sample plots randomly scattered in the grazed area (designed in the same way as described above). Between June and September 10 pairs of randomly selected subplots were harvested monthly in order to detect that point in time when grazing on *Deschampsia* was maximal. The maximal difference in grass biomass dry weight found between fenced and grazed subplots was considered as quantity of grass biomass removed due to grazing.

In 2002 the grazing experiment was replicated by Mockenhaupt and Keienburg (2004) by means of the same experimental design, but with a livestock of 377 sheep (which corresponded to a stocking rate of 0.8 sheep ha⁻¹). We refer to the results of this study in the Result and Discussion chapter, in order to compare the impact of stocking rates on biomass and nutrient outputs.

Nutrient contents in the biomass

Calluna sheep mainly feed on current season's shoot (long and short shoots), and to a less extent on previous seasons' shoots (Grant et al. 1978, Salt et al. 1994; Armstrong et al. 1997). Moreover, nutrient contents of *Calluna* and *Deschampsia* may change within the course of the year (Aerts 1993). Thus, plant material of both species was collected monthly (*Calluna*: 5 current seasons' shoots of 20 plants randomly selected; *Deschampsia*: 50 g of above-ground biomass of 20 plants randomly selected) in order to determine the nutrient output by grazing according to the seasonal variability of plant nutrient contents.

Prior to the chemical analyses, sampled plant material was dried at 105 °C. N contents were analysed with a C/N-analyser (Vario EL; Elementar, Hanau, Germany). Samples for Ca, K, Mg, and P determination were dissolved in an HNO₃-HCl-H₂O₂ solution (Wong et al. 1997; Lamble & Hill 1998) and digested using a microwave (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, Germany). Digests were analysed by means of Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES; Optima 3300 RL; Perkin Elmer, Burladingen, Germany).

Nutrient output by leaching

Nutrient loss by leaching was determined by means of lysimeter consisting of intact soil cores (100 cm in length and 10 cm in diameter) and tension controlled porous cup soil water samplers (PE-sinter/0.45 µ nylon-membrane; Umwelt-Geräte-Technik, Müncheberg, Germany; n=8, randomly distributed in the grazing area). Soil water samplers were installed at depths of 100 cm and samples were collected biweekly for a period of 1 year (from May 2001 to April 2002). For the determination of total N, samples were dissolved in a K₂SO₄-NaOH solution according to the Koroleff method (Grasshoff, Ehrhardt & Kremling 1983), and afterwards subjected to microwave digestion (see above). Total N was measured with an ion chromatograph (IC-DX 120 Dionex; Idstein, Germany). Ca, K, Mg and P concentrations of samples were determined using an ICP-OES (see above).

Nutrient input by atmospheric deposition

Atmospheric nutrient deposition was analysed by means of 8 bulk deposition samplers installed in the close vicinity of the porous cup soil water samplers. Bulk samplers were installed 100 cm above ground (Münden 200, Inst. of Forest Hydrology, Han. Münden, Germany). Samples were taken simultaneously and at the same intervals as leaching samples.

Total N was measured with an ion chromatograph, and Ca, K, Mg and P concentrations of samples were determined using an ICP-OES (see above).

In experiments of 6 years duration, Gauger, Köble & Anshelm (2000) compared bulk and total (i.e. wet and dry) deposition data. The authors found that bulk deposition samplers underestimate total N, Ca, K, and Mg deposition by about 23.2%, 35.3%, 25.0%, and 35.7%, respectively. In order to calculate the total deposition, bulk deposition of N, Ca, K, and Mg was corrected by the factors 1.30, 1.54, 1.33, and 1.55 (according to Gauger et al. 2000 and Bleeker et al. 2000).

Nutrient input by excrements

Nutrient input by excrements was determined in accompanying studies carried out in the study area by Mockenhaupt and Keienburg (2004) and Fottner et al. (2004). In these studies excrement input (per ewe) was analysed by means of faeces bags (attached to the sheep) and by a stable experiment. Moreover, in this study fresh faecal pellets were collected monthly and subjected to nutrient element analyses, in order to investigate the seasonal variability of faeces nutrient contents (Mockenhaupt & Keienburg 2004; Fottner et al. 2004).

In order to analyse effects of excrement inputs on nutrient budgets, a scenario was included based on the assumption that sheep remain for the whole day in the heath ("24 h-scenario", stocking rate of 1.1 sheep ha⁻¹; cf. Table 1). In this scenario, thus, it is supposed that all sheep excrements remain in the grazed heath

Comparison of output-input flows

Grazing impacts on nutrient budgets were evaluated by comparing input and output flows (Table 1). To this end, we calculated the ratio of output rates (nutrient loss due to biomass removal by grazing and leaching; in kg ha⁻¹ yr⁻¹) and input rates (due to excrements and atmospheric nutrient deposition; in kg ha⁻¹ yr⁻¹). This ratio allows an assessment of the long-term development of nutrient budgets of heathlands subjected to grazing (with regard to the stocking rates given and current atmospheric nutrient loads; cf. Britton et al. 2000; Olde Venterink et al. 2002b; Niemeyer et al. 2005).

In this comparison both the results of Mockenhaupt and Keienburg (2004) and the 24 h-scenario described above were included (cf. Table 1).

Statistical analysis

Comparisons of deposition measurements and analyses of effects of grazing on nutrient stores (above-ground biomass) were carried out using one-way ANOVA (statistic package SPSS 12.0). Log-transformation of leaching data and arcsine-transformation of data from atmospheric deposition and nutrient contents of the above-ground biomass was performed prior to ANOVA.

Results

Biomass and nutrient output by grazing

At the end of the grazing experiment (end of April 2002) above-ground biomass of Ericaceae was 8,307 kg ha⁻¹ in the fenced, and 6,142 kg ha⁻¹ in the grazed subplots (Figure 1.1). Maximal Poaceae biomass amounted to 578,1 kg ha⁻¹ in the fenced subplots, and to 281,2 kg ha⁻¹ in the grazed subplots (Figure 1.2).

Grazing reduced nitrogen stores in the biomass of Ericaceae by 26.1 kg ha⁻¹ yr⁻¹ and in the biomass of Poaceae by 2.7 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (Figure 1.1 and 1.2; Table 1). Ca, K, Mg, and P stores were diminished in the grazed subplots by 11.7, 7.5, 4.0, and 1.9 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively (for Ericaceae), and by 0.4, 2.7, 0.2, and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively (for Poaceae).

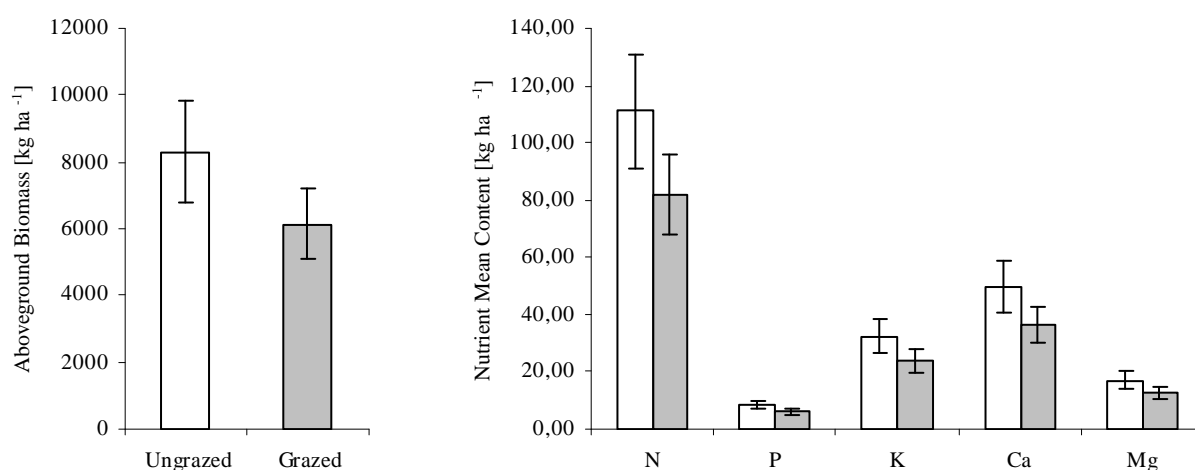


Figure 1.1 The above-ground biomass (means \pm SD; ungrazed \pm 1511,57 kg ha⁻¹; grazed \pm 1056,51 kg ha⁻¹; n=40) and the nutrient stores of *Calluna vulgaris* (means \pm SD; ungrazed: N \pm 20.2 kg ha⁻¹, P \pm 1.5 kg ha⁻¹, K \pm 5.9 kg ha⁻¹, Ca \pm 9 kg ha⁻¹, Mg \pm 3.1 kg ha⁻¹; grazed: N \pm 14,1 kg ha⁻¹, P \pm 1.1 kg ha⁻¹, K \pm 4.1 kg ha⁻¹, Ca \pm 6.3 kg ha⁻¹, Mg \pm 2.2 kg ha⁻¹; n=40) above the moss layer in May 2002. After one year of sheep grazing the nutrient store of the grazed area (grey column) is significant affected by sheep grazing ($p < 0.01$) compared to the nutrient store of the control area (white column).

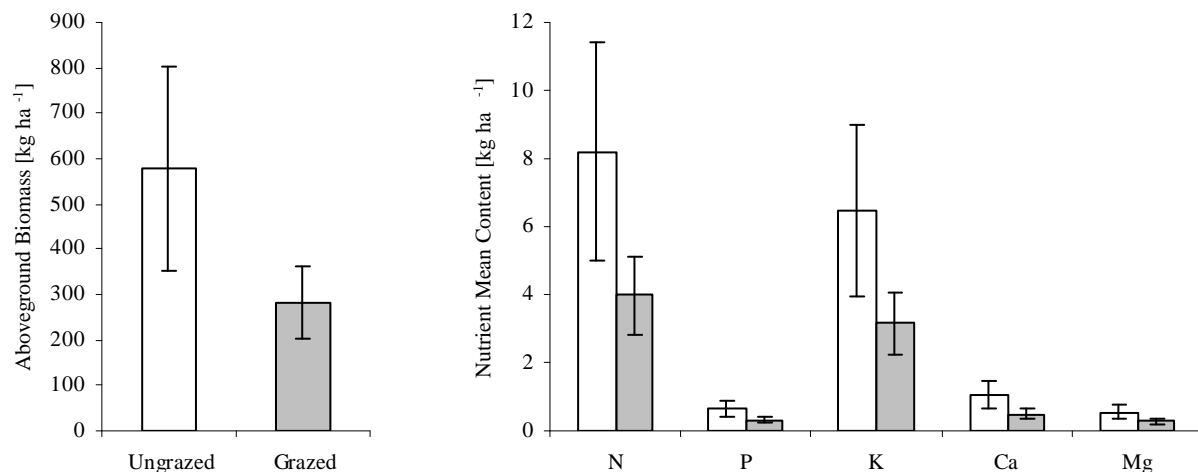


Figure 1.2 The above-ground biomass (means \pm SD; ungrazed \pm 225,36 kg ha⁻¹; grazed \pm 80,36 kg ha⁻¹; n=20) and the nutrient stores of *Deschampsia flexuosa* (means \pm SD; ungrazed: N \pm 3.2 kg ha⁻¹, P \pm 0.3 kg ha⁻¹, K \pm 2.5 kg ha⁻¹, Ca \pm 0.4 kg ha⁻¹, Mg \pm 0.2 kg ha⁻¹; grazed: N \pm 1.1 kg ha⁻¹, P \pm 0.1 kg ha⁻¹, K \pm 0.9 kg ha⁻¹, Ca \pm 1.1 kg ha⁻¹, Mg \pm 0.1 kg ha⁻¹; n=20) above the moss layer in July 2002. The nutrient store of the grazed area (grey column) is significantly affected by sheep grazing ($p < 0.01$) compared to the nutrient store of the control area (white column).

Nutrient output by leaching

The quantities of N leached were 2.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (Table 1). Leaching losses for Ca, K, Mg, and P amounted to 1.8, 1.2, 0.4, and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. The leaching rates of P were close to the analytically detectable threshold value (0.0326 mg l⁻¹). The value of 0.2, thus, gives an approximation.

Nutrient input by atmospheric deposition

A comparison of the atmospheric nutrient deposition revealed no significant differences between the 8 bulk samplers ($p > 0.05$). Atmospheric nutrient deposition was, therefore, considered to be equally distributed within the grazing area. N, Ca, K, and Mg inputs amounted to 21.8, 4.6, 3.2, and 2.7 kg ha⁻¹ yr⁻¹, respectively (Table 1). In the deposition, P concentrations again were below the analytically detectable threshold value and amounted approximately to 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹.

Nutrient input by excrements

N, Ca, K, Mg, and P inputs by excrements were 3.5, 0.7, 1.5, 0.3, and 0.2 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (according to the studies of Brenner 2001, Mockenhaut & Keienburg 2004, Fottner et al. 2004). The authors calculated that 30% of the total sheep excrements remained in the heath

(based on their daily 8 h-stay in the heath). Thus, 70% of excrements were left in or in the vicinity of the sheepfold (cf. Görschen & Müller 1986).

Comparison of output-input flows

In our experiment, total N input ($25.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) was completely counterbalanced by grazing and leaching processes ($31.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$; Table 1).

Table 1. Comparison of output rates (due to biomass removal by sheep and leaching) and input rates (due to atmospheric nutrient deposition and excrement inputs) in the grazing area (486 ha) studied. Compared are two experiments and one scenarios, respectively: a) data of the present study (stocking rate = $1.1 \text{ sheep ha}^{-1}$), b) data of a replicate study carried out by Mockenhaupt and Keienburg (2004; stocking rate = $0.8 \text{ sheep ha}^{-1}$); c) scenario that sheep remain for 24 h in the heath (stocking rate = $1.1 \text{ sheep ha}^{-1}$); mean values for $n=40$ (biomass removal) and $n=8$ (leaching, atmospheric deposition); SD in brackets; nc = not calculated; nutrient inputs by excrements refer to the studies of Fottner et al. (2004) and Mockenhaupt and Keienburg (2004).

nutrient element	a) stocking rate: $1.1 \text{ sheep ha}^{-1}$ (data of the present study)					b) stocking rate: $0.8 \text{ sheep ha}^{-1}$ (data from Mockenhaupt and Keienburg 2004)					c) stocking rate: $1.1 \text{ sheep ha}^{-1}$ (scenario: sheep 24 h in the heath)				
	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Annual output: above-ground biomass removal ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	28.8	11.7	10.2	4.2	2.1	24.9	10.3	9.2	3.6	1.9	28.8	11.7	10.2	4.2	2.1
Annual output: leaching ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	2.2 (0.3)	1.8 (0.4)	1.2 (0.2)	0.4 (0.1)	0.2 (nc)	2.2 (0.3)	1.8 (0.4)	1.2 (0.2)	0.4 (0.1)	0.2 (nc)	2.2 (0.3)	1.8 (0.4)	1.2 (0.2)	0.4 (0.1)	0.2 (nc)
Total annual output ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	31.0	13.5	11.4	4.6	2.3	27.1	12.1	10.4	4.0	2.1	31.0	13.5	11.4	4.6	2.3
Annual input: atmospheric deposition ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	21.8	4.6	3.2	2.7	0.2	21.8	4.6	3.2	2.7	0.2	21.8	4.6	3.2	2.7	0.2
Annual input: excrements ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	3.5	0.7	1.5	0.3	0.2	2.5	0.5	1.1	0.2	0.1	10.5	2.1	4.5	0.9	0.6
Total annual input ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	25.3	5.3	4.7	3.0	0.4	25.3	5.3	4.7	3.0	0.4	32.3	6.7	7.7	3.6	0.8
output/input-ratio	1.2	2.5	2.4	1.5	5.75	1.1	2.3	2.2	1.3	5.3	0.96	2.0	1.5	1.3	2.9

The output/input-ratio amounted to 1.2 (last row in Table 1). This also applied to the other nutrients, since output/input-ratios exceeded the value 1. Output flows were particularly high for P, as the output/input-ratio was 5.75.

In Table 1, output-input flows are also given for the study of Mockenhaupt and Keienburg (2004) and for the scenario that sheep remain for 24 h in the heath. Whilst output/input-ratios for Ca, K, Mg, and P still exceeded the value 1, the ratio became less than 1 for N. Thus, N balance will be positively under grazing conditions given in the 24 h-scenario, respectively.

Discussion

Nutrient output

Since *Calluna* was the prevailing plant species in our study area, nutrient output by grazing was mainly attributable to the removal of *Calluna* biomass (Figure 1.1). However, grazing on grasses may contribute to a considerable nutrient output due to high nutrient stores in their above-ground biomass. This applies in particular to their N and K contents (Figure 2.1 and 2.2).

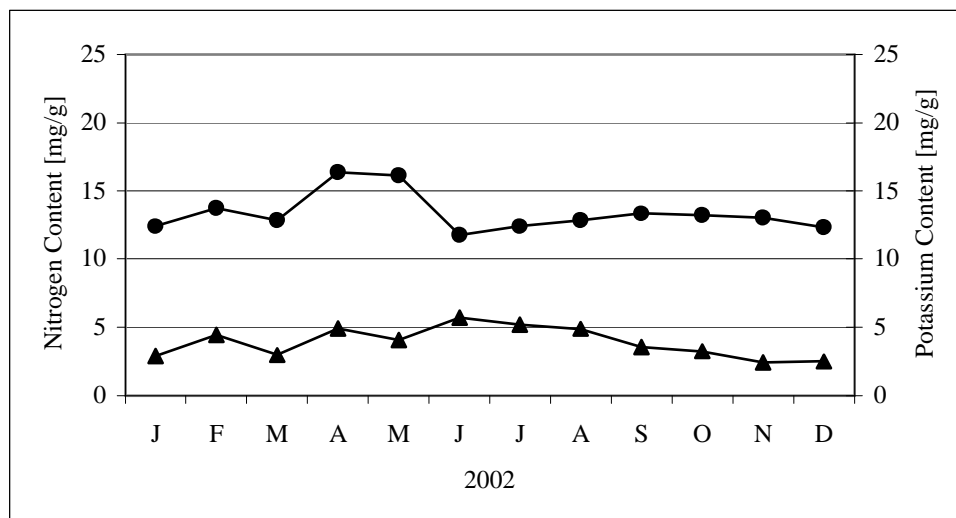


Fig. 2.1 Nitrogen (black circles) and potassium (black triangles) contents in current season's shoots of *Calluna vulgaris* in the Lueneburg Heath nature reserve from January until December 2002.

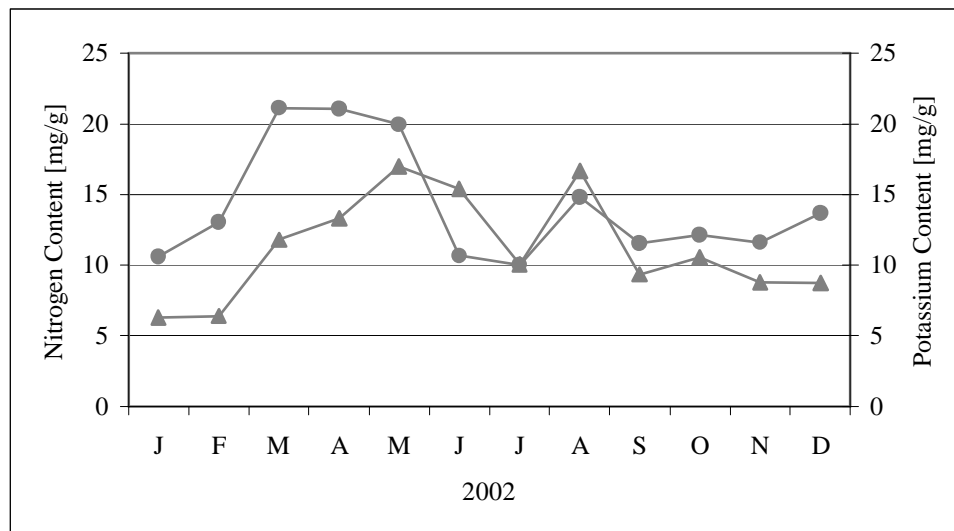


Figure 2.2 Nitrogen (grey circles) and potassium (grey triangles) contents in leaves of *Deschampsia flexuosa* in the Lueneburg Heath nature reserve from January until December 2002.

In our experiment, for example, summer K content of *Deschampsia* above-ground biomass was threefold of that of current season's shoots of *Calluna*. Thus, output of nutrients such as N and K, may be affected by the proportion of grasses such as *Deschampsia* in the vegetation cover. Moreover, utilization rates may increase with increasing grass:*Calluna*-ratios, because most grasses have a higher digestibility than *Calluna* and are, therefore, preferably grazed during summer (Armstrong et al. 1997).

A decrease of the stocking rate by 0.3 sheep ha⁻¹ reduces the biomass output from 2,165 kg ha⁻¹ yr⁻¹ to 1,847 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (second value from the study by Mockenhaupt and Keienburg 2004). This reduction is reflected by lower nutrient output rates (Table 1, first data row). N output, for example, is diminished by 24%. Since in our study area above-ground biomass increment of *Calluna* amounts to about 2450 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (according to estimates given by Barclay-Estrup 1970), 88% and 75% (present study and study of Mockenhaupt and Keienburg 2004, respectively) of the annual production was removed by grazing. Armstrong et al. (1997a) considered stocking rates to be high, when more than 40% of the annual shoot increment is removed by grazing. This assessment is based on findings by Grant et al. (1982), according to whom *Calluna* growth remains unaffected in the long term at 40% utilization, but declined at 80% utilization. However, little is known about long-term *Calluna* responses to utilization rates between 40% and 80% (Armstrong et al 1997b). Despite the utilization rate found in our experiment, most authors assess stocking rates of 1.1 sheep ha⁻¹ as low-intensity grazing (Terry et al. 2004).

Nutrient output by leaching is low compared to nutrient losses caused by grazing. N and P output rates by leaching achieve about 8% and 10% of the grazing output rates, respectively. However, leaching may vary due to changing precipitation rates. During our study the annual precipitation values exceeded the long-term average by about 300 mm. However, as shown by Sieber et al. (2004), effects on the total quantities of leached nutrients are comparatively low: Increased precipitation increases the quantities of percolating water, but simultaneously leads to decreased concentrations of dissolved ions. Hence, rates of leached nutrients are only slightly affected by varying precipitation rates (provided that emission rates remain constant; Sieber et al. 2004). Leaching rates given in Table 1 are well comparable with findings of Niemeyer et al. (2005) in Lueneburg Heath.

Nutrient inputs

The rates of atmospheric nutrient deposition found in our study area were in agreement with other records for NW Germany (Bleeker et al. 2000; Herrmann et al. 2005). They were also in the range reported from the British Isles (Power et al. 1998, 2001; Kirkham 2001), and were somewhat lower than deposition rates in many regions in the Netherlands (Bakema et al 1994; Erisman & de Vries 2000). Thus, deposition rates found in the study area may be representative for many lowland heaths in NW Europe. However, N deposition in the study area exceeded critical load values for dry heathlands (Achermann & Bobbink 2003), which emphasizes the need for an increase in the output by means of appropriate management strategies.

Compared to current deposition rates, the effects of stockings rates on nutrient inputs by excrements are low (Table 1). This in particular applies to N and Ca, whilst P inputs are generally low. By contrast, changes in flock management (8 h- versus 24 h-scenario) more than triples nutrient input rates. This may be explained by the fact that defecation of sheep is highest during their night-stay in the sheepfold where more than 50% of the sheep excrements remain (Görschen & Müller 1986). Up to 20% of excrements were defecated on pathways between the sheepfold and heath and after rumination (Görschen & Müller 1986; Woike 1997). Thus, appropriate flock management may contribute to a redistribution and subsequent output of nutrients from heathlands (Brenner 2001).

Comparison of output-input flows

Our results suggest that sheep grazing has the potential to compensate for atmospheric nutrient loads in heathland ecosystems. This effect is desirable particularly in the face of

current rates of N deposition since they may have contributed to widespread changes in both the structure and function of many heathland ecosystems throughout Europe (Power et al. 1995, 2001; Alonso et al. 2001). Regarding the potential of management measures at reducing the quantities of atmospheric nutrient loads, grazing is as effective as high-intensity mow and high-temperature burns (Terry et al. 2004). Since sheep mainly feed on current season's shoots with high N tissue, N removed per unit biomass is higher by grazing than by mowing, because the latter also removes low N tissue (e.g. *Calluna* stems). However, an entire compensation of atmospheric N loads was only achieved with a stocking rate of 1.1 sheep ha⁻¹ and a flock management keeping sheep for maximal 8 h in the heath. The duration of the daily stay in the heath distinctly affects the quantities of N that were recycled to the heath system (i.e. ratio of excrement input and output due to biomass removal; Terry et al. 2004). Whilst during an 8 h-stay of sheep only 12% of N off-take were recycled, 36% returned to the system in the 24 h-scenario. In a model of Terry et al. (2004) balancing N stores of heaths under different management scenarios, even 60% of the N off-take by grazing returned to the soil pool. However, calculations of this model were based on stocking rates of 2 and 4 sheep ha⁻¹ and, thus, clearly exceed the stocking rate of our experiment.

For all the nutrients considered in Table 1, output/input-ratios were highest for P. This means that grazing may cause high P outputs from heaths, since current season's shoots are rich in P. Thus, it is likely that long-term utilization of heaths by grazing may severely affect P budgets due to continuous, high output flows. This presumption is supported by Moss et al. (1981) who studied grazing effects on the chemical composition of heather. The authors found that P contents of *Calluna* shoots subjected to grazing were significantly lower than P contents of shoots that have been protected from grazing for 5 years. Biomass harvesting in summer may cause comparable effects, since harvesting creates a strong net loss of P (Koerselman et al. 1990; Verhoeven et al. 1996). Obviously, in many semi-natural ecosystems, such as grasslands and heaths, vegetation acts as accumulator for P. This may be reflected by the N/P-ratios of soils (O- and A-horizons), which in most cases clearly exceed the N/P-ratios of the corresponding vegetation (Olde Venterink et al. 2002; Niemeyer et al. 2005). As a consequence, biomass removal (e.g. due to grazing, mowing) may decrease P stores in the long term, if P input rates (e.g. due to atmospheric deposition, weathering of minerals) are low. In the study area, P contents of minerals of the sandy podzols are very low (for P < 0.05%; Scheffer & Schachtschabel 2002). It is, therefore, unlikely that mineral weathering will compensate for P outputs caused by grazing. In the long term, the combination of elevated N deposition and P loss due to grazing may cause N enrichment and

P depletion in the heathland system. This may lead to increasing N/P-ratios in both heathland vegetation and soils and, thus, to a shift from N-(co-)limited to more P-(co-)limited plant growth (Koerselman & Meuleman 1996). This process may even take place on soils that were initially rich in P (Güsewell 2004). In heathlands, increasing shortage of plant available P may favour species such as *Molinia caerulea*, because its competitive performance increases with the extent of P-limitation, due to its low P-requirements (Kirkham, 2001; Roem et al. 2002). In fertilization experiments with N, *Molinia caerulea* was able to allocate about twice as much biomass to its root systems as *Calluna* (Aerts et al., 1991). Changing N/P-ratios in both soils and vegetation might have been one driver for *Molinia caerulea* encroachment during recent years even in dry heaths in the Lueneburg Heath. As a result, efforts aiming at the compensation of atmospheric N loads by means of management measures (mainly affecting the above-ground biomass) may be hampered by an associated, but undesirable decline of P stores. Thus, effects of increased N deposition can be worsened by management because of stronger P deficiency (Güsewell 2004).

It has to be mentioned that output/input-ratios given in Table 1 cannot be interpreted as balances for the nutrients considered. Output/input-ratios of all elements would decrease due to their liberation as a result of mineralization processes. In heathlands, the humus horizons (i.e. organic layer, A-horizon) are huge nutrient stores, particularly for N, Ca, and K (Sieber et al. 2004; Niemeyer et al. 2005). With regard to N, balances are also affected by denitrification losses, leaching of particular organic N and volatilisation of NH_3 .

Management implications

Sheep grazing is one of the most important management tools in the long-term preservation of heathlands. Grazing may prevent shrub and tree encroachment, and has the potential to compensate for considerable amounts of atmospheric nutrient loads. However, flock management and stocking rates clearly affect the quantities of nutrients removed by grazing. N output is highest under high stocking rates (e.g. >1.1 sheep ha⁻¹) combined with a flock management as described for the Lueneburg Heath. In contrast, P budgets of heaths are lesser affected under lower stocking rates and a 24 h-stay of sheep in the heath, since P recycling due to excrement inputs is maximized (in our 24 h-scenario about 35%). In order to counteract an aggravation of P deficiency in the long term, grazing may be combined with management measures that affect P budgets to a lesser extent. As shown by Niemeyer et al. (2005), prescribed (winter) burning has proved to remove high amounts of N, but hardly affects P stores owing to the deposition of P by ash. From a nutrient perspective, therefore,

grazed areas may be subjected to prescribed burning in due course (e.g. after 5 years of grazing utilization). In this context, further studies are needed which will focus on the impacts of management measures on above-ground biomass nutrient ratios (N/P-ratios in particular) indicating the type of nutrient limitation in heaths. This may be helpful for an assessment of present management prescriptions from a nutrient perspective.

Acknowledgements

This study was supported by the German Federal Ministry for Education and Science, Project No 01LN0006. We acknowledge the support of the Alfred Toepfer Academy for the field experiment and the project coordination and the support of the private nature conservation association "Verein Naturschutzpark" for the field experiment.

References

- Achermann, B. & Bobbink, R. (2003) Empirical critical loads for nitrogen. Proceedings of an Expert Workshop, Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape SAEFL.
- Aerts, R., Boot, R.G.A. & van der Aart, P.J.M. (1991) The relation between aboveground and belowground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia*, **87**, 551-559.
- Aerts, R. (1993) Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands, in: Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 51-84.
- Aerts, R., de Caluwe H. & Beltman, B. (2003) Is the relation between nutrient supply and biodiversity co-determined by the type of nutrient limitation ? *OIKOS*, **101**, 489-498.
- Alonso, I., Hartley, S.E. & Thurlow, M. (2001) Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *Journal of Vegetation Science*, **12**, 249-260.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Grant, S.A., Hutchings, N.J., Milne, J.A. & Sibbald, A.R. (1997a) A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. I. The prediction of vegetation biomass. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 166-185.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Grant, S.A., Hutchings, N.J., Milne, J.A. & Sibbald, A.R. (1997b) A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. II. The prediction of offtake by sheep. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 185-207.

- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F. & Heil, G.W. (1994) *HEATHSOL: A Heathland Competition Modell*. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Report No. 259102009, Bilthoven, NL.
- Barclay-Estrup, P. (1970) The description and interpretation of cyclical processes in a heath community II. Changes in biomass and shoot production during the *Calluna* cycle. *Journal of Ecology*, **58**, 243-249.
- Barrow, N.J. (1987) *Return of nutrients by animals. Ecosystems of the world 178. Managed grasslands*. (eds R.W. Shaydon), pp. 181-186. Elsevier, Amsterdam.
- Bleeker, A., Draijers, G.P.J., Klap, J.M. & van Jaarsveld, J.A. (2000) *Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987-1995 in Germany*. Study on behalf and for the account of the Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 10803081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report No. 722108027, Bilthoven, NL.
- Brenner, S. (2001) *Quantifizierung horizontaler Nährstoffbewegungen durch angepasste Weidewirtschaft mit Schafen in Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung floristisch-vegetationskundlicher Analysen*. PhD thesis, Universität Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität, Institut für Tierernährung).
- Britton, A.J., Marrs, R.H., Carey, P.D. & Pakeman, R.J. (2000) Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, south east England. *Biological Conservation*, **95**, 227-232.
- Britton, A.J., Pearce, I.S.K. & Jones, B. (2005) Impacts of grazing on montane heath vegetation in Wales and implications for the restoration of montane areas. *Biological Conservation*, **125**, 515-524.
- Bullock, J. M. & Pakeman, R. J. (1996) Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation*, **79**, 1-13.
- Erismann J.W. & de Vries, W. (2000) Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environmental Review*, **8**, 65-93.
- Gauger, T., Köble, R. & Anshelm, F. (2000) *Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin*. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, Berlin, Germany.
- Gimingham, C.H. (1994) Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. *Phytocoenologia*, **24**, 615-626

- Gimingham, C.H. & Miller, G.R. (1968) *Methods for the measurement of the primary production of dwarf shrub heaths*. Methods for the measurement of the primary production of grassland. IBP Handbook No 6
- Görschen, M. & Müller, K. (1986) *Vergleich der Wirkung von Mahd und Beweidung als Pflegemaßnahme im regenerierenden Hochmoor. Teil II*. Gutachten im Auftrag des schleswig-holsteinischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Germany.
- Grant, S.A., Barthram, G.T., Lamb, W.I.C. & Milne, J.A. (1978) Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. 1. Responses of the sward. *Journal of the British Grassland Society*, **33**, 289-300.
- Grant, S.A., Milne, J.A., Barthram, G.T. & Souter, W.G. (1982) Effects of season and level of grazing on the utilization of heather by sheep. 3. Longer-term responses and sward recovery. *Journal of the British Grassland Society*, **33**, 311-320.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (1983) *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany.
- Güsewell, S. (2004) N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* **164**, 243-266.
- Heil, G.W. & Bobbink, R. (1993) "Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling*, **68**, 161-182.
- Herrmann, M., Pust, J. & Pott, R. (2005) Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. *Plant and Soil*, **273**, 129-137.
- Hester, A.J. & Baillie, G.J. (1998) Spatial and temporal patterns of heather use by sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 772-784.
- Kirkham, F.W. (2001) Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. *Journal of Ecology*, **89**, 1041-1053.
- Koerselman, W., Bakker, S.A. & Blom, M. (1990) Nitrogen, phosphorus and potassium mass balance for two small fens surrounded by pastures. *Journal of Ecology* **78**, 428-442.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996) The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1441-1450.
- Marcos, E., Calvo, L. & Luis-Calabuig, E. (2003) Effects of fertilisation and cutting on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 417-424.

- Milligan, A.L., Putwain, P.D., Cox, E.S., Ghorbani, J., Le Duc, M.G. & Marrs, R.H. (2004) Developing an integrated land management strategy for the restoration of moorland vegetation on *Molinia caerulea*-dominated vegetation for conservation purposes in upland Britain. *Biological Conservation*, **119**, 371-385.
- Milne, J.A., Birch, C.P.D., Hester, A.J., Armstrong, H.M. & Robertson, A. (1998) The impact of vertebrate herbivores on the natural heritage of the Scottish uplands - a review. Scottish Natural Heritage Review No. 95.
- Mockenhaupt, M. & Keienburg, T. (2004) Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. *NNA Berichte*, **17**, 116-122.
- Moss, R., Welch, D. & Rothery, P. (1981) Effects of grazing by mountain hares and red deer on the production and chemical composition of heather. *Journal of Applied Ecology*, **18**, 487-496.
- Müller-Westermeier, G. (1996) *Klimadaten von Deutschland Zeitraum 1961-1990*. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, Germany.
- Niemeyer, T., Niemeyer, M., Mohamed, A., Fottner, S. & Härdtle, W. (2005) Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science*, **8**, 183 - 192
- Olde Venterink H, Pieterse N M, Belgers D M, Wassen M J and de Ruiter P C (2002) N, P, and K budgets along nutrient availability and productivity gradients in wetlands. *Ecological Applications* 12, 1010-1026.
- Pakeman, R.J., Hulme, P.D., Torvell, L. & Fisher, J.M. (2003) Rehabilitation of degraded dry heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] moorland by controlled sheep grazing. *Biological Conservation*, **114**, 389-400.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Ainsworth, N. (1995) Long term effects of enhanced nitrogen deposition on a lowland dry heath in Southern Britain. *Water, Air and Soil Pollution*, **85**, 1701-1706.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Sheppard, L.J. (1998) Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *The New Phytologist*, **138**, 663-674.
- Power, S.A., Barker, C.G., Allchin, E.A., Ashmore, M.R. & Bell, J.N.B. (2001) Habitat management: a tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition? *Scientific World*, **1**, 714-721.

- Read, J.M., Birch, C.P.D. & Milne, J.A. (2002) HeathMod: a model of the impact of seasonal grazing by sheep on upland heaths dominated by *Calluna vulgaris* (heather). *Biological Conservation*, **105**, 279-292.
- Riehl, G.K. (1992) *Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuschten Magerrasen durch Ziegen- und Schafbeweidung*. PhD thesis, Universität Göttingen.
- Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F. (2002) Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 937-948.
- Rose, R.J., Webb, N.R., Clarke, R.T. & Traynor, C.H. (2000) Changes on the heathlands in Dorset, England, between 1987 and 1996. *Biological Conservation*, **93**, 117-125.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. [Eds.] (2002) *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart, Germany.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T. & Härdtle, W. (2004) Einfluß maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte*, **17** (2), 92-107.
- Terry, A.C., Ashmore, M.R., Power, S. A., Allchin, E.A. & Heil, G.W. (2004) Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 897-909.
- Tessier, J.T. & Raynal, D.J. (2003) Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 523-534.
- Verhoeven, J.T.A., Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996) Nitrogen- or phosphorus limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* **11**, 494-497.
- Webb, N.R. (1998) The traditional management of European heathland. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 987-990.
- Woike, M. (1997) *Biotope pflegen mit Schafen*. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. & Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW(LÖBF), Düsseldorf, Germany.
- Wong, M.-K., Gu, W. & Ng, T.-L. (1997) Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. *Analytical Science*, **13**, 97-102.

Impact of high-intensity management measures (sod-cutting, choppering) on nutrient budgets of heathlands

Marion Niemeyer^{a,*}, Thomas Niemeyer^a, Silke Fottner^a, Abdelmenam Mohamed^a and Werner Härdtle^a

^a*Institute of Ecology and Environmental Chemistry, University of Lueneburg, Scharnhorststr. 1, D - 21332 Lueneburg, Germany*

Abstract

Heathlands are endangered by both atmospheric nutrient deposition and natural succession. High-intensity management measures are considered necessary, as low-intensity measures (mowing, prescribed burning) are not able to compensate for atmospheric nutrient loads. Choppering (i.e. the near-complete removal of the O-layer) has several advantages over sod-cutting including less waste material, faster vegetation recovery and lower costs. This raises the question addressed in this study as to the extent to which choppering and sod-cutting affect nutrient budgets in dry heathlands.

We compared the quantities of N, Ca, K, Mg, and P removed by choppering and sod-cutting in the Lueneburg Heath (NW Germany). Nutrient balances were calculated by analysing atmospheric inputs, elevated leaching rates following management, and output due to the removal of above-ground biomass and humus horizons.

Nutrient loss was particularly high when removing O- and A-horizons. In contrast, increased leaching after management was of minor importance for nutrient budgets. Although considerably more nutrients were removed by sod-cutting than by choppering (e.g. N 1712/1008 kg.ha⁻¹), nutrient output by choppering was still sufficient to compensate for 60.7 years of net N-input. Choppering was able to remove more N per volume unit than sod-cutting due to higher N-content in the organic layer than in the A-horizon. For this reason, choppering is more economical than sod-cutting and, thus should be considered the preferable method. In our study, we derived lower N:P ratios in net output than in net input. Thus, P becomes an increasingly (co)-limiting factor for vegetation growth. A combination of high-intensity measures with prescribed burning would appear to be suitable as this would ensure more selective removal of N.

Keywords: atmospheric nutrient deposition, *Calluna vulgaris*, *Deschampsia flexuosa*, leaching, nitrogen, nutrient removal

Introduction

Heathlands have been designated one of the most important cultural landscapes in the category of endangered natural habitat types in Europe (EC Habitats Directive 92/43/EEC; Webb, 1998) and it is against this background that the conservation of heathlands has become a major issue in European nature conservation.

However, not only has the area covered by heathlands decreased throughout Europe in the course of the last few decades but the structural and functional qualities of heathlands have also seen changes (Heil and Aerts, 1993; Marrs, 1993; Rose et al., 2000). The major problems involve the transition from heathlands to grasslands, decreasing biodiversity, the

* Corresponding author. Tel.: +49-4131-677-2857; fax: +49-4131-677-2808.

E-mail addresses: mniemeye@uni-lueneburg.de (M. Niemeyer), thomas.niemeyer@uni-lueneburg.de (T. Niemeyer), fottner@uni-lueneburg.de (S. Fottner), menam@uni-lueneburg.de (A. Mohamed), haerdtle@uni-lueneburg.de (W. Härdtle).

accumulation of soil organic matter, the increase of heather beetle attacks and a reduced resistance to frost and drought (Heil and Diemont, 1983; Power et al., 1998b; Marrs and Le Duc, 2000; Roem and Berendse, 2000). Natural succession resulting from the absence of traditional land use as well as elevated nutrient deposition have been held responsible for these changes (Aerts and Heil, 1993; Bobbink et al., 1998; Webb, 1998; Bakker and Berendse, 1999).

Modern management measures have become increasingly important in the preservation of heathlands. Primarily aiming at the regeneration of dwarf shrubs and the prevention of tree establishment, modern heathland management is now considered an important tool to modify ecosystem impacts caused by atmospheric nutrient deposition (Power et al., 2001; Terry et al., 2004). The necessity for high-intensity management practices is pointed out by several authors in this connection, since low-intensity management such as prescribed winter burning and mowing alone are unable to counterbalance atmospheric nutrient loads on a long-term basis (Power et al., 2001; Barker et al., 2004; Terry et al., 2004; Niemeyer et al., 2005).

Sod-cutting is regarded as highly effective at reducing nutrient stores, and hence is considered the most suitable means of recreating degenerated heaths (Diemont and Linthorst Homan, 1989; Bakker and Berendse, 1999; Britton et al., 2000). This management measure - in some countries also known as sod removal, turf cutting/removal/stripping or plaggen - follows historical models from the 18th/19th century. In the past this was, and indeed still is today, most common in the Netherlands and Germany. In the course of this measure, the complete above-ground biomass, the O-layer and part of the A-horizon are removed. Traditionally, sods were cut by hand, spread out in barns where they became mixed with the faeces of the sheep, and were finally used to fertilise the arable fields on nutrient-poor sandy soils (Gimingham, 1994; Webb, 1998). Nowadays, this work is performed in most regions by specially developed sod-cutting machines. However, sod-cutting produces high costs and a large amount of waste material, dependent on the cutting depth.

It was for this reason that an alternative management measure was introduced. So-called "chopping" removes the complete biomass and the largest part of the O-layer, whereas the A-horizon is not affected (Maes et al., 2004). The result is the creation of bare ground, with only a thin layer of organic material (about 0.5 cm) remaining on the surface. In terms of the intensity with which it enables the removal of soil and plant material from heaths, chopping represents a medium between sod-cutting and high-intensity mowing (Power et al., 2001; Terry et al., 2004). Frequently, no clear distinction is made between the terms sod-cutting and chopping. A less intensive sod-cutting procedure (understood here as chopping) was

applied for the first time in the Netherlands in the 1980s (Diemont and Linthorst Homan, 1989). Chopping was introduced into our current study area in the middle of the 1990s and has henceforth been successfully applied in regenerating dry heaths. Chopping has several advantages over sod-cutting. Firstly, the machine used in our chopping experiment works faster and is smaller than the one used for sod-cutting. Hence, there is less mechanical impact. Secondly, smaller amounts of waste material are produced which, since the material is organic, can be composted (Koopmann and Mertens, 2004). Thirdly, vegetation regenerates faster after chopping than after sod-cutting (Sieber et al., 2004), an aspect which was viewed in a positive light by visitors to the area (Müller, 2004). And finally, costs of chopping amount to barely half those of sod-cutting (Müller, 2004).

There is as yet scant information on the extent to which nutrient budgets are affected by chopping and sod-cutting in relation to current atmospheric nutrient deposition. In particular, little is known about the effect of these management measures on leaching rates. Hence, in order to further understanding of nutrient input and output resulting from mechanical high-intensity management in dry lowland heaths, we addressed the following research questions in our study: i) What is the nutrient input from atmospheric deposition in the study area and what quantities of nutrients can be removed from above-ground biomass and soil by chopping and sod-cutting (N, Ca, K, Mg and P)? ii) What quantity of nutrients can be attributed to leaching rates following the management measures? iii) How long does the effect of nutrient removal last in relation to nutrient atmospheric deposition (nutrient input/output ratios in relation to management measures and atmospheric nutrient loads)?

Materials and methods

Study area

The experiments were carried out in the nature reserve Lueneburg Heath, Lower Saxony, NW Germany (53°15' N, 9°58' E, 105 m a.s.l.), where the largest complex of heathlands in NW Germany (about 5000 ha) is located. Pleistocene sandy deposits and nutrient-poor podzols or podzolic soils characterise the study area. In the topsoil $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ values range between 3.3 - 3.5. The climate is of a humid suboceanic type with mean annual precipitation of 811 mm and a mean annual temperature of 8.4 °C (Müller-Westermeier, 1996). The study area was chosen to represent both the typical structure and edaphic conditions of dry lowland heaths in NW Germany.

Sample plots and management procedures

Within a heathland area of 100 ha in size a total of 18 plots were randomly selected; 9 of these served for the chopping and 9 for the sod-cutting experiment. Of the 9 chopping

plots 5 were 20 x 20 m² in size (treatment plots), and 4 were 20 x 40 m² in size; the same applies to the sod-cutting plots. The larger plots were each divided into a treatment plot (20 x 20 m²) and a control plot (20 x 20 m²). On all treatment plots (9 + 9) the nutrient stores in above-ground biomass and soil were analysed, whereas on the paired treatment/control plots (4 + 4) the leaching experiment was also carried out (i.e. 9 replicates for biomass and soil analyses, 4 replicates for leaching analyses).

The sites selected for sod-cutting and choppering were dry heathlands with *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. and *Molinia caerulea* (L.) Moench (referred to as *Calluna*, *Deschampsia* and *Molinia*) as prevailing species (see Table 1). Sample plots were comparable as regards their stands, vegetation structure and age of *Calluna* (10-12 years). All sample plots had been unmanaged during the past decade.

Choppering (referred to as “ch”) and sod-cutting (referred to as “sc”) were carried out in winter 2001/2002. Choppering created bare ground by removal of the above-ground biomass and most parts of the O-layer with only a thin layer of organic material remaining on the surface (Table 2). A machine equipped with sledges was used in the choppering process. Sod-cutting created bare ground by removal of the above-ground biomass, O-layer and parts of the A-horizon (Table 2). After the management measures mineral soil formed the surface of the site.

Table 1

Mean cover of prevailing plant species in the choppered (ch) and sod-cut (sc) plots before management measures were carried out ($n = 9$ (ch) and $n = 9$ (sc)).

Prevailing species		ch	sc
		Mean cover (%)	Mean cover (%)
Dwarf shrubs	<i>Calluna vulgaris</i>	40	38
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	66	26
Graminoids	<i>Molinia caerulea</i>	< 1	36
	Graminoids (total)	66	62
	<i>Hypnum cupressiforme</i>	30	49
Cryptogams	<i>Dicranum scoparium</i>	23	6
	Cryptogams (total)	53	55

Atmospheric nutrient deposition

Nutrient input from atmospheric deposition was determined using 12 bulk deposition samplers (type Münden 200, Inst. of Forest Hydrology, Han. Münden, Germany). Samplers were installed 100 cm above ground in the close vicinity of the treatment plots. Samples were collected biweekly for a period of one year (from winter 2001/2002 to winter 2002/2003) starting immediately after the management measures had taken place.

Concentrations of Ca, K, Mg, and P were determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES, Optima 3300 RL, Perkin Elmer, Burladingen, Germany). In order to analyse total N-concentrations, we dissolved samples using $K_2S_2O_8$ -NaOH solution according to the Koroleff-method (Grasshoff et al., 1983). Subsequently, samples were subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS, MLS-GmbH, Leutkirch, Germany). Total N was analysed by means of an ion chromatograph (IC-DX 120, Dionex, Idstein, Germany).

In a six years lasting experiment, Gauger et al. (2000) compared bulk and total (i.e. wet and dry) deposition data. The authors found that bulk deposition samplers underestimate total N-, Ca-, K-, and Mg-deposition by about 23.2%, 35.3%, 25.0% and 35.7%, respectively. In order to calculate total deposition input, our bulk deposition data were corrected by the factors 1.30 (N), 1.54 (Ca), 1.33 (K), and 1.55 (Mg) (according to Bleeker et al., 2000; Gauger et al., 2000).

Nutrient stores in above-ground biomass and soil

Above-ground biomass: Above-ground plant material was harvested from randomly selected 1 m² patches in each treatment plot. Harvested plant material was separated into three groups: dwarf shrubs, graminoids and cryptogams.

Dried material (105 °C) was weighed for each group, cut up with a cutting mill (SM 100 S, Retsch, Haan, Germany) and subsequently ground with an agate ball mill (Pulverisette 7, Fritsch, Idar-Oberstein, Germany). After the chopping and sod-cutting experiment no above-ground biomass was left.

Organic layer: In all treatment plots a grid of 10 x 10 m² with intersection points spaced 2 m apart was installed. At each intersection point ($n = 36$) we determined the thickness of the organic layer and sampled 100 cm³ of the O-material. All samples of one treatment plot were thoroughly mixed, so that we obtained 9 mixed samples per management experiment. Samples of the organic layer were treated in the same way as biomass material. After chopping, the thickness of the remaining organic layer was determined using the 36 intersection points of the grid. After sod-cutting no organic material was left.

A-horizon: Samples of the A-horizon were taken and treated according to the procedure described above for the organic layer. After sod-cutting the thickness of the remaining A-horizon was determined using the 36 intersection points of the grid. Chopping did not affect the A-horizon.

Chemical analyses: N- and C-contents of above-ground biomass, organic layer and A-horizon were analysed with a C/N analyser (Vario EL, Elementar, Hanau, Germany). Samples for Ca, K, Mg, and P determination were dissolved in an HNO_3 -HCl- H_2O_2 solution

using microwave digestion (Wong et al., 1997; Lambie and Hill, 1998). Digests were analysed by means of an ICP-OES.

Nutrient loss by leaching (first year after management)

Nutrient loss by leaching was determined by means of lysimeter consisting of intact soil cores (100 cm in length and 10 cm in diameter) and tension controlled porous cup soil water samplers (PE-sinter/0.45 μ nylon-membrane, Umwelt-Geräte-Technik, Müncheberg, Germany). Soil water samplers were installed at depths of 100 cm. The nutrient loss by leaching was determined on 8 treatment plots (4 ch and 4 sc) and the 8 corresponding control plots (total $n = 16$). Samples were taken simultaneously and at the same intervals as deposition samples. Digestion and analysing procedures were the same as for the deposition samples.

Calculating increased leaching rates due to management

After the application of the management measures, it is to be expected that leaching rates increase in the treatment plots compared to the control plots (Berendse, 1990; Bakema et al., 1994). This is due to the removal of the vegetation, which leads to increases in both the amount of percolating soil water (as a consequence of reduced evapotranspiration rates in the treatment plots), and in the quantities of leached nutrients (as a consequence of a missing nutrient uptake by vegetation; Gimingham et al., 1981; Sedláková and Chytrý, 1999). Compared to sites subjected to low-intensity management such as mowing or burning, leaching rates are expected to be higher in sites after high-intensity management like choppering or sod-cutting. This is due to the complete removal of the vegetation and the complete or partial removal of the humus horizons (Gimingham et al., 1981; Sedláková and Chytrý, 1999).

Currently, there is little information explaining how and over how long a time span leaching rates will decrease. In order to calculate elevated leaching rates as a consequence of management measures, we followed the approach used by Niemeyer et al. (2005). This approach assumes a decrease of leaching rates in step with vegetation recovery after management as a result of increasing evapotranspiration and nutrient uptake rates of the regenerating vegetation (Gimingham et al., 1981; Forgeard, 1990; Sedláková and Chytrý, 1999). According to Bobbink et al. (1998) and Diemont and Lindhorst Homan (1989) vegetation recovery in choppered sites will achieve the situation prior to management after about 10 years, whilst in sod-cut sites vegetation recovery will take about 15 years. As above-ground biomass of *Calluna* and organic matter in the O-layer increases almost linearly (Gimingham et al., 1981; Berendse, 1990), we assume in approximation a linear decrease in

leaching rates of 1/10 per year on the choppered plots and of 1/15 per year on the sod-cut plots.

Calculation of Theoretical Effective Periods

In order to provide nutrient balances for the heathland investigated, we calculated the ratio of the net output of nutrients (as a result of the management measures applied) and the annual net input. This ratio provides a term of reference that describes the period of time in which the quantities of nutrients removed due to a particular management measure are equivalent to atmospheric nutrient inputs (cf. Britton et al., 2000; Mitchell et al., 2000; Niemeyer et al., 2005). We call this the “Theoretical effective period (referred to as TEP)”. For the calculation of the TEP we assumed that deposition rates remain unchanged for the subsequent years.

The TEP (unit: years) is calculated for each nutrient element according to the following formula:

$$\text{TEP} = \text{net output (kg.ha}^{-1}\text{)} / \text{annual net input (kg.ha}^{-1}\text{.yr}^{-1}\text{)};$$

where:

net output = nutrients removed by means of ch or sc + increased leaching (in: kg.ha⁻¹); and

annual net input = annual nutrient deposition – annual leaching under the control plots (in: kg.ha⁻¹.yr⁻¹).

In the Results and the Discussion section we focus in particular on the effects of ch and sc on the budgets of N and P, as heathland ecosystems are considered to be limited primarily by these nutrients (Koerselman and Meuleman, 1996; Kirkham, 2001; Tessier and Raynal, 2003).

Statistics

Measurement results from atmospheric deposition, leaching, above-ground biomass and soil were subjected to one-way ANOVA (SPSS 12.0 for Windows). Leaching data were log-transformed and the remaining data arcsin-transformed prior to ANOVA and the calculation of means and SD.

Results

Atmospheric nutrient deposition

There was no significant difference in atmospheric nutrient deposition ($p > 0.05$) between the 12 bulk samplers. Thus, we considered atmospheric nutrient deposition to be equal for all

the experimental plots. Total N-input amounted to $22.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (Figure 1). P-concentrations in the samples were below the analytically detectable threshold value ($0.0326 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and hence, P-input below $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$.

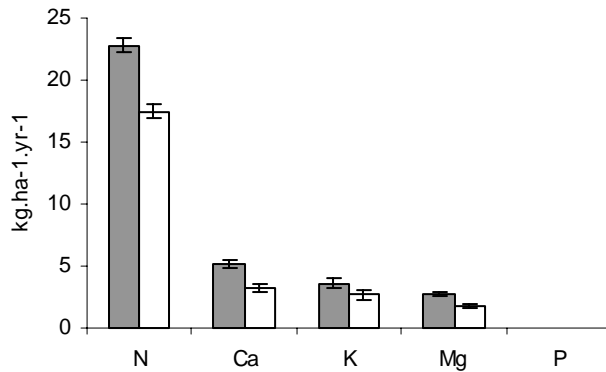


Figure 1

Annual atmospheric nutrient deposition in the study area in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; total deposition: filled columns; bulk deposition: open columns; mean values ($n = 12$) and ± 1 SD; Deposition rates for P were below the analytical detectable threshold value. They thus amount to less than $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$.

Above-ground biomass, O-layer and A-horizon

Above-ground biomass amounted to $10\,750.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in the choppered plots and $9842.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in the sod-cut plots. Dwarf shrubs had the highest share of above ground biomass compared to graminoids and cryptogams (Figure 2).

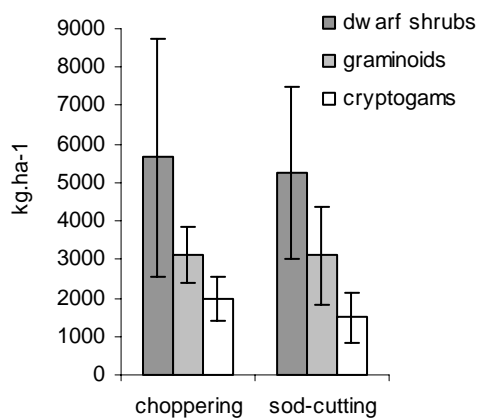


Figure 2

Above-ground biomass of dwarf shrubs, graminoids and cryptogams in the treatment plots before the management measures were carried out (mean values ± 1 SD; $n = 9$).

Nutrient stores in the above-ground biomass were 155.0/107.3 kg.ha⁻¹ for N, and 10.0/6.1 kg.ha⁻¹ for P in the chopped and sod-cut plots, respectively. These stores were completely removed by the management measures (Table 2).

Organic matter in the O-layer amounted to 54.5 t.ha⁻¹, corresponding to 390 m³.ha⁻¹ (ch and sc plots). Chopping removed the O-layer by 87% (thickness before/after: 3.9/0.5 cm; mean values). No O-layer was left after sod-cutting. A-horizon was only affected in the sod-cut plots and removed by 32% (thickness before/after: 9.6/6.5 cm; mean values). The removed A-material amounted to 292.3 t.ha⁻¹, corresponding to 310 m³.ha⁻¹. As expected, nutrient stores in the O- and A-horizons exceeded those in the above-ground biomass. P- and K-stores of the A-horizon distinctly exceeded the stores in the O-layer (Table 2).

Table 2

Nutrient stores in above-ground biomass, organic layer and A-horizon before and after chopping/sod-cutting in kg.ha⁻¹; thickness of organic layer and A-horizon before and after management measure was carried out; mean values ($n = 9$) and ± 1 SD (in brackets); significant differences (before - after) are indicated by an asterisk: * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$.

		ch						sc					
		Thick-ness	N	Ca	K	Mg	P	Thick-ness	N	Ca	K	Mg	P
Above-ground biomass	before	-	155.0 (37.2)	36.7 (12.5)	34.4 (7.8)	11.9 (3.8)	10.0 (2.6)	-	107.3 (29.3)	29.8 (9.0)	26.6 (9.9)	9.1 (2.9)	6.1 (1.9)
	after	-	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	-	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)
Organic layer	before	3.9 (0.5)	941.4 (181.9)	100.6 (42.4)	32.5 (8.2)	25.1 (7.1)	35.8 (7.6)	3.9 (0.5)	960.7 (166.3)	97.6 (23.1)	49.3 (10.4)	26.6 (4.8)	36.1 (7.0)
	after	0.5** (0.2)	108.4** (51.1)	11.6** (6.4)	3.9** (2.3)	3.0** (1.6)	4.2** (2.1)	0.5** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)	0.0** (0.0)
A-horizon	before	10.1 (0.5)	1950.5 (460.8)	174.0 (32.2)	277.6 (48.5)	57.9 (10.3)	113.6 (22.3)	9.6 (2.6)	1850.9 (378.6)	201.2 (109.3)	281.3 (105.3)	62.9 (20.6)	92.2 (23.3)
	after			not affected				6.5* (2.2)	1239.9** (377.2)	137.9 (85.8)	192.8 (85.0)	42.9 (17.5)	62.4* (21.2)

Leaching

In the first year after the application of the management measures leaching rates were elevated for all elements compared with the control plots (Figure 3 and 4). They were particularly high during April and September. N-leaching was significantly increased ($p < 0.05$) after both management measures. Additionally, K-leaching after chopping and Mg-leaching after sod-cutting differed significantly from the control plots ($p < 0.05$).

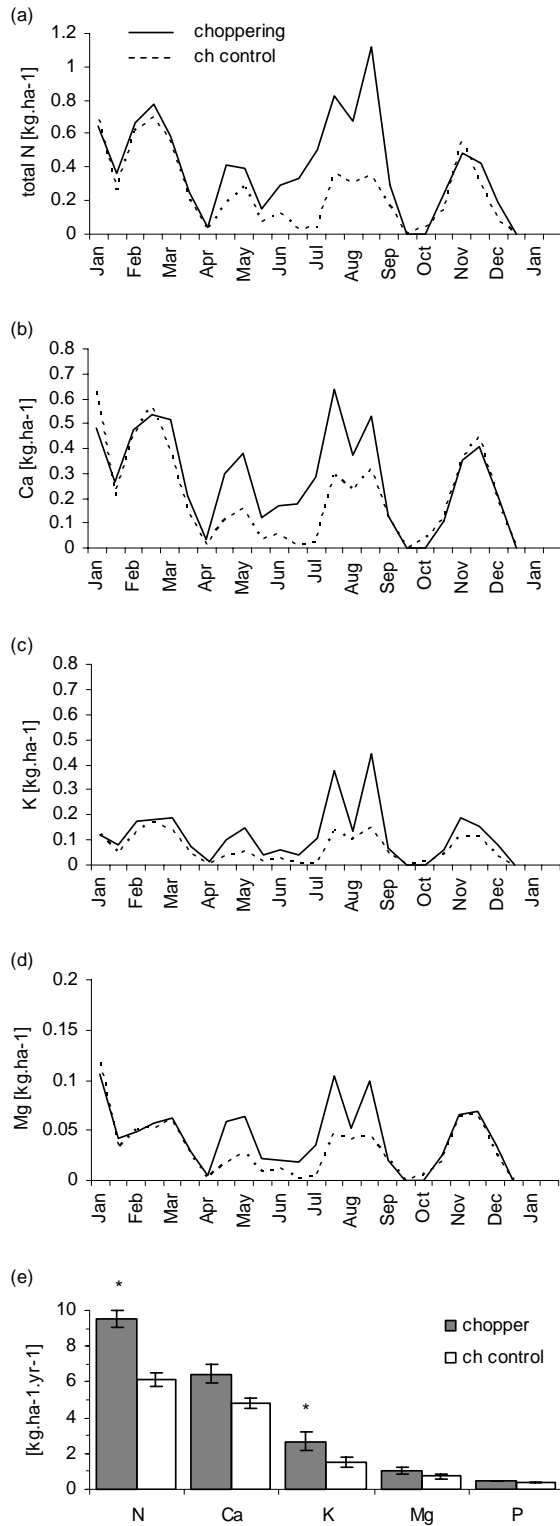


Figure 3 Annual course of leaching of N (a), Ca (b), K (c), and Mg (d) within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (choppered plots: solid line; control plots: thin line); (e): annual quantities of nutrients leached within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (choppered plots: filled columns; control plots: open columns); a-d: mean values ($n = 4$); e: mean values ± 1 SD (n of measurements = 48), significant differences between treatment and control are indicated by an asterisk: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

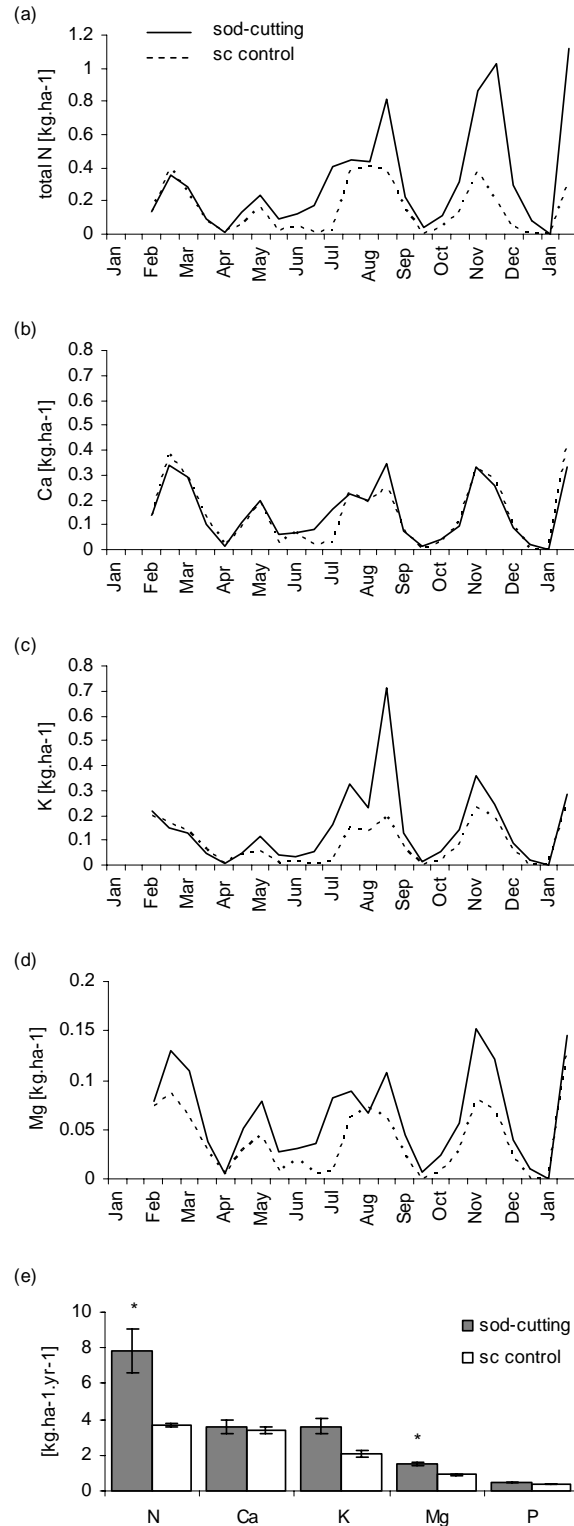


Figure 4 Annual course of leaching of N (a), Ca (b), K (c), and Mg (d) within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (sod-cut plots: solid line; control plots: thin line); (e): annual quantities of nutrients leached within the first year after the management experiment was carried out on the treatment plots (sod-cut plots: filled columns; control plots: open columns); a-d: mean values ($n = 4$); e: mean values ± 1 SD (n of measurements = 48), significant differences between treatment and control are indicated by an asterisk: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

Table 3

Summary of the effects of chopping (ch) and sod-cutting (sc) on the nutrient budget of the heathland studied. Nutrient input and output are given in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; mean values (+: $n = 12$; ++: $n = 9$; +++: $n = 4$; SDs were shown in Fig. 2, Fig. 3 and Tab. 2). Theoretical Effective Period (TEP) in years; TEP for P was calculated in approximation for the following scenario: annual atmospheric deposition = $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; annual leaching control/increased leaching = $0 / 0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

	ch					sc				
	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Annual atmospheric deposition ⁺	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5
Annual leaching control ⁺⁺⁺	6.2	4.8	1.5	0.7	< 0.4	3.7	3.4	2.1	0.9	< 0.4
Annual net input	16.6	0.3	2.1	2.1	<0.5	19.1	1.7	1.5	1.9	<0.5
Removal above-ground biomass ⁺⁺	155.0	36.7	34.4	11.9	10.0	107.3	29.8	26.6	9.1	6.1
Removal organic layer ⁺⁺	833.0	89.0	28.6	22.1	31.6	960.7	97.6	49.3	26.6	36.1
Removal A-horizon ⁺⁺	not affected					611.0	63.3	88.5	20.0	29.8
Increased leaching within 10 yrs. (ch) / 15 yrs. (sc) ⁺⁺⁺	19.8	8.8	6.6	1.7	<0.6	32.8	1.6	12.0	4.8	<0.8
Net output	1007.8	134.5	69.6	35.7	<42.2	1711.8	192.3	176.4	60.5	<72.8
Theoretical Effective Period	60.7	448.3	33.1	17.0	>83.2	89.6	113.1	117.6	31.9	>144.0

N-leaching after sod-cutting amounted to $7.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (53% more than in control plots) and after chopping to $9.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (35% more than in control plots). The quantities of leached P were close to the analytically detectable threshold value and thus below $0.5/0.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ for the treatment and control plots, respectively.

Nutrient balances and Theoretical Effective Period (TEP)

Table 3 summarises output-input flows and gives the TEP for a particular element (last row in Table 3). With reference to N, for example, the application of chopping/sod-cutting removed quantities that corresponded to 60.7 and 89.6 years annual net input, respectively.

As P-concentrations fell below the analytically detectable threshold value, the TEP for P was calculated for the following scenario: maximal accumulation of P (assumption: deposition = $0.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$; leaching control = $0.0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$; increased leaching = $0.0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$). For this scenario the TEP for P was 83.2 years (ch) and 144.0 years (sc).

Discussions and Conclusions

Atmospheric nutrient deposition, nutrient stores, and leaching control plots

Atmospheric nutrient input in the study area was comparable to other regions in NW Germany (Bleeker et al., 2000; Herrmann et al., 2005). It was also in the range reported by studies conducted in the UK (Kirkham, 2001; Power et al., 2001; Schmidt et al., 2004), and was somewhat lower than deposition rates in many regions in the Netherlands (Bakema et al., 1994; Erisman and de Vries, 2000; Schmidt et al., 2004). By contrast, deposition rates reported from Denmark were somewhat lower than in our study area (Hansen and Nielsen, 1998; Schmidt et al., 2004). However, N-deposition in the study area exceeded critical load values for dry heathlands (Achermann and Bobbink, 2003). This emphasises the need for appropriate management prescriptions aiming at the removal of nutrients on a long-term basis.

The amount of above-ground biomass was in the order of that reported by other authors, although it was highly variable within the treatment plots (SD in Figure 2; Matzner and Ulrich, 1980; Engel, 1988; Diemont and Oude Voshaar, 1994). Our values were also in the range given by other authors for mean nutrient contents (N and P) in the prevailing plant species, *Calluna vulgaris*, *Deschampsia flexuosa* and *Molinia caerulea* (Aerts, 1993; Rode and Schmitt, 1995; Alonso et al., 2001; Kirkham, 2001).

The amount of organic matter in the O-layer was in good agreement with results reported by Engel (1988) and Diemont (1994). By contrast, lower humus accumulation (O-layer) is known from the UK (Chapman and Webb, 1978). N-stores in the O-layer and the A-horizon corresponded to findings of Engel (1988). Comparable values for the nutrient content in the O-layer were also found by Rode (1995) and Mitchell et al. (2000), although the latter study focused on successional sites. We conclude that nutrient stores in above-ground biomass and soil were representative for many dry lowland heaths in NW Central Europe.

Some authors suppose that there is little N-leaching in heathlands (Berendse, 1990; Bobbink et al., 1998; Power et al., 1998a; Power et al., 2004). Taking data from Denmark, the UK, the Netherlands and Germany it appears that there is a wide range in the rate of N-leaching in lowland heathlands. Low leaching rates were measured by Herrmann et al. (2005) and Nielsen et al. (2000), whilst highest values were achieved in heathlands studied by Schmidt et al. (2004) and Troelstra et al. (1997). This wide range may be attributed to regional differences in atmospheric loads, soil properties, vegetation cover, and mineralisation rates caused by e.g. climatic influence. Leaching rates in our control plots were in the middle of the range represented by these data.

Nutrient output due to choppering and sod-cutting

The nutrient output resulting from mechanical management is primarily affected by the cutting depth and the nutrient stores in the above-ground biomass and soil. As expected, quantities of nutrients removed were highest in the sod-cut plots (Table 3). However, nutrient stores in the above-ground biomass in the choppered plots (e.g. N: 155.0 kg.ha⁻¹; Table 3) exceeded those in the sod-cut plots (e.g. N: 107.3 kg.ha⁻¹). Two reasons may account for this: Firstly, the amount of above ground biomass was higher in the choppered plots (Figure 2). Secondly, nutrient concentrations in *Deschampsia*, the prevailing graminoid species in the choppered plots, were distinctly higher than in *Molinia*, which was dominant in the sod-cut plots. Nutrient concentrations in plants change in the course of the year and were, at the sampling time (September – October), 2.11% (N) / 0.13% (P) for *Deschampsia* and 0.94% (N) / 0.06% (P) for *Molinia* (Sieber et al., 2004). These values were in agreement with the findings of Aerts (1993).

Compared to the above-ground biomass the removal of the O-layer and the A-horizon caused much higher nutrient losses (Table 3). Nutrient stores in the A-horizon were even higher than those in the O-layer (Table 2). Practical demands on management measures brought up the question as to whether the amount of nutrient removal is related to the volume of O- and A-material. Therefore we compared the volume of O-layer and A-horizon (Results section) to the corresponding nutrient content (Table 2). Our data showed that the O-layer contained more N per volume than the A-horizon, as N is primarily fixed in organic material. Consequently, N-budgets were more affected by the removal of a certain volume of O-layer than by removal of the same quantity of the A-horizon. By contrast, K-content in the A-horizon was distinctly higher than in the O-layer as K occurs (in sandy soils) mostly in silicates (e.g. feldspars). However, it is unlikely that K-removal leads to a deficiency in K for plants, because silicates can be found in similar amounts in all mineral horizons. Hence, the effect of removing greater amounts of K with the A-horizon does not seriously affect the K-supply for plants. However, as costs for management depend on the volume of waste material (Müller, 2004), choppering is more efficient than sod-cutting with respect to N-removal.

Nutrient output due to increased leaching

Nutrient leaching after management was elevated in both the choppered and the sod-cut plots. Significant differences were observed in N- (ch and sc), K- (ch) and Mg-leaching (sc). This may be attributed to increased quantities of percolating soil water due to distinctly reduced evapotranspiration rates as well as to missing nutrient uptake by plants (Gimingham et al., 1981; Sieber et al., 2004; Niemeyer et al., 2005). Additionally, it is likely that

mineralisation rates increase after management (Berendse, 1990; Bakema et al., 1994). Two factors may account for this. Firstly, there are many dead plant roots and a considerable amount of other organic material remaining in the soil, all of which starts to decompose after vegetation has been removed (Berendse, 1990; Mitchell et al., 2000; Dorland et al., 2004). Secondly, elevated soil temperatures, attributed to the removal of shading vegetation, may lead to increased mineralisation rates (Mallik and FitzPatrick, 1996; Anderson and Hetherington, 1999; Schmidt et al., 2002). As a consequence, more nutrients are mobilised and percolate. This interpretation can also be derived from the annual course of leaching rates (Figures 3 and 4). In the months with higher temperatures, i.e. from April to September, distinctly more nutrients percolated into the treatment plots. Furthermore, it is known that after sod-cutting nitrifying activity decreases due to the removal of greater amounts of nitrifying bacteria and reduced soil moisture content. This leads to ammonium enrichment in the topsoil (Dorland et al., 2004). Acidifying effects of NH_4^+ may lead to a replacement of cations at exchange sites in the soil (Brady and Weil, 2002). This process may explain the fact that elevated quantities of K and Mg were leached through the treatment plots, since these ions were replaced by NH_4^+ .

Our calculation of increased leaching rates must be considered an approximation. There are some uncertainties as to how leaching rates develop after the first year post-management. Since vegetation cover has a considerable influence on leaching rates, all irregularities in the process of regeneration (time span, pattern, species composition) may affect the outcome of the calculation. Furthermore, immobilisation of nutrients by microbes or by sorption processes in the soil (Meiwes et al., 1998; Nielsen et al., 2000; Power et al., 2004) may influence the assumed decrease pattern. However, as Table 3 shows, the total nutrient loss due to leaching was always very low compared to the output caused by the removal of above-ground biomass and soil. For example, increased N-leaching amounted to only 2.0% (ch) and 1.9% (sc) of total N-output, respectively. An underestimation of increased N-leaching by 100% would prolong the TEP by 2%, which corresponds to 1.2 (ch) or 1.7 (sc) years, respectively. Thus, we conclude that choppering and sod-cutting caused increased nutrient losses through leaching, but that the overall effect on the nutrient budget of heathlands is of minor importance.

Nutrient balances and Theoretical Effective Period (TEP)

This study presents the clear finding that the effect of sod-cutting on nutrient balances (N, K, Mg, P) is of much longer duration than the effect of choppering. TEP for sod-cutting was prolonged by a range of 48% (N) and 254% (K) of the TEP for choppering (Table 3). The removal of high nutrient stores in the A-horizon by sod-cutting was primarily responsible for

these differences, whilst the effect of higher nutrient leaching after sod-cutting can only explain a negligibly small part. By contrast, it is conspicuous that TEP for Ca after chopping (448 years) was much higher than after sod-cutting. This is explained by the very low net input rates of Ca caused by high Ca-leaching in the control plots ($4.8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$); probably due to slightly higher loam contents in the control plots.

Outcomes of TEP are affected by certain other soil chemical processes that have not been quantified in this study, but need to be addressed when interpreting TEP outcomes. One source of uncertainty in our calculation of the TEPs for N are losses caused by denitrification. Such losses would increase the output rates and, thus, the TEP. As denitrification takes place primarily in wet heathlands (Troelstra et al., 1997), the underestimation of the TEP in our study may be comparatively low as regards this process. In addition, interpretation of TEP outcomes must also take into account the fact that small amounts of K, Ca and Mg may be released from soils due to weathering of minerals. (Brady and Weil, 2002). In sandy podzols of the study area the Ca-, Mg-, and K-contents of the C-horizons were below 0.04%, 0.14%, and 0.28%, respectively (own unpublished data). These stores are very low compared with stores in the above-ground biomass and humus horizons. Weathering of minerals may thus have slight effects on the TEP calculated for K, but be negligible for Ca and Mg (as regards podzols). In contrast, TEPs calculated for N and P are not affected by mineral weathering due to the very low N and P content of mineral sandy podzols (for P < 0.01% (own unpublished data); Brady and Weil, 2002).

Almost all nutrient-poor ecosystems show distinct responses to elevated N-loads (Herrmann et al., 2005). In this context, N:P ratios are a helpful tool in predicting ecosystem responses to an increasing N-supply, as they indicate the type of nutrient limitation involved (i.e. N- vs. P-limitation; Güsewell and Koerselman, 2002; Olde Venterink et al., 2003). As high-intensity management measures affected N- and P-budgets to a different degree, nutrient limitation of plant growth in heathlands may be influenced by such measures. In our experiments N:P ratios for net output were lower than those for net input (derived from Table 3). This means that in the course of chopping and sod-cutting relatively more P than N was removed. This is reflected by higher TEPs for P than for N (Table 3). Thus, N:P ratios in the vegetation and in the humus horizons will increase in the long term and P will become an increasingly (co)-limiting factor for vegetation growth (Koerselman and Meuleman, 1996; Kirkham, 2001). Higher availability of N and lower availability of P will favour species that are well adapted to P-limited sites, for example *Molinia*, (Kirkham, 2001). This highly competitive species causes serious problems in heathland conservation (Heil and Bruggink, 1987; Ross et al., 2003; Marrs et al., 2004; Milligan et al., 2004). As a consequence, a reduction of

atmospheric nitrogen loads seems to be indispensable for heathland conservation in the long term.

In summary, we derived the following consequences for conservation management (with regard to N and P):

i) The effect of N and P removal after both ch and sc will be of much longer duration than one life-cycle of *Calluna* and even longer than humus re-accumulation would take (Berendse, 1990). Hence, high-intensity measures should be followed by low-intensity management measures which affect only above-ground biomass, in order to rejuvenate overaged dwarf shrubs, and remove trees and shrubs. Prescribed winter burning in particular seems to be suitable. This management measure not only induces successful vegetative or generative regeneration of *Calluna* (Mallik and Gimingham, 1985; Nilsen et al., 2005), but also prevents an increasing P-shortage, owing to high return rates from ash (Niemeyer et al., 2005). Moreover, a mix of several management measures on a small scale is important in order to preserve spatial and temporal heterogeneity in heathlands (Webb, 1998; Vandvik et al., 2005).

ii) Although the effect of nutrient removal after sod-cutting lasts longer than after choppering, TEP for N and P still amount to more than 60 and 83 years respectively for the choppered plots. Choppering was shown to be able to remove more N per volume unit, due to higher N contents in the organic layer. Hence, amongst other advantages (e.g. faster in application, less waste material, faster vegetation recovery) choppering is more economical than sod-cutting. Consequently, choppering should be viewed as the preferred method as far as nutritional and economical demands are concerned.

Acknowledgements

This research project was supported by the German Federal Ministry of Education and Research, Project No 01LN0006. We acknowledge both the support of the Alfred Toepfer Academy (NNA) for the field experiments and the project coordination. G. von Oheimb is thanked for his critical reading of the manuscript.

References

- Achermann, B., Bobbink, R. (Eds.), 2003. Empirical critical loads for nitrogen, Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL), Berne, Switzerland.
- Aerts, R., 1993. Biomass and nutrient dynamics of dominant plant species from heathlands, in: Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 51-84.
- Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), 1993. *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- Alonso, I., Hartley, S.E., Thurlow, M., 2001. Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *J. Veg. Sci.* 12, 249-260.
- Anderson, J.M., Hetherington, S.L., 1999. Temperature, nitrogen availability and mixture effects on the decomposition of heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) and bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) litters. *Funct. Ecol.* 13, 116-124.
- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F., Heil, G.W., 1994. HEATHSOL: a heathland competition model. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Report No. 259102009, Bilthoven, the Netherlands.
- Bakker, J.P., Berendse, F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 14, 63-68.
- Barker, C.G., Power, S.A., Bell, J.N.B., Orme, C.D.L., 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. *Biol. Conserv.* 120, 41-52.
- Berendse, F., 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *J. Ecol.* 78, 413-427.
- Bleeker, A., Draaijers, G.P.J., Klap, J.M., van Jaarsveld, J.A., 2000. Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Report No. 722108027, Bilthoven, the Netherlands.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M., 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation - a review. *J. Ecol.* 86, 717-738.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2002. *The nature and properties of soils*, 13. edn. Prentice Hall, London, UK.
- Britton, A.J., Marrs, R.H., Carey, P.D., Pakeman, R.J., 2000. Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, south east England. *Biol. Conserv.* 95, 227-232.
- Chapman, S.B., Webb, N.R., 1978. The Productivity of a *Calluna* Heathland in Southern England. *Ecol. Studies* 27, 247-262.
- Diemont, W.H., 1994. Effects of removal of organic matter on the productivity of Dutch heathlands. *J. Veg. Sci.* 5, 409-414.
- Diemont, W.H., Linthorst Homan, H.D.M., 1989. Re-establishment of dominance by dwarf shrubs on grass heaths. *Vegetatio* 85, 13-19.
- Diemont, W.H., Oude Voshaar, J.H., 1994. Effects of climate and management on the productivity of Dutch heathlands. *J. Appl. Ecol.* 31, 709-716.
- Dorland, E., van den Berg, L.J.L., van den Berg, A.J., Vermeer, M., Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant Soil* 265, 267-277.
- Engel, S., 1988. Untersuchungen über schwefel- und stickstoffhaltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. PhD thesis, University of Gießen, Germany.
- Erisman, J.W., de Vries, W., 2000. Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environ. Rev.* 8, 65-93.
- Forgeard, F., 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecol.* 11, 191-213.
- Gauger, T., Köble, R., Anshelm, F., 2000. Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme, Teil I: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. Institut für Navigation der Universität Stuttgart, Bericht No. 29785079, Stuttgart, Germany.
- Gimingham, C.H., 1994. Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. *Phytocoenologia* 24, 615-626.

- Gimingham, C.H., Hobbs, R.J., Mallik, A.U., 1981. Community dynamics in relation to management of heathland vegetation in Scotland. *Vegetatio* 46, 149-155.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M., Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany.
- Güsewell, S., Koerselman, W., 2002. Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspect. Plant Evol. Syst.* 5, 37-61.
- Hansen, B., Nielsen, K.E., 1998. Comparison of acidic deposition to semi-natural ecosystems in Denmark - Coastal heath, inland heath and oak wood - Forest decline in West Germany. *Atmos. Environ.* 32, 1075-1086.
- Heil, G.W., Aerts, R., 1993. General introduction, in: Aerts, R., Heil, G.W. (Eds.), *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 1-24.
- Heil, G.W., Bruggink, M., 1987. Competition for nutrients between *Calluna vulgaris* (L.) Hull. and *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Oecologia* 73, 105-107.
- Heil, G.W., Diemont, W.H., 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio* 53, 113-120.
- Herrmann, M., Pust, J., Pott, R., 2005. Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. *Plant Soil* 273, 129-137.
- Kirkham, F.W., 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. *J. Ecol.* 89, 1041-1053.
- Koerselman, W., Meuleman, A.F.M., 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33, 1441-1450.
- Koopmann, A., Mertens, D., 2004. Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet "Lüneburger Heide" - Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. *NNA Berichte* 17, 44-61.
- Lamble, K.J., Hill, S.J., 1998. Microwave digestion procedures for environmental matrices. *Analyst* 123, 103R-133R.
- Maes, D., Vanreusel, W., Talloen, W., Van Dyck, H., 2004. Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). *Biol. Conserv.* 120, 233-245.
- Mallik, A.U., FitzPatrick, E.A., 1996. Thin section studies of *Calluna* heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use Manage.* 12, 143-149.
- Mallik, A.U., Gimingham, C.H., 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *J. Ecol.* 73, 633-644.
- Marrs, R.H., 1993. An assessment of change in *Calluna* heathlands in Breckland, eastern England, between 1983 and 1991. *Biol. Conserv.* 65, 133-139.
- Marrs, R.H., Le Duc, M.G., 2000. Factors controlling vegetation change in long-term experiments designed to restore heathland in Breckland, UK. *Appl. Veg. Sci.* 3, 135-146.
- Marrs, R.H., Phillips, J.D.P., Todd, P.A., Ghorbani, J., Le Duc, M.G., 2004. Control of *Molinia caerulea* on upland moors. *J. Appl. Ecol.* 41, 398-411.
- Matzner, E., Ulrich, B., 1980. The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 143, 666-678.
- Meiwes, K.J., Merino, A., Beese, F.O., 1998. Chemical composition of throughfall, soil water, leaves and leaf litter in a beech forest receiving long term application of ammonium sulphate. *Plant Soil* 201, 217-230.
- Milligan, A.L., Putwain, P.D., Cox, E.S., Ghorbani, J., Le Duc, M.G., Marrs, R.H., 2004. Developing an integrated land management strategy for the restoration of moorland vegetation on *Molinia caerulea*-dominated vegetation for conservation purposes in upland Britain. *Biol. Conserv.* 119, 371-385.
- Mitchell, R.J., Auld, M.H.D., Hughes, J.M., Marrs, R.H., 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. *Biol. Conserv.* 95, 233-246.
- Müller-Westermeier, G., 1996. *Klimadaten von Deutschland, Zeitraum 1961-1990*. Selbstverlag d. Dt. Wetterdienstes, Offenbach, Germany.
- Müller, J., 2004. Cost-benefit ratio and empirical examination of the acceptance of heathland maintenance in the Lüneburg Heath Nature Reserve. *J. Environ. Plan. Manage.* 47, 757-771.
- Nielsen, K.E., Hansen, B., Ladekarl, U.L., Nørnberg, P., 2000. Effects of N-deposition on ion trapping by B-horizons of Danish heathlands. *Plant Soil* 223, 265-276.

- Niemeyer, T., Niemeyer, M., Mohamed, A., Fottner, S., Härdtle, W., 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Appl. Veg. Sci.* 8, 183-192.
- Nilsen, L.S., Johansen, L., Velle, L.G., 2005. Early stages of *Calluna vulgaris* regeneration after burning of coastal heath in central Norway. *Appl. Veg. Sci.* 8, 57-64.
- Olde Venterink, H., Wassen, M.J., Verkroost, W.M., de Ruiter, P.C., 2003. Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. *Ecol.* 84, 2191-2199.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A., 1998a. Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. *Environ. Pollut.* 102, 27-34.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A., Sheppard, L.J., 1998b. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *New Phytol.* 138, 663-674.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Terry, A.C., Caporn, S.J.M., Pilkington, M.G., Wilson, D.B., Barker, C.G., Carroll, J.A., Cresswell, N., Green, E.R., Heil, G.W., 2004. Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands. *Water Air Soil Poll.* 4, 259-267.
- Power, S.A., Barker, C.G., Allchin, E.A., Ashmore, M.R., Bell, J.N.B., 2001. Habitat Management: A tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition? *Sci. World* 1, 714-721.
- Rode, M.W., 1995. Aboveground nutrient cycling and forest development on poor sandy soil. *Plant Soil* 168-169, 337-343.
- Rode, M.W., Schmitt, U., 1995. Nutrient distribution and enrichment within the above ground biomass of three successional ecosystems. *Aarhus Geosci.* 4, 45-52.
- Roem, W.J., Berendse, F., 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biol. Conserv.* 92, 151-161.
- Rose, R.J., Webb, N.R., Clarke, R.T., Traynor, C.H., 2000. Changes on the heathlands in Dorset, England, between 1987 and 1996. *Biol. Conserv.* 93, 117-125.
- Ross, S., Adamson, H., Moon, A., 2003. Evaluating management techniques for controlling *Molinia caerulea* and enhancing *Calluna vulgaris* in upland wet heathland in northern England, UK. *Agr. Ecosyst. Environ.* 97, 39-49.
- Schmidt, I.K., Jonasson, S., Shaver, G.R., Michelsen, A., Nordin, A., 2002. Mineralization and distribution of nutrients in plants and microbes in four arctic ecosystems: responses to warming. *Plant Soil* 242, 93-106.
- Schmidt, I.K., Tietema, A., Williams, D., Gundersen, P., Beier, C., Emmett, B.A., Estiarte, M., 2004. Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. *Ecosystems* 7, 638-649.
- Sedláková, I., Chytrý, M., 1999. Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. *Plant Ecol.* 143, 77-87.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004. Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte* 17, 92-107.
- Terry, A.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., Allchin, E.A., 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *J. Appl. Ecol.* 41, 897-909.
- Tessier, J.T., Raynal, D.J., 2003. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *J. Appl. Ecol.* 40, 523-534.
- Troelstra, S.R., Wagenaar, R., Smant, W., 1997. Utilization and leaching of nitrate from two *Deschampsia*-dominated heathland sites: a lysimeter study using intact soil columns. *Plant Soil* 197, 41-53.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Maren, I.E., Aarrestad, P.A., 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. *J. Appl. Ecol.* 42, 139-149.
- Webb, N.R., 1998. The traditional management of European heathland. *J. Appl. Ecol.* 35, 987-990.
- Wong, M.-K., Gu, W., Ng, T.-L., 1997. Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. *Anal. Sci.* 13, 97-102.

Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus

Niemeyer, T.^{1*}; Niemeyer, M.^{1,2}; Mohamed, A.^{1,3}; Fottner, S.^{1,4} & Härdtle, W.^{1,5}

¹Institute for Ecology and Environmental Chemistry, University of Lueneburg, Scharnhorststr. 1, 21332 Lueneburg, Germany; ²E-mail mniemeye@uni-lueneburg.de; ³E-mail menam@uni-lueneburg.de;

⁴E-mail silke.fottner@uni-lueneburg.de; ⁵E-mail haerdtle@uni-lueneburg.de;

*Corresponding author; Fax +49 41316772808; E-mail thomas.niemeyer@uni-lueneburg.de

Abstract

Question: Can prescribed winter burning compensate atmospheric nutrient loads for dry heathlands? What effects does prescribed burning have on nutrient balances, particularly as regards the limiting nutrients N and P?

Location: Lueneburg Heath, NW Germany.

Methods: In two burning experiments (in 10/15 year old *Calluna*-stands) nutrient balances (for N, Ca, K, Mg, P) were calculated by analysing nutrient inputs (atmospheric deposition, ash deposition), nutrient stores (above-ground biomass, organic horizon) and nutrient outputs (biomass combustion, leaching).

Results: Atmospheric nutrient deposition amounted to 22.8 kg.ha⁻¹.a⁻¹ for N and <0.5 kg.ha⁻¹.a⁻¹ for P. Nutrient stores in the above-ground biomass were 95/197 kg.ha⁻¹ for N and 5/13 kg.ha⁻¹ for P (first/second experiment, respectively). From these stores 90/53% (for N) and 25/14% (for P) were removed by burning. Effects of leaching on nutrient balances were low. In the first two years after burning, leaching rates of N increased by about 4/6 kg.ha⁻¹, whereas leaching rates of P did not change significantly. Input/output-ratios showed that prescribed burning leads to positive nutrient balances for N, Ca and Mg in the long term. For example, the amounts of N removed by prescribed burning are equivalent to ca. five years of atmospheric inputs. Applied in ten-year cycles, this measure alone cannot prevent N accumulation in the long term.

Conclusion: Regarding 10/15 year old *Calluna*-heaths, we assume that prescribed burning cannot compensate for atmospheric N inputs, thus making long-term changes in the nutritional state inevitable. Therefore, prescribed burning should be applied in combination with high-intensity management measures.

Keywords: Above-ground biomass; Atmospheric nutrient deposition; *Calluna vulgaris*; *Deschampsia flexuosa*; Heathland management; Leaching; Nutrient removal.

Abbreviation: TEP = Theoretical Effective Period.

Introduction

Heathlands were recognized as an important habitat by the European Union Habitats Directive in 1986 (Webb 1998; Marcos et al. 2003) and are considered one of the most important cultural landscapes in Europe. Conservation of heathlands has become a major issue (Diemont 1996; Terry et al. 2004) and projects have been started at national and international levels aiming at preserving and restoring existing heathlands and re-creating them within their original distribution area (Marcos et al. 2003; Dorland et al. 2003, 2004, 2005).

Traditional land use has perpetuated ecosystems of a low nutrient status in which plant succession is arrested (Webb 1998). Inputs, losses and turnover of nutrients in heathlands, where nutrients are present at low levels, are important in both the functioning and management of habitats (Chapman et al. 1989).

The increasing amount of nutrient input by atmospheric deposition in recent decades and the abandonment of traditional land use has led to an invasion by the grass *Deschampsia flexuosa* or other plant species of less ecological value and, thus, to a transition from *Calluna vulgaris* dominated heathland to grassland (Marrs 1993; Uren et al. 1997; Kirkham 2001; Roem et al. 2002). Such changes in heathlands have been observed in many European countries (Britton et al. 2001; Dorland et al. 2003; Marcos et al. 2003). In order to preserve these landscapes, the employment of management practices to remove nutrients has increased in importance (Erismann & de Vries 2000; Power et al. 2001). Prescribed burning, alongside grazing, is still the predominant measure in the management of lowland heaths (Pakeman et al. 2003). Consequently, the important role of fire in restoring and conserving heathland has been repeatedly documented (e.g. Mallik & Gimingham 1985; Forgeard 1990; Adams et al. 1994; Gimingham 1992; Allchin et al. 1996; Valbuena & Trabaud 2001).

From a nature conservation point-of-view, it is important to know to what extent prescribed burning may

counterbalance atmospheric nutrient loads, or whether combinations with high-intensity management measures are needed to preserve a low nutrient status. The main objective of our study was to investigate the effects of fire on the nutrient balances of heathlands in order to assess whether prescribed burning is a sufficient measure for the removal of nutrients added to heathlands by atmospheric deposition. As N and P are known to be the most important nutrients limiting growth of heathlands (Koerselman & Meuleman 1996; Gerdol et al. 2000; Tessier & Raynal 2003), we focused particularly on the effects of prescribed burning on the budget and balance of these nutrients. In addition, balances were calculated for Ca, K and Mg. The following questions have been addressed in our study: 1. Can prescribed winter burning counterbalance atmospheric nutrient loads in dry heathland ecosystems? 2. What effects does prescribed burning have on nutrient balances of heathlands, particularly as regards the limiting nutrients N and P? 3. What impact does the amount of above-ground biomass have on the effectiveness of prescribed burning?

Methods

Study area

The study area is located in the northern part of the nature reserve Lüneburger Heide, Lueneburg Heath (Lower Saxony, NW Germany, 53°15' N, 9°58' E, 105 m a.s.l.). It is characterized by Pleistocene sandy deposits. Prevailing soil types are nutrient-poor Podzols or podzolic soils, with $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ values in the topsoil ranging between 3.3 and 3.5. The climate is of a humid suboceanic type. Mean precipitation values amount to 811 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ and the mean temperature amounts to 8.4 °C (Müller-Westermeier 1996).

Sample plots and prescribed burning procedure

In the study area, two burning experiments were carried out on two randomly selected sample plots, which differed in the age of the dwarf shrub (*Calluna vulgaris*) vegetation. The first sample plot (first experiment) was dominated by about ten-year-old *Calluna vulgaris* stands (with negligible amounts of grasses and cryptogams). The second sample plot (second experiment) was characterized by ca. 15-year-old *Calluna vulgaris* stands, in which *Deschampsia flexuosa* and cryptogams (forming an understorey layer under the dwarf shrub canopy) were co-dominant. Owing to the fact that *Calluna vulgaris* was older, above-ground biomass was expected to be higher in

Experiment. 2. In each sample plot (0.8 ha in size) eight experimental plots (20 m × 20 m in size) were selected at random. Four experimental plots were burned (treatment plots), and the remaining four served as controls (control plots; i.e. four replicates per experiment). In the Lueneburg Heath, prescribed burning is generally applied during the winter. Important prerequisites for prescribed burning are periods of fine weather and low wind velocities. Winter burns are low-temperature fires and, thus, do not affect the organic horizon (Niemeyer et al. 2004). Treatment plots in the first experiment were burned in late winter (16.02.2001), and in Experiment 2 in early autumn (18.10.2001). The two sample plots were neither managed nor grazed during the past decade.

Analysis of atmospheric nutrient inputs

Atmospheric nutrient input was measured by means of 12 bulk samplers (type Münden 200; Inst. of Forest Hydrology, Hannoversch Münden, DE) installed 100 cm above ground (six samplers per experiment). To avoid contamination by birds or insects, samplers were protected by a surrounding ring and a synthetic sieve inside. Samples were collected biweekly for a period of two years in the first experiment, and for one year in Experiment 2 (starting immediately after the burning of treatment plots). Samples were kept in a fridge (< 4 °C; for a maximum of three months) until analysis. Ca-, K-, Mg- and P-concentrations were determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES; Optima 3300 RL; Perkin Elmer, Burladingen, DE). For analysing N-concentrations samples were dissolved in a K_2SO_4 -NaOH solution according to the Koroleff method (Grasshoff et al. 1983), and afterwards subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, DE). Total N was measured with an ion chromatograph (IC-DX 120 Dionex; Idstein, DE). The analysis procedure described above makes chemical conservation of samples unnecessary (Grasshoff et al. 1983).

In experiments over a period of six years, Gauger et al. (2000) compared bulk – and total (wet and dry) – deposition data. The authors found that bulk deposition samplers underestimate total N-, Ca-, K-, and Mg-deposition by about 23.2%, 35.3%, 25.0% and 35.7%, respectively. In order to estimate the total deposition, bulk deposition of N, Ca, K and Mg was corrected by the factors 1.30, 1.54, 1.33 and 1.55, respectively (according to Gauger et al. 2000; Bleeker et al. 2000).

Analysis of nutrient losses by leaching

Nutrient loss by leaching was determined by means of a lysimeter consisting of intact soil cores (100 cm in length and 10 cm in diameter) and tension controlled porous cup soil water samplers (PE-sinter/0.45 μ nylon-membrane; Umwelt-Geräte-Technik, Müncheberg, DE). Soil water samplers were installed at depths of 100 cm. In the first experiment, the leachate was analysed over a period of two years in two treatment and two control plots ($n = 2$). The leachate in Experiment 2 was analysed in all treatment and all control plots ($n = 4$). Samples were taken simultaneously and at the same intervals as deposition samples. Digestion and analysing procedures were the same as for the deposition samples.

Analysis of the nutrient stores in the above-ground biomass and organic horizon

In order to determine nutrient stores in the above-ground biomass, above-ground plant material in the treatment plots was harvested on randomly selected 1-m² patches before and immediately after burning ($n = 4$). Harvested plant material was separated into three groups: dwarf shrubs (i.e. *Calluna vulgaris*), graminoids (i.e. *Deschampsia flexuosa*) and cryptogams. Dried material (105 °C) was weighed, cut with a cutting mill (SM 100 S; Retsch, Haan, DE) and afterwards ground with a ball mill (pulverisette 7; Fritsch, Idar-Oberstein, DE).

In the treatment plots the organic layer was harvested on square areas (10 m \times 10 cm in size) located at the intersection points of a 10 m \times 10 m grid (points spaced 2 m apart). A total of 36 samples were obtained and thoroughly mixed (i.e. one sample per plot, $n = 4$ per experiment). This procedure was repeated immediately after burning in order to determine the level of nutrient input as a result of ash deposition. Organic material was treated in the same way as the above-ground biomass.

The N-content of ground material from plants and the O-horizon was analysed with a C/N-analyser (Vario EL; Elementar, Hanau, DE). In order to determine the Ca-, K-, Mg- and P-contents in plants and the O-horizon, ground material was dissolved in an HNO₃/HCl/H₂O₂-solution using microwave digestion (Lamble & Hill 1998; Wong et al. 1997). Digests were analysed with Inductively coupled plasma optical emission spectroscopy, ICP-OES.

Calculation of nutrient balances

For the calculation of nutrient balances, net nutrient inputs were compared with net nutrient outputs. We defined the annual net input of nutrients as the difference between the annual deposition and the annual

leaching measured in the control plots. Nutrient losses from the above-ground biomass were calculated by comparing nutrient contents of the above-ground biomass and the unburned remainder. Nutrient losses during the burning procedure are due to the emission of gaseous compounds and ash particles (Diemont 1996). Ash particles are partly deposited and thus remain in the system (Allen et al. 1969; Evans & Allen 1971; Gimingham 1972). The nutrient deposition by ash and possible combustion of organic material (of the O-horizon) was calculated by comparing the nutrient contents of the O-horizon (of treatment plots) before and immediately after burning.

It is likely that leaching rates increase after burning due to increased mineralization rates in the O-horizon (Mallik 1986; Berendse 1990; Kirschbaum 1995; Schmidt et al. 2002) and decreased transpiration rates of the vegetation (Mallik & FitzPatrick 1996; Anderson & Hetherington 1999). With the regeneration of vegetation, leaching rates decrease continuously whilst evapotranspiration and nutrient uptake rates of the regenerating vegetation increase (Gimingham 1972; Forgeard 1990). According to Forgeard (1990), Maltby et al. (1990) and Sedláková & Chytrý (1999) it takes about six years for the vegetation cover (particularly as regards the dwarf shrubs) to achieve the situation as it was prior to prescribed burning. Hence, it is likely that increased leaching rates take place mainly within six years after burning, due to the effects described above. In order to calculate the increase of leaching rates after burning in approximation, we presume that nutrient outputs by leaching are maximal within two years after burning (Experiment 1: measured; Experiment 2: calculated according to the results of Experiment 1). With the vegetation recovery in the third year after burning, nutrient losses by leaching decrease continuously (linear decrease) until the status quo ante is achieved after six years. Thus, the total amounts of nutrient loss in a heath due to increased leaching after burning, may be calculated according to the following equation:

$$L_{(6yr)} = L_{(1yr)} + L_{(2yr)} + \frac{4}{5} L_{(2yr)} + \frac{3}{5} L_{(2yr)} + \frac{2}{5} L_{(2yr)} + \frac{1}{5} L_{(2yr)} - 6 L_{(control)} = L_{(1yr)} + 3L_{(2yr)} - 6 L_{(control)} \quad (1)$$

where:

$L_{(6yr)}$ = increase in leaching due to the application of prescribed burning (i.e. within six years after heathland burning);

$L_{(1yr)}$ = amount of leaching in the treatment plots in the first year;

$L_{(2yr)}$ = amount of leaching in the treatment plots in the second year;

$L_{(control)}$ = amount of annual leaching in the control.

Calculation of the theoretical effective period (TEP)

Total nutrient loss (due to the combustion of the above-ground biomass and increased leaching rates) was related to the annual net input (annual atmospheric nutrient deposition minus leaching rates in the control). This relationship provides a term of reference that describes the period of time (in years) to which the amount of nutrients removed due to prescribed burning and atmospheric nutrient input is equivalent (Britton et al. 2001). We call this the Theoretical Effective Period (TEP).

The TEP for a particular nutrient element is calculated according to the following formula:

$$\text{TEP}_{(\text{N,P,Ca,Mg,K})} = \frac{\text{output biomass} + \text{output increased leaching}}{\text{annual net nutrient input}} \quad (2)$$

where:

output biomass = differences between the amounts of nutrients in the above-ground biomass in treatment plots before and after burning minus ash deposition;

output increased leaching = differences in leaching levels between the treatment and corresponding control plots (within six years after burning);

annual net input = annual nutrient deposition minus annual leaching in the control plots.

For the calculation of the TEP we assumed that deposition rates remain unchanged over the subsequent years.

Statistics

Measurement results from atmospheric deposition, leaching, above-ground biomass and the O-horizon were subjected to one-way ANOVA (SPSS 11.5 for Windows) and Tukey's post-hoc test. Log-transformation of leaching data and arcsine-transformation of data from atmospheric deposition, nutrient contents of the above-ground biomass and O-horizon were performed prior to ANOVA.

Table 1. Annual total nutrient deposition (wet and dry deposition; means and ± 1 SD in brackets, $n = 12$) in the Lueneburg Heath. Deposition rates for P were below the analytically detectable threshold value. They thus amount to less than 0.5 kg.ha⁻¹.a⁻¹.

	N	Ca	K	Mg	P
Bulk deposition	17.5	3.3	2.7	1.8	<0.5
Estimated total deposition	22.8 (0.59)	5.1 (0.32)	3.6 (0.37)	2.8 (0.15)	<0.5

Results

Atmospheric nutrient inputs and net input rates

A comparison of the atmospheric nutrient deposition revealed no significant differences between the 12 bulk samplers ($p > 0.05$). Thus, atmospheric nutrient deposition was considered to be equal for all the experimental plots. Table 1 gives an overview of the annual amounts of nutrient deposition (means and SD) with respect to the nutrient elements considered. The N-input amounted to 22.8 kg.ha⁻¹.a⁻¹. P-deposition rates fell below the analytically detectable threshold value (0.0326 mg.L⁻¹). Deposition rates are, thus, below 0.5 kg.ha⁻¹.a⁻¹. With the exception of K, annual net input rates were in a comparable range for both experiments (e.g. for N 20.8 kg.ha⁻¹.a⁻¹ and 21.0 kg.ha⁻¹.a⁻¹; Table 2).

Leaching

Leaching rates in the treatment plots were elevated during the two years following burning (Figs. 1 and 2). They were particularly high for N, Ca and K immediately after burning and varied in a nutrient typical pattern during the course of the two years investigated (first experiment, Fig. 1). Amounts of leached nutrients were significantly higher in treatment plots than in controls for N, Ca, K and Mg in the first year, and for N, Ca and K in the second year. No significant differences were found for Mg in the second year or for P in either year. However, it should be mentioned that leaching rates of P were close to the analytically detectable threshold value. The second burning experiment yielded similar results (Fig. 2). Significantly increased leaching was found in the treatment plots for N, Ca and Mg, in which, again, the increase of nutrient losses was highest for N and Ca.

Nutrient stores in the above-ground biomass and O-horizon before and after burning

In the first experiment, above-ground biomass of *Calluna vulgaris* amounted to 11 806 kg.ha⁻¹. 84% of this biomass was burned. In Experiment 2, the above-ground biomass ratios of *Calluna* : *Deschampsia* : cryptogams amounted to 12 179 : 466 : 5311 kg.ha⁻¹. Of these groups ca. 28 : 88 : 81% of the above-ground biomass remained after burning. Table 2 summarizes the results with respect to the nutrient stores in the above-ground biomass and the O-horizon and the outputs due to burning. In the first experiment between 90-98% of the nutrients that were fixed in the above-ground biomass were removed. For example, only 10.3% (= 9.8 kg.ha⁻¹) of the N remained in the unburned above-ground biomass (N-content before burning: 95.3 kg.ha⁻¹).

- IMPACT OF PRESCRIBED BURNING ON THE NUTRIENT BALANCE OF HEATHLANDS -

187

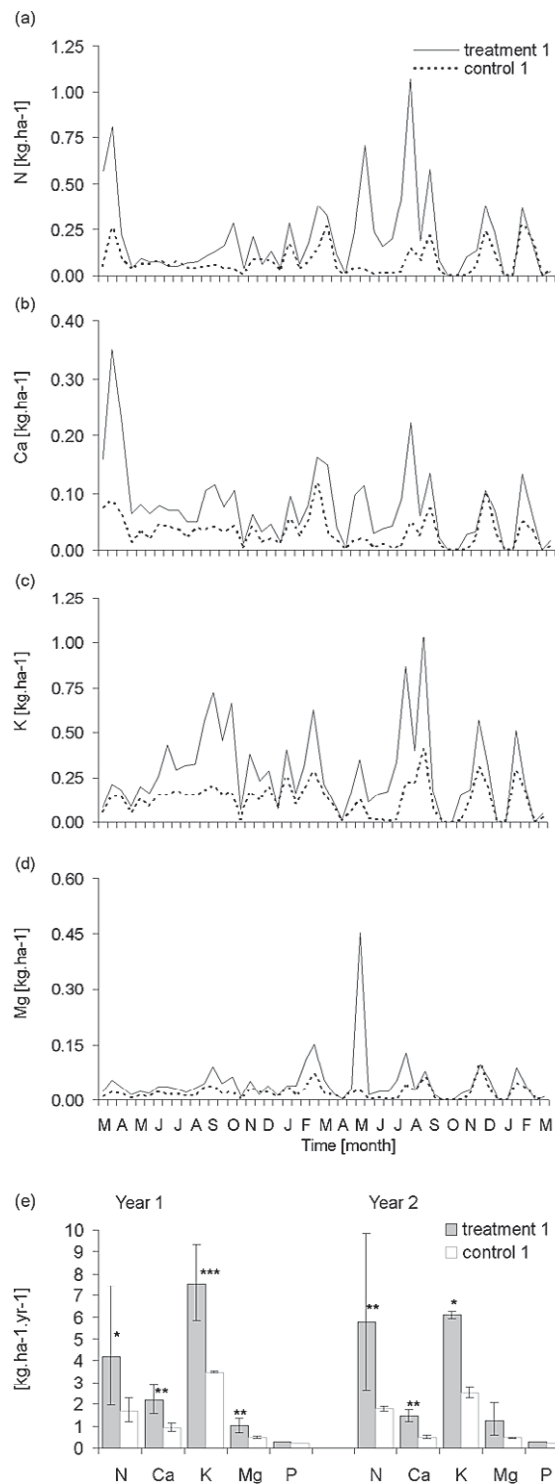


Fig. 1. Annual course (two-year period) of leaching of N (a), Ca (b), K (c) and Mg (d) (treatment plots: solid line; control plots: thin line) and annual amounts of nutrients leached (e) in the treatment plots (closed columns) and the control plots (open columns) in the first and the second year after burning (Experiment 1); a-d: Means of two samples, $n = 52$ measurements; e: Means, max. and min. values; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

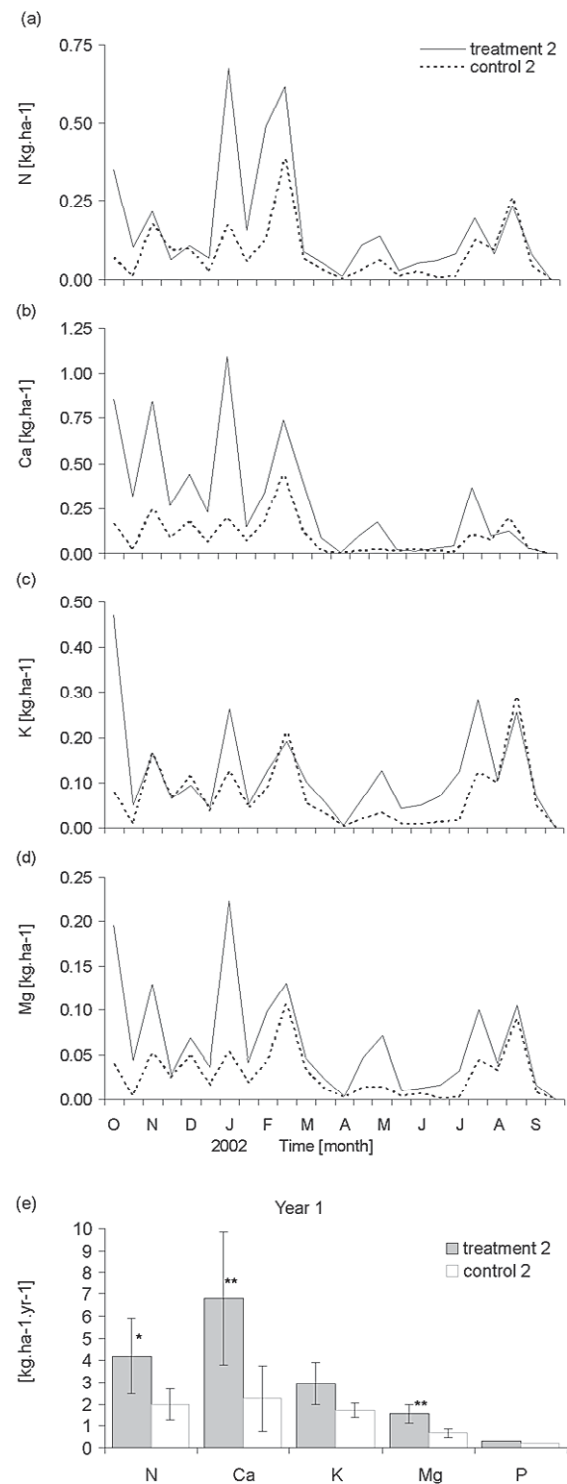


Fig. 2. Annual course (one year period) of leaching of N (a), Ca (b), K (c) and Mg (d) (treatment plots: solid line; control plots: thin line) and annual amounts of nutrients leached (e) in the treatment plots (closed columns) and the control plots (open columns) one year after burning (Experiment 2); a-d: Means of four samplers, $n =$ measurements; e: Means ± 1 SD; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$.

Table 2. Impact of prescribed burning on nutrient balances of heathlands (studied in the Lueneburg Heath in two burning experiments); values are given for the input, stores and output of nutrients; mean values of: $n = 4$ (+) or $n = 12$ (++) and ± 1 SD (in brackets) in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; Theoretical Effective Period (TEP) in years; significant differences in the nutrient stores of the O-horizon due to ash deposition are marked with: * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; ns = not significant; nc = not calculated; calculation of the increase of leaching after burning, see text.

	Experiment 1					Experiment 2					
	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P	
Calculated input	Annual atmospheric deposition ⁺⁺	22.8	5.1	3.6	2.8	<0.5	22.8	5.1	3.6	2.8	<0.5
	Annual leaching control plot ⁺	1.8 (0.5)	0.7 (0.3)	3.0 (0.8)	0.5 (0.1)	<0.2 (nc)	2.0 (0.2)	2.0 (0.6)	1.7 (0.1)	0.7 (0.1)	<0.2 (nc)
	Annual net input	21.0	4.4	0.6	2.3	<0.3	20.8	3.1	1.9	2.1	<0.3
Nutrient stores	Above-ground biomass ⁺	95.3 (10.7)	34.3 (2.3)	26.6 (3.1)	9.6 (0.8)	4.8 (0.2)	196.9 (28.3)	67.4 (7.5)	56.3 (10.3)	18.2 (1.2)	12.9 (1.4)
	Unburned remainder ⁺	9.8 (3.5)	1.5 (0.6)	0.5 (0.2)	0.3 (0.1)	0.4 (0.1)	92.7 (10.5)	28.2 (5.2)	13.0 (5.3)	6.2 (1.2)	4.9 (0.7)
	Burned biomass	85.5	32.8	26.1	9.3	4.4	104.2	39.2	43.3	12.0	8.0
	O-horizon before burning ⁺	771.8 (89.0)	77.8 (12.6)	30.6 (7.6)	17.8 (1.9)	25.4 (3.1)	736.1 (95.4)	56.1 (11.1)	31.2 (5.1)	16.9 (3.4)	23.5 (5.1)
	O-horizon after burning ⁺	766.5 ^{ns} (148.6)	103.8 ^{ns} (28.4)	49.7* (17.7)	26.8** (3.0)	28.8 ^{ns} (4.1)	741.3 ^{ns} (13.1)	91.6** (139.0)	49.3** (13.4)	27.8** (6.4)	29.9 ^{ns} (4.5)
	Ash deposition	-5.3	26.0	19.1	9.0	3.4	5.2	35.5	18.1	10.9	6.4
Output	Due to burning (smoke)	90.8	6.8	7.0	0.3	1.0	99.0	3.7	25.2	1.1	1.6
	Due to leaching	12.4	3.3	12.2	2.5	<0.2	11.1	9.3	2.9	4.1	<0.3
	Total output	103.2	10.1	19.2	2.8	<1.2	110.1	13.0	28.1	5.2	<1.9
	TEP (years)	4.9	2.3	32.2	1.2	nc.	5.3	4.2	14.8	2.5	nc

With the exception of N in Experiment 1, the nutrient stores of the O-horizon increased as a result of ash deposition. The nutrient contents in the O-horizon after burning were significantly higher for K and Mg (in Experiment 1) and for Ca, K, and Mg (in Experiment 2). Although the percentage of nutrient losses from the above-ground biomass in Experiment 2 (53-77%) was lower than in the first, the total amounts of nutrients removed in Experiment 2 were clearly higher (e.g. for N: $104.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$; Table 2). With the exception of N, the amounts of nutrients returned to the system due to ash deposition are related to the amounts of nutrients fixed in the above-ground biomass.

Comparison of the TEPs

In order to calculate the TEP with respect to a particular nutrient, the input, stores, and output rates were compared (Table 2). The TEP for a particular nutrient element is shown in the bottom row of Table 2. As regards nitrogen, for example, prescribed burning removed the amount of N that corresponds to 4.9 and 5.3 years of atmospheric input (Experiments 1 and 2, respectively). The shortest TEP was found for Ca, and amounts to 2.3 a (Experiment 1) and 4.2 a (Experiment 2). TEP for P was not calculated, as P-concentrations in the deposition and the leachate fell below the analytically detectable threshold value.

Discussion

Atmospheric nutrient inputs

The rates of atmospheric nutrient deposition found in our study area are in good agreement with other records in NW Germany (Meeseburg et al. 1995; Mück 1998; Gauger et al. 2000; Anon. 2000). They are also in the range reported in studies from the British Isles (Power et al. 1998, 2001; Kirkham 2001), and are somewhat lower than deposition rates in the Netherlands (Bakema et al. 1994; Erisman & de Vries 2000). This indicates that our study area is exposed to deposition rates which are representative for quite a number of heaths in northwestern Central Europe.

Leaching

Comparisons of leaching data are difficult due to the lack of corresponding analyses. Leaching values for N reported for heaths in NW Germany are in a comparable range to our findings (Matzner & Ulrich 1980; Engel 1988; Schlieske 1992), but these were based on rough calculation rather than on direct measurements. Mück (1998) analysed N leaching rates under *Calluna vulgaris* stands in the Lueneburg Heath, which amounted to $7.3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in 1989 and to $2.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in 1990. The author assumed that the high values found in

1989 resulted from high summer temperatures leading to increased N-mineralisation rates and, thus, to increased leaching. Allen (1964) and Allen et al. (1969) reported on burning experiments and effects on leaching in heathlands in the UK. They found nutrient losses (Ca, K, Mg and P) by leaching after heather burning ranging from 0.01 to 1 kg.ha⁻¹.a⁻¹. Discrepancies between these and our results may be explained by different atmospheric deposition rates, differences in soil conditions, different temperatures and precipitation rates during the summer and different nutrient contents in the burned biomass. However, the impact of the above-ground biomass available for combustion was comparatively low in our experiments. For example, although the N-store in the biomass in Experiment 2 was about twice that of Experiment 1, leaching rates for N after burning were in a comparable range in both experiments (Table 2). Thus, we assume that the major impacts on leaching (particularly for N) are deposition rates and soil surface temperatures (of the O-horizon) affecting the litter mineralization.

In our experiments, differences in leaching between treatment and control plots were particularly high immediately after burning and during the summer, as the removal of a shading dwarf shrub layer led to significantly increased soil surface temperatures in the treatment plots (Niemeyer et al. 2004). The distinct increase in leaching of Ca may be due to the high Ca-concentrations in the ash (26.0 and 35.5 kg.ha⁻¹, respectively). High amounts of Ca mobilised after burning remain unused by the regenerating vegetation, and thus were to be found to a high proportion in the leachate. In addition, it is likely that high NH₄⁺-concentrations (appearing after heathland burning) may lead to a replacement of cations (Mg, Ca and K) at exchange sites in the soil (Brady & Weil 1996). This process may also explain increased leaching rates for Ca, Mg and K, as these ions are replaced by NH₄⁺.

In our experiments, the course of post-management leaching rates was calculated in approximation. Thus, uncertainties in the calculation of leaching rates may affect the outcomes for the TEP. However, the amount of nutrient loss due to leaching after heathland burning is very low compared to the nutrient losses from the above-ground biomass. For example, if the increase of leaching rates for N in Experiment 2 is underestimated by about 50% (i.e., 11.1 instead of 16.6 kg.ha⁻¹), TEP will increase only by about 3.8% (from 5.3 to 5.5 a). Leaching, thus, has negligible effects on the nutrient balances, and uncertainties in its calculation have only slight effects on TEP outcomes.

Nutrient output from the above-ground biomass

Although the above-ground biomass within the experimental plots was variable within a wider range, the mean values of nutrient stores (for N and P) were in good agreement with findings of other authors (Matzner & Ulrich 1980; Engel 1988; Aerts 1993; Alonso et al. 2001; Kirkham 2001). Hence, the stands investigated in this study may be considered as representative of many heaths in northwestern Central Europe as regards both their structure and the nutrient stores of the above-ground biomass.

As our experiments showed, the amounts of nutrient loss due to burning increase with increasing above-ground biomass available for combustion. Nevertheless, the effectiveness of a fire at removing nutrients (expressed in percentage of removed nutrients) may not increase with increasing biomass. For example, in Experiment 1 ca. 90% of the N fixed in the biomass was removed (compared to only 53% in Experiment 2), although the ratio of the biomass N-content in the experiments amounted to 95.3 : 196.9 kg.ha⁻¹. This finding may apply to winter burns in particular, as a complete combustion of high standing stocks is unlikely in the winter months, due to low burning temperatures (Power et al. 2001; Terry et al. 2004). In addition, with increasing burning intervals (and thus increasing age of stands), *Calluna vulgaris* stems sometimes remain unburned (Nilsen et al. 2005). This is in agreement with our results, as in Experiment 1 84%, and in Experiment 2 only 72% of *Calluna*-biomass was burned. The reduced quantities of nutrient losses in Experiment 2 also can be attributed to the high proportion of *Deschampsia flexuosa* and cryptogams in the above-ground biomass. More than 80% of the biomass of these groups remained unburned in the treatment plots. The amounts of nutrients removed by prescribed burning are also affected by stochastic parameters such as the water content of the vegetation, soil humidity, and effects of wind (Gimingham 1972; Hobbs & Gimingham 1984). Owing to a missing layer of cryptogams protecting the O-horizon in Experiment 1, it is likely that this horizon was slightly affected by burning. This may explain the negative balance for N as regards the O-horizon in Experiment 1. However, pre-/post-treatment differences in the N-content of the O-horizon are not significant at the level of $p = 0.05$. In our experiments, the nutrient losses from the above-ground biomass are in a range well comparable with that calculated in other studies (Diemont 1996; Terry et al. 2004), but they may be distinctly higher with increasing fire temperatures (Diemont 1996). In summary, the amounts of nutrients removed from heathlands by means of prescribed burning may vary due to the effects of all the parameters mentioned above

(Robertson & Davies 1965; Chapman 1967; Allen et al. 1969; Terry et al. 2004).

Our results show that prescribed burning has the potential to remove comparatively high amounts of N fixed in the above-ground biomass. By contrast, Ca, K, Mg and P were found in high amounts in the ash and, thus, remain in the system. This may be attributed to the fact that N-removal by prescribed burning is due to both losses of gaseous N and losses through small ash particles (Allen et al. 1969; Chapman 1967; Diemont 1996). Assessing the effectiveness of management measures as regards their potential to mitigate atmospheric nutrient loads, prescribed burning is as efficient as low-intensity mowing (Power et al. 2001; Sieber et al. 2004; Terry et al. 2004). However, compared to high-intensity management measures (e.g. sod-cutting) the amounts of nutrients removed by winter burns are low (Chapman 1967; Sieber et al. 2004; Terry et al. 2004), because in most cases O-horizons with high nutrient stores (cf. Table 2) remain unaffected since combustion temperatures are low. Our results suggest that the effectiveness of prescribed winter burning on removing N from heathland ecosystems increases with shorter management cycles (i.e. the burning of heath at 10-year rather than 15-year intervals).

Nutrient balances and TEP

As regards the TEP for the nutrient elements considered, in both experiments only TEPs for K exceed values of 10 years (Table 2, bottom row). As prescribed burning is generally not applied within a cycle of less than 10–15 years, due to the period of time that vegetation needs for recovery (Miller & Miles 1970; Terry et al. 2004), stands subjected to prescribed winter burning will accumulate N, Ca and Mg in the long term.

These findings must be interpreted in the light of the fact that heathland ecosystems are considered to be N-(co-)limited on the vegetation level (Koerselman & Meuleman 1996; Roem & Berendse 2000; Tessier & Raynal 2003). Hence, habitat management can mitigate some effects of atmospheric nutrient loads, particularly by maintaining a long-term balance of N-budgets. Our results suggest that prescribed winter burning as a low-intensity measure (Power et al. 2001, 2004) cannot compensate the present-day atmospheric N-loads within an application cycle of ca. 10 years. As burning procedures of heaths have many positive effects on heathland dynamics (e.g. rejuvenation of *Calluna vulgaris*; Gimingham 1992; Allchin et al. 1996; Valbuena & Trabaud 2001), they should be applied in combination with more intensive techniques (e.g. high-intensity mowing, sod-cutting) in order to preserve balanced budgets for growth-limiting and competition-controlling nutrients

in the long term. It remains unclear to what extent atmospheric nutrient loads (particularly for N) will accelerate vegetation growth (Berendse et al. 1994; Power et al. 1998), which would allow for shorter management cycles (Diemont 1996). This would increase the effectiveness of management measures as regards the nutrient output.

Outcomes of TEP are affected by some other soil chemical processes that have not been quantified in this study, but need to be addressed when interpreting TEP outcomes. One source of uncertainty in our calculation of the TEPs for N are losses caused by denitrification. Such losses would increase the output rates and thus the TEP. As denitrification takes place primarily in wet heathlands (Troelstra et al. 1997), the underestimation of the TEP in our study may be comparatively low regarding this process. In addition, an interpretation of TEP outcomes must also consider the fact that small amounts of K, Ca and Mg may be released from soils due to weathering of minerals (Brady & Weil 1996). In the sandy podzols of the study area, Ca-, Mg- and K-contents of the C-horizons are below 0.1%, 0.1%, and 1.1%, respectively (Scheffer & Schachtschabel 2002). These stores are very low compared with stores in the above-ground biomass and humus-horizons. Weathering of minerals thus may have slight effects on the TEP calculated for K, but is negligible for Ca and Mg (regarding podzols). Uncertainties in the calculation of the TEP due to difficulties in estimating post-management leaching rates have been discussed above (see section on leaching).

In summary, our study provides evidence that low-intensity (winter) burns are not sufficient to compensate present-day atmospheric N-deposition. In this context, it may be important that effects of N on shoot growth of *Calluna vulgaris* are lower in those heaths which had received more intensive management treatments (Barker et al. 2004). However, in order to preserve a balanced N-budget on a long-term basis, high-intensity measures, which may be applied in combination with low-intensity measures (prescribed burning, grazing), will be an indispensable instrument in heathland preservation.

Acknowledgements. This study was supported by the German Federal Ministry for Education and Research, Project No. 01LN0006. We acknowledge the support of the Alfred Toepfer Academy (NNA) for both the field experiments and the project coordination.

References

- Anon. (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (eds.) 2000. Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen. – *Nachhaltiges Niedersachsen - Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung* 14.
- Adams, M.A., Iser, J., Keleher, A.D. & Cheal, D.C. 1994. Nitrogen and Phosphorus availability and the role of fire in heathlands at Wilsons Promontory. *Aust. J. Bot.* 42: 269-281.
- Aerts, R. 1993. Nutrient turnover in Dutch heathlands during succession from ericaceous to gramineous dominance. *Scripta Geobot.* 21: 7-15.
- Allchin, E.A., Putwain, P.D. & Mortimer, A.M. 1996. Burning heathland for management: Fire temperatures and vegetative regeneration. *Asp. Appl. Biol.* 44: 407-412.
- Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. *J. Appl. Ecol.* 1: 347-367.
- Allen, S.E., Evans, C.C. & Grimshaw, H.M. 1969. The distribution of mineral nutrients in soil after heather burning. *Oikos* 20: 16-25.
- Alonso, I., Hartley, S.E. & Thurlow, M. 2001. Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *J. Veg. Sci.* 12: 249-260.
- Anderson, J.M. & Hetherington, S.L. 1999. Temperature, nitrogen availability and mixture effects on the decomposition of heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] and bracken [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] litters. *Funct. Ecol.* 13: 116-124.
- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F. & Heil, G.W. 1994. *HEATHSOL: A heathland competition model*. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report No. 259102009, Bilthoven, NL.
- Barker, C.G., Power, S.A., Bell, J.N.B. & Orme, C.D.L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. *Biol. Conserv.* 120: 41-52.
- Berendse, F. 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralisation during secondary succession in heathland ecosystems. *J. Ecol.* 78: 413-427.
- Berendse, F., Schmitz, M. & de Visser, W. 1994. Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. *Oecologia* 100: 38-44.
- Bleeker, A., Draijers, G.P.J., Klap, J.M. & van Jaarsveld, J.A. 2000. *Deposition of acidifying components and base cations in the period 1987-1995 in Germany – Study on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 10803081)*. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report No. 722108027, Bilthoven, NL.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. 1996. *The nature and properties of soils*. 11th ed. Prentice-Hall, London, UK.
- Britton, A.J., Pakeman, R.J., Carey, P.D. & Marrs, R.H. 2001. Impacts climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. *J. Veg. Sci.* 12: 797-806.
- Chapman, S.B. 1967. Nutrient budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. *J. Ecol.* 58: 445-452.
- Chapman, S.B., Rose, R.J. & Clarke, R.T. 1989. A model of the phosphorus dynamics of *Calluna* heathland. *J. Ecol.* 77: 35-48.
- Diemont, W.H. 1996. *Survival of Dutch heathlands*. IBN Scientific Contributions No. 1. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, NL.
- Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J.H. & Verhoeven, J.T.A. 2003. Soil ammonium accumulation hampers the restoration of degraded wet heathlands. *J. Appl. Ecol.* 40: 804-814.
- Dorland, E., van den Berg, L.J.L., van den Berg, A.J., Vermeer, M.L., Roelofs, J.G.M. & Bobbink, R. 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant Soil* 265: 267-277.
- Dorland, E., Hart, M.A.C., Vermeer, M.L. & Bobbink, R. 2005. Assessing the success of wet heath restoration by combined sod cutting and liming. *Appl. Veg. Sci.* 8: xxx-yyy.
- Engel, S.K. 1988. *Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoffhaltige Immisionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide*. Ph. D. Thesis, University of Gießen, Gießen, DE.
- Erisman, J.W. & de Vries, W. 2000. Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environ. Rev.* 8: 65-93.
- Evans, C.C. & Allen, S.E. 1971. Nutrient losses in smoke produced during heather burning. *Oikos* 22: 149-154.
- Forgeard, F. 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecol.* 11: 191-213.
- Gauger, T., Köble, R. & Anshelm, F. 2000. *Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme*. Studie im Auftr. d. Umweltbundesamtes, Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, Berlin, DE.
- Gerdol, R., Brancaloni, L., Menghini, M. & Marchesini, R. 2000. Response of dwarf shrubs to neighbour removal and nutrient addition and their influence on community structure in subalpine heath. *J. Ecol.* 88: 256-266.
- Gimingham, C.H. 1972. *Ecology of heathlands*. Chapman & Hall, London, UK.
- Gimingham, C.H. 1992. The lowland heathland management handbook. *English Nature Science Ser.* 8, Peterborough, UK.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (eds.) 1983. *Methods of seawater analysis*. 2nd ed. Verl. Chemie, Weinheim, DE.
- Hobbs, R.J. & Gimingham C.H. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. I. Fire characteristics. *J. Ecol.* 72: 223-240.
- Kirkham, F.W. 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric deposition in England and Wales. *J. Ecol.* 89: 1041-1053.
- Kirschbaum, M.U.F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C store. *Soil Biol. Biochem.* 27: 753-760.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33: 1441-1450.
- Lamble, K.J. & Hill, S.J. 1998. Microwave digestion proce-

- dures for environmental matrices. *Analyst* 123: 103-133.
- Mallik, A.U. 1986. Near-ground micro-climate of burned and unburned *Calluna* heathland. *J. Environ. Manage.* 23: 157-171.
- Mallik, A.U. & FitzPatrick, E.A. 1996. Thin section studies of *Calluna* heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use Manage.* 12: 143-149.
- Mallik, A.U. & Gimingham, C.H. 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *J. Ecol.* 73: 633-644.
- Maltby, E., Legg, C.J. & Proctor, M.C.F. 1990. The ecology of severe moorland fires on the North York Moors. Effects of the 1976 fires, and subsequent surface and vegetation development. *J. Ecol.* 78: 490-518.
- Marcos, E., Calvo, L. & Luis-Calabuig, E. 2003. Effects of fertilisation and cutting on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. *J. Veg. Sci.* 14: 417-424.
- Marrs, R.H. 1993. An assessment of changes in *Calluna* heathlands in Breckland, Eastern England, between 1983 and 1991. *Biol. Conserv.* 65: 133-139.
- Matzner, E. & Ulrich, B. 1980. The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 143: 666-678.
- Meeseburg, H., Meiwes, K.J. & Rademacher, P. 1995. Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in north-west German forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 85: 611-616.
- Miller, G.R. & Miles, J. 1970. Regeneration of heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] at different ages and seasons in north-east Scotland. *J. Appl. Ecol.* 7: 51-60.
- Mück, D.M. 1998. *Untersuchungen zur Bedeutung von Stickstoffinput und interspezifischer Konkurrenz für die Heidevergrasung*. Ph.D. Thesis, University of Gießen, Gießen, DE.
- Müller-Westermeier, G. 1996. *Klimadaten von Deutschland Zeitraum 1961-1990*. DWD, Offenbach, DE.
- Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A., Sieber, M. & Härdtle, W. 2004. Auswirkungen kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand und Moorheiden. *NNA Ber.* 17 (2): 65-79.
- Nilsen, L.S., Johansen, L. & Velle, L.G. 2005. Early stages of *Calluna vulgaris* regeneration after burning of coastal heath in central Norway. *Appl. Veg. Sci.* 8: 57-64.
- Pakeman, R.J., Hulme, P.D., Torvell, L. & Fisher, J.M. 2003. Rehabilitation of degraded dry heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) moorland by controlled sheep grazing. *Biol. Conserv.* 114: 389-400.
- Power, S.A., Ashmore, M.R. & Cousins, D.A. 1998. Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. *Environ. Pollut.* 102: 27-34.
- Power, S.A., Barker, C.G., Allchin, E.A., Ashmore, M.R. & Bell, J.N.B. 2001. Habitat management: a tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition? *Sci. World J.* 1: 714-721.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Terry A.C., Caporn, S.J.M., Pilkington, M.G., Wilson, D.B., Barker, C.G., Carroll, J.A., Cresswell, N., Green, E.R. & Heil, G.W. 2004. Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on Heathlands and Moorlands. *Water Air Soil Pollut. Focus* 4: 259-267.
- Robertson, R.A. & Davies, G.E. 1965. Quantities of plant nutrients in heather ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 2: 211-219.
- Roem, W.J. & Berendse, F. 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biol. Conserv.* 92: 151-161.
- Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F. 2002. Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *J. Appl. Ecol.* 39: 937-948.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (eds.) 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15th ed. Enke, Stuttgart, DE.
- Schlieske, K. 1992. Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. *Schriftenr. Inst. Pflanzenernaehr. Bodenk. Univ. Kiel* 16.
- Schmidt, I.K., Jonasson, S., Shaver, G.R., Michelsen, A. & Nordin, A. 2002. Mineralization and distribution of nutrients in plants and microbes in four arctic ecosystems: responses to warming. *Plant Soil* 242: 93-106.
- Sedláčková, I. & Chytrý, M. 1999. Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. *Plant Ecol.* 143: 77-87.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T. & Härdtle, W. 2004. Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Ber.* 17 (2): 92-107.
- Terry A.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., Alchin, E.A. & Heil, G.W. 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *J. Appl. Ecol.* 41: 897-909.
- Tessier, J.T. & Raynal, D.J. 2003. Use of nitrogen and phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *J. Appl. Ecol.* 40: 523-534.
- Troelstra, S.R., Wagenaar, R. & Smant, W. 1997. Utilization and leaching of nitrate from two *Deschampsia*-dominated heathland sites: a lysimeter study using intact soil columns. *Plant Soil* 197: 41-53.
- Uren, S.C., Ainsworth, N., Power, S.A., Cousins, D.A., Huxedurp, L.M. & Ashmore, M.R. 1997. Long-term effects of ammonium sulphate on *Calluna vulgaris*. *J. Appl. Ecol.* 34: 208-216.
- Valbuena, L. & Trabaud, L. 2001. Contribution of the soil seed bank to post-fire recovery of a heathland. *Plant Ecol.* 152: 175-183.
- Webb, N.R. 1998. The traditional management of European heathlands. *J. Appl. Ecol.* 35: 987-990.
- Wong, M.-K., Gu, W. & Ng, T.-L. 1997. Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. *Anal. Sci.* 13: 97-102.

Received 18 May 2005;

Accepted 13 September 2005.

Co-ordinating Editor: L. Fraser.

Can management compensate for effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems?

Werner Härdtle¹, Marion Niemeyer, Thomas Niemeyer, Thorsten Assmann, Silke Fottner

Institute of Ecology and Environmental Chemistry, University of Lueneburg, Scharnhorststr. 1, D-21332 Lueneburg, Germany

Summary

1. Atmospheric nutrient deposition has contributed to widespread changes in heathland ecosystems. As a result, management is now considered as a tool that may partly compensate for these nutrient loads. The question thus arises as to what extent management measures have the potential to mitigate or even compensate effects of atmospheric nutrient deposition. We hypothesize that low-intensity management does not compensate atmospheric nutrient loads, particularly with reference to prevailing rates of N deposition.
2. In this study, we evaluated the effectiveness of different management measures in reducing the impact of ongoing atmospheric nutrient loads. We compared the effects of mowing, prescribed burning (low-intensity management) and sod-cutting (high-intensity management) on heathland nutrient budgets (of N, Ca, K, Mg, P) in the Lueneburg Heath nature reserve (NW Germany). Nutrient balances were calculated by analysing the present-day input, the output due to the removal of biomass/humus-horizons, and changes in leaching rates.
3. Nutrient losses by increased leaching following management measures are negligible compared to nutrient losses caused by the removal of above-ground biomass or humus-horizons. The total quantities of nutrients removed by sod-cutting are equivalent to between 37 and 176 years of atmospheric input (for N: 89 years), as the humus-horizons represent huge stores for N, Ca and K.
4. In contrast, the quantities of N removed by mowing and prescribed burning are equivalent to only 5 years of atmospheric input. Heathlands subjected to such treatments will accumulate N in the long term, as these management measures are applied on a 10-15-year cycle. In addition, output/input-ratios for P clearly exceeded those for N for all management measures. It is therefore likely that N/P-ratios will increase in the long term in both the vegetation and soil.
5. *Synthesis and applications.* From a nutrient perspective low-intensity management cannot compensate for accumulation of atmospheric N loads in the long term. Hence, these measures are only effective in combination with high-intensity management measures. If N/P-ratios increase, heathlands currently (co-)limited by N will shift to being more P-limited in the long term. This will promote species which are well adapted to P-limited sites (e.g. *Molinia caerulea*).

Key-words: leaching, mowing, N/P-ratio, nitrogen, nutrient balance, prescribed burning, sod-cutting

Introduction

Atmospheric nutrient deposition has contributed to widespread changes in both the structure and function of many heathland ecosystems throughout Europe (Power et al. 1995, 2001; Alonso, Hartley & Thurlow 2001). Increased N loads, in particular, have been suggested as one possible cause of the replacement of *Calluna vulgaris* (L.) Hull by grasses like

¹Correspondence: Werner Härdtle, Institute of Ecology and Environmental Chemistry, University of Lueneburg, Scharnhorststr. 1, 21332 Lueneburg, Germany (e-mail haerdtle@uni-lueneburg.de).

Deschampsia flexuosa (L.) Trin. (Heil & Bobbink 1993; Power, Ashmore & Cousins 1998). Competition between plants, and hence the vegetation dynamics, may be influenced by elevated nutrient levels in the essentially low-nutrient environment (Mickel, Brunschön & Fangmeier 1991; Berendse, Schmitz & de Visser 1994; Alonso et al. 2001). In addition, N deposition has direct effects on ericaceous species. *Calluna*, for example, shows higher foliar N contents and stimulated shoot growth, an increased sensitivity to late frost events and to drought, and is more subject to damage by heather beetle (*Lochmaea suturalis* (L.) Thompson) outbreaks (Van der Eerden et al. 1991; Power et al. 2004).

Heathland management, primarily aiming at the prevention of scrub and tree establishment, is now considered an important tool for the modification of ecosystem impacts caused by atmospheric nutrient loads. For example, the type and frequency of heathland management measures determines the quantities of nutrients removed from plant and humus compartments (Power et al. 2001). Management practices, therefore, have an impact on the nutritional state of heathland ecosystems and, by reducing nutrient stores, have the potential to affect ecosystem responses to atmospheric nutrient input. Heathland management may thus mitigate or even compensate for effects caused by atmospheric deposition.

However, in the lowlands of north-western Central Europe, high deposition rates for N (Achermann & Bobbink 2003) may raise the question as to whether management regimes currently applied to heathlands are efficient at reducing the impact of atmospheric nutrient loads. If heathlands accumulate nutrients such as N in the long term due to ongoing atmospheric loads, their former function as a source of nutrients will become one of a sink for nutrients. This will question the viability of heathland preservation in the long term, as it is likely that changes in the nutrient budgets will cause persistent changes in species composition.

The objective of our study was to evaluate the effectiveness of different management measures at reducing the quantities of atmospheric nutrient loads and, subsequently, the long-term ability of these measures to preserve the nutrient balance of heathlands. We compared three management measures, two of which may be classified as low-intensity measures (mowing and prescribed burning), and one as a high-intensity measure (sod-cutting; intensity of management measures according to Terry et al. 2004). We hypothesize that nutrient output by means of low-intensity management measures is not sufficient to compensate for the present-day atmospheric nutrient input. As a consequence, low-intensity measures would not prevent nutrient accumulation in heathland ecosystems in the long term. This would result in long-term changes in the nutritional state of heathlands.

The following research questions were addressed in our study: (i) What is the quantity of nutrient elements (N, P, Ca, Mg, K) that can be removed from the different compartments of heathlands (above-ground biomass, O-horizon, A-horizon) by mowing, prescribed burning

and sod-cutting? (ii) What are the effects of leaching on the nutrient budgets and how will leaching rates increase after the application of the management measures considered here? (iii) How effective are these measures in the context of current rates of nutrient deposition?

In addressing these questions, our study aims to provide more information on nutrient budgets and nutrient stores in different compartments of heathland ecosystems. To date there are few, if any, measurements available that quantify impacts of specific management measures on nutrient balances. In addition, empirical studies on nutrient balances are helpful in verifying models simulating vegetation responses to different management regimes (Terry et al. 2004).

Methods

Study area

Our study area is the Lueneburg Heath nature reserve (Lower Saxony, NW Germany; 53°15'N, 9°58'E, 105 m a.s.l.), the site of the largest complex of heathlands (about 5,000 ha) in NW Germany. The study area is characterized by Pleistocene sandy deposits. Prevailing soil types are nutrient-poor podzols or podzolic soils with $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ values in the topsoil ranging between 3.3 and 3.5. The climate is of a humid suboceanic type. Mean precipitation is 811 mm year⁻¹ and the mean temperature is 8.4 °C (Müller-Westermeier 1996).

Management measures

In this study we compared the management measures mowing, prescribed burning and sod-cutting. All measures in our experiments were carried out during the winter of 2001/2002.

- Mowing is primarily applied to stands dominated by *Calluna vulgaris* in order to initiate its vegetative regeneration. Above-ground biomass was cut with a mower at 10 cm height (Webb 1998; Power et al. 2001). Hence, mowing did not affect the organic layer.
- Prescribed burning procedures in winter are low-intensity measures characterized by “low temperature fires” (Power et al. 2001). They affect the above-ground biomass, whilst the organic layers remain untouched. Periods of fine weather are needed for the burning procedure. Prescribed burning is comparable to mowing in that it is primarily applied to stands dominated by *Calluna vulgaris* in order to initiate regeneration from both seed and root stocks.
- Sod-cutting is a high-intensity measure carried out with a rotary hoe. In this procedure, the above-ground biomass and the organic layers were completely removed and the A-horizon was partially removed. Sod-cutting is applied to stands where

graminoids (mainly *Deschampsia flexuosa*) have partially replaced dwarf shrubs and thus are (co-)dominant.

Sample plots

Within a heathland area of 100 ha in size, 12 sample plots were randomly selected, each 20 x 40 m² in size, (4 replicates per management measure). Each sample plot was divided into two subplots (20 x 20 m²). The management measure was carried out in one subplot and the second subplot served as a control (untreated subplot). The management measure applied to a sample plot was appropriate to its species composition. Therefore, the sample plots selected for mowing and prescribed burning were dominated by *Calluna vulgaris* (mean vegetation cover in the mown subplots: *Calluna* 80%, Poaceae 10%, cryptogams 63%; mean vegetation cover in the burned subplot: *Calluna* 56%, Poaceae 19%, cryptogams 42%), while in the sample plots selected for sod-cutting mean coverage by *Calluna vulgaris* was 46%, by graminoid species 50%, and by cryptogams 59%. The age of *Calluna vulgaris* in all sample plots ranged between 10 and 15 years.

Determination of atmospheric nutrient deposition

Atmospheric nutrient deposition was analysed by means of 12 bulk deposition samplers installed 100 cm above ground in the area where sample plots were situated (Münden 200, Inst. of Forest Hydrology, Han. Münden, Germany). Samples were collected biweekly for a period of 1 year (from winter 2001 to winter 2002; starting immediately after the management measures took place). For the determination of total N, samples were dissolved in a K₂SO₄-NaOH solution according to the Koroleff method (Grasshoff, Ehrhardt & Kremling 1983), and afterwards subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, Germany). Total N was measured with an ion chromatograph (IC-DX 120 Dionex; Idstein, Germany). Ca-, K-, Mg- and P-concentrations of samples were determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES; Optima 3300 RL; Perkin Elmer, Burladingen, Germany).

In experiments of 6 years duration, Gauger, Köble & Anshelm (2000) compared bulk- and total (i.e. wet and dry)-deposition data. The authors found that bulk deposition samplers underestimate total N-, Ca-, K-, and Mg-deposition by about 23.2%, 35.3%, 25.0%, and 35.7%, respectively. In order to calculate the total deposition, bulk deposition of N, Ca, K, and Mg was corrected by the factors 1.30, 1.54, 1.33, and 1.55 (according to Gauger et al. 2000 and Bleeker et al. 2000).

Determination of nutrient loss by leaching

Nutrient loss by leaching was determined by means of a lysimeter consisting of intact soil cores (100 cm in length and 10 cm in diameter) and tension controlled porous cup soil water

samplers (PE-sinter/0.45 μ nylon-membrane; Umwelt-Geräte-Technik, Müncheberg, Germany). Soil water samplers were installed at depths of 100 cm and samples were taken simultaneously and at the same intervals as deposition samples. The analytical procedure corresponds to that of the deposition samples. The mean annual rate of nutrient output was calculated for each management measure and the corresponding controls (3 replicate samples per plot, total n=24).

Nutrient stores in above-ground biomass and soil

Nutrient stores in the above-ground biomass, organic layer and A-horizon were determined in the treated subplots before and immediately after the management measures took place.

Above-ground biomass: Above-ground plant material was harvested from 1 m² patches (randomly selected) in each of the treated subplots (n = 4 per management measure). Harvested plant material was separated into three groups: dwarf shrubs (primarily consisting of *Calluna vulgaris*), graminoids (primarily consisting of *Deschampsia flexuosa* and *Molinia caerulea* (L.) Moench), cryptogams (mainly consisting of bryophytes, but also with a few lichens). The air dried plant material was weighed for each group and ground with a ball mill (Pulverisette 7; Fritsch, Idar-Oberstein, Germany). The procedure was repeated after the management measures had been carried out in order to determine the quantities of nutrients in the remaining above-ground biomass (mown and burned subplots).

Organic layer: In the treated subplots the thickness of the organic layer (O_L, O_f, and O_h horizons) was determined at the intersection points of a 10 x 10 m² grid (points spaced 2 m apart) and 100 cm³ of the O-material (including below-ground biomass) was sampled at each intersection point. A total of 36 samples were obtained and thoroughly mixed. O-material was treated in the same way as the above-ground biomass. The procedure was repeated in the burned subplot (immediately after burning) in order to determine the level of nutrient input due to the deposition of ash (in the mown subplot, the organic layer was not affected, and in the sod-cut subplot the organic layer was completely removed).

A-horizon: The A-horizon was sampled according to the procedure described for the organic layer, and was treated in the same way as the above-ground biomass. After sod-cutting, the thickness of the remaining A-horizon was determined using the 36 intersection points of the grid.

Chemical analyses: Prior to the chemical analyses, samples of the three compartments (above-ground biomass, organic layer, A-horizon) were dried at 105 °C. N and C contents were analysed with a C/N-analyser (Vario EL; Elementar, Hanau, Germany). Samples for Ca-, K-, Mg-, and P-determination were dissolved in an HNO₃-HCl-H₂O₂ solution (Wong, Gu & Ng 1997; Lamble & Hill 1998) and digested using a microwave (see above). Digests were analysed by means of ICP-OES (see treatment of deposition samples).

Calculation of increased leaching rates

After the application of the management measures it is to be expected that leaching rates will have increased in comparison to the controls (untreated subplots). This is mainly due to the removal of the vegetation, which leads to increases in both the amount of percolating water (as a consequence of reduced evapotranspiration rates in the treated sites), and in the quantities of leached nutrients (as a consequence of a reduced nutrient uptake by the remaining vegetation; Sedláková & Chytrý 1999). Compared to mown and burned sites, leaching rates are expected to be particularly high in sites subjected to sod-cutting. This is due to the complete removal of the vegetation and partial removal of the humus-horizons (Gimingham, Hobbs & Mallik 1981; Sedláková & Chytrý 1999). It is likely that leaching rates will decrease in step with the recovery of the vegetation in the treated subplots (with increasing evapotranspiration and nutrient uptake rates of the regenerating vegetation; Gimingham et al. 1981; Forgeard 1990; Sedláková & Chytrý 1999). According to Forgeard (1990), Maltby, Legg & Proctor (1990) and Sedláková & Chytrý (1999), vegetation cover in mown and burned sites will achieve the *status quo ante* after about 5 years, whilst in sod-cut sites vegetation recovery will take about 15 years. In order to calculate an approximate value for the quantities of increased nutrient loss by leaching due to the application of the management measures considered here, we assume a linear decrease of leaching rates (due to the development of the vegetation) until the *status quo ante* is achieved (mown and burned subplots after 5 years, sod-cut subplot after 15 years). We therefore assume that leaching rates will decrease by 1/5 per year on the mown and burned subplots and by 1/15 per year on the sod-cut subplots.

Calculation of nutrient balances

In order to test our hypothesis regarding the low-intensity management measures, we calculated the ratio of the net output of nutrients (as a result of the management measures applied) and the annual net input. This ratio provides a term of reference that describes the period of time (in years) in which the quantities of nutrients removed due to a particular management measure are equivalent to atmospheric nutrient inputs (Table 2; cf. Britton et al. 2000; Mitchell et al. 2000). We call this the “Theoretical Effective Period (=TEP)“.

The TEP (unit: years) is calculated for each nutrient element according to the following formula:

TEP = net output (kg ha⁻¹) / annual net input (kg ha⁻¹ yr⁻¹); where:

net output = nutrients removed by means of a particular management measure + increased leaching (in: kg ha⁻¹); and

annual net input = annual nutrient deposition - annual leaching under the control subplots (in: kg ha⁻¹ yr⁻¹).

For the calculation of the TEP we assumed that deposition rates remain unchanged for the subsequent years.

In the Results and Discussion sections we focus in particular on the effects of management on the budget of N and P, as heathland ecosystems are considered to be limited primarily by these nutrients (Kirkham 2001).

Statistics

Comparisons of nutrient measurements for atmospheric deposition, leaching rates, above-ground biomass and soils were carried out using one-way ANOVA (SPSS 11.5). Leaching data were log-transformed, and the remaining data arcsin-transformed prior to ANOVA and the calculation of means and SD.

Results

Atmospheric deposition

A comparison of the atmospheric nutrient deposition revealed no significant differences ($p > 0.05$) between the 12 open top deposition samplers. Atmospheric nutrient deposition was therefore considered to be equal for all of the sample plots. N input amounted to $22.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (Fig. 1). P deposition rates were below the analytically detectable threshold value (0.0326 mg l^{-1}). Therefore, deposition rates were below $0.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$.

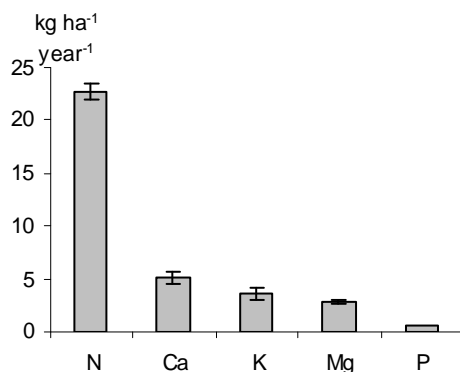


Fig. 1. Annual quantities of total nutrient deposition (wet and dry deposition; means \pm SD, $n = 12$) in the sample plots. Deposition rates for P were less than $0.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$.

Pre-management above-ground biomass

Based on the criteria underlying the application of the management measures, dwarf shrub biomass achieved the highest values in the subplots designated for mowing and prescribed burning (Fig. 2). Poaceae achieved the highest biomass values in the sod-cut subplots. Mowing and prescribed burning had little or no effect on the biomass of Poaceae and

cryptogams. Nutrient removal by means of these measures was therefore mainly due to the removal of *Calluna vulgaris*-biomass. Sod-cutting removed the entire above-ground biomass.

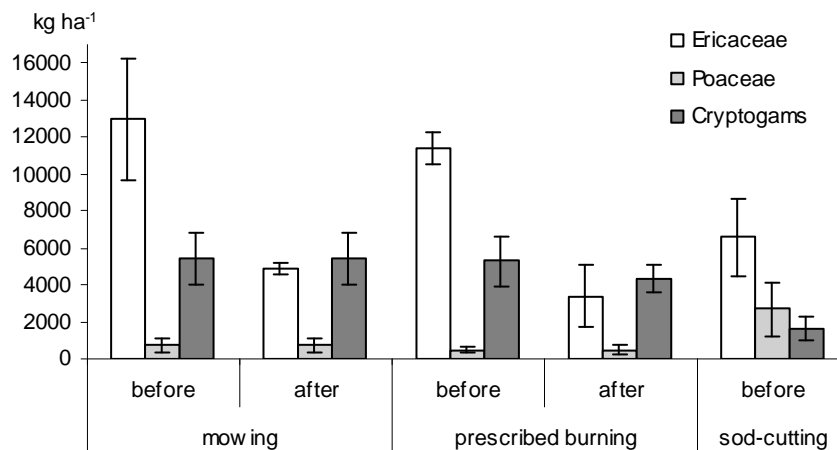


Fig. 2. Above-ground biomass of Ericaceae, Poaceae and cryptogams in the subplots before and after the application of management measures (means \pm SD; n = 4). Sod-cutting removed the entire above-ground biomass.

Nutrient stores in the above-ground biomass and soils

Table 1 gives an overview of the nutrient stores in the above-ground biomass, the organic layer and the A-horizon (pre- and post-management stores). Stores of N in the above-ground biomass were highest in the mown subplots (221.5 kg ha⁻¹) and lowest in the sod-cut subplots (121.6 kg ha⁻¹; pre-management stores). Regarding the dominant species in the above-ground biomass (*Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*), we found N and P contents for *Calluna vulgaris* of 1.03% and 0.07%, respectively and of 2.11% and 0.13% respectively for *Deschampsia flexuosa* (data not shown in Table 1).

Mowing reduced the N store in the above-ground biomass by about 44%, and prescribed burning by about 53%. Ca, Mg, K and P stores in the organic layer of the burned subplots increased significantly as a result of ash deposition.

As expected, nutrient removal was highest in the sod-cut subplots. The N store in the organic layer (which had been completely removed) amounted to 935 kg ha⁻¹. In the A-horizon, where the N store exceeded even the value of the organic layer, 627 kg N ha⁻¹ were removed by sod-cutting. In our experiment this corresponded to 36% of the total N store in the A-horizon.

Nutrient output by leaching in the treated and untreated subplots

Leaching rates for N were significantly increased in the burned and the sod-cut subplots (Fig. 3 a-c). The N output during the first year after sod-cutting increased by about 4 kg ha⁻¹. The differences in leaching rates (of N) between the burned subplots and the corresponding controls were 2.2 kg ha⁻¹ year⁻¹, and for the mown subplots and the corresponding controls 1.0 kg ha⁻¹ year⁻¹. The quantities of leached P for all subplots were close to the analytically detectable threshold value. Leaching rates for this element were thus below 0.5 kg ha⁻¹ year⁻¹ in all subplots.

Table 1. Nutrient stores in the above-ground biomass, organic layer and A-horizon before and after the subplots were subjected to the management measures; mean values (n = 4) and SD (in brackets); %: percentage of the pre-management nutrient store. Nutrient stores increased in the organic layer in the burned subplots as a result of ash deposition.

Nutrient stores in the		Mowing					Prescribed burning					Sod-cutting				
		N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Above-ground biomass (kg ha ⁻¹)	before	221.5 (7.5)	61.7 (0.9)	61.8 (19.7)	17.0 (1.6)	14.4 (3.2)	196.9 (28.3)	67.4 (7.5)	56.3 (10.3)	18.2 (1.2)	12.9 (1.4)	121.6 (24.4)	34.8 (8.2)	35.8 (6.6)	10.8 (2.4)	7.4 (1.6)
	after	124.7* (20.8)	32.3* (5.8)	24.7* (6.8)	8.5* (1.6)	7.3* (1.6)	92.7* (10.5)	28.2* (5.2)	13.0* (5.3)	6.2* (1.2)	4.9* (0.7)					
	%	56.3	52.4	40.0	50.0	50.7	47.1	41.8	23.1	34.1	38.0					
Organic layer (kg ha ⁻¹)	before (thickness: 3.9cm**)	839.8 (122.8)	80.9 (13.6)	41.6 (4.6)	20.1 (1.1)	29.6 (4.1)	736.1 (95.4)	56.1 (11.1)	31.2 (5.1)	16.9 (3.4)	23.5 (5.1)	934.5 (93.3)	104.7 (40.3)	51.2 (2.2)	27.1 (6.9)	38.1 (3.0)
	after						741.3 (139.0)	91.6* (13.1)	49.3* (13.4)	27.8* (6.4)	29.9* (4.5)					
	%			not affected (before = after)			100.7	163.3	158.0	164.5	127.3					
A-horizon (kg ha ⁻¹)	before (thickness: 10.8cm**)	932.0 (260.5)	168.9 (48.0)	312.5 (104.9)	130.3 (49.4)	82.7 (5.8)	1782.3 (196.0)	156.8 (22.6)	298.2 (18.2)	70.6 (14.0)	114.0 (12.0)	1728.8 (197.0)	198.5 (34.7)	380.6 (50.1)	71.9 (15.9)	100.4 (8.0)
	after (thickness: 7.7cm**)										1102.3* (98.1)	115.4* (14.4)	215.0* (4.8)	45.0* (4.7)	69.8* (2.5)	
	%			not affected (before = after)					not affected (before = after)			63.8	58.1	56.5	62.6	69.5

*) differences (before-after) are significant at the level of p < 0.05

***) values for the sod-cutting experiment

Nutrient balances and TEP

Table 2 summarizes output-input flows and gives the TEP for a particular nutrient element (last row in Table 2). With reference to N, for example, the application of mowing and prescribed burning removed quantities that corresponded to about 5 years of atmospheric input (TEP = 5.0 and 5.1 years, respectively). The TEP (for N) for sod-cutting was 89.8 years.

The TEP for P was calculated for two different scenarios as P-concentrations in deposition and leaching rates fell below the analytically detectable threshold value (Table 2): (i) maximal accumulation rates of P (assumptions: deposition = 0.5 kg ha⁻¹ year⁻¹, leaching

control/increased leaching = 0 kg ha⁻¹ year⁻¹/0 kg ha⁻¹) and (ii) “balanced” accumulation rates of P (assumptions: annual net input = output by increased leaching within the first year after management = 0.1 kg ha⁻¹ year⁻¹, i.e. 0.3 kg ha⁻¹ over 5 years in the mown and burned subplots, and 0.8 kg ha⁻¹ over 15 years in the sod-cut subplot). For both scenarios the TEP for P was highest for sod-cutting and lowest for prescribed burning.

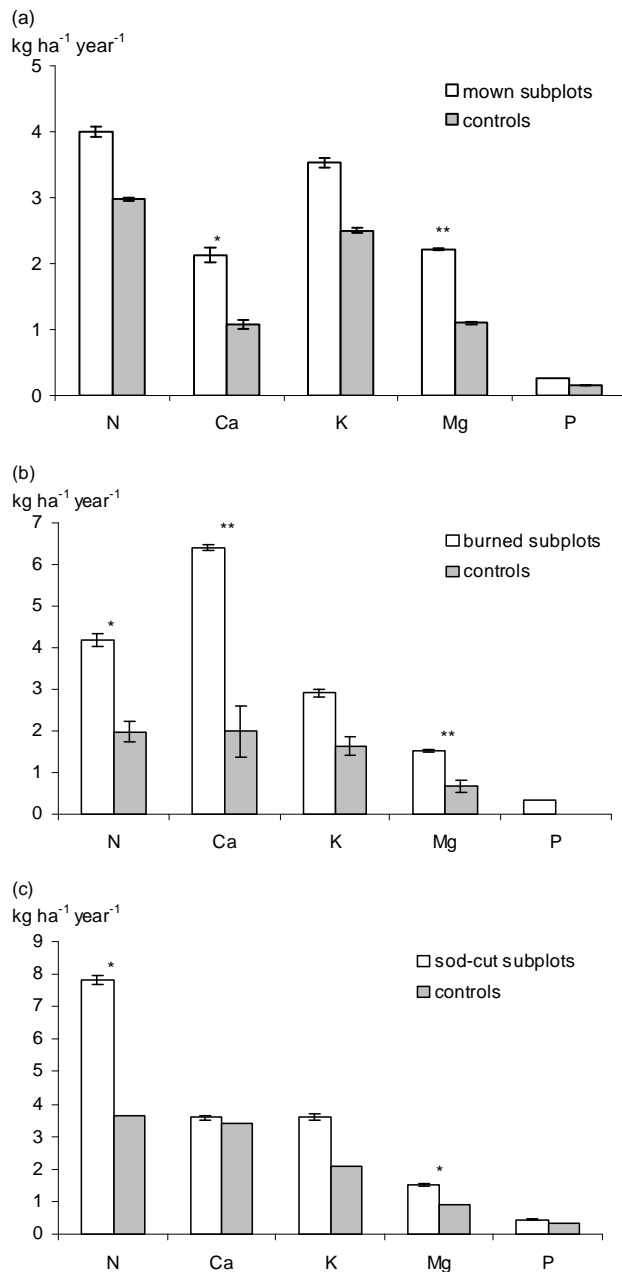


Fig. 3. Leaching in the treated subplots and the corresponding controls (means \pm SD; n = 4) within one year after the application of a management measure (a: mowing, b: prescribed burning, c: sod-cutting). Asterisks indicate significant differences between treated subplots and the corresponding controls: * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$.

Table 2. Summary of the effects of mowing, prescribed burning and sod-cutting on the nutrient balances (input-output-comparison) of the heathland studied here. Mean values ($n = 4$) are given in the table (for the sake of clarity in this table, SDs of all measurements are not repeated here as these values have already been shown in Table 1, Fig. 1 and Fig. 3). The TEP for P was calculated for two different scenarios: (i) maximal accumulation rates of P (assumptions: deposition = $0.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, leaching control/increased leaching = $0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}/0 \text{ kg ha}^{-1}$) and (ii) “balanced” accumulation rates of P (assumptions: annual net input of P = $0.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, output by increased leaching after the first year = $0.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, i.e. 0.3 kg ha^{-1} over 5 years in the mown and burned subplots, and 0.8 kg ha^{-1} over 15 years in the sod-cut subplot).

	Mowing					Prescribed burning					Sod-cutting				
	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P	N	Ca	K	Mg	P
Annual input: atmospheric deposition ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5	22.8	5.1	3.6	2.8	< 0.5
Annual output: leaching control ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	3.0	1.1	2.5	1.1	< 0.5	2.0	2.0	1.6	0.7	< 0.5	3.7	3.4	2.1	0.9	< 0.5
Annual net input: ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	19.8	4.0	1.1	1.7	< 0.5	20.8	3.1	2.0	2.1	< 0.5	19.1	1.7	1.5	1.9	< 0.5
Output: removal above-ground biomass (kg ha^{-1})	96.8	29.4	37.1	8.5	7.1	104.2	39.2	43.3	12.0	8.0	121.6	34.8	35.8	10.8	7.4
Input: ash deposition on the org. layer (kg ha^{-1})		no ash deposition				5.2	35.5	18.1	10.9	6.4	no ash deposition				
Output: removal organic layer (kg ha^{-1})		not affected						not affected			934.5	104.7	51.2	27.1	38.1
Output: removal A-horizon (kg ha^{-1})		not affected						not affected			626.5	83.1	165.6	26.9	30.6
Output: increased leaching (5 / 15 years) (kg ha^{-1})	3.1	3.2	3.1	3.4	< 1.5	6.6	13.3	3.9	2.6	< 1.5	33.4	1.5	12.2	5.0	< 4.0
Net output: (kg ha^{-1})	99.9	32.6	40.2	11.9	< 8.6	105.6	17.0	29.1	3.7	< 3.1	1716.0	224.1	264.8	69.8	< 80.1
Theoretical Effective Period (years)	5.0	8.2	36.5	7.0	i) >14 ii) 74	5.1	5.5	14.6	1.8	i) >3.2 ii) 19	89.8	131.8	176.5	36.7	i) >152 ii) 764

Discussion

Atmospheric deposition, leaching, and nutrient stores

The rates of atmospheric nutrient deposition found in our study area are in agreement with other records for NW Germany (Bleeker et al. 2000; Herrmann, Pust & Pott 2005). They are also in the range reported by studies conducted in the British Isles (Power et al. 1998, 2001; Kirkham 2001), and are somewhat lower than deposition rates in many regions in the Netherlands (Bakema et al 1994; Erisman & de Vries 2000). However, N deposition in the study area exceeded critical load values for dry heathlands (Achermann & Bobbink 2003), which emphasizes the need for an increase in the output of nutrients by means of an appropriate long-term management strategy.

Comparisons of both leaching data and nutrient stores (organic layer, A-horizon) are difficult, due to the lack of corresponding analyses in north-western Central Europe. Leaching values given for N for heaths in NW Germany are in a comparable range to our findings (Matzner & Ulrich 1980; Engel 1988), but are based on rough calculation rather than on direct measurements. Quantities of leached nutrients must also be interpreted in the context of precipitation rates prevailing during a field experiment. During our study the annual

precipitation values exceeded the long-term average value by about 300 mm. However, as shown by Sieber et al. (2004), effects on the total quantities of leached nutrients are comparatively low: Increased precipitation increases the quantities of percolating water, but simultaneously leads to decreased concentrations of dissolved ions. Hence, rates of leached nutrients are only slightly affected by varying precipitation rates (provided that emission rates remain constant; Sieber et al. 2004).

Both organic matter and nutrient content in the organic layer and A-horizon are in good agreement with results reported by Engel (1988). According to Chapman, Hibble & Rafarel (1975) the humus accumulation (organic layer) in a 25 year old British heath amounted to 30 t ha⁻¹. This is about 55% of the value we found in the sod-cut subplot (organic layer: 54.5 t ha⁻¹). The amounts of organic matter in the organic layer of three Dutch heathlands investigated by Diemont (1996) ranged between 25 t ha⁻¹ and 65 t ha⁻¹. Comparable values were found by Mitchell et al. (2000) for the quantities of nutrients located in the organic layer, although their study focused on successional sites mostly dominated by shrubs and trees.

The quantities of nutrients removed from a heathland ecosystem primarily depend on the nutrient stores which have accumulated during heathland succession in the two compartments, above-ground biomass and soil. Although the above-ground biomass within the subplots may be highly variable (e.g. biomass of *Calluna vulgaris* in the mown subplots; cf. Diemont 1996), our findings are within the ranges given by other authors (Matzner & Ulrich 1980; Diemont 1996; Terry et al. 2004). In the subplots destined for mowing, pre-management above-ground biomass for *Calluna vulgaris* (mean biomass 12,958 kg ha⁻¹) may mark the upper threshold value found in *Calluna vulgaris*-dominated stands in the Lueneburg Heath (Engel 1988). Our values are also within the range given by other authors for mean nutrient content (for N and P) in the two main species representing the above-ground biomass in our subplots (*Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*; Aerts 1993; Alonso et al. 2001; Kirkham 2001). Our results for nutrient output via the removal of above-ground biomass may thus be considered representative for most heaths in NW Central Europe.

Nutrient output from above-ground biomass and soil

As expected, net nutrient output is highest in the sod-cut subplots, even though pre-management nutrient stores in the above-ground biomass were lower than in the other plots. The removal of the organic layer caused very high nutrient losses, particularly for N and Ca. In the O-layer, the N store was about five times higher than in the above-ground biomass. Furthermore, the A-horizon of heathlands must also be considered a huge nutrient store, particularly with reference to the K content. The K output from the A-horizon was three times the amount located in the organic layer, even though only one-third of the A-horizon was removed by sod-cutting. Therefore, the greater the amount of the A-horizon removed by sod-cutting, the greater the effect on the K balance of the system.

In contrast, prescribed burning removes only small amounts of K, Ca and Mg. This is due to the high concentrations of these elements in the ash deposited on the organic layers after burning. Nevertheless, the quantities of N removed by burning from the above-ground biomass in our study are similar to the effects obtained by mowing and sod-cutting, but low compared with findings of other heathland burning experiments (Diemont 1996). These differences are mainly related to the impact of the temperature of the fire, which strongly affects the amount of burned organic matter in the above-ground biomass and the organic layer (Forgeard & Frenot 1996; Power et al. 2001). In addition, nutrient loss increases with increasing organic matter available for combustion (Diemont 1996). In our study, the low-intensity measures primarily affected the dwarf shrub layer, whilst Poaceae and cryptogams generally remained untouched. This can be explained by the fact that both graminoid species and cryptogams formed a separate understorey layer beneath the dwarf shrub layer. This layer is only slightly affected by low-intensity mowing, as its vegetation height is generally lower than the cut-height. Low-temperature burns also only partially remove the above-ground biomass, mainly affecting the dwarf shrubs and to a lesser extent the grasses and mosses (Diemont 1996; Terry et al. 2004).

The removal of nutrients in the mown subplots is comparatively high due to high above-ground biomass values. However, as mowing may be carried out at different levels of intensity (variability of the cut height), the quantities of nutrients removed will vary accordingly (Power et al. 2001). Therefore, nutrient outputs resulting from low- or high-intensity mowing may vary over a wide range (Terry et al. 2004). Compared to the effects of prescribed burning, mowing has a higher efficiency of removal for the elements Ca, Mg, K and P.

Increase in leaching rates

Post-management leaching rates differed distinctly for the five nutrient elements considered here. This is mainly due to their different sorption behaviour and to changes in their availability in the soil solution (Olf & Pegtel 1994). Quantities of leached N under the sod-cut subplots are particularly high. This may be attributed to several factors, such as the absence of N-uptake by plants and increased mineralization rates of roots and organic material in the remaining A-horizon (Mitchell et al. 1999; Dorland et al. 2003). Elevated mineralization rates are induced by increased soil temperatures and soil moisture levels, both affected by the removal of the vegetation (Mallik & FitzPatrik 1996; Anderson & Hetherington 1999; Schmidt et al. 2002). Elevated nutrient levels and leaching rates have also been documented for heath subjected to prescribed burning (Forgeard & Frenot 1996; Mallik & FitzPatrik 1996). In burned heath, leaching rates were particularly high for N, which is in agreement with our findings. In contrast, the quantities of leached P in all subplots fell below the analytically detectable threshold value. The reason for this may be the generally low

concentrations of phosphate available to plants in heathland soils, but also the sorption of ortho-phosphate in the A- and B-horizons (Olf & Pegtel 1994).

In some cases, the recovery of vegetation on sites subjected to prescribed burning and sod-cutting may be retarded for two or more years (Diemont & Linthorst Homan 1989; Dorland et al. 2003), and leaching rates thus remain increased for more than one year. In this case, our model will underestimate the nutrient losses due to leaching. In our approach, the linear decrease of leaching rates associated with a linear increase of vegetation cover must be considered as an approximation. However, as Table 2 shows, the total amount of nutrient loss due to leaching is always very low compared to the nutrient output caused by the removal of the above-ground biomass or humus-horizons. For example, if the increase in leaching rates is underestimated by 100% (3.1 instead of 6.2 kg ha⁻¹ within 5 years) in the mown plots, TEP will increase only by about 3.7% (from 5.0 to 5.2 years). Thus, leaching rates caused by different patterns of post-management vegetation recovery have only minor effects on the outcome of the TEP. In summary, the management measures considered here will cause increased nutrient losses by leaching, but the overall effect of leaching on the nutrient budget of heathlands is low.

Nutrient balances and TEP

The quantities of N removed by mowing and prescribed burning are equivalent to 5 years of atmospheric input (Table 2). In most cases, these measures are not applied over a shorter cycle than 10-15 years due to the period of time that the vegetation needs for recovery (Terry et al. 2004). As a consequence, stands will accumulate N in the long term. Thus, our hypothesis is supported with regard to N: in view of the present-day deposition rates, mowing and prescribed burning are insufficient to prevent N-accumulation in heathland ecosystems in the long term. A comparable finding applies to the nutrients Mg and Ca, which have a TEP of 1.8 and 5.5 years, respectively, when prescribed burning is employed. By contrast, sod-cutting TEP values are several decades or even more than a century, due to the nutrient losses from the organic layer and A-horizon. It remains unclear to what extent atmospheric nutrient loads (particularly for N) accelerate vegetation growth (Berendse et al. 1994, Power et al. 1998), a process which would permit the shortening of management cycles (Diemont 1996). This would increase the nutrient output arising from management measures.

In the study by Mitchell et al. (2000), the quantities of nutrients removed by management were also related to atmospheric inputs. The authors found TEPs for Ca, Mg and N ranging between 41 and 197 years. These findings are in agreement with our results for the sod-cut subplots, although both litter and trees were removed from successional sites in order to restore heathland vegetation.

Outcomes of TEP are affected by some other soil chemical processes that have not been quantified in this study, but need to be considered when interpreting TEP outcomes. One source of uncertainty in our calculation of the TEPs for N are losses caused by denitrification. Such losses would increase the output rate and thus the TEP. However, the underestimation of the TEP in our study may be low for this process as denitrification takes place primarily in wet heathlands (Troelsta, Wagenaar & Smant 1997; Galloway et al. 2004). Further uncalculated N losses are leaching of particular organic N and volatilisation of NH_3 , which also may increase TEP values. In our study, effects of N losses due to these processes may be negligible (Galloway et al. 2004) compared to N losses caused by biomass and soil removal. Interpretation of TEP outcomes must also allow for the fact that small amounts of K, Ca and Mg may be released from soils due to weathering of minerals (Brady & Weil 1996). In sandy podzols of the study area, Ca, Mg, and K contents of the C-horizons are below 0.1%, 0.1%, and 1.1% respectively (Scheffer & Schachtschabel 2002). These stores are very low compared with stores in the above-ground biomass and humus-horizons. Weathering of minerals thus may have slight effects on the TEP calculated for K, but are negligible for Ca and Mg (as regards podzols). In contrast, TEPs calculated for N and P are not affected by mineral weathering due to the very low N and P contents of minerals of sandy podzols (for $\text{P} < 0.05\%$; Brady & Weil 1996).

For the interpretation of our results it is important to mention that the sample plots had not been managed for about one decade prior to this study. Therefore, organic material had accumulated in the O- and the A-horizons. This may have increased the TEP, particularly for the sod-cut subplots. By contrast, age of stands in sod-cut plots only slightly affects the TEP, because nutrient stores in the above-ground biomass are very low compared to the stores in the O- and A-horizons.

As P-concentrations fell below the analytically detectable threshold value, TEPs are calculated for two different scenarios in Table 2. If the second scenario is assumed (“balanced accumulation rates for P”), it is likely that TEPs for P are many times higher than those for N. Consequently, output/input-ratios for P exceed those for N for all management measures. Thus, N/P-ratios in the vegetation and humus-horizons will increase in the long term and P will become an increasingly (co-)limiting factor for vegetation growth (Koerselman & Meuleman 1996). This conclusion is supported by studies by Verhoeven, Koerselman & Meuleman (1996) and Kirkham (2001). It is likely that N/P-ratios rise particularly in those compartments in which N accumulation takes place. According to Power et al. (1998) and Nielsen et al. (2000), these are primarily the A- and B-horizons, but to a lesser extent also the organic layer (Kristensen 2001).

In summary, our study provides evidence that low-intensity management measures (mowing, prescribed burning) are not sufficient to compensate for present-day atmospheric N deposition. In order to preserve a balanced N budget in the long term, high-intensity measures

(like sod-cutting) will be an indispensable instrument in heathland preservation (Barker et al. 2004), possibly applied in combination with low-intensity measures (e.g. two 10-15 year-cycles of mowing followed by sod-cutting). In this context it may be important to note that effects of nitrogen on shoot growth of *Calluna vulgaris* are lower in the heaths which had undergone more intensive management treatments (Barker et al. 2004). However, as output/input-ratios for P exceed those for N for all management measures, we assume that heathland ecosystems currently (co-)limited by N may shift to being more P-limited in the long term. This will change the competitive performance between heathland species since these differ with regard to their N- and P-requirements (Roem, Klees & Berendse 2002). Increasing N- and limited P-availability may favour *Molinia caerulea* in particular, as this species is well adapted to P-limited sites (Kirkham 2001).

Acknowledgements

This ecosystem research project was funded by the German Ministry for Education and Research. We acknowledge the support of the Alfred Toepfer Academy for both the field experiments and the project coordination.

References

- Achermann, B. & Bobbink, R. (2003) *Empirical critical loads for nitrogen*. Proceedings of an Expert Workshop, Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape SAEFL.
- Aerts, R. (1993) Nutrient turnover in Dutch heathlands during succession from ericaceous to gramineous dominance. *Scripta Geobotanica*, **21**, 7-15.
- Alonso, I., Hartley, S.E. & Thurlow, M. (2001). Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *Journal of Vegetation Science*, **12**, 249-260.
- Anderson, J.M. & Hetherington, S.L. (1999) Temperature, nitrogen availability and mixture effects on the decomposition of heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] and bracken [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] litters. *Functional Ecology*, **13**, 116-124.
- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F. & Heil, G.W. (1994) *Heathsol: A Heathland Competition Model*. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report No. 259102009, Bilthoven, NL.
- Barker, C.G., Power, S.A., Bell, J.N.B. & Orme, C.D.L. (2004) Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. *Biological Conservation*, **120**, 41-52.

- Berendse, F., Schmitz, M. & de Visser, W. (1994) Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. *Oecologia*, **100**, 38-44.
- Bleeker, A., Draijers, G.P.J., Klap, J.M. & van Jaarsveld, J.A. (2000) *Deposition of acidifying components and base cations in the period 1987-1995 in Germany*. Study on behalf and for the account of the Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 10803081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report No. 722108027, Bilthoven, NL.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. (1996) *The nature and properties of soils*. Prentice-Hall, London, UK.
- Britton, A.J., Marrs, R.H., Carey, P.D. & Pakman, R.J. (2000) Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Brackland, south east England. *Biological Conservation*, **95**, 227-232.
- Chapman, S.B., Hibble, J. & Rafarel, C.R. (1975) Litter accumulation under *Calluna vulgaris* on a lowland heathland in Britain. *Journal of Ecology*, **63**, 259-271.
- Diemont, W.H. (1996) *Survival of Dutch heathlands*. IBN Scientific Contribution 1, Wageningen, the Netherlands.
- Diemont, W.H. & Linthorst Homan, H.D.M. (1989) Re-establishment of dominance by dwarf shrub. *Vegetatio*, **85**, 13-19.
- Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J.H. & Verhoeven, J.T.A. (2003) Soil ammonium accumulation hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 804-814.
- Engel, S.K. (1988) *Untersuchungen über schwefel- und stickstoffhaltige Immisionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide*. PhD thesis, University of Gießen, Germany.
- Erismann, J.W. & de Vries, W. (2000) Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environmental Research*, **8**, 65-93.
- Forgeard, F. (1990) Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica*, **11**, 191-213.
- Forgeard, F. & Frenot, Y. (1996) Effects of burning on heathland soil chemical properties: an experimental study on the effect of heating and ash deposits. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 803-811.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, 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.
- Gauger, T., Köble, R. & Anshelm, F. (2000) *Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme*. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, Berlin, Germany.

- Gimingham, C.H. Hobbs, R.J. & Mallik, U.A. (1981) Community dynamics in relation to management of heathland vegetation in Scotland. *Vegetatio*, **46**, 149-155.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (1983) *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, Germany.
- Heil, G.W. & Bobbink, R. (1993) „Calluna“, a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling*, **68**, 161-182.
- Herrmann, M., Pust, J. & Pott, R. (2005) Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany. *Plant and Soil*, **273**, 129-137.
- Kirkham, F.W. (2001) Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. *Journal of Ecology*, **89**, 1041-1053.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996) The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1441-1450.
- Kristensen, H.L. (2001) High immobilization of NH_4^+ in Danish heath soil related to succession, soil and nutrients: implications for critical loads of N. *Water, Air, and Soil Pollution*, Focus **1**, 211-230.
- Lamble, K.J. & Hill, S.J. (1998) Microwave digestion procedures for environmental matrices. *Analyst*, **123**, 103-133.
- Mallik, A.U. & FitzPatrick, E.A. (1996) Thin section studies of *Calluna* heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use and Management*, **12**, 143-149.
- Maltby, E., Legg, C. J. & Proctor, M.C.F. (1990) The ecology of severe moorland fires on the North York Moors. Effects of the 1976 fires, and subsequent surface and vegetation development. *Journal of Ecology*, **78**, 490-518.
- Matzner, E. & Ulrich, B. (1980) The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **143**, 666-678.
- Mickel, S., Brunschön, S. & Fangmeier, A. (1991) Effects of nitrogen-nutrition on growth and competition of *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Angewandte Botanik*, **65**, 359-372.
- Mitchell, R.J., Auld, M.H.D., Hughes, J.M. & Marrs, R.H. (2000) Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. *Biological Conservation*, **95**, 233-246.
- Mitchell, R.J., Marrs, R.H., Le Duc, M.G. & Auld, M.H.D. (1999) A study of the restoration of heathland on successional sites: changes in vegetation and soil chemical properties. *Journal of Applied Ecology*, **36**, 770-783.
- Müller-Westermeier, G. (1996) *Klimadaten von Deutschland Zeitraum 1961-1990*. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, Germany.
- Nielsen, K.E., Hansen, B., Ladekarl, B.H. & Nørnberg, P. (2000) Effects of N-deposition on ion trapping by B-horizons of Danish heathlands. *Plant and Soil*, **223**, 265-276.

- Olf, H. & Pegtel, D.M. (1994) Characterisation of the type and extent of nutrient limitation in grassland vegetation using a bioassay with intact sods. *Plant and Soil*, **163**, 217-224.
- Power, S.A., Ashmore, M.R. & Cousins, D.A. (1998) Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. *Environmental Pollution*, **102**, 27-34.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Ainsworth, N. (1995) Long-term effects of enhanced nitrogen deposition on a lowland dry heath in Southern Britain. *Water, Air, and Soil Pollution*, **85**, 1701-1706.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Terry A.C., Caporn, S.J.M., Pilkington, M.G., Wilson, D.B., Barker, C.G., Carroll, J.A., Cresswell, N., Green, E.R. & Heil, G.W. (2004) Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on Heathlands and Moorlands. *Water, Air, and Soil Pollution, Focus* **4**, 259-267.
- Power, S.A., Barker, C.G., Allchin, E.A., Ashmore, M.R. & Bell, J.N.B. (2001) Habitat management: a tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition? *Scientific World*, **1**, 714-721.
- Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F. (2002) Effects of nutrients addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 937-948.
- Scheffer, P. & Schachtschabel, F. (2002) *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum, Heidelberg, Berlin, Germany.
- Schmidt, I.K. Jonasson, S., Shaver, G.R., Michelsen, A. & Nordin, A. (2002) Mineralization and distribution of nutrients in plants and microbes in four arctic ecosystems: responses to warming. *Plant and Soil*, **242**, 93-106.
- Sedláková, I. & Chytrý, M. (1999) Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. *Plant Ecology*, **143**, 77-87.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T. & Härdtle, W. (2004) Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA-Berichte*, **17**, 92-107.
- Terry, A.C., Ashmore, M.R., Power, S.A., Allchin, E.A. & Heil, G.W. (2004) Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 897-909.
- Troelsta, S.R., Wagenaar, R. & Smant, W. (1997) Utilization and leaching of nitrate from two *Deschampsia*-dominated heathland sites: a lysimeter study using intact soil columns. *Plant and Soil*, **197**, 41-53.
- Van der Eerden, L.J., Dueck, T.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H. & Van Dobben, H.F. (1991) Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. *Acta Botanica Neerlandica*, **40**, 281-296.
- Verhoeven, J.T.A, Koerselman, W. & Meuleman A.F.M. (1996) Nitrogen- and phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, **11**, 494-497.

- Webb, N.R. (1998) The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 987-990.
- Wong, M.-K., Gu, W. & Ng, T.L. (1997) Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. *Analytical Science*, **13**, 97-102.

Ergebnisse, Diskussion und Zusammenfassung

Nährstoffeinträge

Die in den Beiträgen ermittelten Untersuchungsdaten zu den atmosphärischen Nährstoffeinträgen, zu den Nährstoffvorräten in der Vegetation und im Boden und zu den Nährstoffausträgen mit dem Sickerwasser (Beiträge I-IV) liegen alle im Rahmen anderer Untersuchungen (Matzner & Ulrich 1980, Engel 1988, Schlieske 1992, Aerts 1993, Gauger et al. 2000, Kirkham 2001).

Deposition

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen für den Untersuchungszeitraum einen jährlichen N-Eintrag von $21,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Beiträge I+II) bzw. $22,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Beiträge III+IV). Der gemessene P-Eintrag lag in allen Untersuchungen unter $0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Unsere gemessenen Werte werden durch andere Untersuchungen aus Deutschland und Großbritannien bestätigt (Bleeker et al. 2000, Gauger et al. 2000, Power et al. 2001, Kirkham 2001); es gibt auch Untersuchungen mit höheren Eintragsraten aus den Niederlanden (Bakema et al. 1994, Erisman & de Vries 2000, Eerens et al. 2001). Für ein erfolgreiches Heidepflegemanagement ist wichtig auch die Nährstoffsituation im System zu betrachten. Hilfreich sind dabei die in Simulationsmodellen ermittelten critical load-Werte für N-Einträge. Die dort als Belastungsgrenze für Sandheiden angegebenen $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Achermann & Bobbink 2003) werden international wie auch lokal im NSG Lüneburger Heide bereits überschritten. Um eine langfristige Erhaltung der Heidesysteme auch zukünftig gewährleisten zu können besteht Handlungsbedarf.

Ascheniederschlag

Messungen der Nährelemente im O-Horizont nach dem Brennen zeigten, dass durch den Ascheniederschlag ein hoher Anteil Ca, K und Mg im System verbleibt, d.h. die Elementgehalte waren nach dem Brandereignis signifikant höher als davor. Da Stickstoff überwiegend gasförmig entweicht, konnten nur geringe N-Zunahmen im O-Horizont nach dem Brennen gemessen werden (Beitrag IV, Allen 1964, Niemeyer et al. 2004).

Exkrement

Bei der Beweidung erfolgen neben den atmosphärischen weiteren Nährstoffeinträge in das System über die Abgabe von Kot und Harn. Da die Schafe über Nacht und während der Mittagsrast außerhalb der Heideflächen gehalten werden, gelangen die täglichen Kot- und Harnabgaben nur partiell in das System. Eine Exkrementverteilung von ca. 30% innerhalb und ca. 70% außerhalb der Heideflächen wurden der Auswertung zugrunde gelegt (Görschen & Müller 1986). Die Ergebnisse zeigen, dass N und K in größeren Mengen in das System zurückgelangen als Ca, Mg und P. In Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen zeigen die Analysewerte, dass das Mengenverhältnis der einzelnen Nährelemente in Kot und Harn unterschiedlich ist. Während Ca, Mg und P vorwiegend über den Kot abgegeben werden, gelangen N und K hauptsächlich über den Harn in das System (Barrow 1987, Brenner 2001). Verglichen mit den hohen atmosphärischen eingetragenen Nährstoffmengen treten die Nährstoffeinträge über die Exkreme (z.B. $3,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in unserer Untersuchung in den Hintergrund.

Nährstoffausträge

Sickerwasser

In unserem Beweidungsexperiment zeigten sich während des Untersuchungszeitraumes von einem Jahr keine signifikanten Unterschiede in der Menge der ausgetragenen Nährstoffe. Aufgrund kontinuierlicher Beweidung kann vermutet werden, dass Einflüsse durch einen Beweidungsausschluss erst nach einer längeren Zeitperiode zu beobachten sein werden (Beiträge I+II).

Bei den übrigen Pflegeverfahren hingegen wurden deutliche Veränderungen der Menge der ausgetragenen Nährstoffe auf den Maßnahmenflächen beobachtet. Die N-Austräge waren nach dem Plaggen, dem Schopern und dem Feuereinsatz signifikant erhöht. Teilweise wurden ebenfalls signifikant erhöhte Austragsmengen von Ca, K und Mg nach den Pflegemaßnahmen beobachtet (Beiträge III+IV). Durch die nach dem Pflegeeingriff fehlende Vegetationsdecke findet keine Nährstoffaufnahme mehr statt. Auch die nun fehlende Beschattung des Oberbodens bewirkt eine deutliche Erwärmung des Humushorizontes und wirkt sich beschleunigend auf die Mineralisationsprozesse aus. Dies führt zu einer erhöhten Nährstofffreisetzung (Mallik 1986, Berendse 1990, Bakema et al. 1994). Durch den

Ascheniederschlag beim Brennen gelangen die basisch wirkenden Kationen Ca, K und Mg wieder auf die Brandflächen. Sie sorgen dort für eine vorübergehende Erhöhung des pH-Wertes, welche ebenfalls eine Beschleunigung der Abbauprozesse bewirkt (Beitrag IV, Mallik & FitzPatrick 1996).

Biomasse und Boden

Im Rahmen der folgenden Diskussion werden die Ergebnisse einer kontinuierlichen Pflegemaßnahme (Beweidung) und die Ergebnisse einmalig wirkender Verfahren (mechanische Pflegemaßnahmen, kontrolliertes Brennen) beschrieben und diskutiert. Da die Beweidung kontinuierlich erfolgt, werden die Eintrags- und Austragsmengen in $[\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ angegeben. Die übrigen Verfahren stellen einen einmaligen Eingriff dar, so dass Eintrags- und Austragsmengen in $[\text{kg ha}^{-1}]$ angegeben sind.

Durch die Schafbeweidung wird dem System kontinuierlich Biomasse entzogen. Die Schafe fressen nur bis ca. 3 cm über der Bodenoberfläche und von *Calluna vulgaris* werden selektiv die jungen Triebe bevorzugt (Armstrong et al. 1997), so dass die kurz über den Boden befindliche Vegetation durch den Fraß nicht beeinträchtigt wird (Milne et al. 1998). Nach einem Beweidungsexperiment über ein Jahr wurde auf den unbeweideten Referenzflächen eine *Calluna*-Biomasse von 8.307 kg ha^{-1} , auf den beweideten Untersuchungsflächen eine *Calluna*-Biomasse von 6.142 kg ha^{-1} ermittelt. Bei den Poaceen betrug die maximale Biomasse auf den unbeweideten Referenzflächen 578 kg ha^{-1} und auf den beweideten Flächen 281 kg ha^{-1} . Mit den als Biomasseaustrag definierten Differenzen konnten dem System in diesem Zeitraum $28,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ und $2,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ P}$ entzogen werden. Durch die geringe Vergrasung des *Calluna*-Bestandes auf der Untersuchungsfläche fällt der Nährstoffaustrag über die Poaceen im Vergleich zum Nährstoffaustrag über die Ericaceen kaum ins Gewicht.

Der Biomasseaustrag durch mechanische Verfahren und Feuereinsatz zeigt deutliche Unterschiede zwischen den extensiven (Mahd, Brennen) und intensiven (Schopfern, Plaggen) Pflegeverfahren. Bei den extensiven Verfahren wird die oberirdische Biomasse des *Calluna*-Bestandes nur teilweise, die Gräser und Moosschicht kaum entfernt. Durch die Mahd wurden 63% (Sieber et al. 2004), durch das kontrollierte Brennen 72% (10jähriger *Calluna*-Bestand) bzw. 84% (15jähriger

Calluna-Bestand) der oberirdischen Biomasse aus dem System ausgetragen. Bei Schopfern und Plaggen wird die komplette oberirdische Biomasse entfernt. Diese Verfahren bewirken einen Nährelementaustrag zwischen 86 und 155 kg ha⁻¹ N bzw. 4 und 10 kg ha⁻¹ P (Beiträge III+IV).

Diese intensiven Pflegemaßnahmen beeinflussen die oberen Bodenschichten (O- und A-Horizont) und entfernen diese zum Teil. Hier befinden sich im Vergleich zur Vegetation die größten Nährelementvorräte (Beiträge III+IV). Durch das Schopfern wurden 87% des O-Horizontes entfernt und damit 833 kg ha⁻¹ N und 32 kg ha⁻¹ P ausgetragen. Das Plaggen greift noch tiefer in den Boden und entfernt neben dem gesamten O-Horizont auch noch Teile des A-Horizontes. Daher wurden durch diesen einmaligen Eingriff 1.572 kg ha⁻¹ N und 66 kg ha⁻¹ P aus dem System entfernt. Die extensiven Verfahren wirken sich kaum auf den Boden aus und sorgen allein über den Austrag oberirdischer Biomasse für den Nährstoffentzug (Beiträge III+IV, Sieber et al. 2004).

Die Effizienz der verschiedenen Pflegemaßnahmen bezüglich des Nährstoffaustrags hängt sowohl von den vorhandenen Nährstoffvorräten, wie auch von der Intensität und dem Zeitpunkt des einmalig durchgeführten Pflegeeingriffs ab. Die Ergebnisse zeigen, dass die intensiven Pflegemaßnahmen einen vergleichsweise hohen Nährstoffaustrag bewirken und aus nährstoffdynamischer Sicht sehr erfolgreich sind. Aufgrund ihres sehr langen Bearbeitungszyklus' und ihres Einwirkens auf die Bodenstruktur gilt es aber in der Praxis zu entscheiden, ob und in welchem Umfang derartige Pflegeeingriffe überhaupt möglich sind (z.B. Geländegegebenheiten, Bodenentwicklung, finanzielle Rahmenbedingungen).

Theoretische Wirkungsdauer (TEP)

Zur Verdeutlichung der Wirksamkeit der verschiedenen maschinellen Pflegeverfahren und des kontrollierten Brennens wurde in den Beiträgen III-V die theoretische Wirkungsdauer TEP vorgestellt. Unter diesem Aspekt werden nun auch die Ergebnisse der Beweidungsuntersuchungen näher betrachtet. Die TEP definiert den Zeitraum, in dem die durch Pflegemaßnahmen entzogenen Nährstoffmengen durch die atmogenen Nährstoffeinträge wieder in das System gelangen. Dabei gilt die theoretische Wirkungsdauer jeweils für die konkrete Untersuchungsfläche mit ihren spezifischen Gegebenheiten während (Beweidung) bzw. vor der Maßnahme

(Mahd, Schopfern, Plaggen, kontrolliertes Brennen). Die Nährstoffeinträge (Deposition, Ascheniederschlag, Exkrememente) werden zu den Nährstoffausträgen (Oberirdische Biomasse, Bodenkompartmentverluste, Sickerwasser) in Beziehung gesetzt (Tab. 1).

Die Effektivität der Schafbeweidung auf Heideflächen im NSG Lüneburger Heide kann im Hinblick auf den jährlichen N-Austrag als positiv bewertet werden, da die TEP >1 ist. Somit wird über ein Jahr mehr N aus dem System entfernt als über den gleichen Zeitraum über die Atmosphäre eingetragen wird. Durch ein Jahr extensive Beweidung können die atmosphärischen N-Einträge desselben Zeitraumes kompensiert werden. Dies liegt zum einen an der Austragsmenge oberirdischer Biomasse über Fraß, zum anderen an der Verminderung der Exkremementeinträge durch das Herdenmanagement. Würde die Herde ohne Hüttehaltung 24 Stunden/Tag auf den Heideflächen verbleiben, so würden die Exkrememente zu 100% auf die Heideflächen gelangen. Das Ergebnis eines derartigen Szenarios zeigt, dass es zu einer N-Akkumulation kommt, da die N-Einträge die N-Austräge überwiegen (Beitrag II). Anders das Ergebnis beim Phosphor. Die theoretische Wirkungsdauer von 4 Jahren zeigt, dass das System unter Beweidung kontinuierlich P-Verluste aufweist. Die daraus resultierende Problematik wird folgend im Abschnitt N- und P-Limitierung näher erläutert.

Tabelle 1: Gesamtausträge und Theoretische Wirkungsdauern (TEP) von Beweidung, kontrolliertem Brand, Mähen, Schopfern und Plaggen für die Elemente N und P. Da die P-Konzentration in den flüssigen Proben die Bestimmungsgrenze oft unterschritt, wurden nur die Maximal-Austräge angegeben. Zur Berechnung der TEP wurde von maximalen Einträgen und minimalen Austrägen und folglich minimaler Wirkungsdauer ausgegangen (Daten auf Grundlage der Beiträge II, III und IV).

	Beweidung [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Kontrollierter Brand [kg ha ⁻¹]	Mahd [kg ha ⁻¹]	Schopfern [kg ha ⁻¹]	Plaggen [kg ha ⁻¹]
N					
Max. Austrag	31,0	105,6	99,9	1007,8	1711,8
TEP [a]	1,6	5,1	5,0	60,7	89,6
P					
Max. Austrag	2,3	3,1	8,6	42,2	72,8
TEP [a]	4	> 3,2	> 14	> 83,2	> 144
Austrags-					
Verhältnis N/P	13	34	12	24	24

Die anderen extensiven Pflegeverfahren (Mähen, kontrolliertes Brennen) weisen für N TEPs von etwas 5 Jahren auf (Tab. 1). Aufgrund ihres üblichen 10- bzw. 10/15-jährigen Eingriffszyklus' (Miller & Miles 1970, Terry et al. 2004) gelingt es diesen Pflegeverfahren nicht, über einen längeren Zeitraum die atmosphärischen N-Einträge zu kompensieren. Aufgrund ihrer Wirkungsdauer sind diese Pflegeverfahren für das Heidepflegemanagement problematisch, da nach 5 Jahren auf diesen Maßnahmenflächen der erzielte Nährstoffaustrag durch die atmosphärischen Einträge wieder kompensiert ist. Z.B. würde eine zweite Mahd dieser Fläche zu diesem Zeitpunkt einen geringeren Nährstoffaustrag bewirken. Der nachgewachsene Bestand hat innerhalb dieser Zeitspanne einen geringeren Nährstoffvorrat aufgebaut als der ursprüngliche Bestand. Somit kann allein durch die Mahd die N-Bilanz nicht im Gleichgewicht gehalten werden.

Die intensiv eingreifenden mechanischen Pflegeverfahren Schopfern und Plaggen hingegen weisen TEPs von mehreren Jahrzehnten auf. Das ist zurückzuführen auf den hohen Nährstoffentzug durch den partiellen Austrag von O- und A-Horizont. Diese Verfahren sind sehr gut geeignet den oligotrophen Charakter des Heideökosystems zu erhalten bzw. wieder herzustellen, können aber in der Praxis nur begrenzt eingesetzt werden (Beitrag III).

In Konsequenz unserer Ergebnisse liegt eine Kombination intensiver und extensiver Pflegeverfahren nahe, um die Arten- und Strukturvielfalt des Lebensraumes Heide zu erhalten. Auch die Kombination von extensiven Maßnahmen wie die Beweidung von Mahd- oder Brandflächen ist vorteilhaft (Vandvik et al. 2005).

N- und P-Limitierung

Die Auswirkungen der verschiedenen Pflegemaßnahmen auf die N- und P- Vorräte im Heidesystem sind von besonderer Bedeutung, da diese Nährelemente eine limitierende Rolle spielen (Kirkham 2001, Tessier & Raynal 2003). Daher ist das Austrags-Verhältnis dieser beiden Nährelemente zueinander (N-Austrag/P-Austrag) ein wichtiger Hinweis auf mögliche Veränderungen im System. Je größer das N/P-Verhältnis des Nährstoffaustrages, desto mehr N wird in Relation zu P aus dem System entfernt, je kleiner das N/P-Verhältnis, desto mehr P wird in Relation zu N aus dem System entfernt. Somit ermöglicht die Untersuchung dieser Größe in

Verbindung mit den verschiedenen Pflegeverfahren eine Aussage über Veränderungen im Heidesystem hinsichtlich limitierender Faktoren.

Die untersuchten Pflegemaßnahmen greifen in unterschiedlichem Maße in die N- und P-Vorräte des Systems ein (Beiträge II, III und IV). Der Vergleich der N/P-Verhältnisse des Nährstoffaustrages wurden in Tabelle 1 dargestellt und zeigen, dass die Beweidung (13) und das Mähen (12) ein kleines N/P-Verhältnis aufweisen. Das kontrollierte Brennen bewirkt das größte N/P-Verhältnis (34) und wirkt sich am geringsten auf den P-Haushalt des Heidesystems aus.

Durch die hohen P-Vorräte in der Biomasse greifen die Pflegeverfahren durch ihren Austrag oberirdischer Biomasse stark in den P-Haushalt des Heidesystems ein. Die atmosphärischen Eintragsraten für P durch die Deposition sind gering. Auch die P-Nachlieferung durch Mineralverwitterung in den Sandböden des NSG Lüneburger Heide ist sehr gering (Scheffer & Schachtschnabel 1989). Daher führt ein konstanter Biomasseaustrag z.B. durch kontinuierliche Beweidung zu einer steten Reduzierung der P-Vorräte im Heidesystem. Zukünftig würden die hohen atmosphärischen N-Einträge und die P-Verluste durch die Mehrzahl der Pflegeverfahren zu einer N-Anreicherung und zu einer P-Verarmung im Heidesystem führen. Unter diesen Umständen würde sich auch das N/P-Verhältnis in der Vegetation und im Boden zunehmend vergrößern und zu einer Verschiebung von N-(co-)limitierten hin zu P-(co-)limitierten Heiden führen. Ein stetiger P-Entzug würde das Eindringen von Arten fördern, die mit minimaler Versorgung konkurrenzfähig sind, so z.B. *Molinia caerulea* (Kirkham 2001, Roem et al. 2002).

Managementmaßnahmen, die auf die Kompensation der zunehmenden atmosphärischen N-Einträge abzielen und in erster Linie die oberirdische Biomasse entfernen (Beweidung, Mahd), werden in ihrer Effektivität gemindert durch die gleichzeitige Reduzierung der P-Vorräte (Güsewell 2004). Auch hier zeigen die Ergebnisse, dass die Kombination von verschiedenen Pflegeverfahren hinsichtlich ihrer Wirkung auf N- und P-Vorräte sinnvoll erscheint, wie z.B. die gezielte Beweidung von Brandflächen (Beitrag II + IV).

Zusammenfassung

- ◆ Gegenwärtige atmogene N-Einträge in die Lüneburger Heide überschreiten die durch den critical-load für Sandheiden definierte Belastungsgrenze von 10-20 kg ha⁻¹ und zeigen den Handlungsbedarf für eine langfristige Erhaltung dieser geschützten Lebensräume.
- ◆ Die traditionelle Schafbeweidung im NSG Lüneburger Heide kann diese hohen atmogenen N-Einträge kompensieren. Das Herdenmanagement minimiert den Nährstoffeintrag über die Exkremente der Tiere, so dass diesem Transfer nur eine geringe Bedeutung zukommt.
- ◆ Die N-Austräge über das Sickerwasser vor, während und nach den Pflegemaßnahmen spielen nur eine untergeordnete Rolle.
- ◆ Extensive Pflegemaßnahmen wie die Mahd und das kontrollierte Brennen sind nicht geeignet die atmogenen N-Einträge langfristig zu kompensieren. Intensiven Pflegemaßnahmen (Schopfern, Plaggen) gelingt dieses, benötigen aber einen zu langen Bearbeitungszyklus, innerhalb dessen kombinierte Verjüngungsmaßnahmen notwendig werden.
- ◆ Die Pflegemaßnahmen haben Auswirkungen auf die N- und P-Vorräte im Heidesystem und führen großteils zu einer P-Verarmung. Das kontrollierte Brennen beeinflusst den P-Haushalt am geringsten. Eine Kombination des Feuereinsatzes mit anderen extensiven Maßnahmen erscheint daher sinnvoll.

Literatur

- Achermann, B. & Bobbink, R. (Eds.) 2003. *Empirical critical loads for nitrogen*. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL), Berne, Switzerland.
- Adams, M.A., Iser, J., Keleher, A.D. & Cheal, D.C. 1994. Nitrogen and Phosphorus availability and the role of fire in heathlands at Wilsons Promontory. *Australian Journal of Botany* 42, 269-281.
- Aerts, R. & Berendse, F. 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio* 76, 63-69.
- Aerts, R., Wallen, B. & Malmer, N. 1992. Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *Journal of Ecology* 80, 131-140.
- Aerts, R. & Heil, G.W. (Eds.), 1993. *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL
- Aerts, R., de Caluwe H. & Beltman, B. 2003. Is the relation between nutrient supply and biodiversity co-determined by the type of nutrient limitation ? *OIKOS* 101, 489-498.
- Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. *Journal of Applied Ecology* 1, 347-367.
- Alonso, I., Hartley, S.E. & Thurlow, M. 2001. Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *Journal of Vegetation Science* 12, 249-260.
- Armstrong, H.M. & MacDonald, A.J. 1992. Tests of different methods of measuring and estimating utilization rate of heather (*Calluna vulgaris*) by vertebrate herbivores. *Journal of Applied Ecology* 29, 285-294.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Grant, S.A., Hutchings, N.J., Milne, J.A. & Sibbald, A.R. 1997. A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. I. The prediction of vegetation biomass. *Journal of Applied Ecology* 34, 166-185.
- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F. & Heil, G.W. 1994. *HEATHSOL: a heathland competition model*. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Report No. 259102009, Bilthoven, NL.
- Bakker, J.P. & Berendse, F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends In Ecology & Evolution* 14, 63-68.

- Barker, C.G., Power, S.A., Bell, J.N.B. & Orme, C.D.L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. *Biological Conservation* 120, 41-52.
- Barrow, N.J. 1987. *Return of nutrients by animals. Ecosystems of the world 178. Managed grasslands.* (Ed. R.W. Shaydon) Elsevier, Amsterdam, S. 181-186.
- Behrens, H., Hamann, K.T. & Seefeldt, G. 1993. *Die Graue Gehörnte Heidschnucke.* Verband Lüneburger Heidschnuckenzüchter e.V., Uelzen, 84 S.
- Berendse, F. 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology* 78, 413-427.
- Biermann, R., Breder, C., Daniels, F.J.A., Kiffe, K. & Paus, S. 1994. Heideflächen im Raum Munster, Lüneburger Heide: eine floristisch-pflanzensoziologische Erfassung als Grundlage für Pflege- und Optimierungsmaßnahmen. *Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover* 136, 105-161
- Bleeker, A., Draaijers, G.P.J., Klap, J.M. & van Jaarsveld, J.A. 2000. *Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995.* National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Report No. 722108027, Bilthoven, NL.
- Bobbink, R. & Heil, G.W. 1993. Atmospheric deposition of sulphur and nitrogen in heathland ecosystems. In: Aerts, R. & Heil, G.W. (Eds.), *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL, pp. 51-84.
- Brenner, S. 2001. *Quantifizierung horizontaler Nährstoffbewegungen durch angepasste Weidewirtschaft mit Schafen in Naturschutzgebieten unter Berücksichtigung floristisch-vegetationskundlicher Analysen.* Friedrich-Wilhelm-Universität, Institut für Tierernährung, Bonn, Dissertation, 118 S.
- Britton, A.J., Marrs, R.H., Carey, P.D. & Pakeman, R.J. 2000. Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, south east England. *Biological Conservation* 95, 227-232.
- Britton, A.J., Pakeman, R.J., Carey, P.D. & Marrs, R.H. 2001. Impacts of climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. *Journal of Vegetation Science* 12, 797-806.
- Bullock, J. M. & Pakeman, R. J. 1996. Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation* 79, 1-13.

- Eerens, J.W., Van Dam, J.D., Beck, J.P., Dolmans, J.H.J., Van Pul, W.A.J., Sluyter, R.B.C., Van Velze, K. & Vissenberg, H.A. 2001. *Grootschalige luchtverontreiniging en depositie in de Nationale Milieuverkenning 5*. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Report No. 408129016/2001, Bilthoven, NL.
- Engel, S. 1988. *Untersuchungen über schwefel- und stickstoffhaltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide*. Dissertation, Universität Gießen, DE.
- Erisman, J.W. & de Vries, W. 2000. Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environmental Review* 8, 65-93.
- Forgeard, F. 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica* 11, 191-213.
- Gauger, T., Köble, R. & Anshelm, F. 2000. *Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme, Teil I: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995*. Institut für Navigation der Universität Stuttgart, Bericht No. 29785079, Stuttgart, DE.
- Gimingham, C.H. 1972. *Ecology of heathlands*. Chapman and Hall Ltd, London, UK.
- Gimingham, C.H. 1992. The lowland heathland management handbook. *English Nature Science* 8.
- Görschen, M. & Müller, K. 1986. *Vergleich der Wirkung von Mahd und Beweidung als Pflegemaßnahme im regenerierenden Hochmoor*. Teil II. Gutachten im Auftrag des schleswig-holsteinischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, DE, 93 S.
- Grant, S.A. & Armstrong, H.M. 1993. Grazing ecology and the conservation of heather moorland – the development of models as aids to management. *Biodiversity and Conservation* 2, 79-94.
- Güsewell, S. 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* 164, 243-266.
- Haaland, S., 2002. *Feuer und Flamme für die Heide - 5000 Jahre Kulturlandschaft in Europa*. Hauschild, Bremen, DE.
- Heil, G.W. & Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio* 53, 113-120.

- Kirkham, F.W. 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. *Journal of Ecology* 89, 1041-1053.
- Koopmann, A. 2001. *An Naturschutzzielen und historischer Heidebauernwirtschaft orientierte Landwirtschaft auf Sandböden. Fallstudie Landschaftspflegehof Tütsberg (Lüneburger Heide)*. Göttinger Bodenkundliche Berichte 114, 209 S.
- Koopmann, A. & Mertens, D. 2004. Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet "Lüneburger Heide" - Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. *NNA-Berichte* 17(2), 44-61.
- Lütkepohl, M. & Kaiser, T. 1997. Die Heidelandschaft. In: Cordes, H., Kaiser, T., van der Lancken, H., Lütkepohl, M. & Prüter, J. (Eds.) *Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte - Ökologie - Naturschutz*. Hauschild, Bremen, Deutschland, S. 87-100.
- Lütkepohl, M. & Stubbe, A. 1997. Feuergeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des NSG Lüneburger Heide. *NNA-Berichte* 10 (5), 105-114.
- Mallik, A.U. 1986. Near-ground Micro-climate of Burned and Unburned Calluna Heathland. *Journal of Environmental Management* 23, 157-171.
- Mallik, A.U. & FitzPatrick, E.A. 1996. Thin section studies of Calluna heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use and Management* 12, 143-149.
- Mallik, A.U. & Gimingham, C.H. 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *Journal of Ecology* 73, 633-644.
- Marcos, E., Calvo, L. & Luis-Calabuig, E. 2003. Effects of fertilisation and cutting on the chemical composition of vegetation and soils of mountain heathlands in Spain. *Journal of Vegetation Science* 14, 417-424.
- Marrs, R.H. 1993. An assessment of change in *Calluna* heathlands in Breckland, eastern England, between 1983 and 1991. *Biological Conservation* 65, 133-139.
- Matzner, E. & Ulrich, B. 1980. The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 143, 666-678.
- Miller, G.R. & Miles, J. 1970. Regeneration of heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) at different ages and seasons in north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology* 7, 51-60.

- Milne, J.A., Birch, C.P.D., Hester, A.J., Armstrong, H.M. & Robertson, A. 1998. The impact of vertebrate herbivores on the natural heritage of the Scottish uplands - a review. *Scottish Natural Heritage Review* No. 95.
- Mockenhaupt, M. & Keienburg, T. 2004. Ansätze zur Untersuchung des Einflusses der Hüteschafhaltung auf die Stickstoffbilanz der Heiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. *NNA Berichte* 17, 116-122.
- Müller, J. & Schaltegger, S. 2004. Sozioökonomische Analyse des Heidemanagements in Nordwestdeutschland - Wirtschaftlichkeit, Kosten-Wirksamkeitsverhältnisse und Akzeptanz. *NNA Berichte* 17, 183-197.
- Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A., Sieber, M. & Härdtle, W. 2004. Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. *NNA-Berichte* 17(2), 65-79.
- Nilsen, L.S., Johansen, L. & Velle, L.G. 2005. Early stages of *Calluna vulgaris* regeneration after burning of coastal heath in central Norway. *Applied Vegetation Science* 8, 57-64.
- Palmer, S.C.F. 1997. Prediction of the shoot production of heather under grazing in the uplands of Great Britain. *Grass and Forage Science* 52, 408-424.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Sheppard, L.J. 1998. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. *The New Phytologist* 138, 663-674.
- Power, S.A., Barker, C.G., Allchin, E.A., Ashmore, M.R. & Bell, J.N.B. 2001. Habitat Management: A tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition? *The Scientific World* 1, 714-721.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Terry, A.C., Caporn, S.J.M., Pilkington, M.G., Wilson, D.B., Barker, C.G., Carroll, J.A., Cresswell, N., Green, E.R. & Heil, G.W. 2004. Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on Heathlands and Moorlands. *Water, Air & Soil Pollution: Focus* 4, 259-267.
- Prüter, J., 2004. Schutz und Erhaltung der Heide - Aktuelle Ansätze aus europäischer Perspektive. *NNA-Berichte* 17(2), 22-26.
- Read, J.M., Birch, C.P.D. & Milne, J.A. 2002. HeathMod: a model of the impact of seasonal grazing by sheep on upland heaths dominated by *Calluna vulgaris* (heather). *Biological Conservation* 105, 279-292.

- Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F. 2002. Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology* 39, 937-948.
- Rose, R.J., Webb, N.R., Clarke, R.T. & Traynor, C.H. 2000. Changes on the heathlands in Dorset, England, between 1987 and 1996. *Biological Conservation* 93, 117-125.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (Eds.) 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart, DE.
- Schlieske, K. 1992. Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. *Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel* 16, 150S.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T. & Härdtle, W. 2004. Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte* 17 (2), 92-107.
- Terry, A.C., Ashmore, M.R., Power, S.A. & Allchin, E.A. 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology* 41, 897-909.
- Tessier, J.T. & Raynal, D.J. 2003. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *Journal of Applied Ecology* 40, 523-534.
- Valbuena, L. & Trabaud, L. 2001. Contribution of the soil seed bank to post-fire recovery of a heathland. *Plant Ecology* 152, 175-183.
- Van der Eerden, L. J., Dueck, T. A., Berdowski, J. J. M., Greven, H. & Van Dobben, H. F. 1991. Influence of NH_3 and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on heathland vegetation. *Acta Botanica Neerlandica* 40 (4), 281-296.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Maren, I.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. *Journal of Applied Ecology* 42, 139-149.
- Welch, D. 1984. Studies in the grazing of heather moorland in north-east Scotland. II. Response of heather. *Journal of Applied Ecology* 21, 197-207.

Publikationen

- NIEMEYER, T., **WIEMERSLAGE, S.**, SIEBER, M., HÄRDTLE, W., 2002. Impact of different methods of heathland management on the nutrient balance and vegetation dynamic. *Verh. GFÖ* 32, 129.
- NIEMEYER, T., **FOTTNER, S.**, MOHAMED, A., SIEBER, M., HÄRDTLE, W., 2004. Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. *NNA Berichte* 17(2), 65-79.
- * **FOTTNER, S.**, NIEMEYER, T., SIEBER, M., HÄRDTLE, W., 2004. Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte* 17(2), 80-91.
- SIEBER, M., **FOTTNER, S.**, NIEMEYER, T., HÄRDTLE, W., 2004. Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte* 17(2), 92-107.
- HÄRDTLE, W., **FOTTNER, S.**, NIEMEYER, T., SIEBER, M., MOHAMED, A., 2004. Nährelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung. *NNA Berichte* 17(2), 123-125.
- FOTTNER, S.**, NIEMEYER, T., SIEBER, M., HÄRDTLE, W., 2004. Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden. *NNA BERICHTE* 17(2), 126-136.
- FOTTNER, S.**, NIEMEYER, T., SIEBER, M., HÄRDTLE, W., 2004. Auswirkungen unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf die Stickstoffdynamik von Heideökosystemen in Nordwestdeutschland. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 183-199.
- * NIEMEYER, T., NIEMEYER, M., MOHAMED, A., **FOTTNER, S.**, HÄRDTLE, W., 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science* 8, 183 – 192
- * HÄRDTLE, W., NIEMEYER, M., NIEMEYER, T., ASSMANN, T., **FOTTNER, S.**, submitted. Can management compensate for effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology*.
- * NIEMEYER, M., NIEMEYER, T., MOHAMED, A., **FOTTNER, S.**, HÄRDTLE, W., submitted. Impacts of high-intensity management measures (sod-cutting, choppering) on nutrient budgets of heathlands. *Biological conservation*.
- * **FOTTNER, S.**, HÄRDTLE, W., MOCKENHAUPT, M., NIEMEYER, M., NIEMEYER, T., submitted. Estimates of nutrient removal by sheep grazing in heathlands. *Applied Vegetation Science*.

Vorträge

- FOTTNER, S.**, SIEBER, M., NIEMEYER, T., 2002. Auswirkungen verschiedener Pflegemaßnahmen auf Nährstofftransfer und Entwicklungsdynamik. Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland. NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz), Hof Möhr.
- NIEMEYER, T., SIEBER, M., **FOTTNER, S.**, HÄRDTLE, W., 2003. Impact of different management practices on nutrient dynamics in heathlands (Lower Saxony, Germany). NNA, 8th European Heathland Workshop, Camp Reinsehlen.
- FOTTNER, S.**, HÄRDTLE, W., NIEMEYER, T., SIEBER, M., 2003. Auswirkungen unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf die Nährstoffdynamik von Heideökosystemen (Nordwestdeutschland). Weidelandschaften und Wildnisgebiete. Vom Experiment zur Praxis, BFN, Uni Lüneburg, Lüneburg.
- NIEMEYER, T., **FOTTNER, S.**, SIEBER, M., 2004. Nährstoffdynamik im Ökosystem Heide bei unterschiedlichen Pflegeverfahren. Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland, NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz), Camp Reinsehlen.
- NIEMEYER, T., **FOTTNER, S.**, SIEBER, M., 2004. Kurzfristige Auswirkungen verschiedener Pflegeverfahren auf die Vegetationsdynamik. Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland, NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz), Camp Reinsehlen.

Posterpräsentationen

- HÄRDTLE, W., NIEMEYER, T., SIEBER, M., **WIEMERSLAGE, S.**, 2001. Studies on the impact of different methods of heathland management on nutrient transfer and vegetation dynamics in NW German heathland ecosystems. 1st Int. Workshop on Pasture-landscape and Nature Conservation, BFN, Uni Lüneburg, Lüneburg.
- NIEMEYER, T., SIEBER, M., **FOTTNER, S.**, HÄRDTLE, W., 2002. Impact of different methods of heathland management on nutrient balances. Jahrestagung der GFÖ, Cottbus.
- HÄRDTLE, W., NIEMEYER, M., NIEMEYER, T., **FOTTNER, S.**, 2005. Can management compensate for the effects of atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? Multifunctionality of Landscapes – Analysis, Evaluation, and Decision Support. Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Vor- und Zuname Silke Fottner, geb. Wiemerslage
Geburtsdatum/-ort 26. April 1969, in Ibbenbüren
Anschrift Lindenstraße 27, 21335 Lüneburg
Tel.: 04131/732629
e-mail: fottner@uni-lueneburg.de
Familienstand verheiratet, 1 Kind

Schulausbildung

1975 - 1979 Grundschule in Ibbenbüren
1979 - 1988 Gymnasium in Ibbenbüren
Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

Berufliche Ausbildung

1988 -1990 Ausbildung zur Biologisch-Technischen Assistentin
am Institut für berufliche Aus- und Weiterbildung,
Osnabrück

Berufliche Tätigkeit

1990 - 1992 Biologisch-Technische Assistentin am Max-Planck-
Institut für Hirnforschung, Frankfurt am Main

Studium

1992 - 1998 Angewandte Kulturwissenschaften (Magister),
Universität Lüneburg
Schwerpunkte: Ökologie und Umweltbildung, Natur
und Umweltschutz, Betriebswirtschaftslehre
Abschluss: Magister Artium

Auslandsaufenthalt

1995 Studium am Christ-Church-College in Canterbury,
England (ERASMUS-Austauschprogramm)

Promotion

1999 - 2001 Graduiertenstipendium der Universität Lüneburg
2001 - 2003 Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Universität
Lüneburg
2006 Abschluss der Promotion

Dank

Für den erfolgreichen Abschluss der vorliegenden Arbeit schulde ich vielen Menschen meinen herzlichen Dank.

Ich danke meinem Doktorvater Prof. Dr. Werner Härdtle für die Überlassung des Promotionsthemas, für die Betreuung der Arbeit sowie für die stete Diskussionsbereitschaft und vielen Ratschläge. Herrn Professor Dr. Thorsten Aßmann gilt mein Dank für die Übernahme des Zweitgutachtens und für seine unkomplizierte Unterstützung meiner Promotion an der Universität Lüneburg. Bei Herrn Prof. Dr. Wolfgang Ruck und Herrn Dr. Wolf Palm möchte ich mich für die wertvolle Zusammenarbeit hinsichtlich der chemischen Analyse und der Nutzung der Analysengeräte bedanken. Meinen Kollegen Marion und Thomas Niemeyer gilt ein sehr herzlicher Dank, denn die Zusammenarbeit mit ihnen war eine wichtige Voraussetzung für das Gelingen dieser Arbeit. Unsere „Bibliothek-Atmosphäre“ hat viele Ideen hervorgebracht und jeden Arbeitstag bereichert – Danke.

Ein besonderer Dank gilt Dr. Johannes Prüter und Tobias Keienburg, die es innerhalb der Projektleitung an der NNA immer wieder verstanden, die Fäden der verschiedenen Projektteilnehmer zu verknüpfen und erfolgreich zusammenzuführen. Den Mitarbeitern vom VNP-Lüneburger Heide danke ich für die Kooperation und Dr. Andreas Koopmann für die Informationen rund um die Heidschnucken. An dieser Stelle möchte ich mich auch bei allen Schäfern bedanken, die während meiner Arbeit die Heidschnuckenherde betreuten und mich einen Einblick in den Schäferalltag nehmen ließen – Danke.

Für tatkräftige Hilfe bei der Geländearbeit, für die Unterstützung bei den Laborarbeiten, für Aufmunterungen während der Arbeit, für anregende Diskussionen bei der Arbeit und auch fernab der Arbeit danke ich allen nicht namentlich erwähnten KollegInnen, MitarbeiterInnen, DiplomandInnen, FreundInnen, die sich hoffentlich an dieser Stelle wiederfinden. Ohne sie wäre ein Gelingen dieser Arbeit nicht möglich gewesen – Danke.

Last but not least mochte ich mich ganz, ganz herzlich bei meiner Familie bedanken. Dieser Abschnitt meines Lebens wäre ohne die kontinuierliche Unterstützung meiner

Eltern und Familie nicht möglich gewesen. Mein Mann Markus und meine Eltern haben mich bestärkt, wenn ich selbst an der erfolgreichen Fertigstellung meiner Doktorarbeit gezweifelt habe. Mein Sohn Bjarne hat mich in der Lüneburger Heide – kaum auf der Welt – auch andere Facetten sehen lassen und seine Urlaubswochen bei Oma & Opa bleiben unvergessen – Danke.

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland“ vom BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) gefördert.