

forstarchiv 84, 93-101  
(2013)

DOI 10.4432/0300-  
4112-84-93

© DLV GmbH

ISSN 0300-4112

Korrespondenzadresse:  
uwe.klinck@nw-fva.de

Eingegangen:  
06.06.2012

Angenommen:  
31.01.2013

# Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Kleinkahlschlag

## Changes in deposition and output after a small clear-cut in Norway spruce

UWE KLINCK<sup>1</sup>, DANIEL FRÖHLICH<sup>2</sup>, KARL JOSEF MEIWES<sup>1</sup> und FRIEDRICH BEESE<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle, Sachgebiet Nährstoffmanagement, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, Deutschland

<sup>2</sup> Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Abteilung Ökopedologie der gemäßigten Zonen, Büsengweg 2, 37077 Göttingen, Deutschland

### Kurzfassung

Auf Kahlschlagflächen kann es in den ersten Jahren nach dem Hieb zu Veränderungen der Stoffumsätze kommen, die zu verstärkten Austrägen von Nitrat und anderen Nährstoffen mit dem Sickerwasser führen. Damit ist eine Verringerung des Nährstoffpotenzials des Standortes verbunden. Zur Quantifizierung dieser Effekte wurden auf einer 1 ha großen Fichten-Kleinkahlschlagfläche im Solling zwei bis vier Jahre nach der Hiebsmaßnahme (Herbst 2003) die Stoffbilanzen der Stoffein- und -austräge für einen Standort mit podsolierter (Pseudogley-)Braunerde aus Löss über Buntsandstein erstellt und mit denen eines benachbarten Fichtenaltbestandes verglichen. Die Einträge aus der Deposition wurden mit Sammlern gemessen, wobei im Altbestand die Deposition mittels eines Kronenraumbilanzmodells aus den Messungen abgeleitet wurde. Die Austräge ergaben sich aus den Elementkonzentrationen von Saugkerzenlösungen in 1 m Tiefe und den jeweiligen Sickerwassermengen, die mit dem Modell Expert-N berechnet wurden. Im zweiten und dritten Jahr nach dem Kahlschlag (2005/06) waren die Nitrat-N-Austräge in der Summe um 35 kg ha<sup>-1</sup> höher als im benachbarten Altbestand. Im vierten Jahr nach dem Kahlschlag (2007) gab es keine Unterschiede zwischen beiden Varianten mehr. 2005/06 waren die Stickstoffeinträge in den Altbestand in der Summe um 28 kg N ha<sup>-1</sup> und im Jahr 2007 um 18 kg N ha<sup>-1</sup> höher als auf der Kahlschlagfläche. Der Altbestand fungierte somit von 2005-2007 als Senke für Stickstoff, während die Kahlschlagfläche 2005/06 eine N-Quelle darstellte und 2007 eine ausgeglichene N-Bilanz aufwies. Die untersuchte initiale Phase zwei bis vier Jahre nach dem Kahlschlag gibt für den Standort im Solling keine Hinweise dafür, dass von dem Kahlschlag gravierende Belastungen für das Ökosystem selbst und dessen Umwelt ausgegangen sind.

**Schlüsselwörter:** Eintrag/Austrag, Stoffbilanz, Bodenvegetation, *Picea abies*, Kahlschlag, Stickstoff

### Abstract

After clear-cut, changes in the water and element balance can lead to increased discharge of nitrate and other nutrients. This may diminish site quality concerning the soil nutrient pool. To quantify these effects, over a period of year 2 - 4 after clear-cutting (at the end of 2003), the matter balance of input and output was compiled for a 1 ha sized small-scale clear-cut site with Dystric Cambisols out of loess above triassic sandstone in Solling (Germany) and compared to the adjacent mature Norway spruce stand. The input from deposition was measured as bulk deposition, whereby for the mature stand, deposition was derived from the measurements via a canopy balance model. The output was assessed from the element concentrations of suction cup solutions at 1 m depth and seepage water quantities, which were calculated using the model Expert-N. Year 2 and 3 (2005/06) after clear-cutting nitrate output was 35 kg N ha<sup>-1</sup> higher than in the adjacent mature stand. Four years after clear-cutting (2007), there were no differences between the two treatments. In 2005/06, the nitrogen input in the mature stand was 28 kg N ha<sup>-1</sup> higher and in 2007, 18 kg N ha<sup>-1</sup> higher than on the clear-cut. According to the input and output balance, from 2005-2007, the mature stand was a sink for nitrogen. In 2005/06 the clear-cut was a source for nitrogen; in 2007 N input and output were balanced. From these results of the initial phase after clear-cutting at the site studied there is no indication, that clear-cutting has caused serious impacts on the forest ecosystem itself and on the vadose zone.

**Key words:** deposition, output, mass balance, ground vegetation, *Picea abies*, clear-cut, nitrogen

## Einleitung

Aus ökologischer Sicht wird gegen den Kahlschlag geltend gemacht, dass er nicht der natürlichen Dynamik des Waldes entspricht und somit zu gravierenden Störungen des Systems führt. Dem liegt die Vorstellung zugrunde, dass in einem natürlichen, nicht genutzten Wald einzelne Bäume absterben, diese dort nur eine kleine Lücke entstehen lassen, die rasch von Verjüngung wieder geschlossen wird, wodurch entkoppelte Kreisläufe schnell wieder geschlossen werden. Ohne den Eingriff des Menschen ist diese Vorstellung von der Dyna-

mik des Waldes für Zentraleuropa größtenteils zutreffend. Es können jedoch auch unter natürlichen Bedingungen größere Kahlfächen entstehen, die durch großflächige Ereignisse wie Feuer, Windwurf und Insektenbefall verursacht werden. Diese Ereignisse werden häufig als Störungen bezeichnet. Der Begriff „Störung“ beinhaltet, dass großflächige abrupte Änderungen der Waldstruktur nicht als dem Wald inhärente Dynamik wahrgenommen werden. Entsprechend werden Prozesse, die diese Bedingungen schaffen oder durch die Art der Bewirtschaftung verursacht sind, negativ bewertet.

Im Rahmen der prognostizierten Klimaveränderungen ist vermehrt mit größeren Lücken in Waldbeständen zu rechnen. Heftige

Winterstürme traten in den letzten Jahrzehnten vermehrt auf, und Phasen von Trockenstress im Sommer sind ebenfalls öfter vorgekommen. Letzteres wird, wenn den Klimaszenarien gefolgt wird, weiter zunehmen (Spekat et al. 2007). Auch veränderte Bewirtschaftungsbedingungen, wie der Holzeinschlag während der Vegetationszeit und der geringe Personalbestand in den Forstbetrieben, können zu einem erhöhten Risiko des Auftretens von Kahlflecken durch Borkenkäferbefall führen. Diese möglichen Entwicklungen verdeutlichen, dass die Frage nach der ökologischen Bewertung von Kahlflecken an Aktualität gewonnen hat. Sie ist unabhängig von bereits bestehenden waldbaulichen Notwendigkeiten (Lichtbaumarten), in bestimmten Situationen Kahlschläge durchzuführen.

Mit dem Auftreten von Kahlflecken sind abrupte Veränderungen der Vegetation, der mikrobiellen Populationen und deren Umsetzungsprozessen sowie des Energie-, Stoff- und Wasserhaushaltes verbunden. Aufgrund von Beobachtungen nach Kalamitäten werden gemeinhin hohe Stickstoffverluste mit dem erhöhten Auftreten von Sickerwasser erwartet (Vitousek et al. 1979, Robertson et al. 2000, Huber et al. 2010). Diese können zu einer Verringerung des Nährstoffpotenzials des Standortes führen, wenn mit dem Austrag von Nitrat auch Verluste an kationischen Nährstoffen wie Kalium, Calcium und Magnesium verbunden sind.

Untersuchungen an mit Saugkerzen gewonnenen Bodenlösungen zeigen, dass in den ersten Jahren nach Eintritt des Kahlschlags die Nitrat-N-Konzentrationen hoch sein können, sie danach aber wieder rasch abnehmen können. So wurden in Bayern im zweiten Jahr (1991) nach einem Windwurf im Frühjahr 1990 Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser (in 50 - 80 cm Tiefe) von 5 - 26 mg l<sup>-1</sup> gemessen (Mellert et al. 1998). In der nächsten Vegetationsperiode lagen die Nitrat-N-Konzentrationen bereits im Bereich von etwa 2 - 10 mg l<sup>-1</sup>. Ähnliche Beobachtungen wurden in Flandern nach Kiefer (de Keersmaecker et al. 2000) oder nach Fichte im Conventwald (von Wilpert et al. 2000) sowie im Solling (Meiwes 2002) gemacht. In den Arbeiten von Huber (2005) und Huber et al. (2004) führte Borkenkäferbefall zur Erhöhung der Nitratausträge.

Die Nitratausträge sind eng mit den Prozessen des Eintrags von luftbürtigem Stickstoff und den mikrobiellen Umsätzen und der Speicherung von Stickstoff in Mikroorganismen, in der Bodenvegetation und in den Bäumen verknüpft. Die Vegetation stellt dabei einen wichtigen intermediären Stickstoffspeicher dar. Insbesondere die schnelle Entwicklung der Bodenvegetation auf einer Kahlschlagfläche kann zu rasch abnehmenden Nitratausträgen führen (Legout et al. 2009). Im Solling waren nach Linke (1994) bereits im zweiten Jahr nach einem Kahlschlag eines Fichtenbestandes in der Bodenvegetation 50 - 95 kg N ha<sup>-1</sup> enthalten.

Die Stickstoffmineralisation im Oberboden wird u. a. von der Bodentemperatur, dem Wassergehalt und dem Substratangebot bestimmt. Jussy et al. (2004) fanden auf einer kahlgeschlagenen Fläche in den ersten beiden Jahren geringere Nitrifikationsraten als in den Jahren zuvor unter dem Altbestand (Douglasie). Sie führten dies auf verstärkte Stickstoffimmobilisierung zurück. Auch Keller et al. (2006) interpretierten ihren Mesokosmen-Versuch zum Nitratustrag nach Kahlschlag von amerikanischer Rot-Kiefer mit einer im Vergleich zum Bestand erhöhten Stickstoffimmobilisierung. Die luftbürtigen Stickstoffeinträge beeinflussen ebenfalls den Nitratustrag auf Kahlschlagflächen. In Regionen mit hoher Stickstoffdeposition sind die Nitrifikationsraten infolge der hohen Stickstoffeinträge hoch, was die Nitratustrag grundsätzlich fördert (Persson et al. 2000). Andererseits sind unter diesen Umständen die Einträge auf der Kahlschlagfläche geringer als in Altbeständen. Diese scheinbar widersprüchlichen Ergebnisse machen deutlich, dass der N-Sättigungsgrad des Systems die Resultate bestimmt. In stark defizitären Situationen kann die Immobilisierung überwiegen, während in gesättigten Systemen die Nitrifikation und Auswaschung dominieren. Da dies auch Einfluss auf die Entwicklung der Folgevegetation hat,

lässt sich die Auswirkung eines Kahlschlags nicht pauschal, sondern nur unter Betrachtung des Gesamtsystems beurteilen.

Bei der Beurteilung der Elementbilanzen von Kahlschlagflächen im Vergleich mit andern Hiebs- und Verjüngungsverfahren wie z. B. der Zielstärkennutzung ist es daher unumgänglich, die Entwicklung der Stoffbilanzen über die gesamte Phase der Zielstärkennutzungen/Verjüngung zu betrachten. Während sich diese Phase von Hieb/Verjüngung, die bei der Zielstärkennutzung vermutlich mit gering veränderten Stoffbilanzen verbunden ist, über einen langen Zeitraum hinzieht, zeigen die oben erwähnten Befunde, dass die Phase unausgeglicherer Stoffbilanzen bei Kahlschlagflächen zwar prononciert, aber nur kurzfristig abläuft.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Ein- und Austragsbilanzen der wichtigsten Elemente in der Initialphase nach Anlage eines Kahlschlags zu erstellen und deren zeitliche Dynamik zu beschreiben. Dazu wird auf einem typischen Mittelgebirgsstandort im Solling (Löß über Buntsandstein) mit einem hohen Grad der N-Sättigung eine Kahlschlagfläche, die in einem Fichtenaltbestand angelegt wurde, mit dem sie umgebenden Altbestand verglichen.

## Material und Methoden

### Standort

Der 85-jährige Fichtenreinbestand (2003) liegt im Solling (Forstamt Neuhaus, Revier Otterbach, Abt. 1273, 51°46' n. Br., 9°27' ö. L.). Der Standort ist leicht nach Nordwesten geneigt. Er liegt in 300 m ü. NN und gehört zur submontanen Klimastufe. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7,5 °C, der mittlere Jahresniederschlag ca. 900 mm (Nds. MELF 1996).

Der Fichtenaltbestand hatte eine mittlere Höhe von 37 m. Er weist 356 Bäume ha<sup>-1</sup> der 1. Ertragsklasse nach Schober (1995) aus. Der potenzielle Vegetationstyp ist ein Luzulo Fagetum, der aktuelle Typ ein Galio hircynici-Culto-Piceetum oxalidetosum bzw. molinietosum (Zerbe 1992).

Der Boden besteht aus einer durchschnittlich 80 cm mächtigen Lössdecke über Fließerden aus mittlerem Buntsandsteinmaterial. Der Auflagehumus ist ein feinhumusreicher Moder. Bodentyp ist eine schwach podsolierte Pseudogley-Braunerde. Die pH<sub>KCl</sub>-Werte im Oberboden liegen zwischen 4,3 und 4,6, die Basensättigung zwischen 10 und 12 % (Fröhlich et al. 2009a). Auf der Versuchsfläche waren 1987 3 t ha<sup>-1</sup> kohlenaurer Magnesiumkalk (75 % CaCO<sub>3</sub>, 20 % MgCO<sub>3</sub>) ausgebracht worden.

### Versuchsdesign

Im Spätherbst 2003 wurden 2,6 ha des Fichtenaltbestandes kahlgeschlagen. Der Maschineneinsatz beschränkte sich dabei auf 4 m breite Rückegassen, auf die auch der, wegen des hohen Risikos von Borkenkäferbefall, geschredderte Schlagabraum gelagert wurde. Im Frühjahr 2004 wurden Felder von 20 x 20 m mit Douglasie bzw. Buche in zwei verschiedenen Verbänden bepflanzt und 20 x 20 m-Felder für den Anflug von Naturverjüngung eingerichtet. Die Auswahl der Felder erfolgte nach dem Zufallsprinzip. Im Sommer 2004 wurden im Zentrum der Kahlschlagfläche (mit gepflanzter Buche 2 x 2 m) und im Altbestand (unbepflanzt) je 4 Plots mit je 3 Tensiometern und je 3 Saugkerzen (P80 Material) in 1 m Tiefe sowie einem Temperaturlogger (MiniLog der Firma Greisinger) unter der Humusaufflage installiert.

Die Matrixpotenziale wurden mittels des Druckaufnehmers GMH3000 der Firma GSOFT in der Regel ein- bis zweiwöchentlich gemessen. Der Wasserstand in den Tensiometern wurde ständig kontrolliert und bei Bedarf aufgefüllt. Die gemessenen Rohwerte wurden um die Höhe der Wassersäulen in den Tensiometern korrigiert

und zeitnah auf Plausibilität geprüft. Dadurch konnte sichergestellt werden, dass über 90 % der erhobenen Daten Verwendung finden konnten. Die Bodenlösung wurde mit Saugkerzen gewonnen, an die diskontinuierlich ein Unterdruck von ca. 0,5 bar angelegt wurde. Die Bodenlösungsproben wurden monatlich gewonnen und analysiert.

Die Stoffeinträge wurden von Mai bis Oktober mittels Bulk-Sammlern mit 85,2 cm<sup>2</sup> Auffangfläche und von November bis April mittels Schneeeimern mit 500 cm<sup>2</sup> Auffangfläche quantifiziert. Durch die spezielle Bauweise der Sammler mit Trichter und Insektengitter konnten Verdunstungsverluste wie auch Verunreinigungen der Proben minimiert werden. Insgesamt waren im Fichtenaltbestand 15 Sammler bzw. 9 Schneeeimer installiert. Auf der Kahlschlagfläche betrug die Anzahl der Sammler bzw. Schneeeimer jeweils 6. Die Beprobung erfolgte 14-tägig, wobei sowohl im Feld als auch im Labor Mischproben gebildet wurden.

### Chemische Analysen

Die Depositions- und Saugkerzenlösungen wurden durch Schwarzband-Filter filtriert. Der pH-Wert wurde mit der Glaselektrode bestimmt, Al, Ca, K, Mg, Mn, Na und S<sub>ges</sub> am ICP-Spektrometer der Firma Thermo Instruments. Cl, NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-N wurden mittels kolorimetrischer Verfahren im Skalar-Continuous Flow-System, C<sub>org</sub> und N<sub>ges</sub> mit dem Shimadzu 5050 Analyzer bestimmt. Sulfat-S wurde aus den Daten von S<sub>ges</sub> und C<sub>org</sub> berechnet, wobei die Beziehung  $SO_4-S = S_{ges} - C_{org}/130$  benutzt wurde. Die Methoden sind im Detail von König et al. (2009) beschrieben.

### Stoffbilanzierung

Zur Ermittlung der Stoffeinträge wurden die Stoffkonzentrationen der Sammlerlösungen mit den entsprechenden Niederschlagsmengen multiplikativ verknüpft. Die Schätzung der trockenen Deposition erfolgte mit dem Kronenraumbilanzmodell von Ulrich (1994), mit dem die Stofffracht im Bestandesniederschlag in Blattauswaschung und trockene Deposition aufgeteilt wird. Für die Kahlschlagfläche wurde der Niederschlag als Eintrag interpretiert. Die trockene Deposition durch die sich entwickelnde Vegetation wurde vernach-

lässigt. Die Untersuchungen des Depositionsgeschehens in Ökosystemen mit niedriger Bodenvegetation wie z. B. Heide (Hansen und Nielsen 1998) rechtfertigen dieses Vorgehen.

Die Wasserhaushaltsmodellierung erfolgte mit dem Modell Expert-N. Das Modell wurde an Bodenmatrixpotenzialen des Standorts kalibriert und an unabhängigen Messungen validiert. Details sind Fröhlich et al. (2009b) zu entnehmen. Für die Saugkerzenlösungen wurden die Stoffkonzentrationen mit den modellierten Sickerwasserraten multiplikativ verknüpft. Sowohl im Fichtenaltbestand als auch auf der Kahlschlagfläche wurden die Jahreswerte der 4 Plots gemittelt. Auf der Kahlschlagfläche repräsentiert dieser Wert 90 % der Fläche. Die restlichen 10 % der Kahlschlagfläche wurden als Übergangsbereich zwischen Altbestand und Kahlschlagfläche definiert. Hier wurden Konzentrationen und Flüsse angenommen, die das Mittel beider Behandlungen, Kahlschlagfläche und Altbestand, darstellen. Die Größe des Übergangsbereiches ergibt sich aus der Annahme, dass die Wurzeln der randständigen Bäume allseitig ca. 3 m auf die Kahlschlagfläche reichen, was bei einer 1 ha großen Kahlschlagfläche ca. 10 % entspricht. In der Realität ist der Übergangsbereich von Bestandes- zu Freiflächenbedingungen auf Kleinkahlschlagflächen wohl noch erheblich größer als bei dieser bewusst restriktiven Annahme. Jahresstoffflüsse sind Aggregationen der Stoffflüsse in den Beprobungsintervallen des jeweiligen Jahres. Die Standardabweichung der Mittelwerte dient als Maß für die räumliche Varianz (Sachs 1984). Es wurden die Flüsse der Jahre 2005 bis 2007 bilanziert.

### Ergebnisse

Im Zentrum der Kahlschlagfläche unterlagen die Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung einer zeitlichen Dynamik (Abbildung 1). Im Mittel nahmen sie von Mitte 2004 bis Ende 2007 kontinuierlich von Werten um die 9 mg l<sup>-1</sup> auf ca. 1 mg l<sup>-1</sup> ab. Im Fichtenaltbestand betrug die mittleren Nitrat-N-Konzentrationen 2004 zunächst 2 mg l<sup>-1</sup>. Bis zum Winter 2006/07 nahmen die Nitrat-N-Konzentrationen dann auf Werte bis zu 7 mg l<sup>-1</sup> zu, um

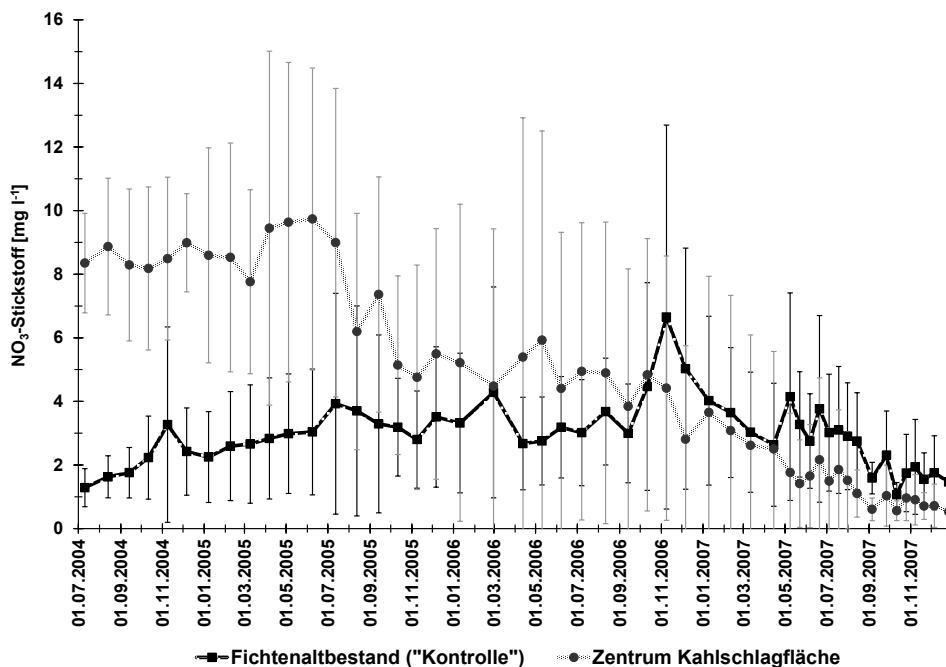


Abb. 1. Verlauf der mittleren Nitrat-N-Konzentrationen der Bodenlösung  $\pm$  95 %-Konfidenzintervalle in 1 m Tiefe (n = 4) im Fichtenaltbestand und im Zentrum der benachbarten Kahlschlagfläche. Mean nitrate-N concentrations in suction cup solutions  $\pm$  95 %-confidence intervals at 1 m depth (n = 4) in the mature spruce stand and in the centre of the neighbouring clear-cut.

bis Ende 2007 wieder auf 2 mg l<sup>-1</sup> abzufallen. Mit Ausnahme eines Termins im April 2005 waren nur in der Periode von Mitte 2004 bis Ende Juni 2005 die Nitrat-N-Konzentrationen auf der Kahlschlagfläche signifikant höher als im Altbestand (p < 0,1; U-Test). Im September 2007 waren die Nitrat-N-Konzentrationen im Zentrum der Kahlschlagfläche kurzzeitig sogar signifikant niedriger als im Altbestand (p < 0,1; U-Test). An den übrigen Terminen gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen Kahlschlagfläche und Altbestand. Zu keinem Zeitpunkt der Untersuchung überschritten die Mittelwerte der Behandlungen die Grenzwerte von 50 mg l<sup>-1</sup> Nitrat (~ 11,3 mg l<sup>-1</sup> Nitrat-N).

Vor der Hiebsmaßnahme hatten in den Jahren 2002 und 2003 jeweils einmalig durchgeführte Untersuchungen auf den Parzellen „Fichtenaltbestand“ (KO) und „zukünftige Kahlschlagfläche“ (KS) keine signifikanten Unterschiede der Nitrat-N-Konzentrationen mit Unterdruck extrahierter Bodenlösungen ergeben (2002 KO 2,6 ± 1,6 mg l<sup>-1</sup> und KS 5,2 ± 2,6 mg l<sup>-1</sup> [n = 10; p < 0,1; U-Test] und 2003 KO 6,1 ± 3,9 mg l<sup>-1</sup> und KS 8,8 ± 5,5 mg l<sup>-1</sup> [n = 10; p < 0,1; U-Test]). Die Unterschiede nach dem Eingriff können deshalb ursächlich auf den Kahlhieb zurückgeführt werden.

Die Raten des Sickerwasseraustrages folgten der witterungs- und vegetationsabhängigen Dynamik (Abbildung 2). Insbesondere das Niederschlagsgeschehen in den drei Beobachtungsjahren war sehr unterschiedlich. 2005 und 2006 lag der mittlere Jahresniederschlag bei 890 mm, während er im Jahr 2007 mit 1395 mm um 59 % höher lag als 2005 (Tabelle 1). Entsprechend erhöhten sich im Vergleich zu den beiden Vorjahren im Jahr 2007 die Sickerwasserraten

im Fichtenaltbestand um den Faktor 2,9 bzw. 2,4 und auf der Kahlschlagfläche um den Faktor 2,0 bzw. 1,9.

Auf der Kahlschlagfläche lagen die modellierten Sickerwasserraten durchgängig höher als im Fichtenaltbestand. Hierin spiegeln sich relative Interzeptionsverluste und Transpirationsleistungen des Altbestandes wider. Dies verdeutlichen auch die täglichen Sickerwasserraten (Abbildung 2). Im Laufe des Sommers 2005, in dem die Vegetation auf der Kahlschlagfläche nur spärlich entwickelt war, führten einzelne größere Niederschlagsereignisse auf der Kahlschlagfläche sofort zu kurzfristig hohen Sickerwasserraten, während im Altbestand der Anstieg der Sickerwasserraten aufgrund höherer Interzeption und Transpiration sehr moderat ausfiel. Derartige Situationen ungleicher Sickerwasserraten traten 2006 in dieser Ausprägung nur einmal, im Juni, auf. Im Juni 2007, als die Vegetation deutlich stärker entwickelt war als in den Vorjahren, reagierte die Kahlschlagfläche nach einer mehrwöchigen Phase geringer Niederschläge zwar noch stärker mit erhöhten Sickerwasserraten als der Altbestand, aber das Muster ähnelte bereits dem des Altbestandes.

Die Differenzen der sommerlichen Bodentemperaturen zwischen Kahlschlagfläche und Fichtenaltbestand nahmen im Zeitraum von 2005 bis 2007 ab (Abbildung 3). Diese Abnahme im Verlauf der Jahre spiegelt die zunehmende Entwicklung der Vegetation wider und hat Einfluss auf den temperaturabhängigen mikrobiellen Stoffumsatz. Sie verläuft synchron mit der Abnahme der Sickerwasserraten und den Nitrat-N-Austrägen.

Der jährliche atmogene Stoffeintrag war im Fichtenaltbestand höher als auf der Kahlschlagfläche. Dies betrifft sowohl den Ammonium-N als auch den Nitrat-N, deren jährlicher Eintrag im Altbestand um 6 - 9 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup> bzw. 5 - 6 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> höher lag als auf der Kahlschlagfläche (Tabelle 2). Der jährliche Sulfat-S-Eintrag lag im Altbestand um 5 kg ha<sup>-1</sup> und der Chlorideintrag 11 - 18 kg ha<sup>-1</sup> höher. Bei den Kationen Kalium, Calcium und Magnesium gab es zwischen Altbestand und Kahlschlagfläche keine Unterschiede in der Deposition.

Der jährliche Nitrat-N-Austrag betrug auf der Kahlschlagfläche in den Jahren 2005 und 2006 33 bzw. 23 kg ha<sup>-1</sup> und im nächsten Jahr 17 kg ha<sup>-1</sup>. Er hat also im Laufe der Zeit abgenommen, trotz der hohen Niederschlags- und Sickerwasserraten im Jahr 2007. Dagegen war im Fichtenaltbestand eine Zunahme von 8 bzw. 12 kg ha<sup>-1</sup> (2005/06) auf 21 kg ha<sup>-1</sup> im regenreichen Jahr 2007 zu beobachten.

Tab. 1. Mittlerer Jahresniederschlag und berechnete jährliche Sickerwasserraten eines Fichtenaltbestandes (Kontrolle) und auf einer Kahlschlagfläche. Average annual precipitation and modelled seepage water rates of a mature spruce stand (control) and a clear-cut.

Jahr	Freilandniederschlag [mm]	Sickerwasserrate [mm]	
		Kontrolle	Kahlschlag
2005	880	276	470
2006	897	333	515
2007	1395	790	961

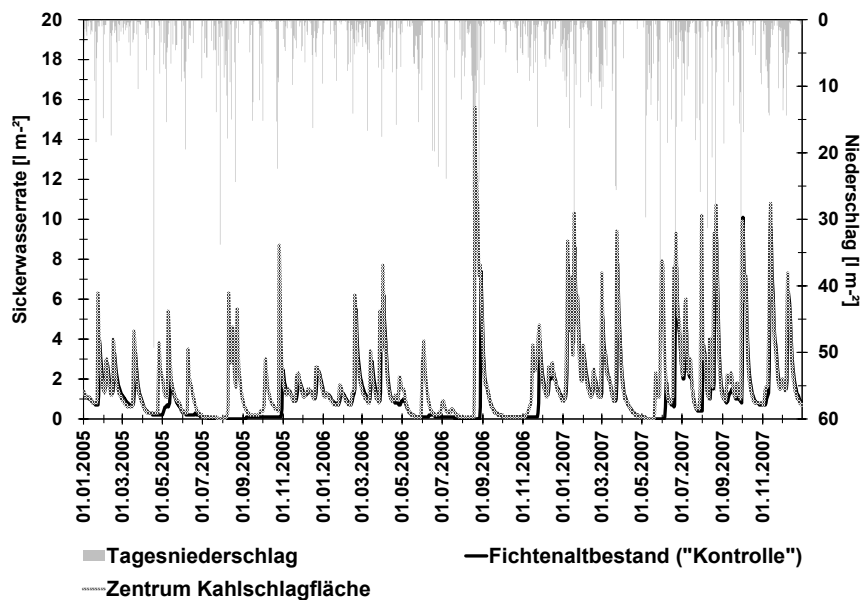


Abb. 2. Zeitlicher Verlauf der Tagesniederschläge und der täglichen Sickerwasserraten in 1 m Tiefe des Fichtenaltbestandes und auf der Kahlschlagfläche. Daily precipitation and seepage water rates at 1 m depth in the mature spruce stand and on the clear-cut.



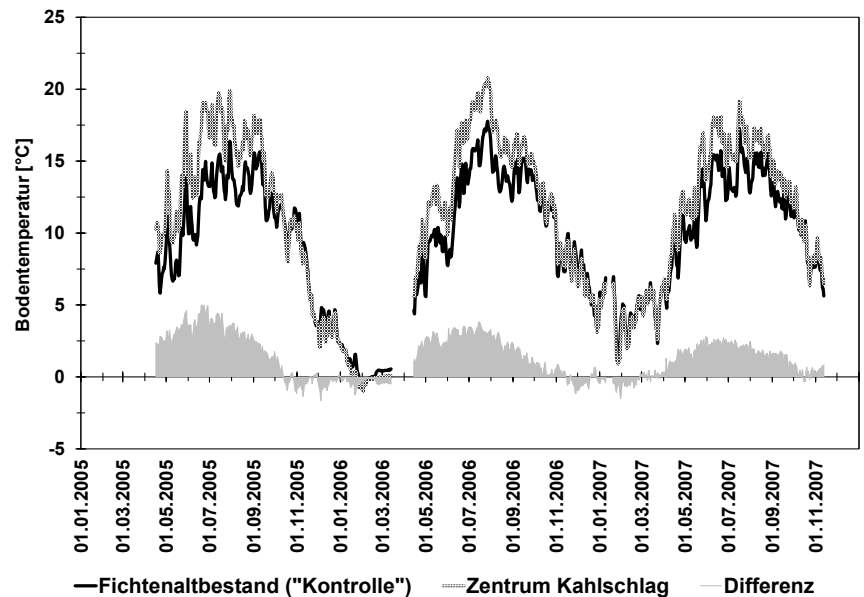


Abb. 3. Verlauf der Tagesmittel der Bodentemperatur ( $n = 4$ ) in 10 cm Bodentiefe des Fichtenaltbestandes und auf der Kahlschlagfläche.

Daily mean of the soil temperature ( $n = 4$ ) at 10 cm depth in the mature spruce stand and on the clear-cut.

Dieser Befund verdeutlicht den großen Einfluss der sich aufgrund guter Licht-, Wasser- und Nährstoffbedingungen rasch entwickelnden Schlagflora auf den Stoffumsatz, ein Faktor, der bei der Beurteilung der Kahlschlagwirkungen häufig nicht hinreichend berücksichtigt wird.

Steuernde Größen für den Stoffaustrag der Kationen sind die mobilen Anionen, die nicht mit der Bodenmatrix interagieren. Aus Gründen der Elektroneutralität müssen sie bei der Auswaschung von einer äquivalenten Menge Kationen begleitet werden. Dominierendes Anion im Fichtenaltbestand war das Sulfat mit einem Anteil von 55 - 66 % an der Summe der Anionenäquivalente. Der Grund für den hohen Äquivalentanteil des Sulfat-Schwefels im Sickerwasseraustrag liegt hauptsächlich in der Auflösung von in der Bodenfestphase aufgespeicherten Aluminiumhydroxisulfaten aus der Zeit hoher Schwefeinträge der letzten Jahrzehnte (Prenzel 1984). Mineralisation von organisch gebundenem Schwefel spielt eine untergeordnete Rolle, dies kommt in dem geringen Äquivalentanteil des Nitrat-Stickstoffs im Sickerwasser zum Ausdruck. Dessen Äquivalentanteil reichte im Altbestand von 14 bis 18 %, auf der Kahlschlagfläche lag er 2005/06 dagegen bei 42 bzw. 33 % und nahm im Jahr 2007 auf 16 % ab (Tabelle 3). Organische Anionen spielten eine untergeordnete Rolle. Ihre Äquivalentanteile betragen im Altbestand 4 - 8 %. Deutlich dagegen waren die Unterschiede beim Chlorid. Während die Anteile beim Altbestand zwischen 15 und 24 % lagen, machten sie auf der Kahlschlagfläche lediglich 6 - 8 % aus.

Der Austrag von Calcium und Aluminium war im Jahr 2005 auf der Kahlschlagfläche höher als im Fichtenaltbestand, beim Magnesiumaustrag betrug die Differenz zwischen Altbestand und Kahlschlagfläche etwa  $3 \text{ kg ha}^{-1}$  (Tabelle 4). In den beiden Folgejahren glichen sich der Calcium- und der Aluminiumaustrag der beiden Varianten einander an, während der Magnesiumaustrag im Altbestand im Jahr 2007 deutlich über dem der Kahlschlagfläche lag. Der Äquivalentanteil des Magnesiums an der Summe der Kationenäquivalente lag im Altbestand bei 34 - 36 %, der des Calciums bei 25 - 27 % und der des Aluminiums bei 15 - 16 %. Auf der Kahlschlagfläche betragen die entsprechenden Werte 27 - 29 % (Mg), 29 - 30 % (Ca) und 19 - 22 % (Al). Der Äquivalentanteil der H-Protonen lag sowohl auf dem Kahlschlag als auch im Altbestand bei lediglich 2 - 4 %.

Die zeitliche Dynamik der Austräge des Fichtenaltbestandes wurde, wie oben dargelegt, stark von den in den einzelnen Messjahren

variierenden Niederschlagsraten bestimmt. Auf der Kahlschlagfläche kam als zusätzlicher Faktor die Entwicklung der Vegetation mit ihrer Nährstoffaufnahmekapazität hinzu.

Die Bilanzen vom Gesamt-Stickstoff (Deposition minus Austrag mit dem Sickerwasser) waren auf der Kahlschlagfläche 2005/06 negativ und 2007 ausgeglichen, während die Bilanz im Fichtenaltbestand über den gesamten Untersuchungszeitraum positiv war (Tabelle 4). Insgesamt wurde im Altbestand mehr luftbürtiger Stickstoff eingetragen und weniger mit dem Sickerwasser ausgetragen als auf der Kahlschlagfläche. In den Jahren 2005 und 2006 wurde im Altbestand noch 39 bzw. 25  $\text{kg N ha}^{-1}$  mehr im System gespeichert als auf der Kahlschlagfläche, im Jahr 2007 waren es noch 15  $\text{kg N ha}^{-1}$  mehr.

Die Sulfat-S-Bilanzen waren sowohl im Fichtenaltbestand wie auch auf der Kahlschlagfläche negativ. Es gab keine signifikanten Unterschiede zwischen Altbestand und Kahlschlagfläche. Im Altbestand war in dem regenreichen Jahr 2007 der Austrag von Chlorid um den Faktor 2,7 höher als der Eintrag. Die Chlorid-Bilanzen von Fichtenaltbestand und Kahlschlagfläche unterschieden sich nur im Jahr 2007 signifikant voneinander.

Insgesamt waren die Bilanzen von Calcium, Magnesium, Aluminium und Mangan sowohl im Fichtenaltbestand wie auch auf der Kahlschlagfläche negativ. Bei Aluminium und Mangan ist dies auf den Versauerungszustand des Bodens zurückzuführen, bei Calcium und Magnesium auf eine 1987 durchgeführte Kalkung mit Dolomit. Im Jahr 2005 zeigten die Bilanzen der Elemente Na, Mg, Ca, Al und Mn im Altbestand eine geringere Abreicherung als auf der Kahlschlagfläche an. Im Jahr 2007 zeigten im Altbestand alle Kationen eine stärkere Abreicherung als auf der Kahlschlagfläche.

## Diskussion

Wichtige Steuergrößen für die Stickstoffnetto mineralisation sind der Wassergehalt im Oberboden (Matejek et al. 2008) und die Bodentemperatur. Im Untersuchungszeitraum war der Wasserhaushalt von zwei durchschnittlichen Jahren (2005/06) und einem sehr niederschlagsreichen (2007) Jahr geprägt. Die mittleren Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe lagen 2005 in der Kahlschlagmitte um  $2,1 \text{ °C}$

Tab. 2. Gesamtdeposition und Austrag mit dem Sickerwasser der relevanten Kat- und Anionen eines Fichtenaltbestandes (KO = „Kontrolle“) und einer Kahlschlagfläche (KS) sowie die Differenzen zwischen beiden Varianten sowie deren Standardabweichung ( $\sigma$ ).Total deposition and output with the seepage water in a mature spruce stand (KO = "control") and on a clear-cut (KS), as well as the difference between both treatments  $\pm$  standard deviation ( $\sigma$ ).

Jahr		KO	KS	KO-KS	KO	KS	KO-KS
----- [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ( $\pm \sigma$ )] -----							
		<b>Natrium</b>			<b>Ammonium-N</b>		
<b>Eintrag</b>	2005	11,0	6,1	4,9 $\pm$ 2,0	19,0	12,6	6,4 $\pm$ 2,2
	2006	9,5	5,1	4,4 $\pm$ 2,2	16,8	9,2	7,5 $\pm$ 3,2
	2007	16,8	8,8	8,0 $\pm$ 3,9	19,3	9,9	9,3 $\pm$ 2,8
<b>Austrag</b>	2005	12,3	16,9	-4,6 $\pm$ 6,9	0,5	0,6	-0,2 $\pm$ 0,2
	2006	15,4	13,6	1,9 $\pm$ 8,0	0,6	0,7	-0,1 $\pm$ 0,1
	2007	39,8	22,0	17,8 $\pm$ 17,9	0,6	0,7	0,0 $\pm$ 0,1
		<b>Kalium</b>			<b>Nitrat-N</b>		
<b>Eintrag</b>	2005	2,7	3,3	-0,6 $\pm$ 3,1	11,3	5,7	5,6 $\pm$ 1,7
	2006	2,9	3,3	-0,5 $\pm$ 3,5	10,9	5,5	5,4 $\pm$ 1,7
	2007	3,6	4,0	-0,4 $\pm$ 3,4	12,3	6,1	6,3 $\pm$ 2,2
<b>Austrag</b>	2005	3,9	3,0	0,9 $\pm$ 1,3	8,0	32,6	-24,6 $\pm$ 17,9
	2006	4,6	2,8	1,8 $\pm$ 2,1	12,0	22,6	-10,6 $\pm$ 26,2
	2007	10,5	4,9	5,5 $\pm$ 4,0	20,8	17,2	3,6 $\pm$ 21,9
		<b>Magnesium</b>			<b>Sulfat-S</b>		
<b>Eintrag</b>	2005	0,6	0,8	-0,1 $\pm$ 0,5	10,7	5,6	5,1 $\pm$ 1,7
	2006	0,6	0,7	-0,1 $\pm$ 0,5	9,5	4,9	4,5 $\pm$ 1,8
	2007	0,8	0,9	-0,1 $\pm$ 0,6	11,3	6,6	4,7 $\pm$ 2,0
<b>Austrag</b>	2005	16,7	19,5	-2,8 $\pm$ 11,4	40,8	41,0	-0,2 $\pm$ 24,5
	2006	19,4	16,0	3,4 $\pm$ 12,0	41,4	42,4	-1,0 $\pm$ 26,4
	2007	43,3	25,8	17,5 $\pm$ 26,6	97,5	87,4	10,1 $\pm$ 58,3
		<b>Calcium</b>			<b>Chlorid</b>		
<b>Eintrag</b>	2005	2,8	3,5	-0,7 $\pm$ 1,0	20,8	9,2	11,6 $\pm$ 4,5
	2006	1,9	2,2	-0,3 $\pm$ 1,2	19,5	8,5	10,9 $\pm$ 4,2
	2007	3,9	4,4	-0,4 $\pm$ 1,7	32,3	14,2	18,1 $\pm$ 8,1
<b>Austrag</b>	2005	20,4	32,7	-12,4 $\pm$ 10,8	21,0	16,3	4,7 $\pm$ 10,4
	2006	24,9	28,8	-3,9 $\pm$ 10,0	30,5	10,0	20,5 $\pm$ 13,0
	2007	53,3	45,7	7,6 $\pm$ 20,9	88,2	15,3	72,9 $\pm$ 33,4
		<b>Aluminium</b>			<b>N<sub>ges</sub></b>		
<b>Eintrag</b>	2005	0,1	0,1	0,0 $\pm$ 0,0	34,3	20,4	13,9 $\pm$ 4,5
	2006	0,0	0,0	0,0 $\pm$ 0,0	30,9	16,6	14,2 $\pm$ 5,1
	2007	0,1	0,1	0,0 $\pm$ 0,0	37,8	19,5	18,4 $\pm$ 5,6
<b>Austrag</b>	2005	5,1	9,6	-4,4 $\pm$ 8,7	8,8	34,0	-25,2 $\pm$ 18,4
	2006	6,5	9,9	-3,3 $\pm$ 11,6	13,6	24,2	-10,6 $\pm$ 26,7
	2007	14,3	13,0	1,2 $\pm$ 14,8	22,6	19,4	3,3 $\pm$ 22,8
		<b>Mangan</b>			<b>C<sub>org</sub></b>		
<b>Eintrag</b>	2005	0,2	0,2	0,0 $\pm$ 0,4	86,7	38,1	48,7 $\pm$ 13,5
	2006	0,2	0,2	0,0 $\pm$ 0,4	76,3	29,1	47,2 $\pm$ 14,2
	2007	0,2	0,2	0,0 $\pm$ 0,4	105,7	33,9	71,7 $\pm$ 15,6
<b>Austrag</b>	2005	4,1	7,1	-3,0 $\pm$ 4,5	16,9	22,4	-5,5 $\pm$ 11,1
	2006	5,1	6,6	-1,5 $\pm$ 5,6	26,6	22,0	4,6 $\pm$ 15,6
	2007	10,9	9,6	1,3 $\pm$ 9,6	40,6	32,7	7,9 $\pm$ 20,6

Tab. 3. Ladungsäquivalentanteile von Cl<sup>-</sup>, NO<sup>3-</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> an der Summe der Kationenäquivalente (Al<sup>3+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, H<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N<sup>+</sup>) im Sickerwasseraustrag auf einem Fichtenaltbestand (Kontrolle) und auf einer Kahlschlagfläche.

Proportions of Cl<sup>-</sup>, NO<sup>3-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in the sum of the cation equivalents (Al<sup>3+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, H<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N<sup>+</sup>) in seepage water output in a mature spruce stand (control) and on a clear-cut.

Jahr	Kontrolle	Kahlschlag
	Ladungsäquivalente [%]	
<b>Chlorid</b>		
2005	0,15	0,08
2006	0,18	0,06
2007	0,24	0,06
<b>Nitrat</b>		
2005	0,15	0,42
2006	0,18	0,33
2007	0,14	0,16
<b>Sulfat</b>		
2005	0,66	0,46
2006	0,55	0,54
2007	0,58	0,72

höher als im Fichtenaltbestand (Radler et al. 2010). Für den Stoffhaushalt kann davon ausgegangen werden, dass auf der Kahlschlagfläche in den Jahren 2005 und 2006 die Stickstoffmineralisation höher und die Stickstoffaufnahme durch die Vegetation niedriger war als in 2007. Dem entspricht der erhöhte Nitrat austrag auf der Kahlschlagfläche in den Jahren 2005/06. Für das Jahr 2004 liegen keine Bilanzen vor; der Verlauf der Nitratkonzentrationen (Abbildung 1) wie auch der Niederschlagsmengen (nicht dargestellt) von Juli 2004 bis Juli 2005 gibt zu der Vermutung Anlass, dass die Nitrat austräge auf der Kahlschlagfläche in der zweiten Jahreshälfte 2004 etwa in der gleichen Größenordnung wie in der ersten Jahreshälfte 2005 lagen. Für den Zeitraum Nov. 2003 bis Juli 2004, der sich unmittelbar an die Hiebsmaßnahme anschloss, liegen keine Messdaten vor. Da der Sickerwasserfluss einer nahe gelegenen Fichten-Level-II-Fläche in diesem Zeitraum als Folge des trockenen Sommers 2003 lediglich 70 bzw. 60 % des Flusses im gleichen Zeitraum der Jahre 2005/06 bzw. 2006/07 betrug, liegt die Vermutung nahe, dass der Nitrat austrag mit dem Sickerwasser in der Phase zwischen der Ausführung des Kahlschlags und dem Beginn der Messreihe nicht übermäßig hoch war. Der Verlauf der Nitratkonzentrationen unmittelbar nach einem Kahlschlag im Höglwald (Kohlpainter et al. 2009) spricht ebenfalls für diese Vermutung. Verglichen mit Kahlschlägen auf anderen Standorten (z. B. de Keersmaecker et al. 2000, Huber et al. 2010), sind die hier gefundenen Nitrat austräge eher als niedrig einzustufen.

Tab. 4. Bilanzen von Gesamtdeposition minus Austrag mit dem Sickerwasser in einem Fichtenaltbestand (KO = „Kontrolle“) und auf einer Kahlschlagfläche (KS) ± Standardabweichung (σ) sowie Differenz aus beiden Behandlungen.

Balances of total deposition minus output with the seepage water in a mature spruce stand (KO = control) and on a clear-cut (KS) ± standard deviation (σ), as well as the difference from both treatments.

Jahr	Kontrolle	Kahlschlag	KO-KS	Kontrolle	Kahlschlag	KO-KS
	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> (± σ)]					
<b>Natrium</b>			<b>Ammonium-N</b>			
2005	-1,2 ± 6,5	-10,8 ± 3,0	9,5 ± 7,1	18,5 ± 1,4	12,0 ± 1,8	6,6 ± 2,2
2006	-5,9 ± 7,7	-8,5 ± 3,0	2,5 ± 8,3	16,2 ± 2,1	8,5 ± 2,4	7,7 ± 3,2
2007	-22,9 ± 17,2	-13,1 ± 6,1	-9,8 ± 18,3	18,6 ± 1,6	9,3 ± 2,3	9,4 ± 2,8
<b>Kalium</b>			<b>Nitrat-N</b>			
2005	-1,2 ± 1,1	0,3 ± 3,2	-1,5 ± 3,4	3,3 ± 5,3	-26,9 ± 17,2	30,2 ± 18,0
2006	-1,7 ± 1,6	0,5 ± 3,8	-2,3 ± 4,1	-1,1 ± 7,6	-17,1 ± 25,2	16,0 ± 26,3
2007	-6,9 ± 3,1	-0,9 ± 4,2	-5,9 ± 5,2	-8,4 ± 12,1	-11,1 ± 18,4	2,7 ± 22,0
<b>Magnesium</b>			<b>Sulfat-S</b>			
2005	-16,1 ± 10,3	-18,7 ± 5,0	2,6 ± 11,5	-30,1 ± 23,7	-35,4 ± 6,6	5,3 ± 24,6
2006	-18,8 ± 11,1	-15,3 ± 4,7	-3,5 ± 12,0	-31,9 ± 25,1	-37,5 ± 8,5	5,6 ± 26,5
2007	-42,5 ± 25,1	-24,9 ± 8,8	-17,6 ± 26,6	-86,3 ± 55,8	-80,8 ± 17,1	-5,4 ± 58,3
<b>Calcium</b>			<b>Chlorid</b>			
2005	-17,6 ± 8,8	-29,3 ± 6,3	11,7 ± 10,8	-0,1 ± 9,9	-7,1 ± 5,5	6,9 ± 11,4
2006	-23,0 ± 9,6	-26,6 ± 3,1	3,6 ± 10,1	-11,0 ± 12,0	-1,5 ± 6,5	-9,6 ± 13,6
2007	-49,4 ± 19,9	-41,4 ± 6,5	-8,1 ± 20,9	-55,9 ± 30,1	-1,1 ± 16,5	-54,8 ± 34,4
<b>Aluminium</b>			<b>N<sub>ges</sub></b>			
2005	-5,1 ± 3,5	-9,5 ± 8,0	4,4 ± 8,7	25,5 ± 6,0	-13,6 ± 18,0	39,1 ± 19,0
2006	-6,5 ± 4,4	-9,8 ± 10,8	3,3 ± 11,6	17,3 ± 8,6	-7,5 ± 25,8	24,8 ± 27,2
2007	-14,2 ± 10,1	-12,9 ± 10,8	-1,2 ± 14,8	15,2 ± 12,9	0,1 ± 19,6	15,1 ± 23,5
<b>Mangan</b>			<b>C<sub>org</sub></b>			
2005	-3,9 ± 3,0	-6,9 ± 3,4	3,0 ± 4,5	69,9 ± 10,5	15,7 ± 14,0	54,2 ± 17,5
2006	-4,9 ± 3,5	-6,4 ± 4,4	1,5 ± 5,6	49,7 ± 16,0	7,1 ± 13,7	42,6 ± 21,1
2007	-10,7 ± 7,9	-9,4 ± 5,4	-1,3 ± 9,6	65,0 ± 17,8	1,2 ± 18,8	63,8 ± 25,8

Das niederschlagsreiche Jahr 2007 war gekennzeichnet von relativ niedrigen Nitrat-N-Austrägen auf der Kahlschlagfläche und einem vergleichsweise hohen Chloridaustrag im Altbestand. Für den hohen Chloridaustrag im Altbestand im Jahr 2007 sind zwei Ursachen verantwortlich: zum einen die höheren trockenen Depositionen, die um den Faktor 2,3 höher lagen als auf der Kahlschlagfläche. Zum anderen die hohen Niederschläge in 2007 und entsprechend höheren Wassergehalte im Boden. Aus dem Aggregatinneren kann bei hohen Wassergehalten im Feinporwasser gelöstes Chlorid schneller zu den Grobporen diffundieren und somit in höheren Raten aus dem Boden ausgetragen werden. Im Gegensatz zum Altbestand war auf der Kahlschlagfläche der Chlorideintrag mit dem Niederschlag vergleichsweise gering. Infolge geringerer Evapotranspiration war der Boden zudem über die drei Jahre feuchter, und die Sickerwasserraten waren höher als im Altbestand, was zu einem über die Zeit gleichmäßigeren Chloridaustrag auf der Kahlschlagfläche geführt haben mag. Diese These wird dadurch gestützt, dass auf der Kahlschlagfläche im Jahr 2007 etwa gleich viel Chlorid ausgetragen wurde wie im Jahr 2005, während der Austrag im Altbestand 2007 etwa viermal so groß war wie 2005. Der Austrag von Magnesium, Calcium und Aluminium lag auf dem Kahlschlag 2007 um den Faktor 1,4 und im Altbestand um den Faktor 2,6 - 2,8 höher als in 2005.

Die Stickstoffbilanzen des Fichtenaltbestandes weisen in den Jahren 2005 und 2006 Aufspeicherungen von 17 - 26 kg N ha<sup>-1</sup> auf, während im gleichen Zeitraum auf der Kahlschlagfläche eine jährliche Abnahme von 8 - 14 kg N ha<sup>-1</sup> stattfand. Dies ist das Resultat der relativ hohen Einträge im Altbestand und der auf der Kahlschlagfläche vermutlich hohen Stickstoffmineralisation durch die Mikroorganismen und der anfänglich geringen Stickstoffaufnahme durch die Vegetation. Auf der Kahlschlagfläche war die Bodenvegetation 2005 noch sehr spärlich ausgeprägt, während im Jahre 2007 Himbeere, Brombeere und diverse Binsen- und Seggen-Arten mit Deckungsgraden > 20 % vorkamen. Auch die Verjüngung aus Buche, Douglasie und Fichte und den Pionierbaumarten Birke, Eberesche und Weide erreichte zunehmende Dominanz. Im Altbestand kamen einzig Wald-Sauerklee und stellenweise Dornfarn in nennenswertem Umfang vor. Die Bedeutung der Vegetation für den Nitrataustrag auf Kahlschlagflächen wird auch durch die Untersuchungen von Huber et al. (2010) und Kohlpaintner et al. (2009) unterstrichen.

Die Vegetation wirkt nicht nur durch Stickstoffaufnahme auf den Stoffhaushalt, sondern es wurde auch gezeigt, wie sie die Oberbodentemperaturen beeinflusst. Bei Q<sub>10</sub>-Werten von 1,3 - 2,1 (Klinck et al. 2009a) und einer mittleren Differenz der Bodentemperatur in 10 cm Tiefe von 2,1 °C zwischen Kahlschlagfläche und Fichtenaltbestand (Radler et al. 2010) ist mit einer um ca. 20 % höheren Stickstoffnettomineralisation auf der Kahlschlagfläche zu rechnen. Dies gilt jedoch nur für den zentralen, voll der Sonne ausgesetzten Bereich des Kahlschlags. Bei Kleinkahlschlägen muss jedoch die Beschattung durch den benachbarten Baumbestand mit in die Betrachtung einbezogen werden. In den beschatteten Randbereichen der Kahlschlagfläche ist im Vergleich zu dem nicht beschatteten zentralen Bereich mit im jährlichen Mittel um 1,2 °C niedrigeren Tagesmittelwerten zu rechnen (Radler et al. 2010). Bezogen auf den Altbestand würde dies nur zu einer Erhöhung der Stickstoffnettomineralisation von ca. 10 % führen. Der Randbereich mit den verhältnismäßig niedrigen Temperaturen reicht im Südwesten und Südosten der Kahlschlagfläche etwa eine Baumlänge in die Kahlschlagfläche hinein, während es andererseits im Nordwesten und Nordosten einen Randbereich im Altbestand gibt, bei dem die Bodentemperaturen wegen der Untersonnung höher sind als im Inneren des Altbestandes (Olchev et al. 2009). Somit halten sich die unterschiedlich besonnten Flächenanteile näherungsweise die Waage, und eine gesonderte Betrachtung der Ränder ist nicht nötig. Dies wird auch gestützt durch stratifizierte Betrachtungen der CO<sub>2</sub>-Emissionen (Fröhlich et al. 2009b).

Auch der Einfluss der Wurzelsysteme der randlichen Altfichten reicht nicht weit. Klinck et al. (2009b) konnten anhand der Matrixpotenziale im Boden zeigen, dass die Wurzelsysteme von Altfichten in einem Zeitraum von bis zu fünf Jahren nicht den Bodenraum erschließen, der in einem Altbestand zuvor von einzeln entnommenen Fichten besetzt war. Deshalb kann für die Kahlschlagfläche angenommen werden, dass der Einfluss der Wurzelsysteme der randlichen Bäume des Fichtenaltbestandes nicht weiter als 3 - 4 m vom Stammfuß in die Kahlschlagfläche hineinreichte.

Angesichts der niedrigen Basensättigung in der Festphase (10 - 12 % in 0 - 5 cm Tiefe) (Fröhlich et al. 2009a) lagen die Äquivalentanteile von Magnesium (0,3 - 0,4) und Calcium (0,3) im Sickerwasser relativ hoch und die des Aluminiums vergleichsweise niedrig (0,1 - 0,2). Sowohl im Fichtenaltbestand wie auch auf der Kahlschlagfläche waren 1987 3 t ha<sup>-1</sup> kohlenaurer Magnesiumkalk ausgebracht worden. Offenbar wirkt sich die Kalkung unter den spezifischen Standortbedingungen auch auf die Zusammensetzung der Kationen in der Bodenlösung im tieferen Bereich aus.

In den hier vorgestellten Ein- und Austragsbilanzen sind die Austräge von N<sub>2</sub>O nicht enthalten. Ihre Raten waren verhältnismäßig niedrig. Im Jahr 2004 wurden auf der Kahlschlagfläche 2,6 kg ha<sup>-1</sup> und im Fichtenaltbestand 0,5 kg ha<sup>-1</sup> gemessen (Fröhlich et al. 2009a). Butterbach-Bahl et al. (2002) geben für den Höglwald für N<sub>2</sub>O 0,4 - 3,1 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und für N<sub>2</sub> 7,2 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> an. Wie hoch im vorliegenden Fall die Freisetzungsraten von denitrifiziertem N<sub>2</sub> waren, ist nicht bekannt. Auf staunassen Standorten ist diese Frage bisher wenig erforscht. Für den Oberboden eines in der Nähe liegenden Buchenbestandes mit gleichen Bodenverhältnissen wurden von Wolf und Brumme (2003) 3,5 kg N<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ermittelt.

Im untersuchten Altbestand bedeuten die hohen Stickstoffeinträge eine Fortsetzung der Eutrophierung und eine Erhöhung des Versauerungspotenzials im Boden, während auf der Kahlschlagfläche dieses Potenzial nicht erhöht wird, im Gegenteil, die Fläche durchläuft gerade infolge der Entkopplung von Mineralisation und Stickstoffaufnahme eine Versauerungsphase.

## Schlussfolgerungen

In der Diskussion um möglichst schonende Holzernteverfahren und naturgemäße Wirtschaftsweisen wird gegenüber dem Kahlschlag vorgebracht, dass die Nährstoffverluste durch Mineralisation und nachfolgenden Sickerwasseraustrag vergleichsweise hoch sind, und dass deshalb möglichst Kahllagen vermieden werden sollten und Kahlschläge teilweise sogar verboten sind. Diesem vermuteten Nachteil versucht das waldbauliche Konzept der Zielstärkennutzung Rechnung zu tragen, indem nur Einzelbäume entnommen werden, damit sich an den aufgelichteten Stellen die Naturverjüngung etablieren kann, die den Boden ausreichend beschattet, wenn der verbleibende Rest des Altbestandes endgenutzt wird. Nach der Untersuchung von Weis et al. (2006) sollten die Unterschiede zwischen den beiden waldbaulichen Optionen Kahlschlag und Zielstärkennutzung über einen Zeitraum von 20 Jahren nicht sehr groß sein. Im von uns untersuchten Projekt konnte gezeigt werden, dass auf der Kahlschlagfläche im zweiten bis vierten Jahr nach dem Hieb die Nitrat-N-Austräge höher waren als im benachbarten Fichtenaltbestand. Die Differenz betrug im zweiten und dritten Jahr nach dem Hieb in der Summe 35 kg ha<sup>-1</sup>. Im vierten Jahr nach Anlage des Kahlschlags gab es keine Unterschiede mehr zwischen der Kahlschlagfläche und dem Altbestand. Für die Eintragsseite bleibt festzuhalten, dass im Altbestand in den Jahren 2005/06 in der Summe 28 kg N ha<sup>-1</sup> mehr mit der Deposition in das System gelangten. Da Vegetationsentwicklung und Witterung einen nicht unerheblichen Einfluss ausüben, ist jeweils standortspezifisch zu prüfen, ob von einem Kahlschlag negative



Auswirkungen auf das Ökosystem und seine Umwelt zu erwarten sind. Bei der Entscheidungsfindung sind neben vergleichsweise steilen Parametern wie z. B. Substrat, Schichtmächtigkeit, Lagerungsdichte, Neigung und Exposition der Fläche auch zeitlich variable Größen wie Niederschlagsmenge und -verteilung zu berücksichtigen. Die von uns untersuchte initiale Phase nach dem Kahlschlag gibt für den Standort im Solling und die dort herrschende Witterung keine Hinweise dafür, dass durch den Kahlschlag gravierende Belastungen für das Ökosystem selbst und dessen Umwelt entstanden sind. Es besteht daher kein triftiger Grund, den Kahlschlag als eine waldbauliche Option pauschal abzulehnen, zumal es zu den Auswirkungen alternativer Nutzungsverfahren wie der Zielstärkennutzung auf den Stoffhaushalt bisher nur wenige Untersuchungen gibt. Besonders in Ökosystemen mit hohem Grad der N-Sättigung können sich viele kleine Lücken mit lichtbedingter spärlicher Entwicklung der Bodenflora und der Jungpflanzen negativ auf den N-Umsatz und die N-Auswaschung auswirken, wobei, wie gezeigt wurde, auch andere Nährstoffe beeinflusst werden.

### Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Förderung der Projekte ME 2078/1-1/2 und BE 713/27-1/2.

### Literatur

- Butterbach-Bahl K., Willibald G., Papen H., Gasche R. 2002. Exchange of N-gases at the spruce and beech sites at the Högwald Forest – A summary. *Plant Soil* 240, 117-123
- De Keersmaecker L., Neirynek J., Maddelein D., de Schrijver A., Lust N. 2000. Soil water chemistry and revegetation of a limed clearcut in a nitrogen saturated forest. *Water Air Soil Poll.* 122, 49-62
- Fröhlich D., Brumme R., Klinck U., Prenzel J., Beese F. 2009a. Initial effects of harvesting on nitrous oxide and methane fluxes in a spruce forest. In: Fröhlich D. 2009. Raumzeitliche Dynamik der Parameter des Energie-, Wasser- und Spurengashaushalts nach Kleinkahlschlag. Diss. Fak. f. Forstwissenschaften und Waldökologie, Univ. Göttingen
- Fröhlich D., Klinck U., Radler K., Beese F. 2009b. Räumliche Modifikation des Bodenwasserhaushaltes durch Kahlschlag. In: Fröhlich D. 2009. Raumzeitliche Dynamik der Parameter des Energie-, Wasser- und Spurengashaushalts nach Kleinkahlschlag. Diss. Fak. f. Forstwissenschaften und Waldökologie, Univ. Göttingen
- Hansen B., Nielsen K.E. 1998. Comparison of acidic deposition to semi-natural ecosystems in Denmark – Coastal heath, inland heath and oak wood. *Atmos. Environ.* 32, 1075-1086
- Huber C. 2005. Long lasting nitrate leaching after bark beetle attack in the highlands of the Bavarian Forest national park. *J. Environ. Qual.* 34, 1772-1779
- Huber C., Aherne J., Weis W., Farrell E.P., Göttelein A., Cummins T. 2010. Ion concentrations and fluxes of seepage water before and after clear cutting of Norway spruce stands at Ballyhooley, Ireland, and Högwald, Germany. *Biogeochemistry* 101, 7-26
- Huber C., Baumgarten M., Göttelein A., Rotter V. 2004. Nitrogen turnover and nitrate leaching after bark beetle attack in mountainous spruce stands of the Bavarian Forest National Park. *Water Air Soil Poll. Focus* 4, 391-414
- Jussy J.H., Ranger J., Bienaimé S., Dambrine E. 2004. Effects of a clear-cut on the in situ nitrogen mineralisation and the nitrogen cycle in a 67-year-old Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) plantation. *Ann. For. Sci.* 61, 397-408
- Keller C.K., O'Brien R., Havig J.R., Smith J.L., Bormann B.T., Wang D. 2006. Tree harvest in an experimental sand ecosystem: Plant effects on nutrient dynamics and solute generation. *Ecosystems* 9, 634-646
- Klinck U., Bergstermann A., Meiwes K.J., Fröhlich D., Beese F. 2009a. Temperature dependent CO<sub>2</sub>-C flux of mor-humus and fresh Norway spruce needles and twigs litter. In: Klinck U. 2009. Kohlenstoffvorrat, Nährstoffvorräte und Wasserdynamik nach forstlichen Eingriffen in Fichtenreinbestände. Diss. Fak. f. Forstwissenschaften und Waldökologie, Univ. Göttingen
- Klinck U., Maack T., Meiwes K.J., Radler K., Fröhlich D., Beese F. 2009b. Water dynamic in selective cutting single tree gaps. In: Klinck U. 2009. Kohlenstoffvorrat, Nährstoffvorräte und Wasserdynamik nach forstlichen Eingriffen in Fichtenreinbestände. Diss. Fak. f. Forstwissenschaften und Waldökologie, Univ. Göttingen
- Kohlpaintner M., Huber C., Weis W., Göttelein A. 2009. Spatial and temporal variability on nitrate concentration in seepage water under a mature Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst] stand before and after clear cut. *Plant Soil* 314, 285-301
- König N., Fortmann H., Lüter K.L. 2009. Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 2. Ergänzung: 1999-2008. Teil 1: Elementbestimmungsmethoden. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B/75-78, Göttingen
- Legout A., Nys C., Picard J.F., Turpault M.P., Dambrine E. 2009. Effects of storm Lothar (1999) on the chemical composition of soil solutions and on herbaceous cover, humus and soils (Fougères, France). *Forest Ecol. Manage.* 257, 800-811
- Linke J. 1994. Untersuchungen zu Vegetationsökologie und Stoffhaushalt der Sekundärsukzession auf einer Meliorationsfläche im Solling. Diss. Botanicae 224
- Matejek B., Kohlpaintner M., Gasche R., Huber C., Dannemann M., Papen H. 2008. The small-scale pattern of seepage water nitrate concentration in an N saturated spruce forest is regulated by net N mineralization in the organic layer. *Plant Soil* 310, 167-179
- Meiwes K.J. 2002. Amelioration of an acid forest soil by surface and sub-surface liming and fertiliser application. In: Dohrenbusch A., Bartsch N. (Hrsg.) *Forest development – Succession, environmental stress and forest management*. Berlin, 167-181
- Mellert K.H., Kölling C., Rehfuess K.E. 1998. Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturmwurfflächen in Bayern. *Forstarchiv* 69, 3-11
- Nds. MELF (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) 1996. *Waldentwicklung Solling*. Schriftenr. Waldentwicklung Nieders. 5
- Olchev A., Radler K., Sogachev A., Panferov O., Gravenhorst G. 2009. Application of a three-dimensional model for assessing effects of small clear-cuttings on radiation and soil temperature. *Ecol. Model.* 220, 3046-3056
- Persson T., Rudebeck A., Jussy J.H., Colin-Belgrand M., Priemé A., Dambrine E., Karlsson P.S., Sjöberg R.M. 2000. Soil nitrogen turnover – Mineralisation, nitrification and denitrification in European forest soils. In: Schulze E.D. (Hrsg.) *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. *Ecol. Stud.* 142, 257-275
- Prenzel J. 1984. Sulfate sorption in soils under acid deposition: Comparison of two modeling approaches. *J. Environ. Qual.* 23, 188-194
- Radler K., Olchev A., Panferov O., Klinck U., Gravenhorst G. 2010. Radiation and temperature responses to a small clear-cut in a spruce forest. *Open Geogr. J.* 3, 103-114
- Robertson S.M.C., Hornung M., Kennedy V.H. 2000. Water chemistry of throughfall and soil water under four tree species at Gisburn, northwest England, before and after felling. *Forest Ecol. Manage.* 129, 101-117
- Sachs L. 1984. *Angewandte Statistik*. Berlin
- Schober R. 1995. *Ertragstabellen wichtiger Baumarten*. Frankfurt a. M.
- Spekat A., Enke W., Kreienkamp F. 2007. Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Dessau
- Ulrich B. 1994. Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. In: Hüttermann A., Godbold D.S.L. (Hrsg.) *Effects of acid rain on forest ecosystem processes*. New York, 1-50
- Vitousek P.M., Gosz J.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A., Todd R.L. 1979. Nitrate losses from disturbed ecosystems. *Science* 204, 469-474
- Weis W., Rotter V., Göttelein A. 2006. Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear cut. *Forest Ecol. Manage.* 224, 304-317
- Wilpert K. von, Zirlewagen D., Kohler M. 2000. To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in Central Europe. *Water Air Soil Poll.* 122, 105-120
- Wolf I., Brumme R. 2003. Dinitrogen and nitrous oxide formation in beech forest floor and mineral soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1862-1868
- Zerbe S. 1992. Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A/100, Göttingen