

Kontrolliertes Brennen von *Calluna*-Heiden

Bilanzierung der Nährstoffentzüge durch kontrolliertes Brennen als Pflegeverfahren von
Calluna dominierten Sand- und Moorheiden in Norddeutschland

vorgelegt von
Thomas Niemeyer

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

Im Fachbereich Umweltwissenschaften der Universität Lüneburg

Gutachter:
Prof. Dr. Werner Härdtle
Prof. Dr. Thorsten Assmann

Lüneburg
im
September 2005

Inhalt

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Einleitung, Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse..... | 1 |
| (I) Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden (Silke Fottner, Thomas Niemeyer , Marion Sieber und Werner Härdtle, in <i>NNA Berichte</i> 17, 2: 126-136) | 16 |
| (II) Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden (Thomas Niemeyer , Silke Fottner, Abdelmenam Mohamed, Marion Sieber und Werner Härdtle, in <i>NNA Berichte</i> 17, 2: 65-79)..... | 27 |
| (III) Impact of prescribed burning on nutrient budgets of wet heathlands (Werner Härdtle, Thomas Niemeyer , Thorsten Assmann, Hartmut Meyer, eingereicht bei <i>Plant and Soil</i>) | 42 |
| (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, in <i>Applied Vegetation Science</i> 8: 183-192)..... | 58 |
| Publikationsliste, Lebenslauf und Danksagung | 79 |

Einleitung, Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten konnte europaweit ein sehr starker Rückgang zwergstrauchdominierter Offenlandschaften beobachtet werden (Aerts & Heil 1993; Britton et al. 2001; Marcos et al. 2003; Sutherland 2004). Neben dem Flächenverlust ist es durch eine zunehmende Vergrasung mit *Deschampsia flexuosa* (Sandheiden) und *Molinia caerulea* (Moorheiden) auch zu einer Artenverarmung und damit zu einer qualitativen Verschlechterung der heute noch vorhandenen Flächen gekommen (Marrs 1993; Uren et al. 1997; Kirkham 2001; Roem et al. 2002; Dorland et al. 2004). Die Aufgabe der traditionellen Landnutzung durch die Heidebauernwirtschaft (Lütkepohl & Kaiser 1997) und die gestiegenen Stickstoffeinträge (Erismann & de Vries 2000) aus der Atmosphäre werden ursächlich für diese Veränderungen verantwortlich gemacht (Marrs 1993; Caporn et al. 1995; Uren et al. 1997; Kirkham 2001; Roem et al. 2002; Dorland et al. 2004; Barker et al. 2004; Power et al. 2004).

Seit 1986 gehören Heiden, nach Aufnahme in die FFH-Richtlinie der Europäischen Union, zu den besonders schützenswerten Kulturlandschaften in Europa (Webb 1998; Marcos et al. 2003). Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zum langfristigen Schutz dieser einzigartigen Landschaftselemente gewinnen daher immer mehr an Bedeutung (Diemont 1996; Power et al. 2001; Terry et al. 2004). Der hohe finanzielle Aufwand solcher Pflegemaßnahmen zur Reduzierung erhöhter Nährstoffeinträge kann nur durch einen entsprechenden Erfolg gerechtfertigt werden. Ein wichtiger Parameter für die Bewertung des Erfolges ist daher die Menge der Nährstoffe, die dem System wieder entzogen werden.

Im NSG Lüneburger Heide wurde als Maßnahme zur Heidepflege lange Zeit die Beweidung der Flächen mit Heidschnucken präferiert. Eine einseitige, konservierende Pflege der Flächen ist jedoch nicht in der Lage, die gewachsene Mannigfaltigkeit, die aus früheren Nutzungsformen hervorgegangen ist, zu erhalten und führte in den letzten Jahrzehnten zu monotonen Strukturen und einer Artenverarmung (Prüter 1993; Lütkepohl 1993). Als ein traditionelles Instrument der Heidebauern zur Verjüngung von Heideflächen (Lütkepohl & Stubbe 1997; Lütkepohl & Kaiser 1997) gewann das kontrollierte Brennen als Pflegemaßnahme für den Naturschutz nach jahrzehntelanger Unterlassung wieder an

Bedeutung. Ziel der Heidebauern war, durch kontrolliertes Brennen in überalterten Heiden einen Verjüngungsprozess einzuleiten, um anschließend eine nutzbare Weidefläche zu erhalten. Mit Aufgabe der Heidebauernwirtschaft wurden schließlich die überalterten Heideflächen nicht mehr regelmäßig abgebrannt. Lediglich unkontrollierte Wildfeuer und Feuer auf Truppenübungsplätzen setzten die „Tradition“ fort. Seit 1993 wird das kontrollierte Brennen mit Erfolg auch wieder im Naturschutzgebiet NSG „Lüneburger Heide“ angewendet (Lütkepohl & Stubbe 1997).

Auch in anderen Naturschutzgebieten wird das kontrollierte Brennen vermehrt als gezielte Naturschutzmaßnahme eingesetzt. So werden z.B. seit über 30 Jahren immer wieder überalterte *Calluna*-Bestände im NSG „Neustädter Moor“ kontrolliert abgebrannt, nachdem festgestellt wurde, dass bestandsgefährdete Brutvogelarten wie Birkhuhn, Goldregenpfeifer, Großer Brachvogel, Kiebitz u.a. positiv auf abgebrannte Flächen reagierten (Niemeyer 1997). Die besondere Bedeutung des kontrollierten Brennens als Pflegemaßnahme für die Erhaltung von Heideflächen wird von vielen Autoren beschrieben (Mallik & Gimingham 1985; Forgeard 1990; Adams et al. 1994; Gimingham 1992; Allchin et al. 1996; Valbuena & Trabaud 2001). Um negative Auswirkungen auf Flora und Fauna zu minimieren, soll das kontrollierte Brennen nur im Winterhalbjahr durchgeführt werden (Gimingham 1992).

Vor dem Hintergrund der gestiegenen atmosphärischen Nährstoffeinträge, ist es für den angewandten Naturschutz von besonderem Interesse, in wieweit die heute praktizierten Pflegemaßnahmen einer Nährstoffakkumulation entgegenwirken oder diese sogar kompensieren können. Eine Schlüsselfunktion kommt dabei den Nährelementen Stickstoff und Phosphor als wachstumslimitierenden Faktoren zu (Koerselmann & Meulemann 1996; Gerdol et al. 2000; Tessier & Raynal 2003). Einige Untersuchungen aus Großbritannien und den Niederlanden machen Angaben zu Abschätzungen des Nährelementaustrags durch kontrolliertes Brennen (Allen 1964; Chapman 1967; Allen et al. 1969; Diemont 1996).

Die vorliegende Arbeit untersucht am Beispiel der Lüneburger Heide und dem Neustädter Moor die Fragen: (1) Wie verläuft die kurzfristige Vegetationsentwicklung auf den gebrannten Flächen? (2) Wie hoch ist der aktuelle Eintrag der Nährelemente N, Ca, K, Mg und P aus der Atmosphäre? (3) Wie hoch ist der Austrag dieser Nährelemente durch kontrolliertes Brennen von Sand- und Moorheiden und welche Bedeutung hat dabei der Austrag von Nährelementen mit dem Sickerwasser in der Zeit nach dem Brennen? (4) Ist es möglich, durch kontrolliertes

Brennen die Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre zu kompensieren, um langfristig eine Nährstoffakkumulation im Ökosystem Heide zu verhindern? (5) Wie ändert sich durch das Brennen einer Heidefläche die Gesamtnährstoffbilanz des Systems bezogen auf das Verhältnis von N zu P und kann kontrolliertes Brennen in dieser Hinsicht als effiziente Maßnahme beurteilt werden, mittels derer sich Eutrophierungseffekte zumindest partiell kompensieren lassen?

Die vorliegende kumulative Dissertation fasst vier Manuskripte zu diesen Fragestellungen zusammen, die mit den Nummern I bis IV ausgewiesen sind. Die Beiträge basieren auf eigenen Untersuchungen, die in den Jahren 2001 – 2003 im NSG „Lüneburger Heide“ (Sandheiden) und im NSG „Neustädter Moor“ (Moorheiden) durchgeführt wurden.

Zusammenfassung

(I) Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden

Beitrag (I) beschreibt den Ausgangszustand der Flächen und die Vegetationsentwicklung in den ersten ein bis zwei Jahren nach Durchführung unterschiedlicher Pflegemaßnahmen. Im Einzelnen werden die Auswirkungen der maschinellen Pflegeverfahren Plaggen, Schoppen und Mähen und des kontrollierten Brennens dargestellt. Im Fall der kontinuierlich stattfindenden Heidepflege durch Schafe wurden die Auswirkungen eines Beweidungsausschlusses untersucht. Neben der Bewertung der Pflegemaßnahmen aus vegetationskundlicher Sicht, stehen insbesondere das Konkurrenzverhalten der Arten *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* bzw. *Molinia caerulea*, die Beobachtung des Regenerationsverhaltens von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* sowie die Frage nach einer Beeinträchtigung oder Förderung heidetypischer und seltener Arten im Vordergrund.

Der Heidebestand auf einer Mahdfläche verjüngte sich zunächst schlecht. Im ersten Jahr expandierte *Deschampsia flexuosa*, während *Calluna vulgaris* nur mit wenigen Exemplaren pro Aufnahmefläche vertreten war. Im zweiten Jahr kehrte sich die Entwicklung um, doch blieb *Deschampsia flexuosa* noch immer die dominante Art. Darüber hinaus wurde nach der

Mahd ein Rückgang der Moosschicht beobachtet. Dies äußerte sich sowohl in rückläufigen Deckungsgraden wie auch Artenzahlen. Als Grund für die zögerliche Verjüngung von *Calluna vulgaris* werden zu hohes Alter und damit herabgesetzte Vitalität sowie ein zu mächtiger O-Horizont vermutet.

Die Wiederbesiedlung der geschoppten Fläche verlief im Vergleich zu der geplagten Fläche wesentlich schneller. Bereits im ersten Jahr erreichte *Calluna vulgaris* Deckungswerte von 4-5 % und kam bereits zur Blüte. Im zweiten Jahr verzehnfachte sich die Deckung. Doch im gleichen Maße konnte *Deschampsia flexuosa* die Fläche wiederbesiedeln. Auch Moose und Flechten waren vom ersten Jahr an im Bestand nachzuweisen. Nach Plaggen verlief die Wiederbesiedlung der Fläche mit *Calluna vulgaris* zwar langsamer (1% Deckung im ersten Jahr, 5-7% im zweiten Jahr), doch dominierte die Besenheide bereits im zweiten Jahr gegenüber den Gräsern der Fläche. Im zweiten Jahr kam *Calluna vulgaris* bereits zur ersten Blüte. Moose und Flechten begannen in diesem Jahr die Fläche erneut zu besiedeln.

Auf den Referenzflächen der maschinell gepflegten Flächen verlief die Entwicklung in Richtung zunehmender Vergrasung und Artenverarmung in der Moosschicht. Auf teilweises oder vollständiges Absterben der Besenheide nach einer starken Heideblattkäferentwicklung zeigten diese Flächen keine Verjüngung.

Auf kontrolliert gebrannten Flächen kommt es kurzfristig zu einer guten vegetativen und vor allem auch zu einer generativen Verjüngung von *Calluna vulgaris*. Eine Zunahme der Deckungsanteile von *Deschampsia flexuosa* hat vermutlich nur kurzfristig Bestand (Gimingham 1972; Lütkepohl & Stubbe 1997). Durch das Brennen werden Moose nachhaltig geschädigt, ebenso aber auch die meisten Flechten. Einsetzender Aufwuchs von Gehölzen kann in Sandheiden (*Pinus sylvestris*) besser unterdrückt werden als in Moorheiden (*Betula pubescens*), was auf die unterschiedliche Regenerationsfähigkeit der jeweiligen Baumart nach dem Brennen zurückzuführen ist.

Die Einrichtung einer Beweidungsausschlussfläche in einer intensiv beweideten Heide führte zu einer Zunahme der Artenzahl ebenso wie zu einer Zunahme in der Deckung der Ericaceen.

(II und III) Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden.

Im Beitrag (II) wird vergleichend dargestellt, wie sich der kontrollierte Winterbrand auf den Nährstoffhaushalt von Sand- und Moorheiden auswirkt. Die Auswirkungen auf die Sandheiden wurden auf Flächen im Norden des NSG „Lüneburger Heide“ untersucht, die auf die Moorheiden auf Flächen in der Diepholzer Moorniederung im NSG „Neustädter Moor“. Neben den primären Auswirkungen des Feuereinsatzes wie Hitzeentwicklung während des Brennens, Kalkulation des Nährstoffentzuges und der Rückführung von Nährstoffen als Asche werden auch sekundäre Auswirkungen wie die Erhöhung der Ammoniumgehalte im Oberboden als Folge kleinklimatischer Veränderungen und auch der Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser beschrieben. Auf Grund der wasserstauenden Eigenschaften des Bodens unter dem Moorkörper wird im Neustädter Moor ein Austrag mit dem Sickerwasser verhindert. Dafür kommt es aber wegen überwiegend anoxischer Verhältnisse im Moorboden zur Abgasung von N als N_2O/N_2 (Tschirsich 1994; Meyer 1999; Olde Venterink et al. 2002; Well et al. 2002; Galloway et al. 2004).

Aus der Gegenüberstellung der atmogenen Nährstoffeinträge und der entzogenen Nährstoffmenge wurde eine theoretische Wirkungsdauer für jedes Brandexperiment und jedes der untersuchten Nährelemente (N, Ca, K, Mg und P) berechnet. Diese theoretische Wirkungsdauer beschreibt den Zeitraum, in dem die entzogene Menge an Nährelementen als atmogene Einträge wieder in das System gelangt. Im Neustädter Moor sind die atmogenen N Einträge in Höhe von $33,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Beitrag III) um $10,7 \text{ kg ha}^{-1}$ höher als die im Norden des NSG Lüneburger Heide (Beitrag II und IV) gemessenen Einträge in Höhe von $22,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Die Mengen der eingetragenen Nährelemente Ca, K, Mg und P zeigen hingegen nur geringfügige Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Die Wirkungsdauer der untersuchten Brände ist für die Sandheiden in der Lüneburger Heide vor allem für Stickstoff mit 4,7 Jahren deutlich höher als die für die Moorheiden im Neustädter Moor mit 1,2 und 2,1 Jahren (Beitrag I) und unter Berücksichtigung der Abgasung von N als N_2O/N_2 (Beitrag III) mit 1,6 - 3,7 Jahren. Auch für die Elemente Ca und K ist die Wirkungsdauer in der Lüneburger Heide länger als im Neustädter Moor. Für Mg und P sind die Ergebnisse uneinheitlich.

Temperaturmessungen (Beitrag II) während des Brennens beschreiben exemplarisch die Charakteristika solcher Winterbrände und den möglichen Einfluss durch Hitzeeinwirkung auf den O-Horizont. Auf zwei Versuchsflächen wurden die Temperaturen während des Brennens gemessen. Die Ergebnisse zeigen, dass maximale Temperaturen von 500 bis 800°C erreicht werden. Die Verweildauer des Feuers an einer Stelle war mit 1 bis 2 Minuten recht kurz. Eine Erwärmung der Rohhumusaufgabe durch das Feuer konnte in einer Tiefe von 1 cm nicht festgestellt werden. Die Winterbrände können daher eher als kalte Feuer eingestuft werden. Ihre Temperatur ist einerseits hoch genug ($>450^{\circ}\text{C}$), um den gebundenen Stickstoff in gasförmige Verbindungen zu überführen, andererseits nicht so intensiv und heiß, dass die Regenerationsknospen von *Calluna vulgaris* oder das Edaphon nachhaltig beeinträchtigt werden (Gimingham 1972; Mallik & Gimingham 1985).

Neben den direkten Auswirkungen des Feuers konnten auch indirekte Folgen der Maßnahme beobachtet werden. Da die Vegetation durch das Brennen in der Regel fast vollständig entfernt wurde, fehlt in den folgenden Jahren die Beschattung des Oberbodens, was zu kleinklimatischen Veränderungen führt (Mallik 1986). Durch vergleichende Temperaturmessungen auf der Bodenoberfläche einer ungebrannten und einer ein Jahr zuvor gebrannten Fläche, konnten Temperaturunterschiede von bis zu 35°C beobachtet werden. Im Durchschnitt lagen die Temperaturen auf dem Boden der gebrannten Fläche 10 bis 20°C über denen, die auf einer nicht gebrannten Fläche gemessen wurden.

Der untersuchte Jahresgang der Ammoniumkonzentrationen im Rohhumus einer frisch gebrannten Heidefläche zeigt eine enge Korrelation zur mittleren Monatstemperatur, während die Ammoniumkonzentrationen der ungebrannten Fläche ganzjährig auf einem sehr niedrigen Niveau blieben (Beitrag II). Der direkte Einfluss der Witterungsverhältnisse auf den Rohhumus lässt die mikrobielle Aktivität ansteigen (Mallik & FitzPatrick 1996), weshalb auf der gebrannten Fläche mehr als fünf mal so viel Ammonium freigesetzt werden kann als auf einer nicht gebrannten Fläche. Die höchsten Ammoniumkonzentrationen wurden in den Sommermonaten auf der gebrannten Fläche gemessen. Auf Grund der festgestellten Unterschiede bei der vergleichenden Temperaturmessung auf dem Erdboden kann davon ausgegangen werden, dass die erhöhte Mineralisation eine Folge der höheren Temperaturen im Oberboden der gebrannten Fläche ist (Kirschbaum 1995; Schmidt et al. 2002). Die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen zeigen, dass es gerade in den Sommermonaten zu einem

erhöhten Stickstoffaustrag von der gebrannten Fläche kommt, was hier als Folge der erhöhten Mineralisation angesehen wird.

Fazit der Beiträge ist, dass das kontrollierte Brennen die atmosphärischen Nährstoffeinträge (bezogen auf N) nur kurzfristig kompensieren kann, und dass daher für den langfristigen Erhalt von Heiden eine geeignete Kombination mit anderen Pflegeverfahren wie Plaggen oder Beweiden notwendig ist. Der Austrag mit dem Sickerwasser in gebrannten Sandheiden ist mit $4,8 - 6,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Beitrag II) im Vergleich zu dem gemessenen Eintrag von $22,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ sehr gering. Ebenso ist die Abgasung von $5-16 \text{ kg N (N}_2\text{O/N}_2)$ in den Feuchtheiden des Neustädter Moores (Beitrag III) zu bewerten, die einem N-Eintrag von $33,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ gegenüber stehen. Die Wirkungsdauer des kontrollierten Brennens ist bei ähnlich hohem Gesamtaustrag für die Sandheiden im NSG Lüneburger Heide höher als für die Feuchtheiden im NSG Neustädter Moor. Die Ursache dafür ist vor allem in dem deutlich höheren Nährstoffeintrag im NSG Neustädter Moor zu sehen. Auch wenn der Nährstoffentzug die atmosphärischen Einträge lediglich für kurze Zeit kompensieren kann, besteht durch einen regelmäßigen Einsatz des Feuers die Möglichkeit das Zeitintervall für intensivere Maßnahmen deutlich zu vergrößern.

(IV) Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffbilanz von Heiden unter besonderer Berücksichtigung von Stickstoff und Phosphor.

Im Fokus des Beitrags IV steht die Frage, ob kontrolliertes Brennen von trockenen Sandheiden die aktuellen atmosphärischen Nährstoffeinträge langfristig kompensieren kann und wie sich diese Pflegemaßnahme auf das Gleichgewicht der limitierenden Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) auswirkt. Dazu wurde in zwei Experimenten, durch Gegenüberstellung der Nährstoffeinträge und –austräge eine Bilanz erstellt. Bei aktuellen atmosphärischen Einträgen von $22,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ und $<0,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ sowie Nährstoffgehalten in der Vegetation von $95-197 \text{ kg N ha}^{-1}$ und $5-13 \text{ kg P ha}^{-1}$ werden den trockenen Sandheiden durch kontrolliertes Brennen soviel N und P entzogen, wie auf atmosphärischem Pfad in 4-6 Jahren wieder in das System gelangen. Davon ausgehend, dass ein Heidekrautbestand frühestens alle 10 Jahre

erneut gebrannt werden kann (Gimingham 1992), wird der atmogene Nährstoffeintrag allein durch diese Pflegemaßnahme langfristig nicht kompensiert. Um eine dauerhaft nährstoffarme Situation in den Heideökosystemen zu gewährleisten, ist eine Kombination mit anderen Pflegemaßnahmen wie Beweidung, Mahd, Schopfern oder Plaggen notwendig, die dem System z. T. wesentlich größere Mengen an Nährstoffen entziehen (vgl. Fottner et al. 2004 und Sieber et al. 2004).

Obwohl durch das kontrollierte Brennen die atmogenen Einträge langfristig nicht kompensiert werden können, stellt der Feuereinsatz eine wichtige Maßnahme zur Erhaltung von Heiden dar. Die besondere Eigenschaft des Stickstoffs bei Temperaturen $>450^{\circ}\text{C}$ in gasförmige Verbindungen überzugehen, führt zu einem vergleichsweise hohen Austrag (53-90% des ursprünglich in der Vegetation enthaltenen N), während z. B. der Austrag von Phosphor (14-25% des ursprünglich in der Vegetation enthaltenen P) eher gering ist, da dieser größtenteils mit den Verbrennungsrückständen im System verbleibt. Dies hat zur Folge, dass bei aktuell sehr hohen N-Einträgen das Verhältnis von N zu P innerhalb des Systems im Vergleich zu Beweidung und Mahd nur sehr wenig gestört wird.

Diskussion der Ergebnisse

Die beschriebene Vegetationsentwicklung nach kontrolliertem Brennen von Moor- und Sandheiden (Beitrag I) zeigt in den Sandheiden eine vorübergehende Zunahme von *Deschampsia flexuosa* (vgl. Hansen 1964; Gimingham 1972; Lütkepohl & Stubbe 1997) und in den Moorheiden eine geringe Förderung von *Nardus stricta* und *Molinia caerulea* (Gimingham 1972). Eine kurzzeitige Expansion von Gräsern auf frisch gebrannten Flächen kann als Folge eines durch Ascheeintrag und beschleunigter Mineralisation erhöhten Nährstoffangebotes interpretiert werden (Hansen 1964; Gimingham 1972; Beitrag I, II und IV). Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Pflegemaßnahmen Beweidung, Mahd, Schopfern und Plaggen, die homogene Altersstrukturen von *Calluna vulgaris* hervorbringen, ist die Vegetationsentwicklung auf den gebrannten Flächen durch heterogene Altersstrukturen gekennzeichnet, die bei einer gleichzeitig stattfindenden generativen und vegetativen Regeneration von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* nach einem Brand entstehen

(Gimingham 1972). Die Möglichkeit, aufkommende Gehölze zurückzudrängen, ist auf den Flächen in der Lüneburger Heide (Sandheide) mit *Pinus sylvestris* besser gelungen als auf den Flächen im Neustädter Moor (Moorheide) mit *Betula pubescens*. Eine nachhaltige Beeinträchtigung der Gehölze kann durch regelmäßiges Brennen scheinbar nicht erreicht werden.

Die in diesen Untersuchungen erhobenen Daten zum atmogenen Nährstoffeintrag, zum Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser und zum Nährstoffgehalt in der Vegetation und im Boden (Beitrag II, III und IV) zeigen eine sehr gute Übereinstimmung zu anderen Untersuchungen (Matzner & Ulrich 1980; Engel 1988; Schlieske 1992; Aerts 1993; Mück 1998; Gauger et al. 2000; Alonso et al. 2001; Kirkham 2001). Der Temperaturverlauf während des Brennens liegt im Bereich der von Kenworthy (1963) und Hobbs & Gimingham (1984) beschriebenen Werte von kontrollierten Heide-Bränden in Großbritannien. Der hier ermittelte Nährstoffentzug durch kontrolliertes Brennen ist größer als der von Allen et al. (1969) ermittelte, liegt aber im Bereich der von Chapman (1967) und Diemont (1996) angegebenen Werte.

Aus den vorliegenden Ergebnissen wird deutlich, dass die aktuell gemessenen N-Einträge von 22,8 kg ha⁻¹ yr⁻¹ in der Lüneburger Heide und 33,1 kg ha⁻¹ yr⁻¹ im Neustädter Moor bei einer regelmäßigen Anwendung des kontrollierten Brennens (alle 10 Jahre) langfristig zu einer N-Akkumulation in den Heideflächen führen.

Wie der Vergleich von Sandheiden und Feuchtheiden (Beiträge II, III und IV) zeigt, ist die Wirkungsdauer bei einem ähnlichen Nettoaustrag (bezogen auf Stickstoff) für die gebrannten Sandheiden etwas größer (4,7 Jahre) als für die Moorheiden (1,6 - 3,7 Jahre). Die niedrigere Wirkungsdauer für das Brennen der Moorheide ist in diesem Fall durch den deutlich höheren N-Eintrag zu begründen und weniger durch die Rahmenbedingungen (z. B. Witterungsverhältnisse und Vegetationsstruktur) während des Brennens. Aber auch die Witterungsverhältnisse haben großen Einfluss auf die Effizienz des Brennens, wie durch den Vergleich der beiden untersuchten Brände im Neustädter Moor verdeutlicht wird (Beitrag II und III). Bei annähernd gleichen Nährstoffgehalten in der Vegetation wurden bei trockenen Witterungsverhältnissen und einer geringen Feuchte in der Vegetation auf der einen Fläche (DF1) ca. 70 kg N ha⁻¹ ausgetragen, wogegen es bei feuchteren Witterungsverhältnissen und

dadurch höherer Feuchte in der Vegetation auf der anderen Fläche (DF2) lediglich zu einem Austrag von ca. 40 kg N ha⁻¹ gekommen ist.

Die Ergebnisse der Beiträge II, III und IV zeigen aber auch, dass durch das kontrollierte Brennen dem System vergleichsweise viel N entzogen werden kann, wogegen die anderen Nährelemente Ca, K, Mg und P zum größeren Teil als Asche auf den gebrannten Flächen verbleiben. Da aber gerade der hohe N-Eintrag ursächlich für die zunehmende Vergrasung und eine beschleunigte Sukzession verantwortlich ist (Marrs 1993; Uren et al. 1997; Kirkham 2001; Roem et al. 2002), scheint das kontrollierte Brennen eine sehr geeignete Pflegemaßnahme zu sein. Im Vergleich zu anderen Pflegemaßnahmen wie Beweidung, Mahd und Plaggen (Fottner et al. 2004; Sieber et al. 2004) wird das Verhältnis der limitierenden Nährstoffe N und P durch das kontrollierte Brennen nur sehr wenig verändert und verhindert dadurch eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse. Gleichzeitig kommt es durch die mit der Asche auf den Boden gelangten, basisch wirkenden Ionen Ca, K und Mg zu einer vorübergehenden Anhebung des pH-Wertes (Mallik & FitzPatrick 1996). Ein erhöhter pH-Wert und eine deutliche Erwärmung des Humushorizontes während der Sommermonate (Beitrag II und IV) wirken sich beschleunigend auf die Mineralisationsprozesse in der Streu aus. Die kurzzeitige Hitzeeinwirkung während des Brennens auf die Samen bewirkt eine Erhöhung der Keimungsrate (Mallik & Gimingham 1985). Insgesamt werden durch das kontrollierte Brennen die Keimungsbedingungen für *Calluna vulgaris* deutlich verbessert (Gimingham 1972). Die vegetationskundliche Untersuchung (Beitrag I) zeigt eine positive Entwicklung der heidetypischen Vegetation nach kontrolliertem Brennen. So stellt das kontrollierte Brennen eine wichtige Maßnahme zum Erhalt von Heiden dar. Weltweit wird von zahlreichen Autoren der positive Effekt des Feuers auf die Regeneration und den Artenreichtum von Sand- und Moorheiden hervorgehoben (Mallik & Gimingham 1985; Forgeard 1990; Maltby et al. 1990; Adams et al. 1994; Gimingham 1992; Allchin et al. 1996; Valbuena & Trabaud 2001). Auch durch die Schaffung neuer Habitatstrukturen, z. B. kleinräumige Mosaikstrukturen von verbranntem und unverbranntem Pflanzenmaterial und Verletzungen in der Mooschicht (Maltby et al. 1990; Beitrag II), ist das kontrollierte Brennen eine wichtige Maßnahme zur qualitativen Verbesserung von Heideflächen.

Literatur

- 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. & Heil, G.W. 1993. *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.
- Allchin, E.A., Putwain, P.D. & Mortimer, A.M. 1996. Burning heathland for management: Fire temperatures and vegetative regeneration. *Aspects of 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.
- 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.
- 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. *J. Veg. Sci.* 12: 797-806.
- Caporn, S.J.M., Song, W., Read, D.J. & Lee, J.A., 1995. The effect of repeated nitrogen fertilisation on mycorrhizal infection in heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull]. *New Phytol.*, 129: 605-609
- Chapman, S.B. 1967. Nutrient budget for a dry heath ecosystem in the south of England. *J. Ecol.* 58: 445-452.
- Diemont, W. H. 1996. *Survival of Dutch Heathlands*. IBN Scientific Contributions No. 1. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, NL.
- 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 and Soil* 265: 267-277.

- 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.
- Forgeard, F. 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecol.* 11: 191-213.
- Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M. & Härdtle, W. 2004. Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte* 17 (2): 80-91.
- 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 Auftr. d. Umweltbundesamtes, Berlin. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. Bericht Nr. 29785079, Berlin, DE.
- Gerdol, R., Brancaleoni, 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 and Hall Ltd, London, UK.
- Gimingham, C.H. 1992. The Lowland Heathland Management Handbook. *English Nature Science* 8.
- Hansen, K. 1964. Studies on the regeneration of heath Vegetation after burning-off. *Bot. Tidskr.* 60: 1-41.
- Hobbs, R.J. & Gimingham C.H. 1984. Studies on fire in Scottish Heathland Communities. I. Fire characteristics. *J. Ecol.* 72: 223-240.
- Kenworthy, J.B. 1963. Temperatures in heather burning. *Nature* 200: 1226.
- 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. & Meulemann 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.
- Lütkepohl, M. & Kaiser, T. 1997. Die Heidelandschaft. - In: *Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte - Ökologie - Naturschutz.* [Eds.] Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H.v.d., Lütkepohl, M. & Prüter, J.: 87-100. -Bremen, DE.
- Lütkepohl, M. & Stubbe, A. 1997. Feuergeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des NSG Lüneburger Heide.- *NNA-Berichte* 10(5): 105-114.
- Lütkepohl, M. 1993. Schutz und Erhaltung der Heide. Leitbilder und Methoden der Heidepflege im Wandel des 20. Jahrhunderts am Beispiel des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide.- *NNA-Berichte* 6(3): 10-19.
- 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. *J. Ecol.* 73: 633-644.
- Mallik, A.U. 1986. Near-ground Micro-climate of Burned and Unburned *Calluna* Heathland. *J. Environ. Manage.* 23: 157-171.
- 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. Bodenkd.* 143: 666-678.

- Meyer, K. 1999. Die Flüsse der klimarelevanten Gase CO₂, CH₄ und N₂O eines nordwestdeutschen Niedermoors unter dem Einfluss der Wiedervernässung. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 111: 1-134.
- Mück, D.M. 1998. *Untersuchungen zur Bedeutung von Stickstoffinput und interspezifischer Konkurrenz für die Heidevergrasung*. Ph. D. thesis, University of Gießen, Gießen, DE.
- Niemeyer, F. 1997. Erfahrungen mit dem Feuereinsatz im Neustädter Moor.- *NNA-Berichte* 10(5): 82-86.
- Olde Venterink, H., Davidsson, T., Kiehl, K. & Leonardson, P. 2002. Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil* 243: 119-130.
- 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.
- 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 Journal* 1: 714-721.
- Prüter, J. 1993. Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege – Zur Einführung.- *NNA-Berichte* 6(3): 3.
- 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.
- Schlieske, K. 1992. Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege. *Schriftenreihe d. Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel* 16: 150.
- 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.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T. & Härdtle, W. 2004. Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. *NNA Berichte* 17 (2): 92-107.
- Sutherland, N. 2004. *Conservation and management of north-west European upland moorlands*. Heathguard The Heathland Centre, N.

- 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.
- Tschirsich, C. 1994. *Untersuchungen zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten aus Niedermoorböden – dargestellt am Beispiel eines sauren Niedermoorbodens Nordwest-Deutschlands*. Ph. D. thesis, University of Göttingen, Göttingen, DE.
- 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.
- Well, R., Augustin, J. & Meyer, K. 2002. In situ measurement of denitrification and N₂O production in the saturated zone of three Eutric Histosols and a Mollic Gleysol. In: *Wetlands in Central Europe*. [Eds.] G. Broll, W. Merbach & E.M. Pfeffer. pp.: 165-176. Berlin, DE.

Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden

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

1 Einleitung

Begleitend zur Analyse der von verschiedenen Pflegeverfahren verursachten Nährstoffdynamik in Sand- und Moorheiden (Fottner et al. 2004, Härdtle et al. 2004, Mockenhaupt & Keienburg 2004, T. Niemeyer et al. 2004, Sieber et al. 2004) wurden die kurzfristigen Auswirkungen des kontrollierten Brennens und der Beweidung mit Heidschnucken sowie der mechanischen Pflegemaßnahmen Mähen, Plaggen und Schopfern auf die Vegetation über einen Zeitraum von ein bis zwei Jahren hinweg untersucht. Die Untersuchungsflächen lagen im Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide“ sowie für das kontrollierte Brennen auch im „Neustädter Moor“ im Naturraum Diepholzer Moorniederung. Ziel der Untersuchungen war die Dokumentation des Ausgangszustands der Flächen sowie der Vegetationsentwicklung nach Durchführung der Pflegemaßnahmen. Im Fall der kontinuierlich stattfindenden Heidepflege durch Schafe wurden die Auswirkungen eines Beweidungsausschlusses untersucht. Neben der Bewertung der Pflegemaßnahmen aus vegetationskundlicher Sicht standen insbesondere das Konkurrenzverhalten der Arten *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* bzw. *Molinia caerulea*, die Beobachtung des Regenerationsverhaltens von *Calluna vulgaris* sowie die Frage nach einer Beeinträchtigung oder Förderung heidetypischer und seltener Arten im Vordergrund.

2 Methoden

Die vegetationskundlichen Untersuchungsflächen sind identisch mit denen, die für die Analysen zur Nährstoffdynamik ausgewählt wurden (Fottner et al. 2004, T. Niemeyer et al. 2004, Sieber et al. 2004). Die untersuchten **Brandflächen** liegen also im Heidegebiet „Auf dem Töps“ im Nordteil des NSG „Lüneburger Heide“ sowie im „Neustädter Moor“ in der Diepholzer Moorniederung, die untersuchten **Beweidungsflächen** liegen im NSG „Lüneburger Heide“ zwischen den Ortschaften Wilsede und Undeloh und die **maschinell gepflegten Flächen** ebenfalls im Heidegebiet „Auf dem Töps“ im NSG „Lüneburger Heide“. Angaben zu den Naturräumen Lüneburger Heide und Diepholzer Moorniederung finden sich in den genannten Beiträgen sowie bei Koopmann & Mertens (2004) und F. Niemeyer (2004).

Die Vegetationsuntersuchungen wurden jeweils auf den behandelten Maßnahmeflächen und auf angrenzenden, unbehandelten Referenzflächen durchgeführt. Auf allen Flächenpaaren wurden Aufnahmeflächen angelegt und mit Holzpflocken, Eisenstäben oder Magneten markiert. Die Vegetationsaufnahmen selbst erfolgten nach der Methode von Braun-Blanquet (1964), wie sie bei Dierschke (1994) beschrieben ist. Die Größe der Aufnahmeflächen betrug 20 m². Diese Methode entspricht dem Vorgehen des Vereins Naturschutzpark auf dessen Dauerbeobachtungsflächen im NSG „Lüneburger Heide“, womit eine Vergleichbarkeit der Daten gewährleistet ist (Kaiser & Stubbe 2004). Eine Wiederholung der Aufnahmen erfolgte jährlich. Die Nomenklatur der Farn- und Blütenpflanzen richtete sich nach Wisskirchen & Haeupler (1998), der Rote Liste Status nach Garve (1993). Nomenklatur und Rote Liste Status der Moose folgen Koperski et al. (2000) und die der Flechten Wirth et al. (1996). Alle Angaben zu den Rote Liste Arten beziehen sich auf Niedersachsen.

Bezüglich des **kontrollierten Brennens** wurden auf insgesamt vier Brandflächen zuzüglich der entsprechenden Referenzflächen Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Davon lagen zwei Flächenpaare im NSG „Lüneburger Heide“ und zwei im „Neustädter Moor“. Innerhalb der Brand- bzw. Referenzflächen wurden im NSG „Lüneburger Heide“ drei bzw. fünf, im „Neustädter Moor“ je zwei Beobachtungsflächen markiert und zu drei Zeitpunkten (kurz vor dem Brand, ein Jahr sowie zwei Jahre nach dem Brand) untersucht.

Auf der **Beweidungsfläche** wurde im Mai 2001 eine Beweidungsausschlussfläche eingezäunt. Sie diente im Laufe der weiteren Untersuchungen als unbeweidete Referenzfläche. Drei Beobachtungsflächen wurden auf der Referenzfläche und drei bzw. nach einem Jahr zwei weitere Beobachtungsflächen auf der Beweidungsfläche eingerichtet. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten im Mai 2001, Mai 2002 und August 2003.

Schafe zeigen ein stark selektives Fraßverhalten. Abwechslung im Futterangebot kann dazu führen, sonst weniger gern gefressene Pflanzenarten in das Futterspektrum aufzunehmen. Die Beweidung der Schafe wirkt sich bis auf eine Verbisshöhe von 3 cm über dem Erdboden aus.

Hinsichtlich der **maschinellen Pflege** fanden die Untersuchungen auf je einer Fläche zum Mähen, zum Plaggen und zum Schopfern zuzüglich der jeweils angrenzenden Referenzflächen statt. Die einzelnen Flächen sind zwischen 0,2 und 0,4 ha groß. Auf allen drei Flächenpaaren wurden je fünf plus fünf Beobachtungsflächen angelegt. Wie Jahrringzählungen an stichprobenartig ausgewählten *Calluna*-Pflanzen aller Untersuchungsflächen zeigten, handelte es sich um ca. 10 Jahre alte Individuen. Dabei wurde der mögliche negative Fehler von 2 Jahren berücksichtigt (vgl. Watt 1955).

Durch das Mähen wurden alle vom Mähwerk erfassbaren, oberirdischen Pflanzenteile abgeschnitten und von der Fläche entfernt. Betroffen war zum Zeitpunkt der Mahd (im ausgehenden Winter) in erster Linie *Calluna vulgaris*. Zurück blieben die verholzten Triebe der Besenheide. Die Grasnarbe von *Deschampsia flexuosa* sowie die Moosschicht blieben bei dieser Art von Mahd unberührt. Erfahrungsgemäß regeneriert sich die Besenheide nach Mahd vor allem vegetativ.

Beim Plaggen wie auch beim Schopfern wurde der gesamte Vegetationsbestand entfernt, so dass eine Neube-

* 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“.

siedlung der Flächen stattfinden musste. Allerdings setzt die Fräse beim Plaggen tiefer an als beim Schoppeln. Während auf der Schopperfläche nur rund 3,28 cm (O-Horizont) abgetragen wurden, waren es auf der Plaggfläche 7,0 cm (O- und Teile des Ah-Horizontes). Beim Schoppeln bleibt ein Rest der Humusdecke erhalten, die den aufkeimenden Pflanzen als Substrat dient, während nach dem Plaggen der untere Teil des Ah-Horizonts ansteht.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Kurzfristige Vegetationsentwicklung nach kontrolliertem Brennen

Das Vorkommen der einzelnen Arten und ihrer Abundanz/Dominanz ist in Tabelle 1 dargestellt. Die Tabelle ist in der Weise sortiert, dass die zeitlich aufeinander folgenden Vegetationsaufnahmen einer Beobachtungsfläche nebeneinander stehen. Die Auswertung der Veränderungen in der Vegetation wird zusammenfassend auf der Grundlage der erhobenen Daten von vier kontrollierten Bränden dargestellt. Die untersuchten Bestände im NSG „Lüneburger Heide“ lassen sich den flechtenreichen Sandheiden (*Genisto-Callunetum cladonietosum*) zuordnen (Kaiser et al. 1997a, b). Ein z. T. hoher Anteil von *Deschampsia flexuosa* (F2 und FR2) deutet auf eine einsetzende Degeneration der Bestände und damit auf einen Übergang zur Drahtschmielen-Derivatgesellschaft der Ginster-Besenheide-Gesellschaften (Dg. *Deschampsia flexuosa*-[*Genistion-pilosae*]) hin (Kaiser et al. 1997a, b). Die Bestände im „Neustädter Moor“ weisen Arten sowohl der Moorheidegesellschaften (*Oxycocco-Ericion tetralicis*) als auch der Glockenheide-Feuchtheidegesellschaften (*Ericion tetralicis*) auf. Sie stehen teilweise im Kontakt zu Untereinheiten der Hochmoorbultgesellschaft (*Erico-Sphagnetum magellanicum*) und zum Glockenheide-Anmoor (*Ericetum tetralicis*) sowie zu Degenerationsstadien der *Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum fallax*-Gesellschaft und zeigen z. T. auch Übergänge zum Birkenbruch (*Betuletum pubescentis*) (Pott 1992).

Vor dem kontrollierten Brennen wurden die Rote Liste Arten (Niedersächsisches Flachland) *Ptilidium ciliare* (RL V), *Genista anglica* (RL 3F), *Vaccinium uligi-*

nosum (RL 3) und *Nardus stricta* (RL 3) vorgefunden. Sie alle sind typische Arten für Sand- bzw. Moorheiden. Nach Durchführung der Maßnahme konnte *Ptilidium ciliare* nicht wieder gefunden werden. Das Fehlen dieser Art kann nicht eindeutig geklärt werden, da ein Ausfallen dieser Art auch auf Referenzflächen beobachtet werden konnte (s. Kapitel 3.3). Ob und ggfs. nach welchem Zeitraum Regeneration über Diasporen erfolgt, muss offen bleiben. *Genista anglica* scheint von der Pflegemaßnahme zu profitieren, da eine Zunahme von Deckungswert 1 auf 2a festgestellt werden konnte. Die gleiche Beobachtung machte auch Hansen (1964). Die Auswertung einer Artenliste (hier nicht im Einzelnen dargestellt) für die Fläche F2 im NSG „Lüneburger Heide“ zeigt den Verlust der beiden Flechten *Cladonia ciliata* (RL 3) und *Cetraria aculeata* (RL 3).

Arten, die auf den Brandflächen nach dem kontrollierten Brennen abgestorben sind bzw. im Untersuchungszeitraum nicht wieder gefunden wurden, sind *Cladonia arbuscula*, *Cladonia borealis*, *Cladonia coccifera*, *Cladonia coniocraea*, *Cladonia furcata* und *Cladonia gracilis*. Bis auf *Cladonia coniocraea*, eine Art, die sehr häufig an Wegrändern und Stammbasen von Bäumen zu finden ist, handelt es sich hierbei um heidetypische Arten. Ihr Verlust ist negativ zu bewerten, wenn sie auch in den kommenden Jahren nicht wieder in die Fläche einwandern. Junge Waldkiefern sind über Feuer letal zu schädigen (F1), ein nachhaltiges Zurückdrängen des Birkenaufwuchses im „Neustädter Moor“ (DF1 und DF2) gelang hingegen nicht. Neue Arten, die auf den Brandflächen gefunden wurden, sind das Moos *Ceratodon purpureus* sowie die Gefäßpflanzen *Rumex acetosella* und *Galium saxatile*. *Ceratodon purpureus* kann als Störzeiger angesehen werden, während *Rumex acetosella* als Pionierart anzusehen ist.

Ferner kommt es zu Verschiebungen in der Dominanz einiger Arten auf den gebrannten Flächen. Auffällig ist die Zunahme der Deckungsanteile von *Deschampsia flexuosa* von Deckung 2a bis hin zu Deckung 4 in den ersten beiden Jahren nach dem Brand. Es konnte aber auch eine Abnahme im dritten Jahr von 3 nach 2a auf der Fläche F1V2, von 1 nach „nicht mehr vorhanden“ auf der Fläche F1V4 und auf der Fläche F2V1

von 4 nach 3 beobachtet werden. Die Zunahme der Deckung von *Deschampsia flexuosa* unmittelbar nach einem Brand ist ein häufig beobachtetes Phänomen (Hansen 1964, Kaiser & Stubbe 2004). Ebenfalls ist bekannt, dass mittelfristig gesehen die Deckung auch wieder stark abnehmen kann (Lindemann 1993). So gesehen, kann die vorübergehende Zunahme in der Dominanz der Drahtschmielen toleriert werden.

Die unmittelbare Abnahme des Deckungsgrads der Besenheide nach einem Brand wird durch den Verjüngungseffekt langfristig mehr als nur kompensiert. Dies zeigt z. B. der kräftige Stockausschlag von *Calluna vulgaris* nach dem Brand auf der Fläche F1, wo im dritten Jahr nach Durchführung der Maßnahme bereits wieder eine Deckung von über 75 % erreicht wird. Noch günstiger ist das Aufkommen von *Calluna*-Keimlingen im zweiten und dritten Jahr auf allen Brandflächen in der Lüneburger Heide zu bewerten. Eine generative Verjüngung ist ausdrückliches Ziel der Pflegemaßnahme. Sie fördert heterogene Altersstrukturen (vgl. Whittaker & Gimingham 1962, Hansen 1964, Gimingham 1972). Auf den Referenzflächen ist dies nicht zu beobachten. Die Entwicklung dieser Flächen zeigt ein Voranschreiten der Sukzession an. Eine generative Verjüngung auf den Brandflächen in der Diepholzer Moorniederung konnte bis jetzt noch nicht beobachtet werden, was aber durchaus zu erwarten ist. Hier fanden bis jetzt auch nur Untersuchungen ein Jahr nach dem Brennen statt.

Eine Zunahme in der Deckung von *Nardus stricta* auf den Flächen im Neustädter Moor kann nicht als Effekt der Maßnahme gewertet werden, da sie auch auf den Referenzflächen beobachtet wurde. Eine Abnahme in der Deckung von *Carex pilulifera* ist als indifferent zu werten. Auf die Deckung von *Molinia caerulea* hat das kontrollierte Brennen nur geringe Auswirkungen gezeigt. Der Rückgang von *Cladonia portentosa* und *Cladonia macilenta* ssp. *floerkeana* im ersten Jahr ist auf die Schädigung durch das Feuer zurück zu führen. Im zweiten und dritten Jahr bleibt die Deckung konstant. Hierbei muss das langsame Wachstum der Flechten berücksichtigt werden.

Der Rückgang der Moose *Hypnum cupressiforme*, *Dicranum scoparium* und

Campylopus introflexus ist, obwohl diese Arten typisch für Heiden sind, positiv zu bewerten, da sie mächtige Polster bilden können, die eine Verjüngung der Besenheide unterdrücken und die Vermehrung des Heideblattkäfers fördern. Durch das punktuelle Verbrennen der Moospolster, wie es bei T. Niemeyer et al. (2004) beschrieben wird, werden Bereiche geschaffen, in denen sich *Calluna vulgaris* generativ gut verjüngen kann.

Auf den Referenzflächen verringerte sich die Deckung von *Calluna vulgaris* fast durchgängig aufgrund einer Massenvermehrung des Heideblattkäfers im Sommer 2002. Dies hatte einen Anstieg der Deckung von *Deschampsia flexuosa* in den Jahren 2002 und 2003 auf diesen Flächen zur Folge. Auf allen untersuchten Referenzflächen wurden insgesamt nur zwei Keimlinge von *Calluna vulgaris* gefunden.

3.2 Kurzfristige Vegetationsentwicklung nach Ausschluss von Beweidung

Die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen sind in Tabelle 2 dargestellt. Die Daten der Referenzfläche sind zur besseren Unterscheidung grau unterlegt.

Die Vegetation auf den Untersuchungsflächen entspricht auf Assoziationsebene der typischen Sandheide (*Genisto-Callunetum*), charakterisiert durch die Besenheide *Calluna vulgaris*. Die im Untersuchungsgebiet häufig anzutreffende Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) würde die Krähenbeere-Sandheide (*Genisto-Callunetum*, *Empetrum nigrum*-Rasse) charakterisieren. Diese bildet fast immer nur kleine Flecken innerhalb von anderen Vegetationstypen (Kaiser et al. 1997a, b).

Im Mai 2001 weisen die Aufnahmen auf der zu diesem Zeitpunkt noch ganz beweideten Fläche eine relativ artenarme Gesellschaft aus (6–9 Arten). In allen Aufnahmeflächen liegt kein Baumjungwuchs vor. *Calluna vulgaris* dominiert die Fläche und erreicht in jeder Aufnahme den Deckungswert 5 (eine Ausnahme mit Deckungswert 4). Die Deckung in der Krautschicht durch *Calluna vulgaris* liegt zwischen 75 und 85 %. *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) erreicht nur Werte von 2m. Die Kryptogamen *Hypnum cupressiforme*, *Dicranum scoparium* und *Pleuro-*

zium schreberi sind begleitend in allen Aufnahmeflächen zu finden. *Hypnum cupressiforme* mit einem Deckungswert von 5 bzw. 4 ist in allen Aufnahmen am häufigsten vertreten. *Dicranum scoparium* und *Pleurozium schreberi* wurden auf den Referenzflächen durchgehend mit 2m aufgenommen. Rentier- und Becherflechten wurden in diesen ersten Vegetationsaufnahmen noch nicht unterschieden. Sie wurden als *Cladonia spec.* erfasst.

Mockenhaupt (2003) ermittelte auf einigen ihrer Untersuchungsflächen, die im Bereich des hier beobachteten Beweidungsgebiets lagen, eine durchschnittliche *Calluna*-Bestandshöhe von 20 bis 30 cm. Dies entspricht den Durchschnittshöhen auf den beweideten Aufnahmeflächen, die seit Beginn dieses Versuchs annähernd gleich geblieben sind. Auf der unbeweideten Referenzfläche wurde der Bestand seit zwei Jahren nicht mehr verbissen und die Durchschnittshöhe betrug im Mai 2002 nun 30 bis 35 cm.

Nach zwei Jahren lag der Deckungsgrad der Vegetation auf allen Beobachtungsflächen bei 100 %. Der durchschnittliche Deckungsgrad von *Calluna vulgaris* betrug auf den Referenzflächen über 90 % (2002: 80–90 %). Das Vorkommen von *Deschampsia flexuosa* auf der Beweidungsfläche wurde über zwei Jahre durchgehend mit dem Deckungswert 2m erfasst. Auf zwei der drei Referenzflächen wurde nach zwei Jahren eine Zunahme der Drahtschmiele beobachtet (Deckungswert 2a).

Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) wurden auf den Referenzflächen häufiger. Wurden sie noch im Mai 2001 mit 1/1/2m (Heidelbeere) und -/+1 (Krähenbeere) aufgenommen, so zeigten sich im Mai 2003 durchgehend Deckungswerte von 2m (Heidelbeere) und 1 (Krähenbeere).

Die Artenzahlen in den Vegetationsaufnahmen der Referenzfläche haben unter Beweidungsausschluss zugenommen. Nun finden sich zwischen 10 und 12 Pflanzenarten in den Referenzflächen. *Molinia caerulea* (Pfeifengras) findet sich zum ersten Mal im Mai 2002 auf einer Aufnahmefläche mit einem Deckungswert von 1. Ein Jahr später konnte *Molinia* schon mit einem Wert von 2m aufgenommen werden. Ähnliches gilt für die Pillen-Segge *Carex pilulifera*,

welche im Mai 2002 mit dem Deckungswert +, ein Jahr später schon mit 1 aufgenommen wurde. *Pohlia nutans* wurde nur 2002 auf zwei Referenzflächen mit einem Deckungswert von 2m gefunden. Im Mai 2003 konnte die Art nicht mehr auf diesen Flächen nachgewiesen werden.

Mit *Ptilidium ciliare* konnte auf zwei Referenzflächen im Mai 2003 erstmals eine gefährdete Art (Koperski et al. 2000) aufgenommen werden.

Deutlich ist auf den Referenzflächen die Zunahme von Strauchflechten der Gattung *Cladonia* nach dem Beweidungsausschluss zu beobachten. Die Vegetationsbeschreibungen der Untersuchungsplots im Gebiet um das Exlosure von Mockenhaupt (2003) zeigen deutlich in diesem Bereich des Beweidungsgebiets ein geringes Flechtenvorkommen. Im Mai 2001 wurden auf der Referenzfläche nur in einer Vegetationsaufnahme Rentier- und Becherflechten gefunden. Zwei Jahre später sind in allen Beobachtungsflächen auf der Referenzfläche Strauchflechten mit Deckungswerten zwischen + und 2m vorhanden.

Um letztendlich gesicherte Aussagen über Veränderungen in der Vegetation durch Ausschluss der Beweidung zu erhalten, wäre die Einrichtung weiterer Beobachtungsflächen über einen längeren Untersuchungszeitraum wünschenswert.

3.3 Kurzfristige Vegetationsentwicklung nach maschinellen Pflegeverfahren

Die Pflanzengesellschaft der Mahd- und der Schopperfläche, wie sie vor den Pflegeeingriffen anzutreffen war, ist dem *Genisto-Callunetum cladonietosum* (flechtenreiche Sandheide) zuzuordnen (Kaiser et al. 1997a, b). Diese auf trockenen, sehr armen Sandböden wachsende Gesellschaft lässt sich durch das Vorkommen von Rentierflechten (*Cladonia spec.*), sowie dem Wimpermoo (*Ptilidium ciliare*) von anderen Heiden abgrenzen (ebd.). Die Vegetation der Plaggfläche verfügte zwar auch über diese Trennarten, zeigte aber darüber hinaus Elemente der feuchten Sandheide (*Genisto-Callunetum* Variante mit *Molinia*). Das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) war dort mit hoher Stetigkeit und Deckungswerten um 3 vertreten. Diese Fläche war aufgrund anlehmiger Sande

Fottner/Niemeyer/Sieber/Härdtle – Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden

Tab. 2: Vegetationsaufnahmen auf den Untersuchungsflächen zu Beginn der Untersuchungen, nach einem Jahr (a) und nach zwei Jahren (b); die Daten der Aufnahmeflächen auf der unbeweideten Referenzfläche sind grau hinterlegt.

| Fläche | 22.05.2002 | | | | | | | | | | | | 23.08.2003 | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | BR1V4a | BR1V2a | BR1V3a | BR1V5a | BR1V6a | BR1V7a | BR1V8a | BR1V9a | BR1V4b | BR1V2b | BR1V3b | BR1V5b | BR1V6b | BR1V7b | BR1V8b | BR1V9b | | | | | | | | |
| Spalte | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | | | | | | | | |
| Aufnahmefläche [m ²] | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | | | | | | | | |
| Deckung Gesamt [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | | | | | | | | |
| Deckung S [%] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | |
| Deckung K [%] | 85 | 85 | 90 | 80 | 80 | 85 | 90 | 90 | 90 | 90 | 95 | 80 | 85 | 85 | 85 | 90 | | | | | | | | |
| Deckung M [%] | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | | | | | | | | |
| Bestandshöhe K max. [cm] | 20 | 25 | 30 | 20 | 20 | 25 | 25 | 25 | 60 | 60 | 50 | 45 | 55 | 45 | 45 | 50 | | | | | | | | |
| Bestandshöhe K Ø [cm] | 20 | 25 | 30 | 20 | 20 | 25 | 25 | 25 | 30 | 35 | 30 | 25 | 20 | 20 | 25 | 25 | | | | | | | | |
| Datum | 22.05.2002 | 22.05.2002 | 22.05.2002 | 22.05.2002 | 22.05.2002 | 22.05.2002 | 22.05.2002 | 22.05.2002 | 23.08.2003 | 23.08.2003 | 23.08.2003 | 23.08.2003 | 23.08.2003 | 23.08.2003 | 23.08.2003 | 23.08.2003 | | | | | | | | |
| Artenzahl | 12 | 9 | 12 | 11 | 10 | 9 | 7 | 9 | 12 | 11 | 10 | 10 | 9 | 9 | 8 | 9 | | | | | | | | |
| Calluna vulgaris | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | | | | | | |
| Deschampsia flexuosa | 2m | 2a | 2a | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | | | | | | | | |
| Erica tetralix | 2m | + | 1 | + | r | . | . | . | 2m | . | 1 | 1 | 1 | 1 | + | . | | | | | | | | |
| Vaccinium myrtillus | 1 | 1 | 2m | + | 1 | + | 1 | 1 | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 1 | + | 1 | | | | | | | | |
| Empetrum nigrum | . | + | 1 | 2m | 2m | . | . | . | 1 | 1 | 1 | 1 | . | . | . | + | | | | | | | | |
| Molinia caerulea | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | . | . | . | . | . | . | | | | | | | | |
| Nardus stricta | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | | | | | | | | |
| Carex pilulifera | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | r | . | . | . | . | | | | | | | | |
| Carex nigra | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | | | | | | | | |
| Hypnum cupressiforme | 5 | 5 | 5 | 4 | 4 | 5 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | | | | | | |
| Dicranum scoparium | 2m | | | | | | | | |
| Pleurozium schreberi | 2m | 2m | 2m | 2a | 2a | 2m | 2m | 2m | 2a | 2a | 2a | 2m | 2m | 2m | 2a | 2m | | | | | | | | |
| Leucobryum glaucum | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 2m | 2m | . | 2m | . | . | | | | | | | | |
| Dicranum polysetum | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | | | | | | | | |
| Pohlia nutans | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | | | | | | | | |
| Ptilidium ciliare | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | 1 | . | 2m | 2m | . | . | 2m | | | | | | | | |
| Cladonia (Rentierflechte) | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | 1 | 1 | . | . | . | . | . | | | | | | | | |
| Cladonia (Becherflechte) | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | + | . | . | . | . | . | . | | | | | | | | |

im Untergrund etwas staufeucht. Die Artenzahlen waren bei den ersten Aufnahmen im Jahr 2001 recht gering (zwischen 8 und 16), wobei ein Schwerpunkt auf den Moosen zu erkennen war.

Direkter Effekt der Mahd war der Deckungsrückgang von *Calluna vulgaris* (von 5 auf 1) (s. Tab. 3). Die Besenheide verjüngte sich nach der Mahd in erster Linie vegetativ, vereinzelt auch generativ, insgesamt aber eher spärlich (ein Jahr nach Mahd Deckung 1; im zweiten Jahr 1–2m). Eigenen Beobachtungen zufolge fand die Verjüngung auf der untersuchten Fläche allerdings langsamer und spärlicher statt als auf anderen gemähten Flächen. Mögliche Ursachen hierfür könnten eine verminderte Vitalität von *Calluna*, eine zu starke Vergrasung und Vermoosung der Fläche sowie ein zu mächtiger O-Horizont sein.

Ein weiterer Deckungsrückgang war bei den Moosen festzustellen. Besonders

auffällig war dieser bei *Hypnum cupressiforme*, da sich diese Art mit Deckung 3–4 wie ein Teppich zwischen den *Calluna*-Sträuchern ausgebreitet hatte. Nach der Mahd verlor dieses Moos sichtlich an Vitalität und starb stellenweise ab, so dass *Hypnum* ein Jahr nach der Mahd nur mehr mit 2b bis 3 deckte. Nach zwei Jahren wurde ein weiterer Rückgang auf 2a dokumentiert. Auch andere Moose gingen in ihrer Deckung zurück, z. B. *Pleurozium schreberi*, oder konnten nach der Mahd gar nicht mehr nachgewiesen werden, z. B. *Brachythecium rutabulum*.

Die einzigen auf der Mahdfläche vorkommenden, gefährdeten Arten waren die Flechte *Cladonia rangiformis* (RL 3, Wirth et al. 1996), die allerdings nur mit einem Exemplar und nur mit Unsicherheit determiniert werden konnte, und das Moos *Ptilidium ciliare*. Dies ist ein heidetypisches Moos, das in die Kategorie „V“ (zurückgehend, Vorwarnliste) ein-

gestuft ist (Koperski et al. 2000). Dieses Moos, das vor der Mahd in allen fünf Beobachtungsflächen vorzufinden war, fand sich nach der Mahd nur noch in einer der fünf Flächen. Ob dieser Rückgang auf die Mahd zurückzuführen ist, lässt sich nicht eindeutig sagen, da auf der Referenzfläche derselbe Effekt zu beobachten war (Erstaufnahme: *Ptilidium* in allen fünf Aufnahmeflächen; Zweitaufnahme: *Ptilidium* nicht mehr feststellbar).

Im Sommer nach der Mahd fand im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps“ eine Heideblattkäfer-Kalamität statt, infolge derer fast der gesamte Besenheidebestand der Mahdreferenzfläche (dies gilt auch für die meisten anderen Untersuchungsflächen) abstarb. In Anbetracht dessen ist nicht eindeutig klärbar, ob der Rückgang von *Ptilidium* veränderten Licht- und Feuchtigkeitsverhältnissen, einerseits verursacht durch die Mahd, andererseits verursacht durch

Tab. 3: Vegetationsaufnahmen auf der Mahd- und der Mahdreferenzfläche vor, ein Jahr nach (*) und zwei Jahre nach der Mahd (** nur Mahdfläche).

| Fläche | vor dem Mähen | | | | | nach 1 Jahr | | | | | nach 2 Jahren | | | | | Referenz vor d. Mähen | | | | | Referenz nach 1 Jahr | | | | |
|----------------------------------|---------------|------------|------------|------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|---------------|------------|------------|------------|------------|-----------------------|------------|------------|------------|------------|----------------------|------------|------------|------------|------------|
| | M2V1 | M2V2 | M2V3 | M2V4 | M2V5 | M2V1* | M2V2* | M2V3* | M2V4* | M2V5* | M2V1** | M2V2** | M2V3** | M2V4** | M2V5** | MR2V1 | MR2V2 | MR2V3 | MR2V4 | MR2V5 | MR2V1* | MR2V2* | MR2V3* | MR2V4* | MR2V5* |
| Spalte | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 |
| Aufnahmefläche [m ²] | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| Deckung Gesamt [%] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 65 | 55 | 60 | 70 | 75 | 65 | 40 | 40 | 50 | 70 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 99 | 100 | 100 | 95 | 100 |
| Deckung K [%] | 90 | 95 | 95 | 95 | 95 | 45 | 35 | 40 | 50 | 60 | 55 | 30 | 30 | 40 | 45 | 95 | 90 | 95 | 98 | 98 | 75 | 75 | 75 | 75 | 95 |
| Deckung M [%] | 65 | 60 | 65 | 55 | 70 | 25 | 25 | 30 | 30 | 30 | 15 | 10 | 10 | 10 | 10 | 65 | 45 | 70 | 55 | 55 | 65 | 45 | 70 | 60 | 55 |
| Deckung Calluna lebend [%] | 75 | 80 | 80 | 85 | 80 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 85 | 75 | 80 | 65 | 80 | 5 | <5 | 5 | <5 | <5 |
| Deckung Calluna tot [%] | - | - | - | - | - | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 50 | 40 | 50 | 40 | 50 |
| Bestandshöhe Calluna [cm] | 60 | 60 | 80 | 70 | 80 | 10 | 10 | 10 | 15 | 25 | 10 | 25 | 25 | 50 | 25 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | 65 | 65 | 65 | 65 | 65 |
| Datum | 25.09.2001 | 25.09.2001 | 25.09.2001 | 25.09.2001 | 25.09.2001 | 02.10.2002 | 02.10.2002 | 02.10.2002 | 02.10.2002 | 02.10.2002 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 24.09.2001 | 24.09.2001 | 24.09.2001 | 24.09.2001 | 24.09.2001 | 09.10.2002 | 09.10.2002 | 09.10.2002 | 09.10.2002 | 09.10.2002 |
| Artenzahl | 11 | 11 | 14 | 11 | 11 | 10 | 8 | 11 | 9 | 11 | 10 | 8 | 9 | 9 | 9 | 13 | 12 | 12 | 11 | 12 | 12 | 11 | 12 | 11 | 12 |
| Krautschicht | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Calluna vulgaris | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2m | 2m | 2m | 1 | 5 | 4 | 5 | 4 | 5 | 2a | 1 | 2a | 1 | 1 |
| Deschampsia flexuosa | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 2b | 2b | 3 | 4 | 2a | 2a | 2a | 2b | 2a | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| Carex pilulifera | . | . | + | r | . | . | . | + | + | + | r | r | + | + | 1 | + | . | 1 | . | + | + | . | 1 | + | 1 |
| Vaccinium myrtillus | 1 | . | . | . | . | 2a | . | . | . | . | 2a | . | . | . | . | + | + | . | . | 1 | + | + | . | . | 1 |
| Gehölze juv. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pinus sylvestris juv. | . | . | . | . | . | . | r | + | r | juv. | . | . | r | + | r | . | . | . | . | . | . | . | + | . | r |
| Quercus robur juv. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Moose | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hypnum cupressiforme s.l. | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 2b | 2b | 3 | 3 | 3 | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 4 | 2b | 4 | 3 | 3 | 4 | 2b | 4 | 3 | 3 |
| Dicranum scoparium | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m |
| Pleurozium schreberi | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 1 | 2m | 2m | 1 | 1 | 1 | 1 | . | . | 1 | 2a | 2m | 2m | 2m | 2m | 2a | 2m | 2a | 2m |
| Campylopus flexuosus | 2m | . | 2m | 2m | 2m | . | . | 2m | . | 2m | . | . | . | . | . | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . |
| Ptilidium ciliare | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | . |
| Dicranum polysetum | 2m | 2m | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | 1 | . | 1 | 1 | . | 1 |
| Cephaloziella divaricata | . | 1 | 1 | . | 2m | . | . | 1 | . | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Polytrichum formosum | . | . | . | . | 2m | . | . | . | . | + | . | . | . | . | + | 1 | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| Lophocolea bidentata | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Brachythecium rutabulum | . | 1 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Pohlia nutans | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . |
| Rhytidadelphus squarrosus | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Flechten | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cladonia spec. | 2m | 2a | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m |
| Cl. pyxidata ssp. chlorophaea | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Cl. portentosus | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Cl. macilenta ssp. macilenta | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | x | . | x | x | . | x | . | x | x | . |
| Cl. macilenta ssp. floerkeana | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | x | . | . | . | . | x | . | . | . |
| Cl. cf. rangiformis | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

x = vorhanden ohne Deckungsangabe

das massenhafte Absterben von *Calluna vulgaris* aufgrund des Käferfraßes, zuzuschreiben ist, oder ob die Rückgangstendenz unabhängig von diesen Ereignissen ihre Ursachen hat.

Im Gegenzug gewannen nach der Mahd *Deschampsia flexuosa* (von Deckung 2a auf 3 (4)) und in geringerem Maße auch *Carex pilulifera* und *Vaccinium myrtillus* an Ausdehnung. Neu in Erscheinung traten ein Jahr nach der Mahd Keimlinge von *Pinus sylvestris* (in drei von fünf Dauerbeobachtungsflächen). Während *Carex pilulifera* im zweiten Jahr weiter expandierte, entwickelte sich der Bestand von *Deschampsia* etwas rückläufig.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Mahd zwar nur in die Krautschicht (in erster Linie *Calluna vulgaris*) direkt eingriff, was einen Rückgang der Gesamt- und der Krautschichtdeckung zur Folge hatte, indirekt aber durch eine Veränderung der Licht- und Feuchtigkeitsverhältnisse – und möglicherweise durch das Befahren der Fläche – auch auf die Mooschicht wirkte, die ebenfalls in ihrer Deckung rückläufig war. Eine Auflockerung der Mooschicht ist positiv zu bewerten, auch wenn es sich um heidetypische Moose handelt, da sich durch das Freilegen von Boden die Keimungschancen für *Calluna* erhöhen. Andererseits erhöhen sich auch die Keimungschancen für Gehölze, was negativ zu bewerten ist, da eine Verbuschung bei der Zielsetzung Heideerhaltung durch Folgemaßnahmen unterbunden werden muss. Eine räumliche Ausdehnung der Gräser nach der Mahd ist nicht erwünscht, aber tolerierbar, wenn in den Folgejahren die Verjüngung von *Calluna* wieder an Dominanz gewinnt, was normalerweise nach einer Mahd zu erwarten ist. Ob diese Entwicklung speziell auf der untersuchten Mahdfläche so stattfinden wird, lässt sich momentan noch nicht beurteilen. Mögliche Gründe für die zögerliche Verjüngung wurden genannt.

Aufgrund der Käfer-Kalamität änderten sich auch auf der Mahdreferenzfläche die Deckungsanteile von *Calluna vulgaris* (von 4–5 auf 1–2a) und von *Deschampsia flexuosa* (von 2a auf 4). Die Mooschicht blieb von diesem Ereignis unbeeinträchtigt (mögliche Ausnahme *Ptilidium ciliare* s.o.). Auffällig ist, dass sich *Deschampsia flexuosa* auf der Mahdreferenzfläche (nach Käferfraß) stärker

ausbreiten konnte (von 2a [2b] auf 4) als auf der Mahdfläche (nach Mahd: von 2a auf 3 [4]). Ergebnisse einer Diplomarbeit zeigten, dass die Kohlenstoff/Nährelementverhältnisse in *Deschampsia flexuosa* für die Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor auf einer gemähten Fläche signifikant weiter waren als auf einer nicht gemähten Referenzfläche (Jirjahn 2003, Jirjahn et al. 2004). Das heißt, dass *Deschampsia* nach der Mahd mit den genannten Elementen schlechter versorgt war als auf der Referenzfläche. Die Nährstoffgehalte (Kalium, Calcium, Magnesium und Phosphor) lagen in *Deschampsia* auf der gemähten Fläche um 20 % unter denen auf der unbehandelten Vergleichsfläche. Die Gehalte in *Calluna* blieben jedoch annähernd die gleichen (ebd.). Dies legt den Schluss nahe, dass *Deschampsia* auf der Maßnahmenfläche durch die Mahd schlechter gestellt ist als die Gräser auf der Referenzfläche und sich möglicherweise daraus die unterschiedliche Deckungsentwicklung erklären lässt.

Da durch das **Plaggen** der gesamte Vegetationsbestand beseitigt wurde, war eine Wiederbesiedlung der Fläche nur durch Keimung aus Samen möglich. Als erstes war eine Keimung von *Calluna* auf Bereichen zu beobachten, die noch Reste eines O-Horizonts aufwiesen. Es ist bekannt, dass sich die Samenbank von *Calluna* auf die obersten 5 cm des Bodens konzentriert (Putwain & Gillham 1990), aber sich durchaus in größeren Tiefen bis hin zum Bh-Horizont noch ausreichend Samen befinden, um eine Wiederbesiedlung einzuleiten (Werger et al. 1985). Im Laufe des Sommers keimte die Besenheide aber dann auch auf dem Ah-Horizont. Im September nach dem Plaggen, zur Zeit der Wiederholungsaufnahmen, deckte der gesamte Vegetationsbestand noch weniger als 5 % und wies durchschnittlich sechs Arten auf (s. Tab. 4). Moose hatten sich noch nicht etabliert. An Gefäßpflanzen fanden sich *Calluna*-Keimlinge auf ca. 1 % der Fläche, mit mehr als 50 Individuen auf 20 m² (Deckung 2m) und einer durchschnittlichen Wuchshöhe von 2 cm; des weiteren *Deschampsia flexuosa* (+ bis 1), *Molinia caerulea* (2m), *Carex pilulifera* (r bis 1) und *Rumex acetosella* (einmal mit +). Neben diesen heidetypischen Arten keimten aber auch Störzeiger wie *Digitalis purpurea* (zwei-

mal mit +) und in allen Aufnahmen *Pinus sylvestris* (+ (1)). Im zweiten Jahr stieg die Deckung von *Calluna*, die inzwischen eine Höhe von 20 cm erreicht hatte, auf 5–7 % an. *Carex pilulifera* kümmerte und verschwand auf drei von vier Flächen. Auch *Digitalis* war im zweiten Jahr nicht mehr aufzufinden. Dagegen konnten die ersten Moose (*Dicranum scoparium*) und Flechten (*Cladonia* spec.) in die Fläche einwandern. Einzige gefährdete Art, die mit dem Pflegeeingriff entfernt wurde, war das Moos *Ptilidium ciliare* (Koperski et al. 2000).

Obwohl durch das Plaggen der gesamte Vegetationsbestand zerstört wurde, ist dieses Zurücksetzen des Systems auf den Nullzustand positiv zu bewerten, da sich dadurch die Entwicklungsbedingungen für *Calluna* verbessert haben. Die vorher stark mit *Molinia caerulea* vergraste und mit Moospolstern überzogene Fläche war nach dem Plaggen in einem Zustand, in dem *Calluna* gute Regenerationsmöglichkeiten hatte. In der ersten Vegetationsperiode nach dem Plaggen waren zwar noch keine Unterschiede in der Deckung von *Calluna* und *Molinia* feststellbar – auch *Deschampsia flexuosa* und *Carex pilulifera* konnten auflaufen –, doch bereits im zweiten Jahr dominierte *Calluna* gegenüber *Molinia*.

Die Folgen der Heideblattkäferkalamität waren auf der Plagg-Referenzfläche vergleichsweise gering. Im Oktober befanden sich zwar einige abgestorbene *Calluna*-Pflanzen (bzw. -teile) auf der Referenzfläche. Die toten Anteile deckten aber weniger als 5 % der Fläche. Die Vegetationszusammensetzung auf der Referenzfläche blieb annähernd konstant (bis auf eine Deckungszunahme von *Deschampsia flexuosa* [auf vier von fünf Dauerbeobachtungsflächen um eine Deckungsklasse] und eine leichte Deckungsabnahme von *Molinia caerulea* [auf zwei Flächen von 2b auf 2a]). Im zweiten Jahr zeigte sich eine Deckungszunahme von *Molinia* bei gleichzeitigem Rückgang von Moosarten und Flechten. So konnten beispielsweise weder *Ptilidium ciliare* noch *Dicranum polysetum* mehr aufgefunden werden.

Die Deckung der Mooschicht hingegen vergrößerte sich. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Bestand der Referenzfläche während der zwei Jahre

Tab. 4: Vegetationsaufnahmen auf der Plagg- und der Plaggreferenzfläche vor, ein Jahr nach (*) und zwei Jahre nach dem Plaggen (**).

| | vor dem Plaggen | | | | | nach 1 Jahr | | | | nach 2 Jahren | | | | Referenz vor d. Plaggen | | | | | Referenz nach 1 Jahr | | | | | Referenz nach 2 Jahren | | | | |
|----------------------------------|-----------------|------------|------------|------------|------------|-------------|------------|------------|------------|---------------|------------|------------|------------|-------------------------|------------|------------|------------|------------|----------------------|------------|------------|------------|------------|------------------------|------------|------------|------------|------------|
| | P2V1 | P2V2 | P2V3 | P2V4 | P2V5 | P2V2* | P2V3* | P2V4* | P2V5* | P2V2** | P2V3** | P2V4** | P2V5** | PR2V1 | PR2V2 | PR2V3 | PR2V4 | PR2V5 | PR2V1* | PR2V2* | PR2V3* | PR2V4* | PR2V5* | PR2V1** | PR2V2** | PR2V3** | PR2V4** | PR2V5** |
| Fläche | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 |
| Spalte | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| Aufnahmefläche [m ²] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Deckung Gesamt [%] | 99 | 99 | 98 | 99 | 95 | 95 | 95 | 99 | 99 | 99 | 99 | 99 | 99 | 98 | 99 | 99 | 99 | 98 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 98 | 98 | 98 | 98 |
| Deckung K [%] | 50 | 60 | 70 | 65 | 50 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 2 | 3 | 60 | 65 | 65 | 70 | 75 | 70 | 70 | 65 | 70 | 75 | 70 | 65 | 70 | 80 | 85 |
| Deckung M [%] | 50 | 50 | 45 | 45 | 40 | 1 | 1 | 1 | 1 | 7 | 5 | 5 | 5 | 40 | 45 | 45 | 40 | 45 | 35 | 35 | 35 | 30 | 30 | 40 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| Deckung Calluna lebend [%] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Deckung Calluna tot [%] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Bestandshöhe Calluna [cm] | 70 | 50 | 60 | 60 | 50 | 2 | 2 | 2 | 2 | 20 | 20 | 20 | 20 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 60 | 55 | 55 | 60 | 55 | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 |
| Datum | 02.10.2001 | 08.10.2001 | 08.10.2001 | 08.10.2001 | 08.10.2001 | 27.09.2002 | 27.09.2002 | 27.09.2002 | 27.09.2002 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 09.10.2001 | 09.10.2001 | 09.10.2001 | 09.10.2001 | 09.10.2001 | 11.10.2002 | 11.10.2002 | 11.10.2002 | 11.10.2002 | 11.10.2002 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 | 15.10.2003 |
| Artenzahl | 10 | 11 | 12 | 11 | 9 | 7 | 6 | 5 | 5 | 7 | 8 | 6 | 6 | 9 | 8 | 10 | 16 | 13 | 11 | 9 | 9 | 14 | 15 | 6 | 7 | 8 | 14 | 12 |
| Krautschicht | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Calluna vulgaris | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2m | 2m | 2m | 2m | 2a | 2a | 2a | 2a | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Molinia caerulea s. str. | 3 | 3 | 3 | 3 | 2b | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 3 | 3 | 3 | 2b | 2b | 3 | 3 | 3 | 2a | 2a | 3 | 4 | 4 | 2b | 2a |
| Deschampsia flexuosa | 2a | 2a | 2a | 2a | 3 | 1 | 1 | 1 | + | 1 | + | + | + | 2b | 2b | 2b | 3 | 3 | 2b | 3 | 3 | 4 | 4 | 2b | 3 | 3 | 4 | 4 |
| Carex pilulifera | . | . | . | . | 1 | + | + | + | r | + | . | . | . | 1 | + | 1 | r | 1 | + | 1 | 1 | + | 1 | + | 1 | + | 1 | 1 |
| Rumex acetosella s.l. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 1 | 1 | . | . | . | 1 | 1 |
| Agrostis capillaris | . | 2m | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | 2m | . | . | . | 2m | 2m | . | . | . | 2m | 2m |
| Luzula multiflora s. str. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | r | . | . | . | + | r | . | . | . | + | r |
| Digitalis purpurea juv. | . | . | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Vaccinium myrtillus | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Epilobium angustifolium | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Gehölze juv. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Pinus sylvestris juv. | . | . | . | . | . | + | + | + | 1 | + | + | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Sorbus aucuparia juv. | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Moose | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hypnum cupressiforme s.l. | 3 | 3 | 4 | 4 | 3 | . | . | . | . | . | . | . | . | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 |
| Dicranum scoparium | 2m | 2a | 2m | . | 2a | . | . | . | . | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2a | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m |
| Pleurozium schreberi | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | 2m | 2a |
| Campylopus flexuosus | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | 2m | . |
| Brachythecium rutabulum | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | 2m | . | . | . | 2m | 2m | . | . | . | 2m | 2m |
| Lophocolea bidentata | 1 | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | 2m | 2m | . | 1 | 1 | 1 | 2m | . | . | . | 1 | 2m |
| Dicranum polysetum | . | . | 2a | 2a | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | 2m | . | . | . | . | 2m | . | . | . | . | . |
| Ptilidium ciliare | . | 1 | . | 1 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 1 | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . |
| Cephalozella divaricata | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Polytrichum piliferum | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Flechten | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cladonia spec. | 2m | 1 | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | 2m | 1 | 1 | . |
| Cl. pyxidata ssp. chlorophaea | x | x | x | x | x | . | . | . | . | . | . | . | . | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | . | x | x | x | . |
| Cl. cf. coccifera | . | . | . | x | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

stärker vergraste und an Arten verarmte.

Auch nach dem Schoppeln war der gesamte Vegetationsbestand beseitigt und somit eine Wiederbesiedlung der Fläche nur durch Keimung aus Samen möglich. Die Keimung ging rasch und zahlreich vorstatten. Im September nach dem Pflegeeingriff waren bereits 25–30 % der Fläche wieder mit Vegetation bedeckt (s. Tab. 5). Calluna-Keimlinge deckten 4–(5) % der Fläche mit mehr als 50 Individuen auf 20 m² (Deckung 2m) und einer durchschnittlichen Trieblänge von 10 cm. Alle vorher vorhandenen Gefäßpflanzen liefen wieder auf, so Deschampsia flexuosa (2b), Carex pilulifera (Deckungszunahme von + auf 1), Molinia caerulea (Deckungszunahme von r auf +/1), Vaccinium myrtillus (Deckungsabnahme von 1 auf + [einmal]) und Epilobium angustifolium (Rückgang von zweimal [1/+] auf einmal [r] in fünf Aufnahmen). Zusätzlich fanden sich in jeder der Aufnahmen die Pionierarten Rumex acetosella (1 [+]) und Pinus sylvestris (+ [r]), in einer auch Sorbus aucuparia. An Moosen konnten

nur zwei Arten nachgewiesen werden: Hypnum cupressiforme und Dicranum scoparium, die beide einen wenig vitalen Eindruck machten (z.T. vermutlich Reste aus dem verbliebenen O-Horizont), insgesamt aber rund 5 % Fläche deckten. Aus der Gattung Cladonia fanden sich zahlreiche Exemplare, allerdings nur mit Lagern und ohne Podetien. Im zweiten Jahr verzehnfachte sich der Deckungsanteil von Calluna, doch konnte Deschampsia im gleichem Maße an Raum gewinnen. Im Herbst war der Aspekt der Fläche von den Blütenständen von Deschampsia geprägt. Die aufgelaufenen Baumkeimlinge waren weitestgehend abgestorben, vermutlich wegen der Trockenheit im Sommer 2003. Es befanden sich weder vor noch nach dem Schoppeln gefährdete Arten auf der Fläche.

Die Verjüngung von Calluna ist in Quantität und Qualität überaus positiv zu beurteilen. Die Keimlinge konnten teilweise schon im ersten Jahr zur Blüte kommen. Auch die Wuchshöhe ist vor allem im Vergleich zu den Keimlingen auf der Plaggfläche beachtlich. Negativ

zu bewerten ist allerdings die Entwicklung von Deschampsia, die offensichtlich ebenso gute Startbedingungen hatte. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Ergebnisse von Jirjahn (2003, Jirjahn et al. 2004) tendenziell von Mahd- auch auf Schopperflächen übertragbar sind. Nach eigenen Analysen fand sich ein engeres C/Ca-, C/Mg- und C/P-Verhältnis in Deschampsia auch auf der geschopperten Fläche im Vergleich zur Referenzfläche. Für die nachgewachsene Calluna ist das Gegenteil der Fall. Dies deutet darauf hin, dass Deschampsia nach dem Schoppeln in irgendeiner Weise schlechtere Wuchsbedingungen vorfindet als zuvor und dadurch in ihrer Konkurrenzkraft geschwächt wurde. Beobachtungen von Mitarbeitern des VNP zufolge geht die Vergrasung auf geschopperten Flächen nach ein paar Jahren schlagartig zurück.

Die Folgen der Heideblattkäferkatastrophe waren im Jahr 2002 auf der Schopperreferenzfläche erheblich. Dort war im September nach der Pflegemaßnahme kein einziges noch lebendes Exemplar von Calluna vulgaris mehr anzutreffen.

Fottner/Niemeyer/Sieber/Härdtle – Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden

Tab. 5: Vegetationsaufnahmen auf der Schopper- und der Schopperreferenzfläche vor, ein Jahr nach (*) und zwei Jahre nach dem Schoppem (**).

| | vor dem Schoppem | | | | | nach 1 Jahr | | | | | nach 2 Jahren | | | | | Ref. v. d. Schoppem | | | | | Referenz nach 1 Jahr | | | | | Referenz nach 2 Jahren | | | | |
|----------------------------------|------------------|------------|------------|------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|---------------|------------|------------|------------|------------|---------------------|------------|------------|------------|------------|----------------------|------------|------------|------------|------------|------------------------|------------|------------|------------|------------|
| | S2V1 | S2V2 | S2V3 | S2V4 | S2V5 | S2V1* | S2V2* | S2V3* | S2V4* | S2V5* | S2V1** | S2V2** | S2V3** | S2V4** | S2V5** | SR2V1 | SR2V2 | SR2V3 | SR2V4 | SR2V5 | SR2V1* | SR2V2* | SR2V3* | SR2V4* | SR2V5* | SR2V1** | SR2V2** | SR2V3** | SR2V4** | SR2V5** |
| Fläche | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 |
| Spalte | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| Aufnahmefläche [m ²] | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 30 | 25 | 25 | 30 | 30 | 90 | 80 | 75 | 80 | 90 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Deckung Gesamt [%] | 99 | 98 | 99 | 98 | 99 | 25 | 25 | 20 | 25 | 25 | 89 | 79 | 74 | 84 | 79 | 98 | 97 | 100 | 99 | 95 | 98 | 96 | 100 | 99 | 95 | 98 | 96 | 100 | 99 | 95 |
| Deckung K [%] | 65 | 65 | 60 | 50 | 30 | 5 | <5 | 5 | 5 | 5 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 70 | 70 | 70 | 65 | 70 | 70 | 70 | 65 | 70 | 70 | 70 | 70 | 65 | 70 | |
| Deckung M [%] | 40 | 35 | 30 | 35 | 30 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 40 | 45 | 50 | 45 | 40 | 40 | 35 | 30 | 50 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Deckung Calluna lebend [%] | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | |
| Deckung Calluna tot [%] | 60 | 60 | 60 | 50 | 60 | 10 | 10 | 10 | 10 | 8 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 50 | 40 | 50 | 50 | 50 | 50 | 40 | 50 | 50 | 50 | 50 | 40 | 50 | 50 | 50 |
| Bestandshöhe Calluna [cm] | 03.10.2001 | 03.10.2001 | 03.10.2001 | 03.10.2001 | 03.10.2001 | 19.09.2002 | 25.09.2002 | 25.09.2002 | 19.09.2002 | 25.09.2002 | 16.10.2003 | 16.10.2003 | 16.10.2003 | 16.10.2003 | 16.10.2003 | 15.11.2001 | 15.11.2001 | 15.11.2001 | 15.11.2001 | 30.10.2001 | 19.09.2002 | 19.09.2002 | 19.09.2002 | 19.09.2002 | 19.09.2002 | 16.10.2003 | 16.10.2003 | 16.10.2003 | 16.10.2003 | 16.10.2003 |
| Datum | 8 | 8 | 12 | 12 | 11 | 8 | 8 | 9 | 10 | 10 | 8 | 7 | 8 | 9 | 11 | 10 | 10 | 7 | 9 | 10 | 9 | 8 | 7 | 8 | 10 | 8 | 8 | 7 | 7 | 10 |
| Artenzahl | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Krautschicht | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Calluna vulgaris | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2m | 2m | 2m | 2m | 2a | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2b | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Deschampsia flexuosa | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 2b | 2b | 2b | 2b | 2b | 3 | 3 | 3 | 2b | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| Carex pilulifera | + | + | + | + | + | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Rumex acetosella s.l. | . | . | . | . | . | + | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Molinia caerulea s. str. | . | . | r | . | r | . | . | . | . | + | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Vaccinium myrtillus | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Galium saxatile | . | . | 1 | + | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Gehölze juv. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Pinus sylvestris juv. | . | . | . | . | . | + | + | r | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Sorbus aucuparia juv. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Moose | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Hypnum cupressiforme s.l. | 3 | 3 | 3 | 2b | 2b | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2a | 2m | 2m | 2m | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a |
| Dicranum scoparium | 2b | 2b | 2b | 3 | 2b | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2a | 2m | 2m | 2m | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a |
| Pleurozium schreberi | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | 2m | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Brachythecium rutabulum | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Campylopus flexuosus | . | . | . | 2m | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Ptilidium ciliare | . | . | 2m | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Lophocolea bidentata | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Flechten | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cladonia spec. | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m |
| Cl. pyxidata ssp. chlorophaea | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Cl. portentosia | . | . | . | x | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Cl. macilenta ssp. macilenta | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Cl. macilenta ssp. floerkeana | . | . | . | . | x | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Cl. gracilis | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

x = vorhanden ohne Deckungsangabe

Lediglich die vertrockneten Überreste standen auf der Fläche. Die Drahtschmiele, die auch vorher schon mit Deckung 5 vorhanden war, schloss die Lücken komplett. Bezüglich der anderen vorkommenden Arten ergaben sich keine nennenswerten Änderungen. Jedoch fiel insbesondere im zweiten Jahr auf, dass die dicken Grasmatten mehr und mehr die Lücken bedeckten, in denen Flechten wuchsen. Noch war das Artenset komplett aufzufinden, doch werden diese bald unter einem dicken Grasfilz begraben sein. Eine Reetablierung von *Calluna* konnte auf der gesamten Referenzfläche nicht festgestellt werden.

4 Zusammenfassung

Auf kontrolliert gebrannten Flächen kommt es kurzfristig zu einer guten vegetativen und vor allem auch zu einer generativen Verjüngung von *Calluna vulgaris*. Eine Zunahme der Deckungsanteile von *Deschampsia flexuosa* hat vermutlich nur kurzfristig Bestand.

Durch das Brennen werden Moose nachhaltig geschädigt, ebenso aber auch die meisten Flechten. Einsetzender Aufwuchs von Gehölzen kann in Sandheiden besser unterdrückt werden als in Moorheiden.

Die Einrichtung einer Beweidungsausschlussfläche in einer intensiv beweideten Heide führte zu einer Zunahme der Anzahl von Pflanzenarten ebenso wie zu einer Zunahme der Dichte von Ericaceen.

Der Heidebestand auf einer Mahdfläche verjüngte sich zunächst schlecht.

Im ersten Jahr expandierte *Deschampsia flexuosa*, während *Calluna vulgaris* nur mit wenigen Exemplaren pro Aufnahme fläche vertreten war. Im zweiten Jahr kehrte sich die Entwicklung um, doch blieb *Deschampsia* noch immer die dominante Art. Darüber hinaus wurde nach der Mahd ein Rückgang der Moosschicht beobachtet. Dies äußerte sich sowohl in rückläufigen Deckungsgraden wie auch Artenzahlen. Das Verschwinden des im Rückgang begriffenen Mooses *Ptilidium ciliare* wurde

auch auf der Referenzfläche festgestellt, kann also nicht direkt auf die Mahdmaßnahme zurückgeführt werden. Als Grund für die zögerliche Verjüngung von *Calluna* werden zu hohes Alter und damit herabgesetzte Vitalität sowie ein zu mächtiger O-Horizont vermutet.

Die Wiederbesiedlung der geschoperten Fläche verlief im Vergleich zu der geplagten Fläche wesentlich schneller. Bereits im ersten Jahr erreichte *Calluna* Deckungswerte von 4–5 % und kam bereits zur Blüte. Im zweiten Jahr verzehnfachte sich die Deckung. Doch im gleichen Maße konnte *Deschampsia* die Fläche wiederbesiedeln. Auch Moose und Flechten waren vom ersten Jahr an im Bestand nachzuweisen. Nach Plaggen verlief die Wiederbesiedlung der Fläche mit *Calluna* zwar langsamer (1 % Deckung im ersten Jahr, 5–[7] % im zweiten Jahr), doch dominierte die Besenheide bereits im zweiten Jahr gegenüber den Gräsern der Fläche. Im zweiten Jahr fand die erste Blüte statt und Moose und Flechten wanderten wieder in die Fläche ein.

Auf den **Referenzflächen der maschinell gepflegten Flächen** verlief die Entwicklung in Richtung zunehmender Vergrasung und Artenverarmung in der Moosschicht. Auf teilweises oder vollständiges Absterben der Besenheide nach einer starken Heideblattkäferentwicklung zeigten diese Flächen keine Verjüngung.

Summary

Prescribed burning led to good vegetative and generative rejuvenation of *Calluna vulgaris* in the short term. The increased cover of *Deschampsia flexuosa* is presumably only temporary. Mosses and most lichens are sustainably damaged by burning. Regeneration of trees in sand heaths can be better suppressed than in heather moorlands.

Excluding grazing from an intensively grazed heath led to increased plant species numbers and increased density of Ericaceae.

In the first year after **mowing** *Deschampsia flexuosa* showed a much better rejuvenation than *Calluna vulgaris*. In spite of the reversal of this development in the second year, *Deschampsia* remained the dominant species. Mosses declined in cover and species number. As the endangered moss species *Ptilidium ciliare* disappeared on both the control and the treated plot, its disappearance cannot be explained by the treatment. Reasons for the hesitant rejuvenation of *Calluna* may be its old age and thus reduced vitality as well as a thick organic soil layer.

Regeneration of a plot of which the organic soil layer has been partly removed ("**schoppern**") was much quicker than that of a plot with a completely removed organic soil layer ("**plaggen**"). Even in the first year *Calluna* reached 4–5 % cover and flowered. In the second year the cover was increased tenfold. But to the same extent *Deschampsia* resettled the plot. Mosses and lichens could be found even after one year. Although regeneration of *Calluna* took place more slowly after the complete removal of the organic soil layer, *Calluna* dominated the plot compared with grass species. In the second year *Calluna* flowered for the first time and mosses and lichens could be found again.

The **control plots of the mechanically managed plots** showed increasing

dominance of grass species and decreasing moss species numbers. On these plots *Calluna* showed no rejuvenation after heather beetle calamities.

Literatur

Braun-Blanquet, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl., Wien, 865 S.

Dierschke, H., 1994: Pflanzensoziologie. – Stuttgart, 683 S.

Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – NNA-Berichte 17, 2, 80–91.

Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – 4. Fassung vom 1.1.1993. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 13, 1, 37 S.

Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – Norfolk, 206 S.

Härdtle, W., 2004: Zur Nährstoff- und Vegetationsdynamik von Heideökosystemen – Grundlagen und Forschungskonzeption. – NNA-Berichte 17, 2, 62–64.

Hansen, K., 1964: Studies on the regeneration of heath vegetation after burning-off. – Bot. Tidskr. 60, 1–41.

Jirjahn, B., 2003: Nährstoffgehalte in einjährigen Sprossen von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* nach verschiedenen Heide-Pflegemaßnahmen (NSG Lüneburger Heide). – Diplomarbeit am Institut für Ökologie und Umweltchemie der Univ. Lüneburg, 79 S. [unveröffentlicht].

Jirjahn, B., Härdtle, W., Mohamed, A., 2004: Auswirkungen von Brand und Mahd auf die Ernährungssituation von *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* in Heideökosystemen. – NNA-Berichte 17, 2, 112–115.

Kaiser, T., Stubbe, A., 2004: Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebiets „Lüneburger Heide“. – NNA-Berichte 17, 2, 137–144.

Kaiser, T., Beecken, A., Brünn, S., 1997a: Vegetation. – In: Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte –

Ökologie – Naturschutz. – Bremen, 163–178.

Kaiser, T., Beecken, A., Brünn, S., 1997b: Vegetationsaufnahmen aus dem Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Floristische Notizen aus der Lüneburger Heide, Beiheft 1, 67 S.

Koopmann, A., Mertens, D., 2004: Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ – Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. – NNA-Berichte 17, 2, 44–61.

Koperski, M., Sauer, M., Braun, W., Grabstein, S. R., 2000: Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 34, 519 S.

Lindemann, K.-O., 1993: Die Rolle von *Deschampsia flexuosa* in *Calluna*-Heiden Mitteleuropas. – NNA-Berichte 6, 3, 20–38.

Ludwig, G., Düll, R., Philippi, G., Ahrens, M., Caspari, S., Koperski, M., Lütt, S., Schulz, F., Schwab, G., 1996: Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta). – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, 189–306.

Mockenhaupt, M., 2003: Untersuchung des Stickstofftransfers durch Schneckebeweidung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Diplomarbeit an der Universität Trier, 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, Frankfurt am Main, 72 S.

Niemeyer, F., 2004: Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. – NNA-Berichte 17, 2, 34–43.

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/Niemeyer/Sieber/Härdtle – Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden

- Pott, R., 1992: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Stuttgart, 427 S.
- Putwain, P. D., Gillham, D. A., 1990: The significance of the dormant viable seedbank in the restoration of heathlands. – *Biological Conservation* 52, 1–16.
- Sieber, M., Fottner, S., Niemeyer, T., Härdtle, W., 2004: Einfluss maschineller Pflegeverfahren auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – *NNA-Berichte* 17, 2, 92–107.
- Watt, A. S., 1955: Bracken versus heather, a study in plant sociology. – *Journal of Ecology* 43, 490–506.
- Werger, M. J. A., Prentice, I. C., Helsen, H. P. H., 1985: The Effect of Sod-cutting to Different Depths on *Calluna* Heathland Regeneration. – *Journal of Environmental Management* 20, 181–188.
- Whittaker, E., Gimingham, C. H., 1962: The effects of fire on regeneration of *Calluna vulgaris* (L.) Hull. from seed. – *Journal of Ecology* 50, 815–822.
- Wirth, V., Schöller, H., Scholz, P., Ernst, G., Feuerer, T., Gnüchtel, A., Hauck, M., Jacobsen, P., John, V., Litterski, B., 1996: Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28, 307–368.
- Wisskirchen, R., Haeupler, H., 1998: Farn- und Samenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Stuttgart, 765 S.

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

Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden

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

1 Einführung

Zwischen Feuer und Heide besteht seit alters her ein enger Zusammenhang. So lässt sich die Entstehung von Heidelandschaften durch Feuer bis in die Steinzeit zurück verfolgen (Goldammer et al. 1997, Lütkepohl & Stubbe 1997, Haaland 2002). In der Lüneburger Heide war der Einsatz von Feuer ein traditionelles Instrument der Heidebauern zur Schaffung, Erhaltung und Verjüngung von Heideflächen (Lütkepohl & Stubbe 1997, Lütkepohl & Kaiser 1997). Vorrangiges Ziel war es, in überalterten Heiden einen Verjüngungsprozess einzuleiten, um anschließend eine nutzbare Weidefläche zu erhalten. Mit Aufgabe der Heidebauernwirtschaft wurden auch die überalterten Heideflächen nicht mehr regelmäßig abgebrannt. Lediglich unkontrollierte Wildfeuer und Feuer auf Truppenübungsplätzen setzten diese „Tradition“ fort. Eine einseitige konservierende Pflege der Flächen ist nicht in der Lage, die gewachsene Mannigfaltigkeit, die aus früheren Nutzungsformen hervorgegangen ist, zu erhalten, und führte in der Vergangenheit zu monotonen Strukturen und einer Artenverarmung (Prüter 1993, Lütkepohl 1993). Vor diesem und vor dem Hintergrund der gestiegenen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre in den vergangenen Jahrzehnten gewann das kontrollierte Brennen als geeignete Pflegemaßnahme für den Naturschutz an Bedeutung und wird seit 1993 mit Erfolg auch im Naturschutzgebiet (NSG) „Lüneburger Heide“ wieder angewendet (Lütkepohl et al. 1997). Um die negativen Auswirkungen auf Flora und Fauna zu minimieren, wird das kontrollierte Brennen fast ausschließlich im Winterhalbjahr durchgeführt (Gimingham 1992). In Bezug auf die gestiegenen atmosphärischen Nährstoffeinträge (insbesondere Stickstoff), welche für eine Artenverschiebung und unerwünschte Sukzessionsprozesse auf mageren Standorten verantwortlich ge-

macht werden (Heil & Diemont 1983, Engel 1988, Berendse 1990, Heil & Bobbink 1993, Steubing 1993, Carpon et al. 1995), ist es für die landschaftspflegerische Praxis von besonderem Interesse, in welchen Mengen Nährelemente durch kontrolliertes Brennen aus einem System entfernt werden können, dessen Arten an meso- und oligotrophe Verhältnisse adaptiert sind. Im Folgenden wird anhand von vier untersuchten, kontrollierten Bränden (jeweils zwei im NSG „Lüneburger Heide“ und im „Neustädter Moor“) beispielhaft beschrieben, welchen Einfluss das Brennen der Vegetationsdecke in Heidelandschaften auf die Nährstoffdynamik, bezogen auf die Elemente N, Ca, K, Mg und P, hat. Zur Beantwortung dieser Frage wurden atmosphärische Einträge, Nährstoffgehalte in Vegetation und Boden sowie die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser untersucht. Auf zwei

Versuchsflächen wurden die Temperaturen während des Brennens in unterschiedlichen Höhen über dem Erdboden bzw. Tiefen in der Humusaufgabe gemessen. Im Sommer 2002 wurden die Temperaturunterschiede auf dem Erdboden zwischen einer gebrannten und einer ungebrannten Fläche über einen Zeitraum von zwei Monaten aufgezeichnet.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Für die Untersuchung des kontrollierten Brennens wurden zwei Flächen im NSG „Lüneburger Heide“ (Sandheiden) und zwei weitere im „Neustädter Moor“ (Moorheiden) ausgewählt. In unmittelbarer Nachbarschaft zu den Brandflächen wurde jeweils eine Referenzfläche mit dem gleichen Untersuchungsdesign eingerichtet. Die Lage der Flächen ist in Abbildung 1 dargestellt.

* 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“.

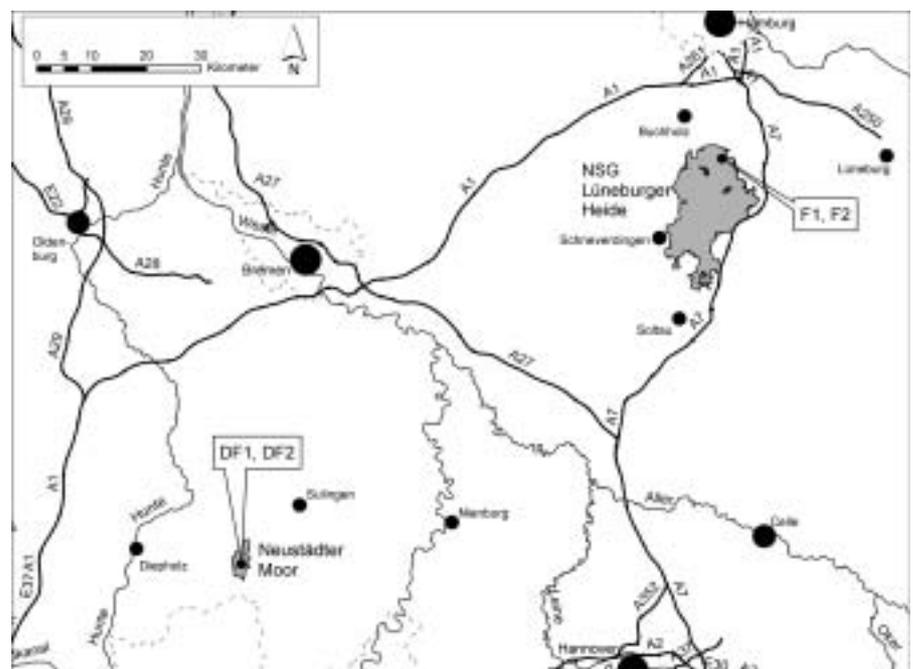


Abb. 1: Lage der Brandflächen im NSG „Lüneburger Heide“ (F1, F2) und in der Diepholzer Moorniederung (DF1, DF2) (Kartengrundlage Geografisches Informationssystem Umwelt des Landes Niedersachsen).

Naturraum und Geologie

Die Brandflächen im NSG „Lüneburger Heide“ befinden sich nahe der Ortschaften Hanstedt und Dierkshausen. Sie liegen im Naturraum „Hohe Heide“ in ca. 105 m NN. Die Hohe Heide ist durch saaleiszeitliche Endmoränenaufschüttungen gekennzeichnet, die nach heutiger Auffassung durch die Eisrandlage des Drenthestadiums entstanden sind und später durch das dünne Eis der etwa gleich weit vorgestoßenen Gletscher des Warthestadiums nur noch schwach überformt und wenig erhöht wurden (Seedorf & Meyer 1992). Vorwiegend bestehen die Böden der Hohen Heide aus groben Kiesen und Sanden. Nur vereinzelt treten kleine Geschiebelehminseln auf (Meisel 1964). Die Böden der Untersuchungsfächen sind als Eisen-Humus-Podsole anzusprechen.

Das „Neustädter Moor“ befindet sich im Naturraum Diepholzer Moorniederung nahe der Ortschaft Wagenfeld-Ströhen. Es handelt sich hier um die Reste eines abgetorfte Hochmoorkomplexes mit einer Größe von ca. 1.600 ha (F. Niemeyer 1997, 2004). Die Böden sind als Torf-Böden mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad anzusprechen.

Klima

Niedersachsen befindet sich im feucht-gemäßigten Westwindgürtel der Nordhalbkugel. Durch den Einfluss des Golfstroms und die vorherrschenden Westwinde werden zu allen Jahreszeiten milde und feuchte Luftmassen herangetragen. Gemäßigte Winter und verhältnismäßig kühle, niederschlagsreiche Sommer sind die Folge. In den Wintermonaten kann es aber auch häufig zu einem Wechsel zwischen niederschlagsbringenden Westwinden und kühlen, trockenen Ostwinden kommen, wodurch das Klima eine kontinentale Tönung bekommt, die in den östlichen Landesteilen an Bedeutung zunimmt (Seedorf & Meyer 1992). In der Lüneburger Heide ist die Höhe des Endmoränenzugs (Hohe Heide) von über 100 m NN für die Bildung von Stau- und Steigungsregen ausreichend. Die langjährige durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge beträgt im etwas südlich gelegeneren Sellhorn 854 mm/a (Hanstein & Wübbenhorst 2001). Für die Jahre 1981 bis 1992 wird von Lancken (1997) eine

durchschnittliche Jahrestemperatur von ca. 8°C angegeben.

Die Diepholzer Moorniederung im westlichen Niedersachsen weist Höhen von 30–40 m NN auf. Für die ca. 15 km westlich gelegene Stadt Diepholz wird ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 695,4 mm und eine mittlere Tages-temperatur von 8,9°C angegeben (Müller-Westermeier 1996).

2.2 Temperaturmessung

Auf zwei Versuchsflächen wurde exemplarisch für die Winterbrände im NSG „Lüneburger Heide“ der Temperaturverlauf während des Brennens am 25. 02. 03 untersucht. Für die Messung wurden Temperaturfühler (Thermoelement NiCr-Ni, 1 mm Durchmesser der Fa. Dressel Temperatur-Meßtechnik GmbH) und Datalogger (C-Control der Fa. Conrad Electronic GmbH) verwendet. Vor dem Brennen wurden die Thermoelemente auf unterschiedlichem Niveau im Gelände installiert. Auf der ersten Fläche (vgl. Abb. 2a) wurde die Temperatur in 60 cm, 3 cm und 0 cm über dem Erdboden und in 1 cm und 2 cm Tiefe im O-Horizont gemessen. Dabei lag der in 0 cm angebrachte Temperaturfühler etwas geschützt in einem Moospolster. Auf der zweiten Fläche (vgl. Abb. 2b) wurden die Temperaturfühler in 60 cm und 0 cm über dem Erdboden und in 1 cm und 2 cm Tiefe im O-Horizont installiert. Der Temperaturfühler auf Erdbodenniveau war in diesem Fall nicht durch ein Moospolster geschützt. Während des Brennens dieser Flächen wurde die Temperatur in einem Messintervall von fünf Sekunden aufgezeichnet.

Im Sommer 2002 wurde eine weitere Temperaturmessung durchgeführt. Dabei wurden nicht die Temperaturen eines Brands, sondern die Temperaturen auf einer bereits gebrannten und somit vegetationsfreien Fläche im Vergleich zu einer ungebrannten Fläche untersucht. Die Temperatur wurde in der Zeit vom 06. 06. 02 bis zum 01. 08. 02 in 60 cm und 0 cm über dem Erdboden auf der Fläche F1 (Brandtermin: 16. 02. 01) und in den gleichen Höhen auf der benachbarten ungebrannten Fläche FR1 vier mal täglich um 00 Uhr, 06 Uhr, 12 Uhr und 18 Uhr aufgezeichnet. Dabei wurden ebenfalls die oben angeführten Thermoelemente und Datalogger verwendet.

2.3 Probennahme und Probenvorbereitung

Niederschlagswasser

Der Nährstoffeintrag über die Atmosphäre wurde mit bulk-Sammlern erfasst, die in Anlehnung an den Niederschlagssammler „Münden 200“ (DVWK 1994a, Brechtel & Hammes 1984) angefertigt wurden. Die Probennahme erfolgte halbmonatlich. Die Menge jeder gewonnenen Probe wurde gravimetrisch bestimmt. Ein Teil jeder Probe wurde bis zur Analyse ohne Zusatz von konservierenden Substanzen im Kühlschrank bei einer Temperatur von weniger als 4°C gelagert (DVWK 1994a). Insgesamt wurde im NSG „Lüneburger Heide“ an fünf und in der Diepholzer Moorniederung an zwei Messstellen das Niederschlagswasser gesammelt.

Sickerwasser

Die Untersuchungen zur Auswaschung der Nährelemente wurde nur auf den Flächen im NSG „Lüneburger Heide“ durchgeführt. Die hydrologischen Verhältnisse sind im „Neustädter Moor“ grundlegend anders als im Gebiet der Lüneburger Heide. Wasserundurchlässige geologische Schichten bilden eine natürliche Grenze zum Grundwasser und hindern das Sickerwasser daran, das System zu verlassen. Die Form des Untergrunds gleicht dem eines Beckens, und da es auch weder einen Zulauf in noch einen Abfluss aus dem Moor gibt, muss davon ausgegangen werden, dass sämtliche Nährstoffeinträge im System akkumulieren. Dies bedeutet aber auch, dass Nährstoffe, die durch kontrolliertes Brennen mobilisiert werden, nicht mit dem Sickerwasser aus dem System abgetragen werden können. Allenfalls kann es zu einer kurzfristigen Verlagerung in tiefere Bereiche des Torfkörpers kommen. Durch die jahreszeitlich bedingten Schwankungen des Moorwasserstands können diese Stoffe bei steigendem Wasserstand wieder in den Wurzelraum gelangen. Aus diesem Grunde erschien es nicht sinnvoll, auch auf diesen Untersuchungsflächen entsprechende Messvorrichtungen zu installieren.

Um den Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser zu ermitteln, wurden auf den Untersuchungsflächen im NSG „Lü-

neburger Heide“ verschiedene Geräte in den Boden eingebracht. Die Sickerwassermengen wurden mit Kleinstlysistemern bestimmt. Diese bestehen aus einem PVC-Rohr mit 10 cm Innendurchmesser, in dem sich ein Bodenmonolith von 100 cm Länge befindet. Zur Bestimmung der Elementkonzentrationen wurden 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) verwendet. Die Saugkerzen wurden mit dem Saugkopf in 100 cm Bodentiefe eingesetzt und an eine tensionsgesteuerte Vakuumpumpe angeschlossen. Lysimeter und Saugkerzen wurden halbmonatlich zum selben Zeitpunkt beprobt. Ebenso wie die Niederschlagsproben wurden die Saugkerzenproben bis zur Analyse ohne Zusatz von konservierenden Substanzen im Kühlschrank bei einer Temperatur von weniger als 4°C gelagert.

Biomasse

Der Nährstoffaustrag aus der oberirdischen Biomasse wurde durch den Vergleich der Mengen vor und nach dem Brennen ermittelt. Dazu wurden jeweils drei bis fünf 1 m² große Flächen beerntet. Das Pflanzenmaterial wurde in die Kompartimente Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen aufgetrennt, soweit dies als sinnvoll erachtet wurde. Dem Kompartiment Ericaceen wurden die Arten Besenheide (*Calluna vulgaris*) und in geringen Anteilen auch Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) zugeordnet. Unter Poaceen werden hier die am häufigsten vorkommende Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), aber auch das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) und die vereinzelt vorkommende Pillensegge (*Carex pilulifera*) gefasst. Mit dem Kompartiment Kryptogamen sind hier alle epigäische Moose und Flechten inklusive der in ihnen verfangenen Streu gemeint. Alle genannten Untersuchungen wurden sowohl auf den Maßnahmen- als auch auf den dazugehörigen Referenzflächen durchgeführt.

Boden

Die Bodenproben wurden alle der organischen Auflage (O-Horizont) volumenbezogen, durch Ausstechen von 10 cm × 10 cm Quadraten, entnommen. Jede

Fläche wurde einmal vor der Maßnahme, einmal unmittelbar nach der Maßnahme und ein weiteres Mal ein Jahr nach Durchführung der Maßnahme beprobt. Die Anzahl der Proben je Fläche variierte zwischen 4 und 10 Proben.

2.4 Aufschluss und Analytik

Niederschlag und Sickerwasser

Für die Stickstoffanalyse (Gesamt-N) der Depositions- und Sickerwasserproben wurden alle Stickstoffverbindungen nach dem Prinzip der Koroleffmethode (vgl. *Grashoff et al.* 1983) in einer Labormikrowelle (MLS-ETHOS der Fa. MLS-GmbH) zu Nitrat oxidiert und anschließend die Konzentration mit einem Ionenchromatographen (DX 120 der Fa. Dionex) bestimmt. Die Konzentrationen der Elemente Ca, Mg, K und P wurden direkt mit einer ICP-OES (Fa. Perkin Elmer) gemessen.

Biomasse und Boden

Die Biomasse wurde luftgetrocknet, gewogen und dann mechanisch in einer Schneidmühle (SM 100 S der Fa. Retsch) vorzerkleinert. Das Material wurde auf seinen Gehalt an Restfeuchte untersucht und dann in einer Kugelmühle (Planeten Mikromühle „pulverisette 7“ der Fa. Fritsch) gemahlen und im Trockenschrank (Fa. Memmert) bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Alle Bodenproben wurden zunächst im Trockenschrank (Fa. Memmert) bei 105°C ca. 48 Stunden lang getrocknet und anschließend in einer Kugelmühle mit Achatbecher (Planeten Mikromühle „pulverisette 7“ der Fa. Fritsch) homogenisiert.

Für die Bestimmung der C/N-Verhältnisse und N-Gehalte wurden die homogenisierten Proben der Biomasse und des Bodens mit einem C/N-Analyser (Vario EL der Fa. Elementar) analysiert. Für die Bestimmung der Elemente Ca, K, Mg und P wurden die gemahlten Proben in einer Labormikrowelle (MLS-ETHOS der Fa. MLS-GmbH) mit einem Säure-Druckaufschluss in Anlehnung an *Wong et al.* (1997) und *Lamble & Hill* (1998) aufgeschlossen. Die Konzentrationen der Nährelemente Ca, K, Mg und P in den gewonnenen Extrakten wurden mit einer ICP-OES (Fa. Perkin Elmer) bestimmt.

2.5 Auswertungsverfahren

Die in 100 cm über dem Erdboden gemessenen Niederschlagswerte wurden unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Regenmengen in 100 cm Höhe und am Erdboden, die an der Wettermessstelle Bockheber gemessen wurden (*Glatzel* 2003), um +12,7 % korrigiert, um die Niederschlagsmenge auf Erdbodenniveau zu erhalten (*DVWK* 1994b). Konstruktionsbedingt sammelt ein bulk-Sammler auch einen Teil der trockenen Deposition der untersuchten Nährelemente. Dieser Anteil wurde nach *Gauger et al.* (2000) herausgerechnet und um die trockene Deposition der einzelnen Elemente nach *Bleeker et al.* (2002) und *Power* (2003) zur Gesamtdeposition ergänzt.

Für alle Messwerte der untersuchten Medien (Niederschlagswasser, Sickerwasser, Vegetation und Boden) wurde eine arcsin-Transformation vorgenommen, um Mittelwerte und Standardabweichung zu berechnen. Die so erhaltenen Werte wurden rücktransformiert und sind im Ergebniskapitel dargestellt. Signifikanzen wurden mit dem Mann-Whitney U-Test berechnet. Für alle statistischen Auswertungen wurde SPSS 11.5 für Windows verwendet.

In der Bilanz werden alle Einträge den Austrägen durch das Brennen gegenübergestellt. Als jährlicher Eintrag wird dabei die ermittelte Gesamtdeposition abzüglich der Sickerwasserausträge, welche das System ohne Maßnahme (Referenzfläche) verliert, betrachtet. Diese Differenz entspricht der Nährelementmenge, die theoretisch in einem Jahr im System in Form von Biomasse, Streu oder im Boden akkumuliert. In der Bilanz wird dieser Wert als Nettoeintrag bezeichnet. Für die Berechnung der Nettoausträge aus der Vegetation wurde die Nährstoffmenge in den nicht verbrannten Vegetationsresten und die Menge, die nach dem Brand mehr im O-Horizont gemessen wurde, vom zuvor ermittelten Nährstoffgehalt der Biomasse subtrahiert. Ein weiterer Austrag findet mit dem Sickerwasser statt. Der erhöhte Austrag auf den gebrannten Flächen nimmt mit zunehmendem Aufwuchs und der damit positiv korrelierten Evapotranspiration ab, bis er nach einer bestimmten Zeit das Niveau der Referenzfläche erreicht hat. Es wird davon ausgegangen, dass dies nach ca. fünf Jahren der Fall

sein wird. Daher wird für die ersten fünf Jahre nach dem Brennen eine lineare Abnahme des erhöhten Nährstoffausstrags mit dem Sickerwasser angenommen. Der errechnete Wert für den erhöhten Nährstoffaustrag in fünf Jahren, im Vergleich zum Austrag auf den Referenzflächen, fließt in die Bilanz ein.

Wird die Summe der Austräge durch die jährlichen Einträge dividiert, erhält man die theoretische Wirkungsdauer der Pflegemaßnahme in Jahren. Dabei handelt es sich um einen errechneten Zeitraum, für den der Nährstoffzug größer als der Nährstoffeintrag über die Atmosphäre ist.

3 Ergebnisse

3.1 Temperaturmessungen

Temperaturverlauf während des kontrollierten Brennens im Winter

Der Temperaturverlauf wurde exemplarisch für Winterbrände während zwei Bränden am 25.02.03 im NSG „Lüneburger Heide“ gemessen. Für dieses Experiment wurden zwei Flächen mit unterschiedlich alten Heidebeständen ausgewählt. Abbildung 2a zeigt den Temperaturverlauf in einem ca. 10 Jahre alten Bestand und Abbildung 2b den in einem ca. 15 Jahre alten Bestand während des Brennens. Beim Brennen des 10-jährigen Bestands wurden in 60 cm und 3 cm Höhe über dem Erdboden Temperaturen von 450°C bis 500°C für die Dauer von ein bis zwei Minuten gemessen. Auf dem Erdboden, etwas geschützt in einem Moospolster, kam es kurzzeitig zu einem Temperaturanstieg auf etwa 70°C. Insgesamt lag dort die

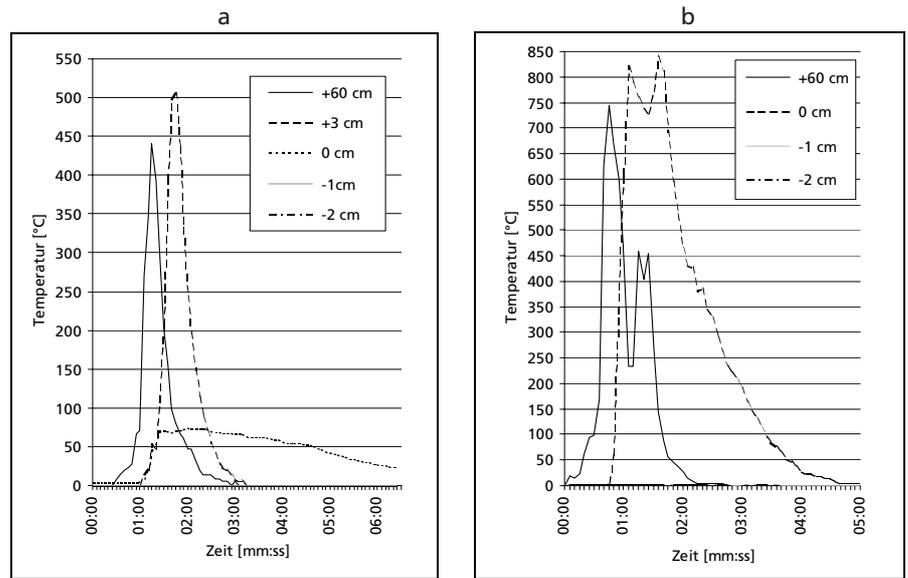


Abb. 2: Temperaturprofil zweier Brände vom 25.02.03 im NSG „Lüneburger Heide“; a = ca. 10-jähriger Bestand und b = ca. 15-jähriger Bestand mit Fraßschäden, verursacht durch Lochmaea.

Temperatur jedoch nicht länger als vier Minuten über 50°C. In 1 cm und 2 cm Tiefe des O-Horizonts blieb die Temperatur über den gesamten Messzeitraum unverändert. Der Verlauf dieser Temperaturkurve ist gleich der Nulllinie des Diagramms, weshalb deren Verlauf nicht erkennbar ist. Im Vergleich dazu konnten in 60 cm und 0 cm über dem Erdboden während des Brennens des 15-jährigen Bestands Temperaturen von 750°C bis nahezu 850°C für eine Dauer von ein bis zwei Minuten gemessen werden. Auch bei diesem Brand, der ca. 350°C höhere Temperaturen erzeugte als der Brand des 10-jährigen Bestands, konnte keine Temperaturerhöhung innerhalb des O-Horizonts in 1 cm und 2 cm Tiefe festgestellt werden.

Temperaturen auf einer gebrannten und einer nicht gebrannten Fläche im Tagesverlauf

Im Sommer 2002 (06.06.02–01.08.02) wurden auf der am 16.02.01 gebrannten Versuchsfläche F1 und der zugehörigen Referenzfläche FR1 die Temperaturen im Tagesverlauf in 0 cm, unmittelbar auf dem Erdboden (Abb. 3a), und in 60 cm über dem Erdboden (Abb. 3b) gemessen. Vergleicht man die Temperaturen auf dem Erdboden der gebrannten Fläche (F1) mit denen auf der nicht gebrannten Fläche (FR1), so lassen sich deutliche Unterschiede feststellen. Die Tageshöchstwerte, gemessen jeweils um 12.00 Uhr, der Fläche F1 liegen alle über denen der Fläche FR1. Durch-

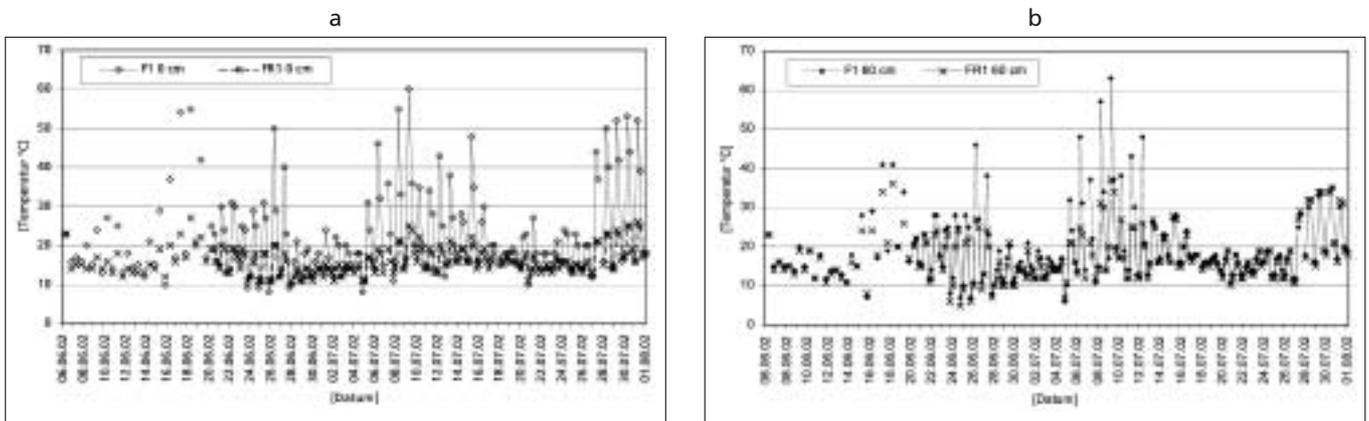


Abb. 3: Vergleich der Temperaturen im Tagesverlauf in der Zeit vom 06.06.02 bis 01.08.02 auf einer gebrannten (F1) und einer ungebrannten (FR1) Fläche im NSG „Lüneburger Heide“; a = Erdbodenniveau (0 cm) und b = 60 cm über dem Erdboden.

schnittlich sind die Temperaturen auf der gebrannten Fläche 10–20°C über denen, die auf der nicht gebrannten Fläche gemessen wurden. An sehr heißen Tagen, wie z. B. am 09.07.02, wurde hier ein Temperaturunterschied von 35°C festgestellt. Auch die in 60 cm über dem Erdboden gemessenen Temperaturen zeigen auf der Fläche F1 höhere Werte als auf der Fläche FR1, wobei die Unterschiede hier nicht so stark ausgeprägt sind wie bei der Vergleichsmessung auf dem Erdboden.

3.2 Atmosphärischer Eintrag von Nährelementen

Für den nördlichen Bereich des NSG „Lüneburger Heide“ wurde über einen Messzeitraum von einem Jahr (22.11.01 bis 18.11.02) eine Niederschlagsmenge von 1.333,6 mm ermittelt. Gemessen als bulk-Deposition konnten Eintragungsmengen von 17,5 kg/ha N, 3,3 kg/ha Ca, 2,7 kg/ha K und 1,8 kg/ha Mg ermittelt werden. Für Phosphor lagen alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze von 0,03 mg/l P, woraus sich ein maximaler Eintrag von weniger als 0,5 kg P/ha*a errechnen lässt (s. Abb. 4). Nach Korrektur der Werte um die trockene Deposition ergibt sich für das Gebiet „Auf dem Töps“ eine Gesamteintragung von 22,8 kg/ha N, 5,1 kg/ha Ca, 3,6 kg/ha K und 2,8 kg/ha Mg. Der Phosphoreintrag bleibt unverändert bei < 0,5 kg P/ha*a.

Im „Neustädter Moor“ wurde in der Zeit vom 24.08.2001–26.08.2002 ein Jahresniederschlag von 816,2 mm gemessen. Die gemessene bulk-Deposition für ein Jahr beträgt dort 25,3 kg/ha*a N, 3,5 kg/ha*a Ca, 3,3 kg/ha*a K, 1,4 kg/ha*a Mg und für P < 0,5 kg/ha*a (s. Abb. 5). Nach Korrektur der Werte um die trockene Deposition ergibt sich für das Gebiet „Neustädter Moor“ eine Gesamteintragung von 33,7 kg/ha N, 5,2 kg/ha Ca, 3,5 kg/ha K und 2,5 kg/ha Mg. Der Phosphoreintrag bleibt auch hier unverändert bei < 0,5 kg P/ha*a. Im Gebiet des „Neustädter Moors“ ist der Gesamteintrag von Stickstoff um mehr als 10 kg/ha*a höher als im NSG „Lüneburger Heide“. Die Eintragungsmengen der anderen Elemente sind im Vergleich dazu nahezu identisch mit den ermittelten Werten für das NSG „Lüneburger Heide“. Die Ursache für die höheren Stickstoff-

einträge im „Neustädter Moor“ ist in der sehr intensiv betriebenen Landwirtschaft, insbesondere der Viehhaltung, in dieser Region und in den benachbarten Staaten Niederlande und Belgien zu sehen (NLÖ 2000).

3.3 Nährelemente im Sickerwasser

Auf der Brandfläche F1 und der zugehörigen Referenzfläche FR1 wurden die Austragsmengen der Nährelemente zwei Jahre lang (28.02.01–27.02.03) nach dem Brennen der Versuchsfläche F1 am 16.02.01 untersucht. Die Ergebnisse dieser zweijährigen Untersuchung sind in Abbildungen 6 und 7 dargestellt. Für das erste Untersuchungsjahr konnte auf der gebrannten Fläche ein Austrag von 4,8 kg/ha*a N, 2,2 kg/ha*a Ca, 7,5 kg/ha*a K, 1,0 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P und auf der nicht gebrannten Fläche ein Austrag von 2,6 kg/ha*a N, 1,0 kg/ha*a Ca, 4,1 kg/ha*a K, 0,5 kg/ha*a

ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P festgestellt werden. Im zweiten Jahr nach dem Brennen wurden auf der Brandfläche 6,2 kg/ha*a N, 1,5 kg/ha*a Ca, 6,1 kg/ha*a K, 1,3 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P und auf der nicht gebrannten Fläche 1,7 kg/ha*a N, 0,5 kg/ha*a Ca, 3,0 kg/ha*a K, 0,5 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P mit dem Sickerwasser ausgetragen (s. Abb. 6).

Die ausgetragenen Mengen sind in beiden untersuchten Jahren auf der gebrannten Fläche signifikant höher als auf der Referenzfläche. Während im ersten Jahr auf der gebrannten Fläche im Vergleich zur Referenzfläche die doppelte Menge an Nährstoffen, mit Ausnahme von Phosphor, ausgetragen wurde, wurde im zweiten Jahr der Untersuchung auf der gebrannten Fläche drei mal so viel Stickstoff und Calcium ausgetragen. Bei den Elementen K und Mg wurde wie im ersten Jahr die doppelte Menge ausgetragen. Für Phos-

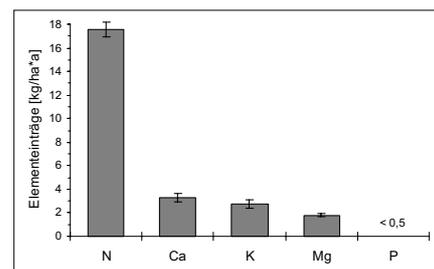


Abb. 4: Atmosphärische Nährstoffeinträge im Untersuchungsgebiet „Auf dem Töps“ in der Zeit vom 22.11.01–18.11.02 (n = 5). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der einzelnen Jahressummen aufgetragen.

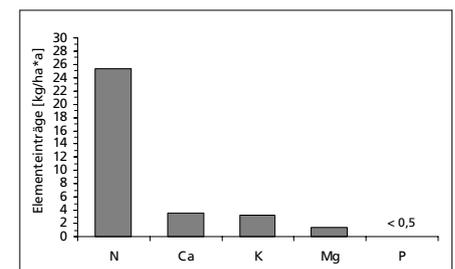


Abb. 5: Atmosphärische Nährstoffeinträge im Untersuchungsgebiet „Neustädter Moor“ in der Zeit vom 24.08.01–26.08.02 (n = 2). Aufgetragen ist der Mittelwert der Jahressumme zweier Messstationen.

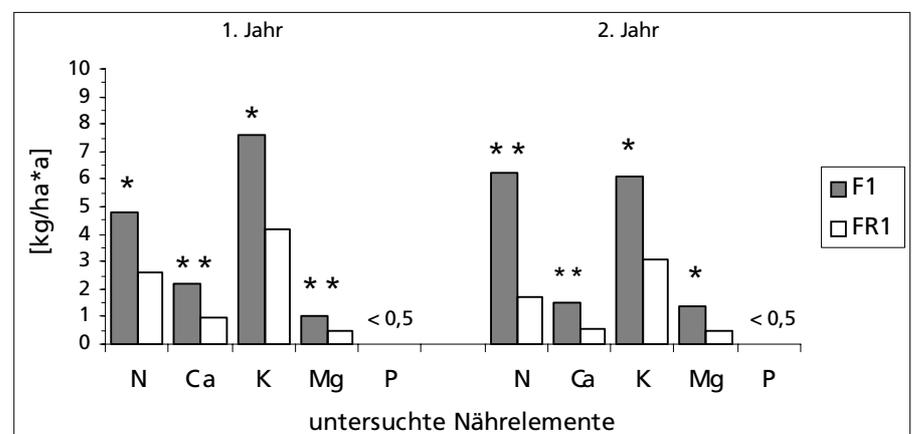


Abb. 6: Nährelementeaustrag mit dem Sickerwasser auf der Brandfläche F1 und der Referenzfläche FR1 im ersten Jahr (28.02.01–26.02.02) und im zweiten Jahr (26.02.02–27.02.03) nach dem Brennen der Fläche F1 (n = 2). Aufgetragen sind die Mittelwerte der Jahressummen. * = signifikant ($p < 0,05$), ** = signifikant ($p < 0,005$)

Niemeyer/Fottner/Mohamed/Sieber/Härdtle – Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden

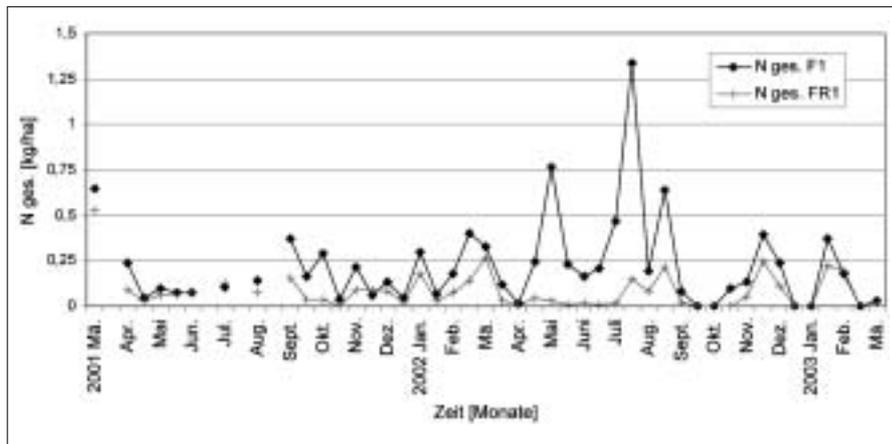


Abb. 7: Stickstoffaustrag auf den Flächen F1 und FR1 in der Zeit vom 28.02.01–27.02.03. Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Saugkerzen je Fläche.

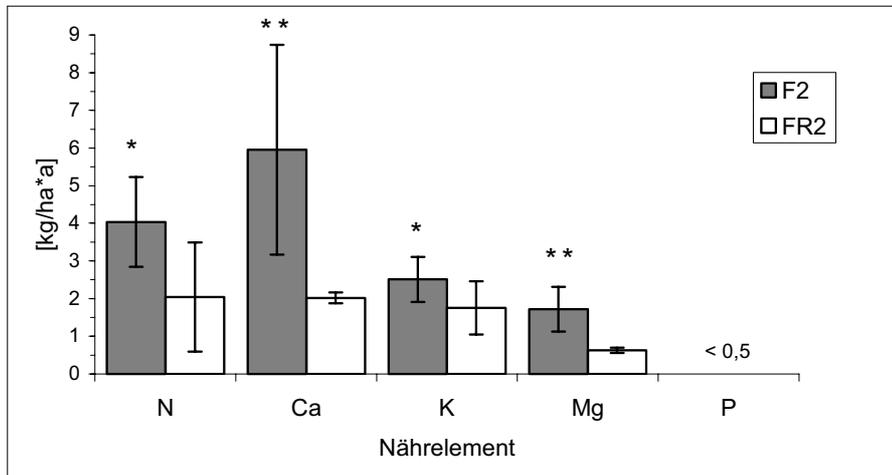


Abb. 8: Nährelementaustrag mit dem Sickerwasser auf der Brandfläche F2 und der Referenzfläche FR2 im ersten Jahr (12.10.01–10.10.02) nach dem Brennen der Fläche F2 am 18.10.01 ($n = 4$). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der Jahressummen aufgetragen. * = signifikant ($p < 0,05$), ** = signifikant ($p < 0,005$).

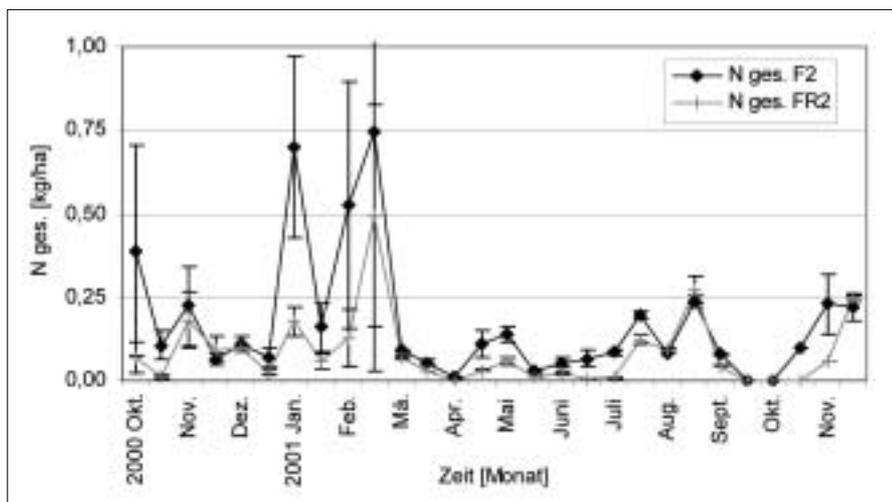


Abb. 9: Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser auf der Brandfläche F2 und der Referenzfläche FR2 im ersten Jahr nach dem Brennen der Fläche F2 am 18.10.01 ($n = 4$) in der Zeit vom 12.10.01–10.10.02. Aufgetragen sind die Mittelwerte von vier Saugkerzen je Fläche. Der Fehlerbalken zeigt die Standardabweichung an den einzelnen Messterminen.

phor konnte kein Unterschied in der Austragsmenge im Vergleich zur Referenzfläche festgestellt werden. Der höhere Nährstoffaustrag der Elemente Calcium, Kalium und Magnesium auf der Brandfläche ist auf den Ascheeintrag zurück zu führen, der größere Stickstoffaustrag auf eine erhöhte Mineralisationsrate in der Streu und im Ah-Horizont (Mallik & FitzPatrick 1996, Müller et al. 1997). Ein erhöhter Stickstoffaustrag konnte vor allem in den Sommermonaten des zweiten Jahrs nach dem Brennen festgestellt werden (s. Abb. 7).

Die Elementausträge mit dem Sickerwasser auf der Fläche F2, die am 18.10.01 kontrolliert abgebrannt wurde, und der zugehörigen Referenzfläche FR2 wurden ein Jahr lang vom 12.10.01–10.10.02 untersucht. Es wurde festgestellt, dass auf der Brandfläche 4,0 kg/ha*a N, 5,9 kg/ha*a Ca, 2,5 kg/ha*a K, 1,7 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P und auf der Referenzfläche 2,0 kg/ha*a N, 2,0 kg/ha*a Ca, 1,7 kg/ha*a K, 0,6 kg/ha*a Mg und < 0,5 kg/ha*a P mit dem Sickerwasser ausgewaschen wurden (s. Abb. 8). Der Austrag an Nährelementen ist auf der gebrannten Fläche signifikant höher als auf der Referenzfläche und war für alle untersuchten Elemente etwa doppelt so hoch. Im zweiten Jahr nach dem Brennen konnte der Austrag auf dieser Fläche nicht mehr untersucht werden. Es ist aber auch hier mit einem Anstieg der ausgetragenen Mengen zu rechnen, da große Mengen abgestorbener Moose (s. Abb. 16) auf der Fläche verblieben sind. Die Verteilung der Stickstoffausträge innerhalb des untersuchten Zeitraums ist in Abbildung 9 dargestellt. Es ist erkennbar, dass es zu einem deutlich höheren Austrag in den Monaten Januar und Februar und einem etwas erhöhten Austrag in den Monaten April bis August kommt.

3.4 Nährelemente in der Biomasse

Die Untersuchungsfläche F1 war vor dem kontrollierten Brennen durch einen homogenen *Calluna*-Bestand charakterisiert. Durch Auszählung der Jahrringe von *Calluna vulgaris* wurde ein Bestandsalter von ca. 10 Jahren ermittelt. Es wurde hier zu drei Zeitpunkten der Nährstoffgehalt in den Ericaceen untersucht. Zeitpunkt 0 zeigt die Situa-

tion vor dem Brennen. Zu diesem Zeitpunkt waren 95,3 kg/ha N, 34,3 kg/ha Ca, 26,6 kg/ha K, 9,6 kg/ha Mg und 4,8 kg/ha P in der Vegetation gebunden. Nach dem Brennen der Fläche (Zeitpunkt 1) wurde in den nicht verbrannten Resten ein Nährstoffgehalt von 13,9 kg/ha N, 1,9 kg/ha Ca, 0,6 kg/ha K, 0,3 kg/ha Mg und 0,5 kg/ha P festgestellt. In der folgenden Vegetationsperiode kam es zu einer guten vegetativen Regeneration der Besenheide, die dann ein Jahr nach dem Brennen, zum Zeitpunkt 2, erneut hinsichtlich des Nährstoffgehalts untersucht wurde. Zu diesem Zeitpunkt wurde in der Vegetation ein Gehalt von 36,7 kg/ha N, 12,9 kg/ha Ca, 13,1 kg/ha K, 3,7 kg/ha Mg und 2,1 kg/ha P ermittelt (s. Abb. 10).

Auf der Referenzfläche FR1 wurde die Biomasse nur zum Zeitpunkt 0 (vor dem Brennen der Fläche F1) und zum Zeitpunkt 2 (ein Jahr danach) untersucht. Zum Zeitpunkt 0 waren dort 100,5 kg/ha N, 34,3 kg/ha Ca, 23,4 kg/ha K, 9,4 kg/ha Mg und 4,8 kg/ha P in den Ericaceen gebunden. Ein Jahr danach wurden nur geringe Unterschiede gemessen, und zwar 93,1 kg/ha N, 36,6 kg/ha Ca, 30,0 kg/ha K, 10,1 kg/ha Mg und 5,0 kg/ha P (s. Abb. 11).

Auf der Fläche F2 und ihrer Referenzfläche war vor dem Brandereignis am 18.10.01 ein älterer *Calluna*-Bestand vorhanden. Das Erscheinungsbild war durch einen hohen Grasanteil und mächtige Moospolster geprägt. Die geerntete Biomasse wurde daher getrennt nach Ericaceen, Poaceen und Kryptogamen analysiert. Abbildung 12 zeigt die Nährstoffgehalte der Ericaceen auf der Fläche F2 zum Zeitpunkt 0 (Okt. 2001 vor dem Brennen) mit den Werten 94,2 kg/ha N, 37,6 kg/ha Ca, 35,4 kg/ha K, 10,7 kg/ha Mg und 6,1 kg/ha P und die Nährstoffgehalte der nicht verbrannten Reste der Ericaceen unmittelbar nach dem Brennen im Oktober 2001 (Zeitpunkt 1), die nun einen Nährstoffgehalt von 15,5 kg/ha N, 3,4 kg/ha Ca, 1,1 kg/ha K, 0,8 kg/ha Mg und 0,7 kg/ha P aufwiesen. Da nach einem Jahr auf dieser Fläche noch keine nennenswerte Regeneration der Ericaceen stattgefunden hat, konnte zu diesem Zeitpunkt auch keine Probenahme vorgenommen werden.

Auf der Referenzfläche FR2 wurde die Biomasse einmal vor dem Brand der Fläche F2 und einmal ein Jahr danach beerntet und analysiert. Die Ergebnisse

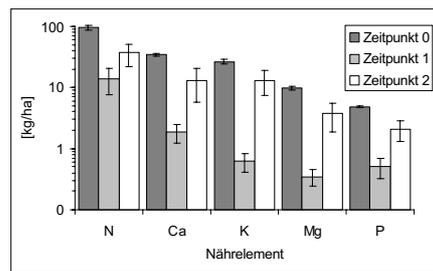


Abb. 10: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Versuchsfläche F1 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Dez. 2000), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (März 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

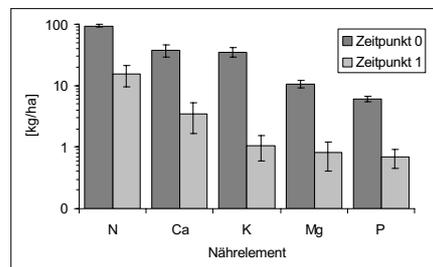


Abb. 12: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Versuchsfläche F2 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Okt. 2001). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

sind in Abbildung 13 dargestellt. Zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) lag der Nährstoffgehalt bei 94,1 kg/ha N, 31,9 kg/ha Ca, 35,3 kg/ha K, 9,6 kg/ha Mg und 5,8 kg/ha P. Nach einem Jahr, zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002), wurde auf der gleichen Fläche ein Nährstoffgehalt von 91,9 kg/ha N, 27,3 kg/ha Ca, 16,5 kg/ha K, 8,0 kg/ha Mg und 4,5 kg/ha P in den Ericaceen ermittelt.

Die Poaceen wurden auf der Brandfläche F2 zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten beprobt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 14 dargestellt. Zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001 vor dem Brennen) waren 6,5 kg/ha N, 1,0 kg/ha Ca, 3,8 kg/ha K, 0,4 kg/ha Mg und 0,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001 nach dem Brennen) waren 10,4 kg/ha N, 1,3 kg/ha Ca, 5,2 kg/ha K, 0,5 kg/ha Mg und 0,5 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) waren 8,9 kg/ha N, 1,0 kg/ha Ca, 4,9 kg/ha K, 0,4 kg/ha Mg und 0,4 kg/ha P in den Gräsern gebunden.

Auf der Referenzfläche FR2 wurden Proben der Poaceen zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001 vor dem Brennen) und

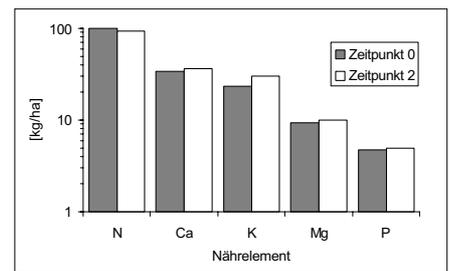


Abb. 11: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Referenzfläche FR1 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Versuchsfläche F1 (Dez. 2000) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

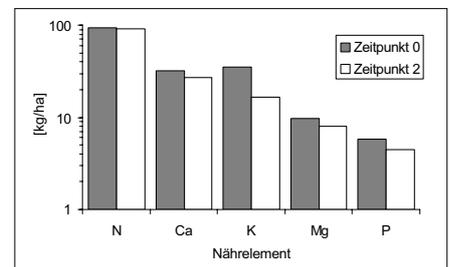


Abb. 13: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Referenzfläche FR2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Versuchsfläche F2 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

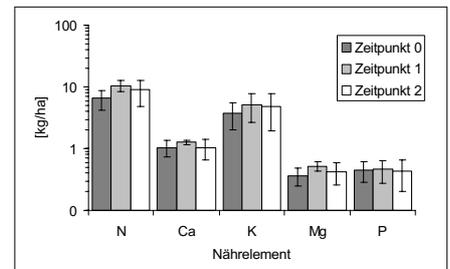


Abb. 14: Nährstoffgehalt in den Poaceen auf der Versuchsfläche F2 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen dieser Fläche am 18.10.02 (Okt. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) genommen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 15 dargestellt. Zum Zeitpunkt 0 waren 8,3 kg/ha N, 1,3 kg/ha Ca, 5,4 kg/ha K, 0,5 kg/ha Mg und 0,6 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 waren 16,6 kg/ha N, 2,5 kg/ha Ca, 7,1 kg/ha K, 0,9 kg/ha Mg und 1,0 kg/ha P in den Gräsern gebunden.

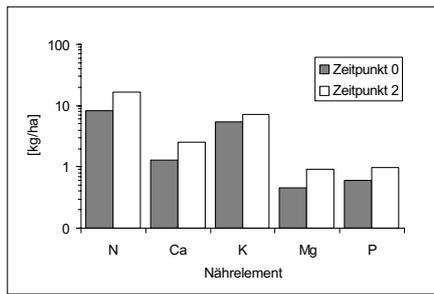


Abb. 15: Nährstoffgehalt in den Poaceen auf der Fläche FR2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F2 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

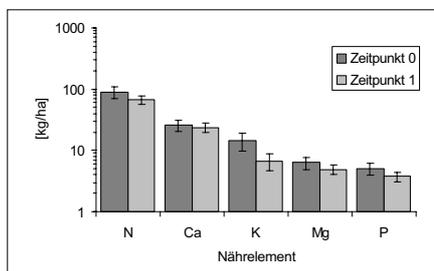


Abb. 16: Nährstoffgehalt in den Kryptogamen auf der Fläche F2 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

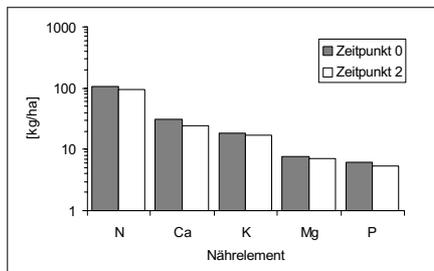


Abb. 17: Nährstoffgehalt in den Kryptogamen auf der Fläche FR2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F2 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

In den Moosen auf der Versuchsfläche F2 waren vor dem Brennen zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) 89,4 kg/ha N, 25,9 kg/ha Ca, 14,5 kg/ha K, 6,3 kg/ha Mg und 5,0 kg/ha P und unmittelbar nach dem Brennen zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001) 67,0 kg/ha N, 23,6 kg/ha Ca, 6,7 kg/ha K, 4,9 kg/ha Mg und 3,7 kg/ha P gebunden. Die Werte sind in Abbildung 16 dargestellt.

Auf der Referenzfläche FR2 wurden die Moose, entsprechend der Ericaceen

und Poaceen auf dieser Fläche, einmal vor dem Brennen der Fläche F2 und ein Jahr danach untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 17 dargestellt. Der Nährstoffgehalt lag zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) bei 106,6 kg/ha N, 31,3 kg/ha Ca, 18,3 kg/ha K, 7,6 kg/ha Mg und 6,1 kg/ha P und ein Jahr nach dem Brennen zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) bei 94,1 kg/ha N, 24,7 kg/ha Ca, 16,9 kg/ha K, 7,1 kg/ha Mg und 5,4 kg/ha P.

Auf den Untersuchungsflächen im „Neustädter Moor“ wurden nur Ericaceen untersucht. Wegen einer sehr ungleichen Verteilung anderer Spezies, darunter auch Baumarten, erschien die Beprobung der anderen Kompartimente bei einem vergleichsweise geringen Probenumfang (n = 2–3) nicht sinnvoll, um repräsentative Ergebnisse zu erzeugen. Auf der südlich gelegenen Fläche DF1 wurde zum Zeitpunkt 0 (November 2001 vor dem Brennen der Fläche am 15.02.2002) in den Ericaceen ein Nährstoffgehalt von 89,2 kg/ha N, 31,6 kg/ha Ca, 23,6 kg/ha K, 10,7 kg/ha Mg und 3,6 kg/ha P und unmittelbar nach dem Brennen zum Zeitpunkt 1 (März 2002) ein Nährstoffgehalt von 11,5 kg/ha N, 2,8 kg/ha Ca, 0,8 kg/ha K, 0,7 kg/ha Mg und 0,4 kg/ha P ermittelt (s. Abb. 18).

Auf der Referenzfläche DFR1 wurde die Biomasse einmal vor dem Brennen der Fläche DF1 zum Zeitpunkt 0 (Nov. 2002) und einmal ein Jahr später zum Zeitpunkt 2 (Nov. 2002) untersucht. Zum Zeitpunkt 0 betrug der Nährstoffgehalt 99,6 kg/ha N, 26,4 kg/ha Ca, 25,6 kg/ha K, 10,7 kg/ha Mg und 5,2 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 betrug er 113,4 kg/ha N, 34,0 kg/ha Ca, 28,3 kg/ha K, 13,6 kg/ha Mg und 5,9 kg/ha P (s. Abb. 19).

Der Nährstoffgehalt der Ericaceen auf der Fläche DF2 betrug zum Zeitpunkt 0 im November 2001 vor dem Brennen dieser Fläche 95,4 kg/ha N, 29,2 kg/ha Ca, 27,8 kg/ha K, 12,1 kg/ha Mg und 4,7 kg/ha P. Nach dem Brennen der Fläche am 14.02.2002, zum Zeitpunkt 2 (März 2002), betrug der Nährstoffgehalt der nicht verbrannten Reste 27,2 kg/ha N, 6,3 kg/ha Ca, 2,0 kg/ha K, 1,9 kg/ha Mg und 0,9 kg/ha P (s. Abb. 20).

3.5 Nährelemente im Boden

Bodenuntersuchungen fanden auf allen Flächen (Versuchs- und Referenzflächen) zu drei Zeitpunkten (0 = vor dem Brennen, 1 = unmittelbar nach dem Brennen,

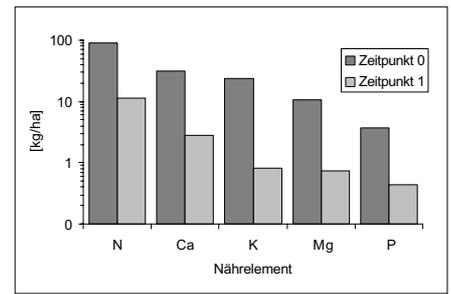


Abb. 18: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Fläche DF1 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen (Nov. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (März 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von drei Stichproben.

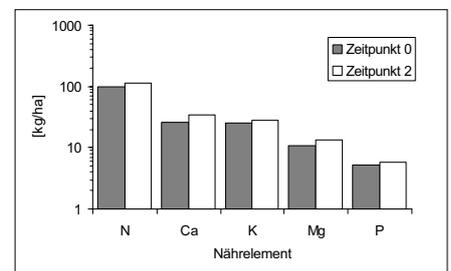


Abb. 19: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Fläche DFR1 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche DF1 am 15.02.2002 (Nov. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von zwei Stichproben.

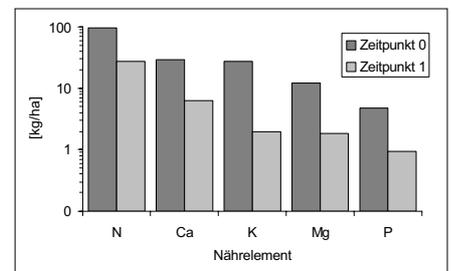


Abb. 20: Nährstoffgehalt in den Ericaceen auf der Fläche DF2 zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen dieser Fläche am 14.02.03 (Nov. 2001) und zum Zeitpunkt 1 = nach dem Brennen (März 2002). Aufgetragen sind die Mittelwerte von drei Stichproben.

2 = ein Jahr nach dem Brennen) statt. Die erhöhten Nährstoffmengen auf den Brandflächen zum Zeitpunkt 1 kommen durch den Ascheeintrag der verbrannten Biomasse zustande. Über den Vergleich der Mittelwerte der Nährstoffmengen von Zeitpunkt 1 zu Zeitpunkt 0 lässt sich der Nährstoffeintrag mit der Asche quantifizieren. Der Vergleich mit den Nährstoffmengen zum Zeitpunkt 2 lässt Aussagen über die Aushagerung

des O-Horizonts zu. Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F1 betrug zum Zeitpunkt 0 (Dezember 2000) vor dem Brennen dieser Fläche am 16.02.2001 771,8 kg/ha N, 77,8 kg/ha Ca, 30,6 kg/ha K, 17,7 kg/ha Mg und 25,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Februar 2001) unmittelbar nach dem Brennen 766,5 kg/ha N, 103,8 kg/ha Ca, 49,7 kg/ha K, 26,8 kg/ha Mg und 28,7 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (März 2002) 772,2 kg/ha N, 101,9 kg/ha Ca, 38,1 kg/ha K, 20,9 kg/ha Mg und 28,8 kg/ha P (s. Abb. 21). Es lässt sich festhalten, dass bei diesem Brand kein Stickstoff (- 5,3 kg/ha) in den O-Horizont gelangt ist, dafür aber 26,0 kg/ha Calcium, 19,1 kg/ha Kalium, 9,4 kg/ha Magnesium und 3,4 kg/ha Phosphor. Der Unterschied in den Gehalten ist für Calcium, Kalium und Magnesium signifikant. Nach einem Jahr ließen sich geringere Mengen feststellen, die nur noch wenig über den Nährstoffmengen der Ausgangssituation lagen und nicht mehr signifikant sind.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR1 betrug zum Zeitpunkt 0 (Dezember 2000) vor dem Brennen der Fläche F1 806,8 kg/ha N, 80,4 kg/ha Ca, 27,2 kg/ha K, 19,63 kg/ha Mg und 26,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Februar 2001) unmittelbar nach dem Brennen 752,4 kg/ha N, 72,7 kg/ha Ca, 30,7 kg/ha K, 19,9 kg/ha Mg und 21,6 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (März 2002) 782,6 kg/ha N, 36,7 kg/ha Ca, 28,7 kg/ha K, 15,4 kg/ha Mg und 21,3 kg/ha P (s. Abb. 22). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen nur geringfügige Schwankungen auf, die nicht signifikant sind.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F2 betrug zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) vor dem Brennen dieser Fläche am 18.10.2001 736,1 kg/ha N, 56,1 kg/ha Ca, 31,2 kg/ha K, 16,9 kg/ha Mg und 23,4 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001) unmittelbar nach dem Brennen 741,3 kg/ha N, 91,57 kg/ha Ca, 49,3 kg/ha K, 27,8 kg/ha Mg und 29,9 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) 757,9 kg/ha N, 65,5 kg/ha Ca, 32,9 kg/ha K, 17,9 kg/ha Mg und 28,4 kg/ha P (s. Abb. 23). Für diesen Brand lässt sich festhalten, dass eine vernachlässigbar geringe Menge Stickstoff (5,2 kg/ha) in den O-Horizont gelangt ist, wohl aber 35,4 kg/ha Calcium, 18,1 kg/ha Kalium, 10,9 kg/ha Mag-

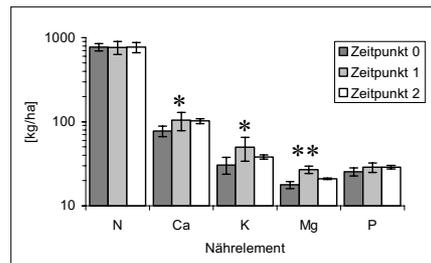


Abb. 21: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F1 (n = 5) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen dieser Fläche (Dez. 2000), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Feb. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, * = signifikant ($p < 0,05$), ** = signifikant ($p < 0,005$).

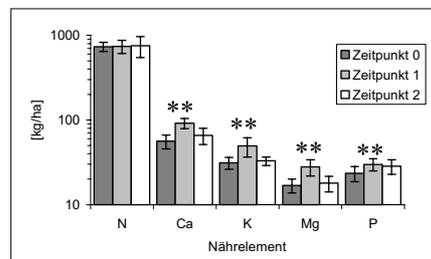


Abb. 23: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche F2 (n = 10) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche (Okt. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen dieser Fläche am 18.10.2001 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, ** = signifikant ($p < 0,005$).

nesium und 6,4 kg/ha Phosphor. Die Nährstoffkonzentration ist für alle Elemente außer Stickstoff signifikant höher als zum Zeitpunkt vor dem Brennen. Nach einem Jahr ließen sich ebenso wie auf der Fläche F1 geringere Mengen feststellen, die wenig über den Nährstoffmengen der Ausgangssituation lagen und auch nicht mehr signifikant höher sind.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR2 betrug zum Zeitpunkt 0 (Oktober 2001) vor dem Brennen der Fläche F2 746,2 kg/ha N, 82,2 kg/ha Ca, 29,8 kg/ha K, 17,4 kg/ha Mg und 28,5 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (Oktober 2001) nach dem Brennen der Fläche F2) 780,4 kg/ha N, 83,3 kg/ha Ca, 28,3 kg/ha K, 19,6 kg/ha Mg und 26,2 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (Oktober 2002) 742,0 kg/ha N, 75,7 kg/ha Ca, 28,2 kg/ha K, 15,7 kg/ha Mg und 26,2 kg/ha P

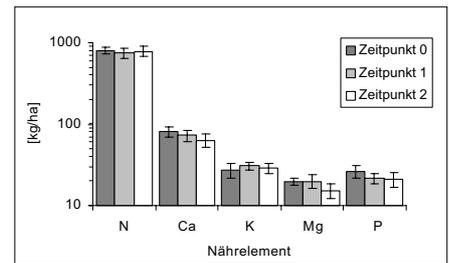


Abb. 22: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR1 (n = 5) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F1 (Dez. 2000), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen (Feb. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (März 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

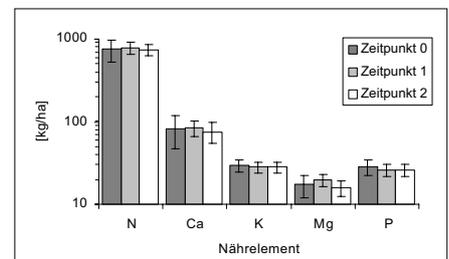


Abb. 24: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche FR2 (n = 6) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche F2 (Okt. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche F2 am 18.10.2001 (Okt. 2001) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Okt. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

(s. Abb. 24). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen, wie auf der Fläche FR1, nur geringfügige Schwankungen auf, die nicht signifikant sind.

Die Flächen in der Diepholzer Moorniederung weisen ähnliche Nährstoffgehalte im O-Horizont auf. Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF1 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen dieser Fläche am 15.02.2002 662,1 kg/ha N, 44,3 kg/ha Ca, 26,8 kg/ha K, 14,4 kg/ha Mg und 20,0 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Brennen 668,9 kg/ha N, 64,3 kg/ha Ca, 37,0 kg/ha K, 16,3 kg/ha Mg und 22,8 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 624,3 kg/ha N, 42,7 kg/ha Ca, 18,6 kg/ha K, 12,6 kg/ha Mg und 13,2 kg/ha P (s. Abb. 25). Für diesen Brand lässt sich festhalten, dass eine vernachlässigbar geringe Menge

Niemeyer/Fottner/Mohamed/Sieber/Härdtle – Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden

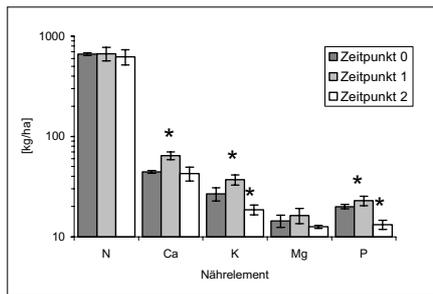


Abb. 25: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF1 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche am 15.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, * = signifikant ($p < 0,05$).

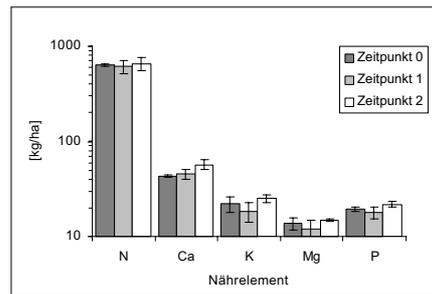


Abb. 26: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR1 (n = 4) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche DF1 (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche DF1 am 15.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

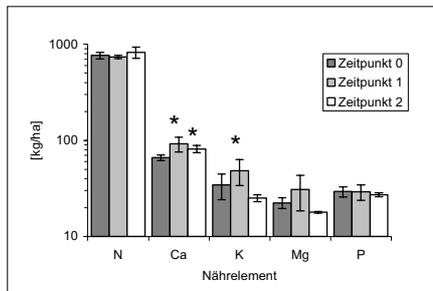


Abb. 27: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF2 (n = 6) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche am 14.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen, * = signifikant ($p < 0,05$).

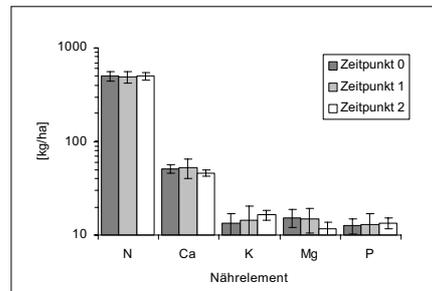


Abb. 28: Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR2 (n = 6) zum Zeitpunkt 0 = vor dem Brennen der Fläche DF2 (Nov. 2001), zum Zeitpunkt 1 = unmittelbar nach dem Brennen der Fläche DF1 am 14.02.2002 (März 2002) und zum Zeitpunkt 2 = ein Jahr nach dem Brennen (Nov. 2002). Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung aufgetragen.

Stickstoff (6,8 kg/ha) in den O-Horizont gelangt ist, und 20,8 kg/ha Calcium, 10,2 kg/ha Kalium, 1,9 kg/ha Magnesium und 2,9 kg/ha Phosphor in die organische Auflage gelangt sind.

Der Unterschied zur Ausgangssituation ist für die Elemente Calcium, Kalium und Phosphor signifikant, nicht aber für Magnesium. Nach einem Jahr ließen sich noch geringere Mengen feststellen, die z. T. unter den Nährstoffmengen der Ausgangssituation lagen. Die Gehalte an Kalium und Phosphor sind diesbezüglich sogar signifikant geringer.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR1 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen der Fläche DF1 636,2 kg/ha N, 43,4 kg/ha Ca, 22,1 kg/ha K, 13,7 kg/ha

Mg und 19,5 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Brennen der Fläche DF1 613,6 kg/ha N, 45,5 kg/ha Ca, 18,5 kg/ha K, 12,0 kg/ha Mg und 17,9 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 659,8 kg/ha N, 56,9 kg/ha Ca, 25,0 kg/ha K, 14,8 kg/ha Mg und 21,8 kg/ha P (s. Abb. 26). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen zwar geringfügige Schwankungen auf, die aber unter Berücksichtigung hoher Standardabweichungen nicht signifikant sind.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Versuchsfläche DF2 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen dieser Fläche am 14.02.2002 765,5 kg/ha N, 66,1 kg/ha Ca, 34,3 kg/ha K, 22,3 kg/ha Mg und 29,3 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Bren-

nen 737,54 kg/ha N, 91,7 kg/ha Ca, 48,4 kg/ha K, 30,8 kg/ha Mg und 29,4 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 824,87 kg/ha N, 81,5 kg/ha Ca, 25,0 kg/ha K, 17,8 kg/ha Mg und 27,18 kg/ha P (s. Abb. 27). Nach dem Brand wurde eine geringere Menge Stickstoff (-28,2 kg/ha) und Phosphor (-0,2 kg/ha) im O-Horizont festgestellt, für die anderen Elemente aber wieder eine größere Menge. So konnten 25,6 kg/ha Calcium, 14,1 kg/ha Kalium und 8,5 kg/ha Magnesium mehr in der Streu gemessen werden. Für Calcium und Kalium sind die Unterschiede signifikant, nicht aber für die anderen Elemente. Nach einem Jahr ließen sich wiederum geringere Mengen feststellen, die z.T., wie auch auf der Fläche DF1 unter den Nährstoffmengen der Ausgangssituation liegen, aber nicht signifikant niedriger sind. Der Gehalt an Calcium ist zu diesem Zeitpunkt noch signifikant höher als vor dem Brennen.

Der Nährstoffgehalt im O-Horizont auf der Referenzfläche DFR2 betrug zum Zeitpunkt 0 (November 2001) vor dem Brennen der Fläche DF2 502,0 kg/ha N, 51,3 kg/ha Ca, 13,4 kg/ha K, 15,3 kg/ha Mg und 12,6 kg/ha P, zum Zeitpunkt 1 (März 2002) nach dem Brennen der Fläche DF2 492,2 kg/ha N, 52,6 kg/ha Ca, 14,6 kg/ha K, 14,8 kg/ha Mg und 13,1 kg/ha P und zum Zeitpunkt 2 (November 2002) 505,8 kg/ha N, 45,8 kg/ha Ca, 16,3 kg/ha K, 11,6 kg/ha Mg und 13,4 kg/ha P (s. Abb. 28). Die Mittelwerte der Messergebnisse auf dieser Fläche weisen, wie auf der Fläche DF1, geringfügige Schwankungen auf, die aber unter Berücksichtigung hoher Standardabweichungen nicht signifikant sind.

Die Bodenuntersuchungen auf den gebrannten Flächen zeigen eine deutliche Zunahme bei den Nährelementen Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor zum Zeitpunkt 1 (jeweils nach dem Brennen) durch den Ascheeintrag des verbrannten Pflanzenmaterials und eine Abnahme der Nährstoffmengen zum Zeitpunkt 2 (ein Jahr nach dem Brennen). Für Stickstoff ist dies nicht zu beobachten, da dieser in die gasförmige Phase sublimiert und als NO_x in die Atmosphäre entweicht. Die Messwerte auf den Referenzflächen zeigen für alle Elemente nur geringfügige Schwankungen.

4 Nährstoffbilanz für das kontrollierte Brennen

Aus den in Kapitel 3 dargestellten Ergebnissen lässt sich nun für jedes Brandereignis/Versuchsfläche eine Nährstoffbilanz für jedes untersuchte Nährelement erstellen. Das Ergebnis jeder Bilanz ist eine theoretische Wirkungsdauer der untersuchten Einzelfälle, definiert als Zeitraum, innerhalb dessen auf atmosphärischem Wege die Nährelementmengen in eine Heidefläche eingetragen werden, die dieser Fläche durch eine einmalige Anwendung des kontrollierten Brennens entzogen werden.

Mit dem Brennen der Fläche F1 wurde dem System die Menge Stickstoff entzogen, die bei gleichbleibenden Depositionsraten innerhalb von 4,7 Jahren über die Atmosphäre eingetragen wird. Der Austrag der Menge Calcium wird in 2,0 Jahren wieder eingetragen sein, der Austrag von Kalium erst in 26,5 Jahren und der Austrag von Magnesium in 1,2 Jahren. Geht man für das Element Phosphor davon aus, dass die Einträge bei 0,5 kg/ha*a und die Austräge mit dem Sickerwasser gleich Null sind, lässt sich eine Mindestwirkungsdauer berechnen. Für diesen Brand ist sie > 1,8 Jahre (s. Tab. 1). Der Nettoaustrag für die einzelnen Nährelemente liegt für dieses Brandereignis bei 100,3 kg/ha N, 9,2 kg/ha Ca, 15,9 K, 1,2 kg/ha Mg und < 2,4 kg/ha P.

Die Bilanz für die Versuchsfläche F2 zeigt ein ähnliches Muster, obwohl die Ausgangssituation und der Brandzeitpunkt im Vergleich zum kontrollierten Brand der Fläche F1 verschieden waren. Es war eine größere Menge Nährstoffe in der Vegetation, verteilt auf Ericaceen, Poaceen und Kryptogame, gebunden, und die Fläche wurde bereits im Herbst gebrannt. Die errechnete theoretische Wirkungsdauer für Stickstoff beträgt bei diesem Brand 4,7 Jahre, für Calcium 0,5 Jahre, für Kalium 13,5 Jahre und für Magnesium 1,7 Jahre. Für Phosphor konnte eine minimale Wirkungsdauer von > 0,4 Jahren errechnet werden (s. Tab 2). Der Nettoaustrag für diesen Brandversuch ist mit 98,0 kg/ha N, 12,5 kg/ha Ca, 25,2 kg/ha K, 3,6 kg/ha Mg und < 0,7 kg/ha P zu beziffern.

Die Bilanzen der Flächen im „Neustädter Moor“ fallen grundsätzlich anders aus. Dies hat mehrere Ursachen. Zum einen werden hier jährlich ca. 11 kg/ha

mehr Stickstoff im Vergleich zu den Flächen des NSG „Lüneburger Heide“ eingetragen, zum anderen fehlen Austräge (aus dem im Kapitel 2.2 angeführten Grund) mit dem Sickerwasser. Eine weitere Ursache liegt in den unterschiedlichen Witterungsverhältnissen und den dadurch anders verlaufenen Bränden. Letztlich hatten die Flächen im „Neustädter Moor“ auch andere Ausgangssituationen in Form geringerer Nährstoffmengen, die zum Zeitpunkt des Brands in der Vegetation gebunden waren. So kommt es, dass der errech-

nete Austrag durch das Brennen auf der Fläche DF1 für Stickstoff nur 2,1 Jahre, für Calcium 1,7 Jahre, für Kalium 3,6 Jahre und für Magnesium 3,2 Jahre vorhält. Für Phosphor konnte eine minimale Wirkungsdauer von > 0,6 Jahren errechnet werden (s. Tab. 3). Auf dieser Fläche kam es zu einem Nettoaustrag von 70 kg/ha N, 8,7 kg/ha Ca, 3,6 kg/ha K, 8,1 kg/ha Mg und 0,3 kg/ha P.

Für die Fläche DF2 ist die theoretische Wirkungsdauer für alle Elemente noch geringer. Wegen zu hoher Feuchtigkeit in der Vegetation wurde diese

Tab. 1: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche F1.

| | | N | Ca | K | Mg | P |
|---------------------------------------|---------------------------------------------|------------|------------|-------------|------------|----------------|
| Nettoeintrag [kg/ha*a] | Deposition | 22,8 | 5,1 | 3,6 | 2,8 | <0,5 |
| | Sickerwasser der Referenzfläche | -1,7 | -0,5 | -3,0 | -0,5 | <-0,5 |
| Nettoaustag [kg/ha] | Biomasse | -86,7 | -6,4 | -6,9 | -0,3 | -0,9 |
| | Sickerwasser der Brandfläche (mehr in 5 J.) | -13,5 | -2,8 | -9,0 | -2,5 | <-1,5 |
| Theor. Wirkungsdauer in Jahren | | 4,7 | 2,0 | 26,5 | 1,2 | >1,8 |

Tab. 2: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche F2.

| | | N | Ca | K | Mg | P |
|---------------------------------------|---------------------------------------------|------------|------------|-------------|------------|----------------|
| Nettoeintrag [kg/ha*a] | Deposition | 22,8 | 5,1 | 3,6 | 2,8 | <0,5 |
| | Sickerwasser der Referenzfläche | -2,0 | -2,0 | -1,7 | -0,6 | <-0,5 |
| Nettoaustag [kg/ha] | Biomasse | -92,0 | -0,7 | -22,9 | -0,3 | -0,2 |
| | Sickerwasser der Brandfläche (mehr in 5 J.) | -6,0 | -11,8 | -2,3 | -3,3 | <-1,5 |
| Theor. Wirkungsdauer in Jahren | | 4,7 | 4,0 | 13,5 | 1,7 | >0,4 |

Tab. 3: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche DF1.

| | | N | Ca | K | Mg | P |
|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|----------------|
| Nettoeintrag [kg/ha*a] | Deposition | 33,7 | 5,2 | 3,5 | 2,5 | <0,5 |
| Nettoaustag [kg/ha] | Biomasse | -70,9 | -8,7 | -12,6 | -8,1 | -0,3 |
| Theor. Wirkungsdauer in Jahren | | 2,1 | 1,7 | 3,6 | 2,2 | >0,6 |

Tab. 4: Berechnung der theoretischen Wirkungsdauer für den kontrollierten Brand auf der Versuchsfläche DF2.

| | | N | Ca | K | Mg | P |
|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|----------------|
| Nettoeintrag [kg/ha*a] | Deposition | 33,7 | 5,2 | 3,5 | 2,5 | <0,5 |
| Nettoaustag [kg/ha] | Biomasse | -40,2 | -2,7 | -11,7 | -1,7 | -4,0 |
| Theor. Wirkungsdauer in Jahren | | 1,2 | 0,5 | 3,3 | 0,5 | >8,0 |

nur sehr unvollständig verbrannt, was zur Folge hatte, dass größere Mengen nicht verbranntes Pflanzenmaterial nach dem Brennen als Rest auf der Fläche zurückgeblieben sind. Die errechnete theoretische Wirkungsdauer dieses Brandereignisses beträgt für Stickstoff 1,2 Jahre, für Calcium 0,5 Jahre, für Kalium 3,3 Jahre und für Magnesium 0,5 Jahre. Für Phosphor konnte eine minimale Wirkungsdauer von > 8,0 Jahren errechnet werden (s. Tab. 4). Trotz der ungünstigen Bedingungen während des Brennens kam es bei diesem Brandversuch zu einem Nettoaustrag von 40,2 kg/ha N, 2,7 kg/ha Ca, 11,7 kg/ha K, 1,7 kg/ha Mg und 4 kg/ha P.

5 Diskussion

Beim kontrollierten Brennen von Heideflächen im Winter verbrennt in der Regel der größte Teil der oberirdischen Biomasse, die im Laufe der Jahre vor allem von Besenheide (*Calluna vulgaris*) aufgebaut wurde. Sie verbrennt aber in der Regel nicht vollständig. Die dicken, verholzten Teile und z.T. das Astwerk der Besenheide bleiben in mehr oder weniger großen Mengen, je nach Verlauf des Feuers, als Reste auf der Fläche zurück. Der Verlauf des Feuers wird von unterschiedlichen Faktoren wie Feuchtigkeitsgehalt der Vegetation, Witterung sowie Alter und Dichte des Bestands beeinflusst. Moospolster werden bei Winterbränden in der Regel nur zu einem geringen Teil mit verbrannt, und zwar dann, wenn sie sehr mächtig sind und bereits von unten in die *Calluna*-Sträucher hineingewachsen sind. Genau an solchen Stellen frisst sich das Feuer punktuell in die Mooschicht hinein. Diese Situation kann man besonders auf Flächen beobachten, die einen älteren *Calluna*-Bestand aufweisen. Die Moose, die zwischen den einzelnen Besenheidepflanzen wachsen, und solche, die sich in jüngeren *Calluna*-Beständen unmittelbar auf der Erdoberfläche befinden, werden in der Regel nicht mit verbrannt. Fast die gesamte Mooschicht stirbt aber aufgrund der Hitze einwirkung im oberen Bereich vollständig ab. Lediglich solche Bereiche der Mooschicht können ein Feuer überleben, die nicht unmittelbar der Hitze einwirkung ausgesetzt sind, etwa dort, wo das Feuer sehr schnell über diese hinwegläuft, oder sich das Moos in einer

tieferen Stelle im Mikorelief des Bodens befindet. Die Gräser, hier vor allem die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und das Pfeifengras (*Molinia caerulea*), werden von einem kontrollierten Winterbrand nicht unmittelbar beeinträchtigt. Sie können nach einem Brand aus ihren unterirdischen und somit geschützten Überdauerungsorganen rasch wieder austreiben. Ebenso wenig wird der O-Horizont des Bodens, vor allem wohl wegen seines hohen Wassergehalts, durch das Feuer beeinträchtigt.

Die Regeneration von *Calluna vulgaris* nach dem Brennen, und damit auch der Erfolg der Maßnahme, hängt im Wesentlichen von zwei sich gegenseitig beeinflussenden Faktoren ab. Zum einen ist es die Temperatur (Höhe und Dauer) während des Brennens und zum anderen ist es das Alter des Bestands. Wie bei *Gimingham* (1972) beschrieben, steigt die Temperatur während des Brennens mit zunehmendem Alter der Besenheide von ca. 500°C bei 10 Jahre alten bis ca. 800°C bei 20–30 Jahre alten Beständen, was mit einem höheren Holzanteil und einem geringeren Wassergehalt in Verbindung gebracht wird. Temperaturen von über 500°C für die Dauer von mehr als einer Minute an der Stammbasis von *Calluna* sind jedoch, unabhängig vom Alter, für diese von letaler Wirkung. Mit zunehmendem Alter verliert *Calluna* an Vitalität, was in einer herabgesetzten Regenerationsfähigkeit zum Ausdruck kommt. Die Wahrscheinlichkeit, dass solche für die Verjüngung ungünstigen Umstände während des Brennens eintreten, ist also in älteren Heide-Beständen größer als in jüngeren. In Beständen, die ein Alter von ca. 10 Jahren aufweisen, kann dies bei Winterbränden nahezu ausgeschlossen werden. Die in Abbildungen 2a und b dargestellten Temperaturverläufe sind gut auf die untersuchten Brände übertragbar. Im ersten Beispiel (10-jähriger Bestand, Abb. 2a) ist die Temperatur moderat, und es ist hier mit einer guten Regeneration der Heide zu rechnen, wie sie nach dem Brand auf der Fläche F1 beobachtet wurde. Im zweiten Beispiel (15-jähriger Bestand, Abb. 2b) wurde länger als eine Minute eine Temperatur von über 500°C auf dem Erdboden gemessen, weshalb hier mit einer langsameren und nur generativen Regeneration zu rechnen ist. Die

ser Brand- und Sukzessionsverlauf trifft auch auf die Fläche F2 zu.

Die Ergebnisse der vier untersuchten kontrollierten Brände zeigen große Unterschiede in der Menge der ausgetragenen Nährelemente, aber auch Übereinstimmungen hinsichtlich der Relationen der ausgetragenen Nährelemente untereinander. Generell ist anzumerken, dass der Austrag auf den Flächen im NSG „Lüneburger Heide“ höher ist als auf den Flächen im „Neustädter Moor“, was vor allem durch den im „Neustädter Moor“ fehlenden Austrag mit dem Sickerwasser und der geringeren Nährstoffmenge im „standing crop“ zum Zeitpunkt des Brennens zu begründen ist. Die geringere Nährstoffmenge in den Ericaceen auf den Flächen im „Neustädter Moor“ ergibt sich aus der Tatsache, dass diese Flächen ein bis zwei Jahre zuvor noch intensiv mit Mooschnucken beweidet wurden, wodurch die Heide sehr viel niedrigwüchsiger war als auf den Flächen „Auf dem Töps“, auf denen schon ca. 10 Jahre vor dem Brennen die Beweidung eingestellt wurde. Der vergleichsweise geringe Nährstoffaustrag auf der Versuchsfläche DF2 im „Neustädter Moor“ zeigt, wie sehr ungünstige Witterungsverhältnisse die gewünschte Aushagerung der Flächen minimieren. So wird deutlich, wie abhängig der gewünschte Nährstoffaustrag vom Zustand der Fläche und den Bedingungen zum Zeitpunkt des Brennens ist.

Verglichen mit den von *Allen* (1964) publizierten Daten, der Nährstoffverluste von durchschnittlich 45 kg/ha N, < 0,1 kg/ha Ca, 1 kg/ha K, < 0,2 kg/ha Mg und 0,1 kg/ha P ermittelt hat (die er selber auch nur als grobe Schätzwerte bezeichnet), ist der hier ermittelte Austrag der Nährelemente deutlich größer. Es hat sich jedoch gezeigt, dass auf den hier untersuchten Flächen vor dem Brennen mehr Nährstoffe in der Vegetation gebunden waren, als bei den Versuchen von *Allen*, wodurch vor allem die höheren Stickstoffausträge zu erklären sind. Eine Erklärung für die höheren Verluste bei den anderen untersuchten Nährelementen in dieser Studie ist darin zu sehen, dass der Sickerwasseraustrag auf sandigen Böden, wohl auch wegen unterschiedlicher Sorptionseigenschaften, ein anderer als bei den von *Allen* untersuchten Torfböden ist. Unterschiede zwischen den Ergebnissen eines

Laborexperimenten (Allen 1964) und eines Freilandversuchs können auch darin begründet sein, dass durch die starke Thermik eines realen Flächenbrands kleinste Aschepartikel und damit auch Nährelemente in die Atmosphäre gelangen (Allen et al. 1969, Evans & Allen 1971, Gimingham 1972) und auf diesem Weg das System verlassen. Im Vergleich dazu ermittelte Chapman (1967) einen Nährstoffaustrag von 173,1 kg/ha Stickstoff, 12,5 kg/ha Calcium, 8,3 kg/ha Kalium, 4,0 kg/ha Magnesium und 2,2 kg/ha Phosphor bei dem Brand eines 12 Jahre alten Bestands bei Dorset in Süd-England. Diese Mengen entsprechen in etwa den hier vorgestellten Ergebnissen, wenn man berücksichtigt, dass bei der Untersuchung von Chapman ein Teil des O-Horizonts mit verbrannt ist, wodurch sich der höhere Stickstoffaustrag erklären lässt. Eine Unschärfe der in dieser Untersuchung ermittelten Austräge ergibt sich aus der langfristigen Kalkulation des Sickerwasseraustrags in der Zeit nach dem Brennen. Hier wurde davon ausgegangen, dass sich der erhöhte Austrag mit dem Sickerwasser nach dem Brennen kontinuierlich dem Austrag der Referenzfläche angleicht. Diese Annahme stützt sich auf die Unterschiede in den Wassermengen, die in den Boden versickern. Wegen der fehlenden Vegetation findet auf den gebrannten Flächen keine Transpiration statt, weshalb hier ca. 85 % des Niederschlagswassers versickert, auf den Referenzflächen hingegen lediglich 60 %. Mit zunehmendem Aufwuchs der Vegetation auf den gebrannten Flächen verringert sich der Unterschied. Mallik & FitzPatrick (1997) konnten auf gebrannten Flächen im Boden eine höhere mikrobielle Aktivität in Folge milderer pH-Werte und höherer Temperaturen feststellen. In dieselbe Richtung weisen Befunde von Mohamed (i. Prep.), der einen engen Zusammenhang zwischen Temperatur und Streumineralisation auf einer Fläche im NSG „Lüneburger Heide“ ermitteln konnte (s. Abb. 29). Die Grafik lässt erkennen, dass in den Monaten von Mai bis September die Ammoniumkonzentration im O-Horizont auf der vegetationsfreien, gebrannten Fläche in gleicher Weise wie die Monatsdurchschnittstemperatur zunimmt, während die Ammoniumkonzentration auf der nicht gebrannten Fläche über das gesamte Jahr

hinweg auf einem niedrigen Niveau bleibt. Vergleicht man dieses Ergebnis mit der Temperaturmessung, die in Abbildung 3 dargestellt ist, wird klar, warum es gerade in den Sommermonaten zu einem erhöhten Austrag an Stickstoff auf den gebrannten Flächen kommt. Durch die fehlende Beschattung der Vegetation kommt es dann zu deutlich höheren Temperaturen auf dem Boden der gebrannten Flächen, woraus eine höhere Stickstoffmineralisation resultiert. Berücksichtigt man die Menge an Nährstoffen, die in der organischen Auflage gebunden ist (500–800 kg/ha Stickstoff), besteht hier ein enormes Austragspotenzial. Es ist daher vorstellbar, dass es auch bei einer geringeren Sickerwassermenge durch erhöhte Stoffkonzentrationen zu einem größeren Nährstoffaustrag kommen kann, als hier angenommen wird. Dies lässt sich jedoch nur mit langfristigen Sickerwasseruntersuchungen (5–10 Jahre) quantifizieren.

Die Bedeutung der Nettoausträge beim kontrollierten Brennen muss vor dem Hintergrund der Stoffeinträge in die jeweiligen Untersuchungsgebiete bewertet werden. Die ermittelte theoretische Wirkungsdauer zeigt, dass die ausgetragenen Nährstoffmengen die Einträge aus der Atmosphäre nur für eine kurze Zeit kompensieren können. Um das gegebene Niveau der Nährstoffversorgung im Ökosystem Heide zu erhalten oder dieses gar zu verringern,

erscheint diesen Ergebnissen zufolge kontrolliertes Brennen allein nicht als geeignetes Pflegeverfahren. Die Maßnahmen müssten in so kurzen zeitlichen Abständen aufeinander folgen, dass ökologische Funktionen des Systems in vermutlich unerwünschter Richtung verändert würden. Im Vergleich zu anderen Pflegeverfahren ist der Stoffaustrag durch kontrolliertes Brennen am ehesten dem einer Mahd vergleichbar (Sieber et al. 2004). Mit den Pflegeverfahren Plaggen, Schopern (Sieber et al. 2004) und unter bestimmten Bedingungen auch bei der Beweidung (Fottner et al. 2004) kommt es zu einem weitaus höheren Nährstoffaustrag.

6 Zusammenfassung

Auf vier Untersuchungsflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ und im „Neustädter Moor“ wurde die Auswirkung des kontrollierten Brennens von *Calluna*-dominierten Heidebeständen auf die Nährstoffdynamik untersucht. Die Untersuchungen erstreckten sich über ein und zwei Jahre. Es wurden der atmogene Nährstoffeintrag, der unmittelbare Austrag von Nährstoffen durch das Brennen und der sekundäre Austrag mit dem Sickerwasser untersucht und festgestellt, dass ein erhöhter Austrag an Nährelementen mit dem Sickerwasser nicht unmittelbar nach dem Brennen stattfindet, sondern erst als Folge einer erhöhten Mineralisation

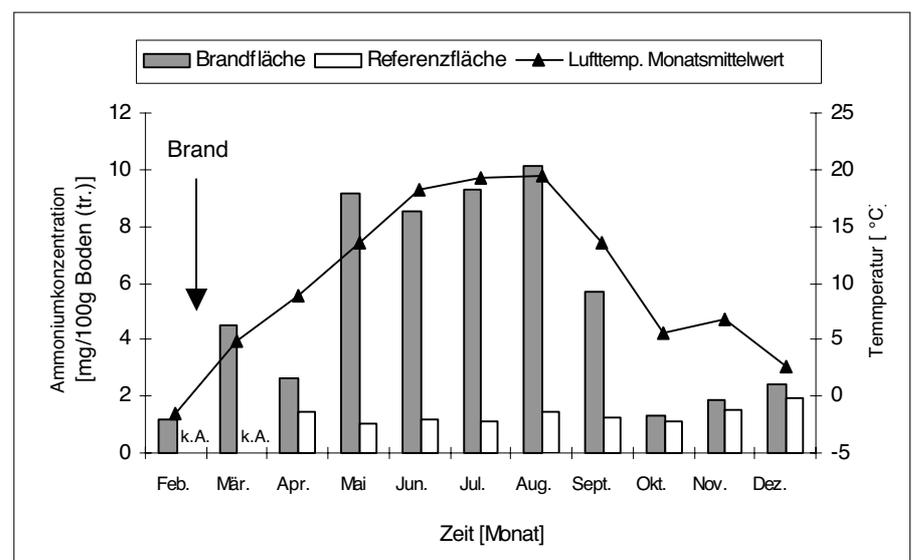


Abb. 29: Vergleich der Ammoniumkonzentrationen im O-Horizont auf einer gebrannten (Brandtermin 25.02.03) und einer nicht gebrannten Fläche im NSG „Lüneburger Heide“ in der Zeit von Februar bis Dezember 2003 (Quelle: Mohamed, i. Prep.).

der Streu in den folgenden Jahren. Es konnte ein Nettoaustrag für die untersuchten Nährelemente von 40–100 kg/ha Stickstoff, 3–12 kg/ha Calcium, 12–25 kg/ha Kalium, 2–8 kg/ha Magnesium und 0–3 kg/ha Phosphor festgestellt werden. Im Durchschnitt entspricht dies der Menge an Nährelementen, die in ein bis fünf Jahren über die Atmosphäre eingetragen werden.

Summary

The impact of prescribed burning of *Calluna* dominated heathlands on nutrient cycling was investigated on four plots in the "Lüneburger Heide" nature reserve and in the "Neustädter Moor" in Lower Saxony, Germany. Investigation periods were one to two years. Atmospheric nutrient deposition, immediate nutrient output by burnt biomass and secondary nutrient output by leachate were measured. It was found out that an increased nutrient output by leachate does not occur directly after burning, but only as a consequence of increased mineralisation of litter in the following years. Net outputs of 40–100 kg/ha of nitrogen, 3–12 kg/ha of calcium, 12–25 kg/ha of potassium, 2–8 kg/ha of magnesium and 0–3 kg/ha of phosphorus were measured, being equivalent to atmospheric nutrient input during about one to five years.

Literatur

- Allen, S. E., 1964: Chemical aspects of heather burning. – *Journal of Applied Ecology* 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.
- Berendse, F., 1990: Organic matter accumulation and nitrogen mineralisation during secondary succession in heathland ecosystems. – *Journal of Ecology* 78, 413–427.
- Bleeker, A., Draijers, G. P. J., Klap, J. M., Jaarsveld, J. A. van, 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.
- Brechtel, H. M., Hammes, W., 1984: Aufstellung und Betreuung des Niederschlagssammlers „Münden“. – Meßanleitung Nr. 3 der Hess. Forstl. Versuchsanstalt, Institut für Forsthydrologie. Hann. Münden, 13 S.
- Caporn, S. J. M., Song, W., Read, D. J., Lee, J. A., 1995: The effect of repeated nitrogen fertilisation on mycorrhizal infection in heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull]. – *New Phytol.*, 129, 605–609.
- Chapman, S. B., 1967: Nutrient budget for a dry heath ecosystem in the south of England. – *Journal of Ecology* 58, 445–452.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.), 1994a: Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. – DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 229, 23 S.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.), 1994b: Niederschlag – Empfehlung für Betreiber von Niederschlagsstationen. – DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 230, 30 S.
- Engel, S. K., 1988: Untersuchungen über Schwefel- und Stickstoff-haltige Immissionswirkungen in Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Inaugural-Diss., Univ. Gießen, 187 S.
- Evans, C. C., Allen, S. E., 1971: Nutrient losses in smoke produced during heather burning. – *Oikos* 22, 149–154.
- Fottner, S., Niemeyer, T., Sieber, M., Härdtle, W., 2004: Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. – *NNA-Berichte* 17, 2, 80–91.
- 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, 140 S.
- Gimingham, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. – Norfolk, 206 S.
- Gimingham, C. H., 1992: The Lowland Heathland Management Handbook. – *English Nature Science* 8, 201 S.
- Glatzel, S., 2003: Schriftliche Mitteilung. – Univ. Göttingen.
- Goldammer, J. G., Montag, S., Page, H., 1997: Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften. – *NNA-Berichte* 10, 5, 18–38.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M., Kremling, K. (Hrsg.), 1983: *Methods of Seawater Analysis*. – Weinheim, 419 S.
- Haaland, S., 2002: Feuer und Flamme für die Heide – 5000 Jahre Kulturlandschaft in Europa. – Deutsche Bearbeitung und Übersetzung der norwegischen Originalausgabe: *Grottian, T., Prüter, J.*; Herausgegeben vom Heathcult-Projekt der EU, vertreten durch die Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Verlag H. M. Hauschild, Bremen, 160 S.
- 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 modell for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. – *Ecological Modelling* 68, 161–182.
- Heil, G. W., Diemont, W. H., 1983: Raised nutrient levels change heathland into grassland. – *Vegetation* 53, 113–120.
- Lamble, K. J., Hill, S. J., 1998: Microwave digestion procedures for environmental matrices. – *Analyst* 123, 103–133.
- Lancken, H. v. d., 1997: Lage, naturräumliche Einheiten und Klima. – In: Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Hrsg.): *Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz*. – Bremen, 11–18.
- Lütkepohl, M., 1993: Schutz und Erhaltung der Heide. Leitbilder und Methoden der Heidepflege im Wandel des 20. Jahrhunderts am Beispiel des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – *NNA-Berichte* 6, 3, 10–19.
- Lütkepohl, M., Kaiser, T., 1997: Die Heidelandschaft. – In: Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J. (Hrsg.): *Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Geschichte – Ökologie – Naturschutz*. – Bremen, 87–100.
- Lütkepohl, M., Melber, A., Prüter, J., 1997: Konzeptionelle Grundlagen und erste Erfahrungen mit dem Einsatz von Feuer im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. – *Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 54, 229–238.
- Lütkepohl, M., Stubbe, A., 1997: Feuer-geschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer

- Berücksichtigung des NSG Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 10, 5, 105–114.
- 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.
- Mohamed, A.*, i. Prep.: Nährstoffverfügbarkeit nach kontrolliertem Brennen von Sandheiden im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. – Universität Lüneburg.
- Meisel, S.*, 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg-Süd, Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. – Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bad Godesberg, 19–31.
- Müller-Westermeier, G.*, 1996: Klimadaten von Deutschland im Zeitraum 1961–1990. – Offenbach, 431 S.
- Müller, J., Vagts, I., Frese, E.*, 1997: Pflanzliche Regenerationsstrategien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden nach Brand. – NNA-Berichte 10, 5, 87–104.
- Niemeyer, F.*, 1997: Erfahrungen mit dem Feuereinsatz im Neustädter Moor. – NNA-Berichte 10, 5, 82–86.
- Niemeyer, F.*, 2004: Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. – NNA-Berichte 17, 2, 34–43.
- NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie)* (Hrsg.), 2000: Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen. – Nachhaltiges Niedersachsen – Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung 14, 84 S.
- Power, S. A.*, 2003: schriftliche Mitteilung vom 10.12.03. – Imperial College of Science, Technology & Medicine, Berkshire, UK.
- Prüter, J.*, 1993: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege – Zur Einführung. – NNA Berichte 6, 3, 3.
- Seedorf, H. H., Meyer, H. H.*, 1992: Landeskunde Niedersachsen. Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes. Bd. 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. – Neumünster, 517 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.*, 1993: Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. – Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 5, 113–133.
- Wong, M.-K., Gu, W., Ng, T.-L.*, 1997: Sample preparation using microwave assisted digestion or extraction techniques. – Analytical Science 13, 97–102.

Anschrift der Verfasserinnen und Verfasser

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

Impact of prescribed burning on nutrient balances of wet heathlands

Werner Härdtle¹, Thomas Niemeyer, Thorsten Assmann, Hartmut Meyer

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

number of text pages (including references): 15

number of Tables: 2

number of Figures: 1

running title: wet heathlands

Key words: *Calluna vulgaris*, nitrogen deposition, N/P-ratio, nutrient balance, nutrient limitation, *Molinia caerulea*

Abstract

The increased deposition of nutrients from the atmosphere has contributed to widespread changes in wet heathland ecosystems throughout Europe. As a result, management measures are nowadays considered a tool with which to mitigate impacts of atmospheric nutrient loads by reducing nutrient stores in the above-ground biomass and soils. In this study, we evaluated the effects of prescribed winter burning on the nutrient budgets and nutrient balances (for N, Ca, K, Mg, P) of a wet heathland ecosystem (NW Germany), with particular reference to the growth limiting nutrients N and P. Nutrient balances were calculated by analysing the current input, the output due to biomass combustion, and N losses due to denitrification (the latter derived from literature data). In the study area, atmospheric inputs amount to $3.31 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for N, and $< 0.05 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for P. Mean N stores in the above-ground biomass are 9.34 and 9.66 g m^{-2} (in *Calluna-Erica*- and *Calluna*-dominated wet heaths, respectively), and biomass P

Correspondence: phone: +49-4131-782842, fax: +49-4131-782808, e-mail: haerdtle@uni-lueneburg.de.

contents in both vegetation types amount to 0.43 g m^{-2} . From these stores, 47-68% (for N) and 2-16% (for P) were removed by burning (taking into consideration the return of nutrients as a result of ash deposition). N losses owing to denitrification range between 0.5 and $1.6 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ and may, thus, compensate for about 15-48% of the atmospheric input. However, calculations of input/output-ratios show that prescribed burning is insufficient to counterbalance present-day atmospheric nutrient loads since management cycles usually exceed a 10-year interval. Our results suggest that wet heaths managed by means of prescribed burning will accumulate nutrients in the long term, particularly as regards N. In order to preserve a balanced nutrient budget on a long-term basis, high-intensity measures (e.g. high intensity mow, sod-cutting), applied in combination with low-intensity measures, will be an indispensable instrument in wet heathland preservation.

Introduction

Wet heaths and peatlands were once a characteristic feature of the landscapes of north-western Europe (Sutherland, 2004). In the area under study, wet heaths dominated by evergreen dwarf shrubs such as *Calluna vulgaris* and *Erica teralix* were mainly a product not only of the natural site conditions such as climate and geology, but also of traditional management systems, including grazing and prescribed burning (Hulme et al., 2003; Pakeman et al., 2003). As a result of changes in land use practices and the introduction of artificial fertilizers, the area of wet heathlands has declined dramatically since the second half of the 19th century (Aerts and Heil, 1993). In some countries nearly 90% of heathlands (including wet heaths) have disappeared over the last 150 years (Sutherland, 2004). Since the last third of the 20th century, policy has become more focused on possible measures for the conservation of the remaining wet heaths. As a consequence, wet heaths are nowadays regarded as an internationally endangered habitat type of high conservation value, and conservation efforts are directed towards the preservation of wet heathland biodiversity (Alonso et al., 2001; Dorland et al., 2004).

However, in step with the loss of wet heathlands, many of the remaining areas have been subjected to changes in quality (i.e. species composition) during recent decades. There is strong evidence that atmospheric nutrient deposition has contributed to the expansion of grasses such as *Molinia caerulea* (Milligan et al., 2004; Uren et al., 1997). Such changes in the

species composition of wet heaths have been observed in many western and central European countries (Marcos et al., 2003; Milligan et al., 2004). The employment of management measures to remove nutrients has increased in importance (Erisman and de Vries, 2000) in the preservation of these landscapes and their characteristic plant communities. In wet heaths, grazing and prescribed (winter) burning represent particularly characteristic management systems (Pakeman et al., 2003). As these management measures affect the nutrient budgets by reducing nutrient stores in the above-ground biomass, they may also influence ecosystem responses to atmospheric nutrient loads. Management measures thus may have the potential to mitigate or even compensate for the effects of ongoing nutrient deposition (Power et al., 2001).

From a nature conservation and management point of view it is necessary to quantify the potential of management measures in preserving a low nutrient status of wet heaths. Thus, the main objective of our study was to investigate to what extent prescribed winter burning can counterbalance atmospheric nutrient loads on wet heathland ecosystems. To this end we analysed the effects of prescribed burning on the nutrient budgets and the nutrient balance of wet heaths, taking an extensive wet heath in the lowlands of north-western Germany as an example. Nutrient balances were calculated by analysing the current input (deposition rates), and the output due to the combustion of biomass (taking into account the nutrient return from ash deposition). Information on N loss owing to denitrification was derived from the literature. As N and P are known to be the most important nutrients affecting plant growth and species competition in wet heathlands (Koerselmann and Meulemann, 1996; Olde Venterink et al., 2003), we focused particularly on the impact of prescribed burning on the budgets of these nutrients. In addition, balances were calculated for Ca, K and Mg, as changes of the availability of these nutrient elements may also influence plant species competition and, thus, composition in wet heaths in the long term (Jansen et al., 2004; Schmidt et al., 2004).

The following questions have been addressed in our study: (i) What effects does prescribed burning have on the nutrient budget of wet heaths, particularly as regards N and P? (ii) To what extent can prescribed winter burning counterbalance atmospheric nutrient loads in wet heathlands? (iii) What consequences can be derived for wet heathland management?

Methods

Study area

The study area is situated in the lowlands of NW Germany (52°40'N, 8°20'E, 40 m a.s.l.) and comprises a complex of bogs and wet heathlands 1,600 ha in size (Nature Reserve "Diepholzer Moorniederung"). Prevailing soil types are Histosols. The climate is of a humid suboceanic type. Mean precipitation is 695 mm yr⁻¹ and the mean temperature 8.9 °C (Müller-Westermeier, 1996). Due to the absence of drainage ditches, there is no superficial outflow of precipitation water in the study area (Niemeyer, 2004).

Sample plots and prescribed burning procedure

In the study area, two burning experiments were carried out, each considered to depict a particular type of dwarf shrub species composition (for description of the species composition, see below). For each experiment, 5 sample plots 20x20 m² in size (i.e. 5 replicates per experiment) were selected at random in a structurally homogenous area (0.5 ha in size). In the first experiment, sample plots were dominated by an approximately 10-year-old *Calluna vulgaris*-stand, and *Erica tertralis* was co-dominant (mean vegetation cover of sample plots: *Calluna vulgaris* 60%, *Erica tertalix* 30%, *Nardus stricta* 7%, *Molinia caerulea* 3%, *Eriophorum angustifolium* 1%, cryptogams 4%). In the second experiment, only *Calluna* (approximately 10 years old) formed the dwarf shrub layer (mean vegetation cover of sample plots: *Calluna vulgaris* 80%, *Nardus stricta* 11%, *Molinia caerulea* 2%, *Deschampsia flexuosa* 1%, *Eriophorum angustifolium* 1%, cryptogams 2%).

In the study area, prescribed burning is applied during winter. Important prerequisites for its application are periods of fine weather and low wind velocities. Since winter burns are low-temperature fires, in most cases neither the organic layer nor the layer of cryptogams are affected. The latter forms, if developed, an understorey layer beneath the dwarf shrub canopy. All the sample plots in our experiments were burned during November 2001.

Determination of atmospheric nutrient deposition

Atmospheric nutrient deposition was analysed using bulk deposition samplers (type Münden 200; Inst. of Forest Hydrology, Han. Münden, Germany) installed 100 cm above ground in the centre of two sample plots (two deposition samplers per experiment). Samples were taken biweekly over a period of one year (starting immediately after the management measure had taken place). Ca-, K-, Mg- and P-contents were determined using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES; Optima 3300 RL; Perkin Elmer, Burladingen, Germany). For analysing N-contents samples were dissolved in a K_2SO_4 -NaOH (Grasshoff et al., 1983), and subsequently subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, Germany). Total N was measured with an ionchromatograph (IC-DX 120 Dionex; Idstein, Germany).

In 6 year lasting experiments 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 the total deposition rates, bulk deposition rates of N, Ca, K, and Mg were corrected by the factors 1.30, 1.54, 1.33, and 1.55 (according to Bleeker et al., 2000 and Gauger et al., 2000).

Determination of N loss due to denitrification

Information on N loss due to denitrification was derived from the literature (Galloway et al., 2004; Meyer, 1999; Olde Venterink et al., 2002a; Tschirsich, 1994; Well et al., 2002). Meyer (1999) and Tschirsich (1994) analysed N release in wet heathlands in the vicinity of our study area.

Nutrient stores in above-ground biomass and organic layer

In each sample plot, above-ground plant material was harvested from randomly selected 1 m² patches (n = 5 per experiment). Air dried material was weighed, and ground with a ball mill (Pulverisette 7; Fritsch, Idar-Oberstein, Germany). The procedure was repeated after burning in order to determine the quantities of nutrients in the remaining above-ground biomass.

The organic layer was harvested on square areas (10x10 cm² in size) located at the intersection points of a 10x10 m² grid (points spaced 2 m apart). A total of 36 samples were obtained and thoroughly mixed (i.e. one sample per plot, n = 5 per experiment). This procedure was repeated immediately after burning in order to determine the level of nutrient input due to the deposition of ash. Organic material was treated in the same way as the above-ground biomass.

N- and C-contents of organic material were analysed by means of 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 and digested using a microwave (see above; Lamble and Hill, 1998; Wong et al., 1997). Digests were analysed with an ICP-OES (see treatment of atmospheric nutrient deposition).

Calculation of nutrient balances

In order to calculate nutrient balances, input and output flows were compared. To evaluate the long-term development of nutrient budgets, we calculated the ratio of the net output (nutrient loss due to biomass combustion minus nutrient return resulting from ash deposition; in g m⁻²) and annual net input rates (atmospheric deposition; for N: minus denitrification loss; in g m⁻² yr⁻¹). This ratio provides a term of reference that describes the period of time (in years) in which the quantities of nutrients removed as a result of prescribed burning are equivalent to the annual net input rates (cf. Britton et al., 2000; Olde Venterink et al., 2002b).

Statistics

Comparisons of deposition measurements and analyses of effects of prescribed burning on nutrients stores (above-ground biomass, organic layer) were carried out using one-way ANOVA (statistic package SPSS 11.5). Data were arcsin-transformed prior to ANOVA and the calculation of means and SD.

Results

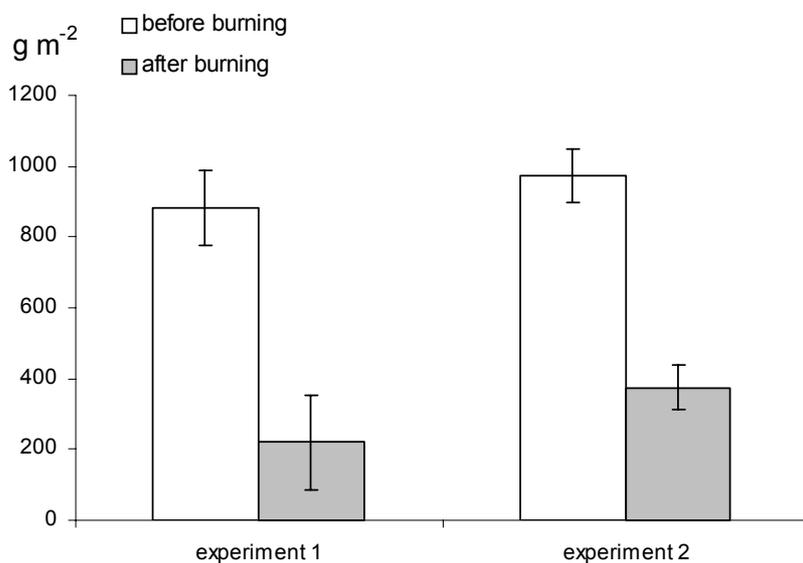
Atmospheric deposition

A comparison of deposition rates revealed no significant differences between the 4 open top deposition samplers ($p > 0.05$). Thus, atmospheric nutrient deposition was considered to be equal for the sample plots. N input amounts to $3.3 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Table 2). P deposition rates were below the analytically detectable threshold value (0.032 mg L^{-1}). From this it follows that deposition rates were below $0.05 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$.

Above-ground biomass

Prescribed winter burning reduced the above-ground biomass by 75% in the first, and by 62% in the second experiment (Fig. 1). Only dwarf shrubs and graminoids were affected by burning, whilst the organic layer and the layer of cryptogams remained untouched.

Fig. 1. Above-ground biomass before and after plots were subjected to prescribed burning (means \pm SD; $n = 5$ per experiment).



Nutrient stores in the above-ground biomass and organic layer

In the first experiment, between 89 and 96% of the nutrients that were fixed in the above-ground biomass were removed (Table 1). In the case of N, only 11% (= 1.06 g m⁻²) remained in the unburned above-ground biomass. The nutrient stores of the organic layer increased as a result of ash deposition (for the significance of differences see Table 1). In the second experiment, the nutrient loss was smaller (71-93%), particularly in the case of N (71%).

Table 1. Nutrient stores in the above-ground biomass and the organic layer before and after plots were subjected to prescribed burning; mean values (n = 5) and SD in brackets. In the organic layer nutrient stores increased after burning, as a result of ash deposition. %: percentage of the pre-management nutrient store.

| Nutrient store in the | | Experiment 1 | | | | | Experiment 2 | | | | |
|-------------------------------------------|--------|-------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | N | Ca | K | Mg | P | N | Ca | K | Mg | P |
| Above-ground biomass (g m ⁻²) | before | 9.34 (0.86) | 2.95 (0.37) | 2.44 (0.62) | 1.07 (0.07) | 0.43 (0.11) | 9.66 (1.02) | 2.97 (0.44) | 2.63 (0.43) | 1.12 (0.19) | 0.44 (0.08) |
| | after | 1.06* (0.33) | 0.27* (0.06) | 0.08* (0.02) | 0.07* (0.01) | 0.05* (0.01) | 2.76* (0.27) | 0.64* (0.05) | 0.19* (0.04) | 0.17* (0.03) | 0.09* (0.01) |
| | % | 11.3 | 9.2 | 3.3 | 6.5 | 11.6 | 28.6 | 21.5 | 7.2 | 15.2 | 20.5 |
| Organic layer (g m ⁻²) | before | 64.92 (3.12) | 4.38 (0.63) | 2.45 (0.43) | 1.40 (0.18) | 1.97 (0.23) | 71.39 (15.49) | 6.27 (0.74) | 3.01 (1.24) | 2.13 (0.31) | 2.56 (0.74) |
| | after | 66.89* (13.35) | 6.43° (0.57) | 3.71* (0.46) | 1.63* (0.29) | 2.28 (0.13) | 73.75 (2.79) | 8.53* (0.83) | 4.40° (1.06) | 2.67° (0.50) | 2.90 (0.54) |
| | % | 103.0 | 146.8 | 151.2 | 116.4 | 115.7 | 103.3 | 136.0 | 146.1 | 125.4 | 113.3 |

differences (before and after burning) are significant at the level of p<0.01 (*) and p<0.05 (°)

Nutrient balances

Table 2 summarizes the effects of prescribed burning on the nutrient budgets and balances for both experiments. Net input rates for N were in the range of 1.7-2.8 g m⁻² yr⁻¹. The net output amounted to 6.3 g m⁻² yr⁻¹ and 4.5 g m⁻² yr⁻¹, respectively. Thus, the application of prescribed burning removed an amount of N corresponding to 2.3-2.7 and 1.6-2.7 years of atmospheric input (first and second experiment, respectively; cf. last row Table 2). As P-concentrations in the deposition fell below the analytically detectable threshold value, output/input-ratios were calculated under the assumption that annual deposition rates amounted to 0.02 g m⁻² yr⁻¹ (cf. Olde Venterink et al., 2002b).

Table 2. Effects of prescribed burning on the nutrient budgets and nutrient balance (input-output-ratios); means and SD (in brackets) are given only for atmospheric deposition measurements ($n = 4$); for the sake of clarity in this table, SDs for the remaining parameters are not repeated (see Table 1). For P output/input ratios (last row) were calculated under the assumption that the annual input amounts to $0.02 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$.

| nutrient element | Experiment 1 | | | | | Experiment 2 | | | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|--------|----------------|----------------|----------------|----------------|--------|
| | N | Ca | K | Mg | P | N | Ca | K | Mg | P |
| Input: atmospheric deposition ($\text{g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) | 3.31 (0.23) | 0.55 (0.02) | 0.45 (0.07) | 0.23 (0.01) | < 0.05 | 3.31 (0.23) | 0.55 (0.02) | 0.45 (0.07) | 0.23 (0.01) | < 0.05 |
| Output: gaseous N losses ($\text{g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) | 0.5-1.6 | | | | | 0.5-1.6 | | | | |
| Annual net input ($\text{g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) | 1.7-2.8 | 0.55 | 0.45 | 0.23 | < 0.05 | 1.7-2.8 | 0.55 | 0.45 | 0.23 | < 0.05 |
| Output: removal due to biomass combustion (g m^{-2}) | 8.28 | 2.68 | 2.36 | 1.00 | 0.38 | 6.90 | 2.33 | 2.44 | 0.95 | 0.35 |
| Input: ash deposition on the organic layer after burning (g m^{-2}) | 1.97 | 2.05 | 1.26 | 0.23 | 0.31 | 2.36 | 2.26 | 1.39 | 0.54 | 0.34 |
| Net output (g m^{-2}) | 6.31 | 0.63 | 1.10 | 0.77 | 0.07 | 4.54 | 0.07 | 1.05 | 0.41 | 0.01 |
| Ratio of net output/annual net input-(yrs) | 2.3-3.7 | 1.1 | 2.4 | 3.3 | 3.5 | 1.6-2.7 | 0.1 | 2.3 | 1.8 | 0.5 |

Discussion

Atmospheric deposition

The rates of atmospheric nutrient deposition found in our study area are in agreement with other records for north-western Germany, but are somewhat higher than deposition rates in the lowlands of north-eastern Germany (Gauger et al., 2000; Herrmann et al., 2005). Our findings are also in the range reported by studies conducted in the British Isles (Kirkham, 2001; Power et al., 2001) and in the Netherlands (Erisman and de Vries, 2000; Schmidt et al., 2004). This indicates that our study area is exposed to deposition rates which are representative for quite a number of wet heaths in north-western Europe.

Nutrient output from the above-ground biomass

The quantity of nutrients removed by burning is co-affected by the quantity of above-ground biomass available for combustion (Diemont, 1996). However, in our experiments differences in both the above-ground biomass and species composition are not reflected by the net output of nutrients. Several factors may account for this. The quantities of nutrients removed by prescribed burning are strongly affected by stochastic parameters such as the water content of the vegetation, soil humidity, and the effects of wind (Forgeard and Frenot, 1996; Power et al., 2001; Terry et al., 2004). These parameters also influence burning temperatures and quantities of ash deposition. Burning temperatures in particular have a distinct effect on the extent of the combustion of organic material (Diemont, 1996; Hobbs and Gimingham, 1984). Thus, we assume that differences in the net nutrient loss can be attributed mainly to the parameters mentioned above. In our experiments they may mask the impact of differences in the species composition of the plots. As *Calluna vulgaris*-burns produce higher temperatures than other dwarf shrubs and grasses (Gimingham, 1972; Kenworthy, 1963), one might have expected higher nutrient losses in the second experiment.

Both experiments show that prescribed burning has the potential to remove comparatively high amounts of N fixed in the above-ground biomass. By contrast, high levels of Ca, K, Mg and P were to be found in the ash, and thus, remain in the system; this applies in particular to P. As shown by Diemont (1996), N removal by prescribed burning is due to both gaseous N losses and losses through small ash particles. Assessing the effectiveness of management measures with respect to their potential to counterbalance atmospheric nutrient loads, it can be stated that prescribed winter burning is clearly as efficient as low-intensity mowing (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 (Dorland et al., 2004; Terry et al., 2004) because the organic layer with its high nutrient stores (cf. Table 1) remains unaffected.

Nutrient balances

For all nutrients considered, the quantities removed by prescribed burning are equivalent to less than 3.7 years of atmospheric input (last row in Table 2). As dwarf shrub-dominated wet heaths are burned in a cycle of 10-15 years (due to the period of time that vegetation needs for

recovery (Niemeyer, 2004; Nilsen et al., 2005), it is likely that stands will accumulate nutrients in the long term. In view of present-day deposition rates, prescribed burning is, thus, insufficient to prevent nutrient accumulation in wet heaths in the long term.

The calculation of output/input-ratios in Table 2 is based on assumptions that must be taken into account when interpreting the results. Ratios for P were calculated under the assumption that annual inputs amount to $0.02 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (cf. Olde Venterink et al., 2002b). Although the ratios given for P thus must be considered as an approximation, they are of a similar order of magnitude to those found for the other nutrient elements. Another source of uncertainty is N loss due to denitrification. In wet heathlands of north-western Germany the loss of N attributed to denitrification ranges between 0.5 and $0.6 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Meyer, 1999). However, depending on the water saturation of the peat and on prevailing soil temperatures, gaseous N release may increase up to $1.6 \text{ g N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Olde Venterink et al., 2002a; Tschirsich, 1994). Thus, rates of N release in Histosols may reach something in the order of 300% (Well et al., 2002). In addition, nutrient losses in the heathland studied may appear as a result of lateral groundwater flow in deeper peat layers. As annual precipitation rates in the study area exceed evapotranspiration rates by about 150 mm (Succow and Joosten, 2001) and superficial water outflows do not exist, water surplus and, thus, seepage water outflow in deeper soil layers may cause a particular nutrient loss. This would increase output rates and, hence, the output/input-ratios calculated in Table 2. However, as shown by Olde Venterink et al. (2002b) the net nutrient output due to groundwater flow may be negligible for the nutrient budgets of lowland peatlands in central Europe. In summary, it is, therefore, unlikely that nutrient losses due to denitrification and groundwater water transport may completely compensate for the nutrient surplus caused by atmospheric nutrient loads. This holds true in particular when management cycles exceed 10-year intervals.

Almost all nutrient-poor ecosystems show distinct responses to elevated N loads (Herrmann et al., 2005). In this context biomass N/P ratios are a helpful tool in predicting plant species responses to an increasing N supply, as they indicate the type of nutrient limitation (i.e. N- vs. P-limitation) existing in a particular stand (Güsewell, 2004). In the study area, N/P-ratios of the above-ground biomass, which can be derived from Table 1 (21.7 and 22.5 in the first and second experiment, respectively), indicate a P(co)-limitation of plant growth on the vegetation level (Güsewell and Koerselmann, 2002; Olde Venterink et al., 2003). This will favour

Molinia caerulea in particular, because the competitive performance of this species increases with the extent of P-limitation, due to its low P-requirements (Kirkham, 2001). In fertilization experiments with N, *Molinia* was able to allocate about twice as much biomass to its root systems as *Calluna* and *Erica* (Aerts et al., 1991). Thus, in wet heath N surplus will favour *Molinia caerulea* instead of target species such as *Calluna vulgaris* and *Erica tetralix* (Dorland et al., 2004; Roem and Berendse, 2000). This may hamper the preservation of wet heathlands, even if the degree of peat decomposition is low (Dierssen, 2002; Succow and Joosten, 2001).

In the long term, the need to maintain a low-nutrient state to favour dwarf shrub dominance (i.e. of *Calluna vulgaris* or *Erica tetralix*, respectively), particularly in the face of elevated N deposition, favours the use of management practices which result in the export of a significant proportion of the organic N stores (Barker et al., 2004). Our study provides evidence that winter burns (i.e. low temperature fires) have the potential to remove quantities of N comparable to low-intensity mows. In addition, prescribed burning proves to be an appropriate management measure that prevents an increasing P shortage, owing to high return rates from ash (see Table 2). This is important if vegetation growth and growth of target species is already (co-)limited by P (Roem et al., 2002). However, prescribed burning is insufficient to counterbalance present-day atmospheric nutrient loads, particularly as regards N as a key nutrient affecting plant species competition in wet heaths. In order to preserve a balanced nutrient budget on a long-term basis, high-intensity measures (e.g. high-intensity mow, sod-cutting), applied in combination with low-intensity measures, will be an indispensable instrument in wet heathland preservation. In this context, further studies are needed which will focus on the impacts of management measures on above-ground biomass nutrient ratios (e.g. N/P-ratio) indicating the type of nutrient limitation in wet heaths.

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

References

- Aerts R, Boot R G A, van der Aart P J M 1991 The relation between above- and belowground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia* 87, 551-559.
- Aerts R and Heil G W 1993 *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Alonso I, Hartley S E and 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.
- Barker C G, Power S A, Bell J N B and Orme C D L 2004 Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. *Biol. Conserv.* 120, 41-52.
- Bleeker A, Draijers G P J, Klap J M and 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, the Netherlands.
- Britton A J, Marrs R H, Carey P D and Pakman R J 2000 Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Brackland, south east England. *Biol. Conserv.* 95, 227-232.
- Diemont W H 1996 *Survival of Dutch heathlands*. IBN Scientific Contribution 1, Wageningen, The Netherlands.
- Dierssen K 2002 Ecology and vegetation of peatlands. In *Peatlands*. Eds. A Bauerochse and H Hassmann. pp. 196-209. Hannover.
- Dorland E, van den Berg L J L, van den Berg A J, Vermeer M L, Roelofs J G M and Bobbink R 2004 The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant Soil* 265, 267-277.
- Erisman J W and de Vries W 2000 Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environ. Res.* 8, 65-93.
- Forgeard F and Frenot Y 1996 Effects of burning on heathland soil chemical properties: an experimental study on the effect of heating and ash deposits. *J. Appl. Ecol.* 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 and Vörösmarty C J 2004 Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153-226.
- Gauger T, Köble R and 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 1972 *Ecology of Heathlands*. Chapman and Hall Ltd, London, UK.
- Grasshoff H, Ehrhardt M and 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 Phytol.* 164, 243-266.
- Güsewell S and Koerselman W 2002 Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspect. Plant Evol. Syst.* 5, 37-61.
- Herrmann M, Pust J and Pott R 2005 Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany. *Plant Soil* 273, 129-137.
- Hobbs R J and Gimingham C H 1984 Studies on fire in Scottish Heathland Communities. I. Fire characteristics. *J. Ecol.* 72, 223-240.
- Hulme P D, Merrell B G, Torvell L, Fisher J M, Small J L and Pakemann R J 2003 Rehabilitation of degraded *Calluna vulgaris* (L.) Hull-dominated wet heath by controlled sheep grazing. *Biol. Conserv.* 107, 351-363.
- Jansen A J M, Fresco L F M, Grootjans A P and Jalink M H 2004 Effects of restoration measures on plant communities of wet heathland ecosystems. *Appl. Veg. Sci.* 7, 243-252.
- Kenworthy J B 1963 Temperatures in heather burning. *Nature* 200, 1226.
- 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 and 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 and Hill S J 1998 Microwave digestion procedures for environmental matrices. *Analyst* 123, 103-133.

- Marcos E, Calvo L and 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.
- Meyer K 1999 Die Flüsse der klimarelevanten Gase CO₂, CH₄ und N₂O eines nordwestdeutschen Niedermoors unter dem Einfluss der Wiedervernässung. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 111, 1-134.
- Miller G R and 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.
- Milligan A L, Putwain P D, Cox E S, Ghorbani J, Le Duc M L and 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.
- Müller-Westermeier G 1996 Klimadaten von Deutschland, Zeitraum 1961-1990. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, Germany.
- Niemeyer F 2004 Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung – Erfahrungen aus Sicht des BUND. *Berichte Norddeutsche Naturschutzakademie* 17, 34-43.
- Nilsen L S, Johansen L and 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, Davidsson T, Kiehl K and Leonardson P 2002a Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant Soil* 243, 119-130.
- Olde Venterink H, Pieterse N M, Belgers D M, Wassen M J and de Ruiter P C 2002b N, P, and K budgets along nutrient availability and productivity gradients in wetlands. *Ecol. Appl.* 12, 1010-1026.
- Olde Venterink H, Wassen M J, Verkroost W M and de Ruiter P C 2003 Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. *Ecol.* 84, 2191-2199.
- Pakeman R J, Hulme P D, Torvell L and 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, Barker C G, Allchin E A, Ashmore M R and Bell J N B 2001 Habitat management: a tool to modify ecosystem impacts of nitrogen deposition? *Scientific World* 1, 714-721.

- Roem W J and 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.* 9, 151-161.
- Roem W J, Klees H and Berendse F 2002 Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *J. Appl. Ecol.* 39, 937-948.
- Schmidt I K, Tietema A, Williams D, Gundersen P, Beier C, Emmett B A and Estiarte M 2004 Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. *Ecosystems* 7, 638-649.
- Succow M and Joosten H 2001 *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany.
- Sutherland N 2004 Conservation and management of north-west European upland moorlands. Heathguard, The Heathland Centre, Norway.
- Terry A C, Ashmore M R, Power S A, Allchin E A and Heil G W 2004 Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *J. Appl. Ecol.* 41, 897-909.
- Tschirsich C 1994 Untersuchungen zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten aus Niedermoorböden – dargestellt am Beispiel eines sauren Niedermoorbodens Nordwest-Deutschlands. PhD thesis, University of Göttingen, Göttingen.
- Uren S C, Ainsworth N, Power S A, Cousins D A, Huxedurp L M and Ashmore M R 1997 Long-term effects of ammonium sulphate on *Calluna vulgaris*. *J. Appl. Ecol.* 34, 208-216.
- Well R, Augustin J and Meyer K 2002 In situ measurement of denitrification and N₂O production in the saturated zone of three Eutric Histosols and a Mollic Gleysol. In *Wetlands in Central Europe*. Eds. G Broll, W Merbach and E M Pfeffer. pp. 165-176. Springer, Berlin.
- Wong M K, Gu W and 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 Lüneburg, 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 +494131782808; 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.yr⁻¹ for N and <0.5 kg.ha⁻¹.yr⁻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 53/90% (for N) and 14/25% (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 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 about 5 years of atmospheric inputs. Applied in 10-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.

Abbreviations: TEP = Theoretical Effective Period

Introduction

Heathlands were recognised 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).

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 giving up of traditional land use has led to invasion by *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 (Erisman & de Vries 2000; Power et al. 2001). Prescribed burning, alongside grazing, is still the predominant means of managing lowland heaths (Pakeman et al. 2003). As a

consequence, the important role of fire in restoring and conserving heathland has been documented by many authors (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 removing of nutrients added to heathlands by atmospheric deposition. As N and P are known to be the most important nutrients limiting growth of heathlands (Koerselmann & Meulemann 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: (i) Can prescribed winter burning compensate atmospheric nutrient loads in dry heathland ecosystems? (ii) What effects does prescribed burning have on nutrient balances of heathlands, particularly as regards the limiting nutrients N and P? (iii) What impact has the amount of above-ground biomass on the effectiveness of prescribed burning?

Methods

Study area

The study area is located in the northern part of the nature reserve Lueneburg Heath (Lower Saxony, NW Germany, 53°15'N, 9°58'E, 105 m a.s.l.). It is characterised by Pleistocene sandy deposits. Prevailing soil types are nutrient poor Podzols or podzolic soils, with pH_{H2O} 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 mm.yr⁻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 approximately 10-year-old *Calluna vulgaris*-stands (with negligible amounts of Poaceae and cryptogams). The second sample plot (second experiment) was characterised by approximately 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 a higher age of *Calluna vulgaris*, above-ground biomass was expected to be higher in the second experiment. In each sample plot (0.8 ha in size) 8 experimental plots (20x20 m² in size) were selected at random. 4 experimental plots were burned (treatment plots), and the remaining 4 served as control (control plots; i.e. 4 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 the second experiment in early autumn (18.10.2001). Both 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, Han. Münden, Ger.) 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 the second experiment (starting immediately after the burning of treatment plots). Samples were kept in a fridge (<4 °C; for at most three month) 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, Ger.). For analyses N-content samples were dissolved in a K₂SO₄-NaOH solution according to the Koroleff method (Grasshoff et al. 1983), and afterwards subjected to microwave digestion (MLS-ETHOS; MLS-GmbH, Leutkirch, Ger.). Total N was measured with an ion chromatograph (IC-DX 120 Dionex; Idstein, Ger.). The analyses procedure described above makes chemical conservation of samples unnecessary (Grasshoff et al. 1983).

In six year lasting experiments 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 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 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, Ger.). 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 the second experiment 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 procedure 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, Ger.) and afterwards ground with a ball mill (pulverisette 7; Fritsch, Idar-Oberstein, Ger.).

In the treatment plots the organic layer was harvested on square areas (10x10 cm² in size) located at the intersection points of a 10x10 m² 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, Ger.). In order to determine the Ca-, K-, Mg- and P-contents in plants and the O-horizon, ground material were dissolved in a HNO₃/HCl/H₂O₂-solution by using microwave digestion (s.a.; Lamble & Hill 1998; Wong et al. 1997). Digests were analysed with an ICP-OES (s.a.).

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 mineralisation rates in the O-horizon (Mallik 1986; Berendse 1990; Kirschbaum 1995; Schmidt et al. 2002) and decreased transpiration rates of the vegetation (Mallik & FitzPatrik 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 status quo ante. 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:

$$\begin{aligned} L_{(6\text{yr})} &= L_{(1\text{yr})} + L_{(2\text{yr})} + 4/5 L_{(2\text{yr})} + 3/5 L_{(2\text{yr})} + 2/5 L_{(2\text{yr})} + 1/5 L_{(2\text{yr})} - 6 L_{(\text{control})} \\ &= L_{(1\text{yr})} + 3L_{(2\text{yr})} - 6 L_{(\text{control})} \end{aligned}$$

with:

- $L_{(6\text{yr})}$ = increase in leaching due to the application of prescribed burning (i.e. within six years after heathland burning)
- $L_{(1\text{yr})}$ = amount of leaching in the treatment plots in the first year
- $L_{(2\text{yr})}$ = amount of leaching in the treatment plots in the second year
- $L_{(\text{control})}$ = amount of annual leaching in the control

Calculation of the Theoretical Effective Period (TEP)

The total amounts of nutrient losses (due to the combustion of the above-ground biomass and increased leaching rates) were 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) within which the amounts of nutrients removed due to prescribed burning and atmospheric nutrient input are 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:

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

with:

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 of leaching 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 following 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.

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.yr⁻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.yr⁻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.yr⁻¹ and 21.0 kg.ha⁻¹.yr⁻¹, respectively; Table 2).

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.yr⁻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 - |

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 11 806 kg.ha⁻¹. 84% of this biomass was burned. In the second experiment the above-ground biomass ratios of *Calluna* : *Deschampsia* : cryptogams amounted to 12 179 : 466 : 5 311 kg.ha⁻¹, respectively. Of these groups about 28 : 88 : 81%, respectively, of their above-ground biomass remained after burning. Table 2 summarises the results with respect to the nutrient stores in the above-ground biomass and the O-horizon and the nutrient outputs due to burning. In the first experiment between 89-98% 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). With the exception of N in the first experiment, 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 the second experiment was lower than in the first (53-77%), the total amounts of nutrients removed in the second experiment were clearly higher (e.g. for N: 104.2 kg.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.

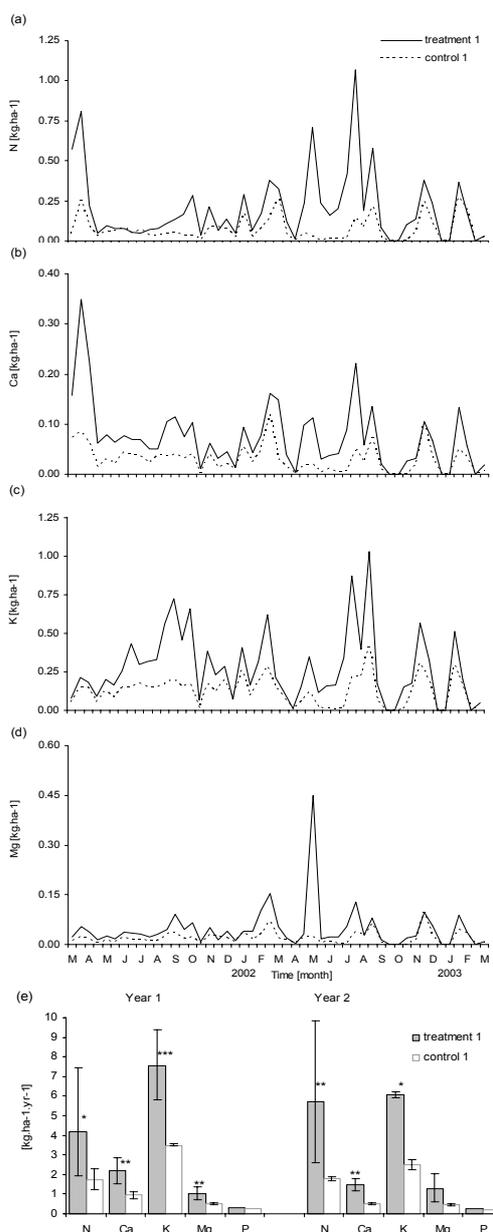


Fig. 1. Annual course (two years period) of leaching of N (a), Ca (b), K (c) and Mg (d) (treatment plots: solid line; control plots: thin line) and annual amounts of nutrients leached (e) in the treatment plots (closed columns) and the control plots (open columns) in the first and the second year after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

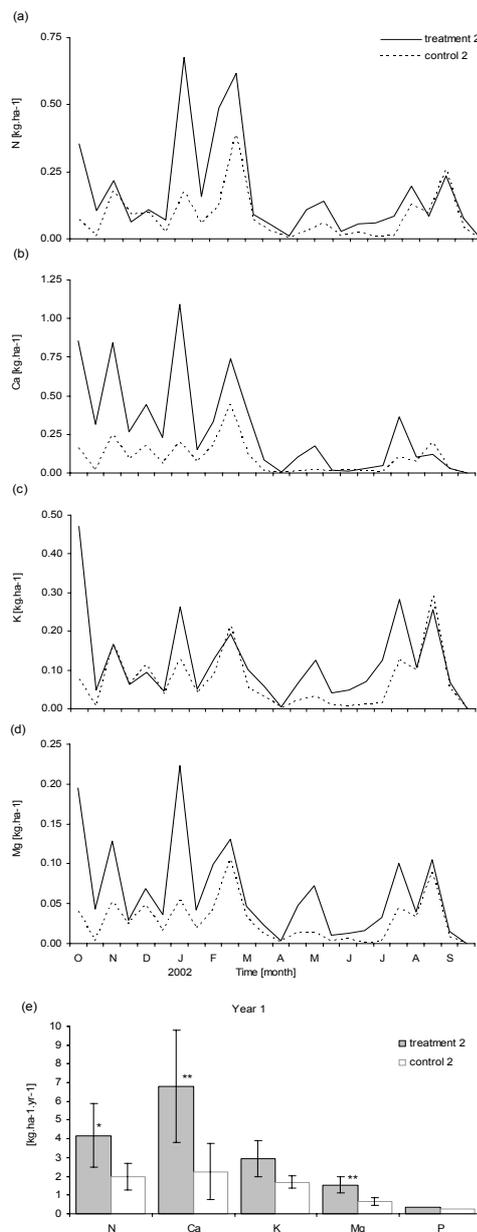


Fig. 2. Annual course (one year period) of leaching of N (a), Ca (b), K (c) and Mg (d) (treatment plots: solid line; control plots: thin line) and annual amounts of nutrients leached (e) in the treatment plots (closed columns) and the control plots (open columns) one year after burning (second experiment); a-d: means of four samplers, n of measurements: 26; 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; ++ n=12) and ± 1 SD (in brackets) in kg.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 atm. 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} (139.0) | 91.6** (13.1) | 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 |
| 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 | |

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 (first and second experiment, respectively). The shortest TEP was found for Ca, and amounts to 2.3 (first experiment) and 4.2 years (second experiment). 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; NLÖ 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 north-western 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 kg.ha⁻¹ in 1989 and to 2.9 kg.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 between 0.01 to 1 kg.ha⁻¹.yr⁻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 the second experiment was about twice that of the first one, 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 mineralisation. 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 amounts of nutrient loss due to leaching after heathland burning are very low compared to the nutrient losses from the above-ground biomass. For example, if the increase of leaching rates for N in the second experiment may be 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 years). 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 to 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 for many heaths in north-western 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 the first experiment about 90% of the N fixed in the biomass was removed (compared to only 53% in the second experiment), 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 interval (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 the first experiment 84%, and in the second experiment only 72% of *Calluna*-biomass was burned. The reduced quantities of nutrient losses in the second experiment 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 the first experiment 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 the first experiment. However, pre-post-treatment differences in the N contents 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 well comparable range calculated in other studies (Diemont 1996; Terry et al. 2004), but 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 over a wider range, 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 to be 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 gaseous N losses 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 O-horizons with high nutrient stores (cf. Table 2) in most cases remain unaffected as a consequence of low combustion

temperatures. 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 in 10-year instead of 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 mostly is not applied within a shorter cycle 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 (Koerselmann & Meulemann 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 about 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 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 as regards this process. In addition, interpretation of TEP outcomes

must also consider 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). Uncertainties in the calculation of the TEP due to difficulties in estimating post-management leaching rates have been discussed above (see chapter “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 undergone 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 Science, Project No 01LN0006. We acknowledge the support of the Alfred Toepfer Academy (NNA) for both the field experiments and the project coordination.

References

- 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. *Aspects of 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*. 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 budget 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.
- 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., Brancaleoni, 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 and Hall Ltd, London, UK.
- Gimingham, C.H. 1992. The Lowland Heathland Management Handbook. *English Nature Science* 8.
- Grasshoff, H., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (eds.) 1983: *Methods of Seawater Analysis*. 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. & Meulemann 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 procedures 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 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. *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. Bodenkd.* 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 Pollution* 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 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. *Appl. Veg. Sci.* 8: 57-64.
- NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (eds.) 2000. Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen. - *Nachhaltiges Niedersachsen - Dauerhafte umweltgerechte Entwicklung* 14.
- 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., 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.
- 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 Journal* 1: 714-721.
- 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*. Enke, Stuttgart, DE.
- Schlieske, K. 1992. *Böden schleswig-holsteinischer Heide-Naturschutzgebiete und Maßnahmen zur Heidepflege*. Schriftenreihe d. Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel 16: 150.

- 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.
- Sedláčová, 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 (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 and 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. *Analytical Science* 13: 97-102.

Publikationsliste

- NIEMEYER, TH.**, 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.
- FOTTNER, S., **NIEMEYER, T.**, SIEBER, M. & HÄRDTLE, W. (2004): Zur kurzfristigen Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sand- und Moorheiden. – NNA-Berichte 17, 2: 126-136.
- HÄRDTLE, W., FOTTNER, S., **NIEMEYER, T.**, SIEBER, M. & MOHAMED, A. (2004): Närelementaustrag aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung. – NNA-Berichte 17, 2: 123-125.
- 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.**, SIEBER, 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, T.**, NIEMEYER, M., ASSMANN, T. & FOTTNER, S. (submitted): Can management compensate for effects on atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? – Journal of Applied Ecology.
- HÄRDTLE, W., **NIEMEYER, T.**, ASSMANN, T. & MEYER, H. (submitted): Impact of prescribed burning on nutrient budgets of wet heathlands. – Plant and Soil.

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, TH., & 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 International Workshop on Pasture-landscape and Nature Conservation. BFN, Uni Lüneburg, Lüneburg.
- NIEMEYER, TH., SIEBER, M., FOTTNER, S., & HÄRDTLE, W. (2002): Impact of different methods of heathland management on nutrient balance. 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- u. Zuname : Thomas Günther Niemeyer

Geburtsdatum/-ort : 22. Oktober 1966, in Aachen

Anschrift : Otto-Snell-Str. 3, 21339 Lüneburg

Tel.: 04131/59478

Mail: thomas.niemeyer@uni-lueneburg.de

Familienstand : verheiratet, 2 Kinder

• Schulausbildung

1973-1977: Grundschule

1977-1978: Hauptschule

1978-1988: Gymnasium

Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

1989-1990: Zivildienst

• Studium

1990-1999: Angewandte Kulturwissenschaften mit den Schwerpunkten: Ökologie und Umweltbildung (Botanik / Bodenkunde), Naturwissenschaften (Chemie / Physik) und Natur- und Umweltschutz an der Universität Lüneburg
Abschluss: Magister Artium

Studienbegleitende praktische Erfahrungen:

1992: Praktikum im Naturmuseum Lüneburg (Organisation der Ausstellung „Pflanzen und Tiere des Jahres 1992“)

1994: Praktikum bei der Rüdersdorfer Zement GmbH (Abteilung für Umweltschutz / Verfahrenstechnik)

1990-1999: verschiedene Tätigkeiten in Forschung und Lehre als wissenschaftliche Hilfskraft an der Universität Lüneburg, u.a. Bodenökologisches Praktikum, Botanische Bestimmungsübung, Flechten als Bioindikatoren, Exkursionskurse, Betreuung des Biotopgartens der Universität

• Berufspraxis nach dem Studium

1999: Wissenschaftlicher Angestellter / Universität Lüneburg

2000: Lehrauftrag (Botanische Exkursion) und Werkvertrag (Vorbereitungen für ein Forschungsvorhaben) / Universität Lüneburg

2001-2005: Promotion zum Thema: Nährstoff- und Vegetationsdynamik nach kontrolliertem Brennen in Heideökosystemen / Universität Lüneburg

ab Dez. 2004: freiberuflicher Gutachter

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich ganz herzlich allen danken, die zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen haben.

Herrn Prof. Dr. Werner Härdtle bin ich für die Betreuung der Arbeit sehr dankbar. Seine unzähligen wertvollen Ratschläge und konstruktiven Ideen, seine unermüdliche Diskussionsbereitschaft und sein Interesse, sowie seine kritische Durchsicht der Manuskripte trugen entscheidend zum Gelingen dieser Arbeit bei. Herrn Prof. Dr. Thorsten Assmann fühle ich mich für die Übernahme des Koreferates sehr verbunden. Bei Herrn Prof. Dr. Wolfgang Ruck und Herrn Dr. Wolf Palm möchte ich mich ganz herzlich für die Unterstützung und die wertvollen Ratschläge hinsichtlich der chemischen Analyse meiner Proben und die Nutzung der Analysengeräte bedanken. Thorsten Rohde gilt mein ausdrücklicher Dank für die Erarbeitung methodologischer Grundlagen zum Aufschluss von Boden und Pflanzenmaterial, sowie für die Beratung im Umgang mit der ICP-OES. Bei den schwierig zu bestimmenden Flechtenarten der Gattung *Cladonia* war mir PD Dr. Rainer Niemeyer eine wertvolle Hilfe.

Kirsten Falk und Bettina Jirjahn begleiteten das Projekt mit ihren Diplomarbeiten, was eine äußerst konstruktive Zusammenarbeit mit viel Spaß bedeutete. Darüber hinaus haben die beiden unermüdlich bei der Probennahme im Gelände und der Probenvorbereitung im Labor äußerst wertvolle Dienste geleistet. Bei Julia Fielitz und Julia Glahe möchte ich mich ganz herzlich dafür bedanken, dass selbst die heftigsten Regenschauer sie nicht davon ab zu bringen konnten, mit mir zu den Untersuchungsflächen zu fahren, um dort Bodenproben zu entnehmen und Biomasse zu beernten. Jörn Buse, Mario Walter und Andreas Öser waren engagierte Mitstreiter, als es darum ging die Lysimeter für die Sickerwasseruntersuchung in der Heide zu versenken. Dafür meinen herzlichen Dank! Ebenso dankbar bin ich Volker Hartung für die Programmierung und das Zusammenlöten der Tensionssteuerung für die Saugkerzen und der Datalogger für die Temperaturmessung. Hilfreiche Tipps und sachkundigen Rat in diesem Zusammenhang konnte ich mir immer wieder auch von Hartmut Meyer einholen. Raimo Kopetzky, Swantje Löbel, Frauke Heimsoth, Mandy Sprycha, Janine Brümmer, Simone Grätz und Raffael Rochetti danke ich für die zuverlässige Mithilfe bei der Probenvorbereitung im Labor.

Die gute Stimmung zwischen mir und meinen Mitdoktoranden/Leidensgenossen Marion Niemeyer, Silke Fottner und Abdel Menam Mohamed hat viele konstruktive Ideen hervorgebracht und die Forschungsarbeit enorm erleichtert.

Bei der Herstellung der Lysimeter und der Regenwassersammler war mir Dieter Stengel und Richard Matheja stets eine wertvolle Hilfe, wofür ich mich ganz herzlich bedanke. Für die Bedienung und Wartung des C/N-Analyser gilt mein Dank Susanne Wedi-Pumpe. Weitere Unterstützung im Labor erhielt ich von Silke Stengel und Ingelore Strube, auch ihnen ein herzliches Dankeschön. Allen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe „Ökologie“ des Instituts für Ökologie und Umweltchemie bin ich für ihre konstruktiven Ratschläge zu Dank verpflichtet.

Für die Projektleitung, Koordination und die sehr gute Kooperation danke ich den Mitarbeitern der NNA. Dr. Johannes Prüter und Tobias Keienburg sorgten für einen reibungslosen Ablauf des Projekts und einen ständig fließenden Informationsaustausch zwischen den Teilprojekten. An die gemeinsamen Fahrten mit Ludger Schmidt ins Untersuchungsgebiet Diepholzer Moorniederung danke ich gerne zurück. Bei den Mitarbeitern des VNP-Lüneburger Heide und dem BUND-Diepholzer Moorniederung bedanke ich mich für die sehr gute Kooperation bei der Auswahl der Untersuchungsflächen und der Durchführung des Brennens. Für die wertvollen Korrekturvorschläge in den englischsprachigen Manuskripten bedanke ich mich bei Linda Froome.

Meiner Frau Marion und meinen beiden Kindern Milena und Anton danke ich ganz besonders für die liebevollen Zuwendungen und Aufheiterungen, aber auch für ihre Rücksichtnahme während der gesamten Laufzeit des Projektes.

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.