

Kohlenstoffvorrat, Nährstoffvorräte und Wasserdynamik nach forstlichen Eingriffen in Fichtenreinbestände

DISSERTATION

zur Erlangung des Doktorgrades
der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von

Dipl.-Geogr. Uwe Klinck
geboren in Leipzig, Deutschland

Göttingen, 2009

1. Gutachter: Herr Prof. Dr. Friedrich Beese
 2. Gutachter: Herr Prof. Dr. Christian Ammer
- Tag des Rigorosums: 8. Juli 2009

Für meine Eltern, Caroline, Bruno und Tanja.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Übersicht	6
3	Entwicklungsarbeit am Modell "PhytoCalc"	9
4	Methodische Aspekte bei Kohlen- und Stickstoffinventuren.....	17
5	CO₂-C-Flüsse aus Fichtenstreu und Moder-Auflage	25
6	Wasserdynamik in Einzelbaumlücken.....	37
7	Poster.....	49
8	Zusammenfassung/Abstract	50
9	Quellenverzeichnis	59
10	Danksagung	66

Abbildungsverzeichnis

Abb. A:	Kooperationsprojekt Hiebsformen-Vergleich Solling.....	2
---------	--	---

Weitere Abbildungen, Tabellen und Quellen sind entsprechenden Manuskripten zugehörig.

1 Einleitung

Wälder sind Ökosysteme, die hinsichtlich ihrer Struktur und Dynamik eindeutig gegenüber anderen Räumen abgegrenzt werden können und seit jeher verschiedene, für die Menschheit wichtige Nutz-, Schutz- und Sozialfunktionen erfüllen. So liefern sie z. B. mit ihrem Holz den wichtigsten und vielfältigsten sich selbst erneuernden Rohstoff, besitzen als Kompartiment zwischen Atmosphäre und Boden Relevanz im Hinblick auf die Artenvielfalt, den Stoff-, insbesondere den Kohlenstoffkreislauf, das Klima und die Trinkwassergewinnung und dienen der Erholung und Jagd (ABER & DRISCOLL 1997, BURSCHEL et al. 1993, GRAVENHORST et al. 2005, HOLLINGER et al. 2004, RAICH & SCHLESINGER 1992, SCHULZE 2000). Als Konsequenz aus der Vielfältigkeit dieser global existierenden Ansprüche, ihrer gleichzeitigen, partiellen Unvereinbarkeit und auch in Anbetracht einer weiterhin steigenden Weltbevölkerung werden selbst die heute noch naturnahen Waldgesellschaften in absehbarer Zeit eine zunehmend starke Überprägung erfahren. Potentiell kommen dafür sowohl altbekannte wie gleichfalls neue Konfliktszenarien, wie z. B. Übernutzung durch Vollbaumernte oder Waldweide, Versauerung infolge erhöhter atmosphärischer Stoffeinträge und Ozonschäden oder Trockenstress infolge des ebenfalls anthropogen bedingten Treibhauseffekts in Erwägung (CHAVES & PEREIRA 1992, MEESENBURG et al. 1995, SCHULZE 1986).

In Deutschland sind 30 % der Landesfläche bewaldet, was 11 Mio. ha entspricht, wobei der Nadelholzanteil bei 65 % und der jährliche Einschlag bei 40 Mio. m³ liegt (RÖHRIG et al. 2006). Aufgrund ihres Alters, dem waldbaulichen Ziel der Abkehr von gleichaltrigen Reinbeständen hin zu strukturreicheren, hinsichtlich der Bewirtschaftungsrisiken zugleich resilienteren Mischbeständen und auch im Hinblick auf die Fähigkeit von Bäumen zur Kohlenstoffsequestrierung (FISCHER et al. 2002) müssen zahlreiche Fichtenbestände in Deutschland jetzt oder in absehbarer Zeit geerntet werden (AMMER et al. 2008). Zielstärkennutzungen (d. h. nur Bäume, die einen nach Baumart und Wirtschaftsziel festgelegten Brusthöhendurchmesser erreicht haben, werden geerntet, alle anderen verbleiben, bis auch sie hiebsreif sind) bieten dafür, neben ökonomischen und ästhetischen Vorzügen, vielfältige Optionen zur gezielten Förderung von Einzelbäumen und der Verjüngung (STERBA & ZINGG 2001). Bei ungünstiger Exposition und der Aufarbeitung von Kalamitäten oder, im Zusammenhang mit dem prognostizierten Klimawandel zunehmenden, Windwürfen (BOLTE et al. 2009, SPEKAT et al. 2007) müssen auch alternative Hiebsformen wie z. B. Kahl- oder Saumschlag Berücksichtigung finden. Während die ökosystemrelevanten Prozesse in Lücken umso stärker von den umgebenden Bäumen und ihrem Kronendach gesteuert werden, je kleiner diese sind (DUROCHER 1990, PRESCOTT 2002, ROTHE et al. 2002), existieren auf Freiflächen u. a. von Himmelsrichtung und

Jahreszeit abhängige Gradienten vom voll besonnten Zentrum, über einen partiell beschatteten und durchwurzelten Übergangsbereich hin zu den verbliebenen Bäumen. Das Ziel der Ökosystemforschung ist es, die im Rahmen der regulären Bewirtschaftung sensitiven Indikatoren für eine nachhaltige Nutzung zu identifizieren (BEESE 1996). Einige der diesbezüglich bekannteren Untersuchungen finden in Laubmischbeständen New Hampshires, USA („Hubbard Brook“), Fichten- und Buchenbeständen Bayerns („Höglwald“) und Buchenbeständen Hessens („Krofdorfer Forst“) statt (FÜHRER & HÜSER 1991, KREUTZER & WEISS 1998, WHITTAKER et al. 1979).

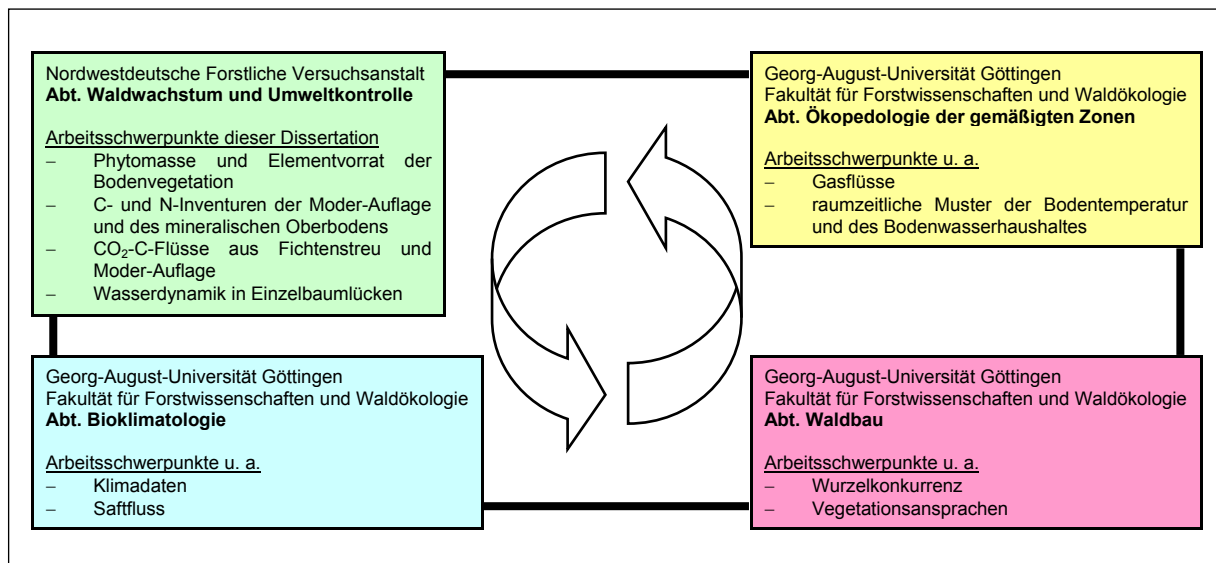


Abb. A: Kooperationsprojekt Hiebsformen-Vergleich Solling

Ende 2003 wurde im niedersächsischen Solling ein vergleichbares Kooperationsprojekt für den norddeutschen Raum begründet, das die durch verschiedene Hiebsformen bedingten Veränderungen des Energie-, Stoff- und Wasserhaushaltes in gleichaltrigen Fichtenreinbeständen unter der besonderen Berücksichtigung kleinräumiger Gradienten langfristig untersuchen und ökologisch bewerten soll (Abb. A). Die beiden dazu ausgewählten Standorte sind durch schwach podsolierte (Pseudogley-[Para-])Braunerden aus 80 cm mächtigen, teilweise grusführenden Löss(-lehmen) über Buntsandstein, feinhumusreiche Moder-Auflagen, trotz einmaliger Kalkung stark bis sehr stark saure Bedingungen infolge atmogener Stoffeinträge, die gleiche Ertragsklasse ihrer Bestände und mit *Galio harcynici-Culto-Piceetum oxalidetosum* bzw. *molinetosum*-Gesellschaften ersetzte, potentielle *Luzulo Fagetum*-Gesellschaften charakterisiert und unterscheiden sich hinsichtlich klimatischer Parameter (1150 mm/6,5°C vs. 950 mm/7,5°C), Höhenlage (montan, 500 m ü. NN vs. kollin-submontan, 300 m ü. NN), Bestandesalter (2003: 90-104 Jahre vs. 85 Jahre) und Fällverfahren (Motorsäge+Rücker vs. Harvester) (BREDEMEIER et al. 1995, ELLENBERG et al. 1986, MATZNER & ULRICH 1981, ZERBE 1992). Als Hiebsformen wurden Kahlschläge, Saumschläge und Zielstärkennutzungen von jeweils 1 ha in Teilen dieser Bestände ausgeführt. Die vorliegende Dissertation "Kohlenstoffvorrat, Nährstoffvorräte und

Wasserdynamik nach forstlichen Eingriffen in Fichtenreinbestände" beschäftigt sich mit den Arbeitsschwerpunkten Bodenvegetation, Inventuren, Schlagabraum und Einzelbaumlücken.

Bodenvegetation (Kap. 3 - Entwicklungsarbeit am Modell "PhytoCalc")

Nach Kalamitäten, Windwürfen oder waldbaulichen Eingriffen in geschlossenen Beständen kann die Bodenvegetation unter günstigen Bedingungen beachtliche Phytomassen mit, aufgrund der im Vergleich zum Bestand höheren Konzentrationen, entsprechenden Elementvorräten produzieren. Dies ist u. a. vom chemischen Zustand des mineralischen Oberbodens (IMMER et al. 1993), insbesondere aber auch von der Dauer, Intensität, Qualität und Richtung der den Boden erreichenden, photosynthetisch wirksamen Strahlung, dem Spektrum der Bodensamenbank und der durch Mensch, Tier, Wasser oder Wind ergänzend eingetragenen Arten abhängig, wie Untersuchungen in Laubmischbeständen North Carolinas, USA (SHURE et al. 2006), auf Kahlschlägen in Fichtenbeständen Schwedens (NYKVIST 1977) oder in Lochhieben eines Buchen-Edellaubholz-Bestandes Niedersachsens (SCHMIDT 1997) zeigen. Interzeption, Transpiration und Wasserbedarf der Bodenvegetation und Verjüngung in Lücken oder auf Freiflächen sind denen des ehemals existierenden Bestandes niemals adäquat (CIENCIALA et al. 1994), weshalb mehr Wasser in tieferen Bodenschichten verbleiben, oberflächlich abfließen oder infiltrieren kann. Untersuchungen in Fichtenbeständen Bayerns, Englands und Finnlands zeigen, dass damit, in Abhängigkeit vom Standort, mittelfristig (MELLERT et al. 1996, PALVIAINEN et al. 2005, ROBERTSON et al. 2000, SMOLANDER et al. 2001) bis kurzfristig (BÄUMLER & ZECH 1998) erhöhte Stoffausträge verbunden sein können, aber nicht müssen (HUBER et al. 2004). Für eine ökologische Bewertung der diesbezüglichen Bedeutung und der durch waldbauliche Eingriffe in gleichaltrige Fichtenreinbestände bedingten Veränderungen ist es von erheblicher Relevanz, die in der Bodenvegetation der verschiedenen Hiebsformen gespeicherten Elementvorräte zu quantifizieren (HEINRICHS & SCHMIDT 2007). Aufwendige, selten repräsentative und am selben Standort auch alsbald nicht wiederholbare, weil destruktive Beerntungen können dann vermieden werden, wenn belastbare, arten- oder wuchsgruppenspezifische Funktionalitäten zu Parametern wie z. B. Deckungsgrad (RÖTTGERMANN et al. 2000) und mittlere Sprosslänge bestehen (BOLTE 1999, BOLTE et al. 2002, RÖHLE et al. 2006). Das Modell "PhytoCalc" ist ein Ansatz mit diesen Vorteilen, der mittlerweile optionaler Bestandteil des europaweiten Level II-Monitorings ist (BOLTE 2006), allerdings bisher nur unter Bestandesbedingungen kalibriert und validiert wurde. Auf seine Anwendbarkeit unter deutlich extremeren Bedingungen, wie sie insbesondere auf Kahlschlägen existieren, musste er erst noch untersucht werden, was anhand von ausgewählten, phytomassereichen Arten erfolgte (KLINCK & FRÖHLICH 2009, Kap. 3).

Inventuren (Kap. 4 - Methodische Aspekte bei Kohlen- und Stickstoffinventuren)

Im Vergleich zu dem in den Böden Europas gebundenen Kohlenstoff von 75 Mrd. t betragen die Vorräte der gesamten Vegetation nur 1/3 und die der Atmosphäre die Hälfte (BATJES 1996). Allein 0,1 % davon entspricht der Menge, die 100 Mio. zusätzliche Autos, etwa die Hälfte der derzeit auf den Straßen befindlichen Zahl, erzeugen würden. Humusaufgabe und mineralischer Oberboden in Lücken oder auf Freiflächen sind insbesondere durch die bereits beschriebene Vegetations- und Wasserdynamik, den Rückgang von anfallender Streu und Wurzelnekromasse sowie einen Temperaturanstieg charakterisiert (LONDO et al. 1999, SAAD & CONRAD 1993). Entsprechend verändert stellen sich Mineralisierung, Um- und Zersetzung sowie Quellen- bzw. Senkenfunktion dar (VITOUSEK et al. 1979), wie Untersuchungen anhand von Kohlenstoffdioxid, Methan, Stickoxiden und Stickstoffdioxid (BORKEN 1996, FRÖHLICH 2009, MOSIER 1998, WILLIAMS et al. 1992) zeigen. Aktuell besteht gerade im Hinblick auf die Klimarelevanz dieser Prozesse und den Bemühungen um Anerkennung des Kohlenstoffspeichers Bodens samt seiner Funktionen im Rahmen des Kyoto-Protokolls dringender Forschungs- und Modellierungsbedarf (Del GROSSO et al. 2005, KIRSCHBAUM 1995, PRECHTEL et al. 2009). Ob mit waldbaulichen Eingriffen tatsächlich Veränderungen der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte in der Humusaufgabe und dem mineralischen Oberboden einhergehen, kann auch mittels Inventuren überprüft werden (HEINSDORF et al. 1986). Umfassende Literaturrecherchen zu dieser Thematik wie auch eine Untersuchung auf Kahlschlag und in Zielstärkennutzung eines Espen-Tannen-Bestand Ontarios, USA (LEE et al. 2002) zeigen, dass diese Effekte zumeist < 10-20 % und nicht statistisch abzusichern sind. Als Gründe dafür werden insbesondere räumliche Heterogenitäten und inadäquate Versuchsdesigns angeführt (JOHNSON 1992, YANAI et al. 2003). Tatsächlich bestehen bei der visuellen Differenzierung sich ähnelnder Straten häufig Subjektivitäten (FEDERER 1982, JANSEN et al. 2005). Obwohl bereits belastbare Funktionalitäten zwischen der Mächtigkeit der Humusaufgabe und den Kohlenstoff- Phosphor-, Schwefel- und Stickstoffvorräten des gesamten Bodenprofils existieren (CHODAK et al. 2002), sind konzeptionelle Auswege aus dem Konflikt Probenanzahl vs. statistisch abzusichernde Veränderung für Inventuren trotzdem notwendig und möglich (KLINCK et al. 2008, Kap. 4).

Schlagabraum (Kap. 5 - CO₂-C-Flüsse aus Fichtenstreu und Moder-Auflage)

Bei waldbaulichen Eingriffen sowie der Aufarbeitung von Kalamitäten und Windwürfen fallen große Mengen Schlagabraum an. Er besteht bei Fichtenbeständen mit Ästen, Nadeln, Rinde, Zapfen und Zweigen aus Materialien unterschiedlicher Quantität (JACOBSEN et al. 2003), die aufgrund ihrer Qualität bevorzugt umgesetzt werden (BERG 1986, HYVÖNEN et al. 2000, SINGH & GUPTA 1977). Untersuchungen auf Kahlschlägen in Fichtenbeständen Finnlands (PALVIAINEN et al. 2004) und mit Isotopen (WEATHERALL et al. 2006) zeigen, dass

die dabei mineralisierten Elemente der Verjüngung sofort wieder zur Verfügung stehen können. Aufgrund der zunächst nur begrenzten Kontakte zwischen Streu und Humusaufgabe oder mineralischem Oberboden und einer anderweitigen Spezialisierung im Hinblick auf z. B. Schwermetallgehalte (TILLER 1989) oder pH-Werte (MEIWES et al. 1986) ist die Biomasse letzterer bei der mikrobiellen Umsetzung von eher nachrangiger Bedeutung. Diese ist vielmehr von der Temperatur, dem Wasser- und dem initialen Stickstoffgehalt abhängig (BERG 2000, BRUMME & BEESE 1992, EPRON et al. 2004, RETH et al. 2005), wie auch Laboruntersuchungen mit Gras- (FLESSA et al. 2002) und Weizenstreu (WANG et al. 2002) zeigen. Über CO₂-C-Flüsse kann die Dynamik der entsprechenden Prozesse abgeschätzt werden, wobei positiv korrelierten Funktionalitäten Grenzen gesetzt sind, je höher die Temperaturen steigen (JÖRGENSEN et al. 1990). Eine Untersuchung in Laubmischbeständen Massachusetts, USA zeigt, dass aus einem Bodenprofil die Hälfte dieses Flusses der Humusaufgabe zuweisbar ist (DAVIDSON et al. 2006). In Deutschlands Fichtenbeständen werden aus den bereits beschriebenen Gründen in absehbarer Zeit größere Mengen an Schlagabraum anfallen und dann auf deutlich prononciertere Gradienten der Temperatur treffen. Welche Konsequenzen sich daraus für die mikrobielle Umsetzung ergeben, wurde exemplarisch an Moder-Auflagen und frischer Streu aus Fichtennadeln und -zweigen aufgezeigt (Manuskript Kap. 5, KLINCK et al.).

Einzelbaumlücken (Kap. 6 - Wasserdynamik in Einzelbaumlücken)

Untersuchungen in Fichtenbeständen Sachsens (MÜLLER & WAGNER 2003) und Laubmischbeständen Kanadas (CAMPBELL et al. 1998) zeigen, dass die Wurzeln der umgebenden Bäume die Element- und Wasserressourcen von Lücken < 100 m² schnell für sich zu erschließen vermögen. Wird dieses Potential nicht genutzt, kann dies ein Stressindikator sein (BAUHUS & BARTSCH 1996, PUHE 2003, STONE & KALISZ 1991, TASKINEN et al. 2003). Die Wasserdynamik in Einzelbaumlücken wird auf gering oder nicht geeigneten Standorten insbesondere von der Niederschlagsverteilung sowie dem Wasserbedarf der umgebenden Bäume und der Bodenvegetation bestimmt. Für eine ökologische Bewertung der Veränderungen des Stoffhaushaltes ist hier dann die Dauer der Störung erheblich, wie Untersuchungen in Lochhieben eines Buchenbestandes Niedersachsens (BAUHUS 1994, BAUHUS & BARTSCH 1995, BRUMME 1995) und verschieden großen Lücken eines Nadelmischbestandes Kanadas (PRESCOTT et al. 2003) zeigen. Für das Kooperationsprojekt Hiebsformen-Vergleich Solling wurden vergleichbare Untersuchungen zur Wasser- und Wurzeldynamik in Einzelbaumlücken 4 Jahre nach dem waldbaulichen Eingriff durchgeführt (Manuskript Kap. 6, KLINCK et al.).

2 Übersicht

VERÖFFENTLICHT, PEER-REVIEWED

KLINCK, U. & FRÖHLICH, D. (2009): Application of the phytomass and elemental stock model "PhytoCalc" under clear-cut conditions. In: ALLG. FORST JAGDZTG. **180**/1-2. 15-21.

KLINCK, U., FRÖHLICH, D. & MEIWES, K.J. (2008): Zur Problematik der Quantifizierung von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten der Humusaufgabe und des mineralischen Oberbodens. In: ALLG. FORST JAGDZTG. **179**/1. 1-7.

MANUSKRIPTE

KLINCK, U., BERGSTERMANN, A., MEIWES, K.J., FRÖHLICH, D. & BEESE, F.: Temperature dependent CO₂-C fluxes of mor-humus and fresh Norway spruce needles and twigs litter.

KLINCK, U., MAACK, T., MEIWES, K.J., RADLER, K., FRÖHLICH, D. & BEESE, F.: Water dynamic in selective cutting single tree gaps.

POSTER

KLINCK, U. (2006): Quantifizierung von C- & N-Gehalt, C/N-Verhältnis, Humus-, C- & N-Vorrat der Moder-Auflage unter Fichtenbestand. Forstwissenschaftliche Tagung. Tharandt.

CO-AUTOR

FRÖHLICH, D., **KLINCK, U.** & BEESE, F. (2010): Temporal and spatial variations of two-sided edge effects on small clear cuts. In: FRÖHLICH, D.: Raumzeitliche Dynamik der Parameter des Energie-, Wasser- und Spurengashaushalts nach Kleinkahlschlag. 31-51. Göttingen - Dissertation.

FRÖHLICH, D., **KLINCK, U., RADLER, K. & BEESE, F.** (2010): Räumliche Modifikationen des Bodenwasserhaushalts durch Kahlschlag. In: FRÖHLICH, D.: Raumzeitliche Dynamik der Parameter des Energie-, Wasser- und Spurengashaushalts nach Kleinkahlschlag. 51-78. Göttingen - Dissertation.

FRÖHLICH, D., BRUMME, R., **KLINCK, U., PRENZEL, J. & BEESE, F.** (2010): Initial effects of harvesting on nitrous oxide and methane fluxes in a spruce forest. In: FRÖHLICH, D.: Raumzeitliche Dynamik der Parameter des Energie-, Wasser- und Spurengashaushalts nach Kleinkahlschlag. 11-30. Göttingen - Dissertation.

FRÖHLICH, D., **KLINCK, U., PANFYOROV, O. & BEESE, F.** (2008): Spatial distribution of temperatures and water dynamics in the soil of a small clear fell. Eurosoil. Wien (REFERAT).

FRÖHLICH, D., **KLINCK, U., MEIWES, K.J. & BEESE, F.** (2007): Räumliche Variabilität des Wasser- und Temperaturhaushalts auf Kleinkahlschlägen. Jahrestagung Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. Dresden (POSTER).

HEINRICHS, S., **KLINCK**, U. & SCHMIDT, W.: Changes in aboveground biomass, in nitrogen accumulation and in resource use related plant traits after clear and selection cutting in Norway spruce stands (MANUSKRIFT, submitted in CAN. J. FOREST RES.).

RADLER, K., OLTCEV, A., PANFYOROV, O., **KLINCK**, U. & GRAVENHORST, G.: Radiation and temperature responses to a small clear-cut in a spruce forest (MANUSKRIFT, submitted in OPEN GEOGR. J.).

SONSTIGE AKTIVITÄTEN

- Praktikum: Bodenhydrologie, Göttingen - 15.-23. März 2005
- Symposium: Waldschutz, Göttingen - 17. März 2005
- Pressetermin: Hannoversche Allgemeine, Uslar - 27. April 2005
- Exkursion: Bodenkunde, West-Sibirien - 31. Juli - 26. August 2005
- Projektvorstellung für Dr. Randy Koch (Basel), Neuhaus - 2. September 2005
- Referat: Abteilungsseminar NW-FVA, Göttingen - 23. November 2005
- Forstwissenschaftliche Tagung, Tharandt - 20.-22. September 2006
- Symposium: ICP, Göttingen - 26.-27. Oktober 2006
- Referat: Abteilungsseminar NW-FVA, Göttingen - 9. März 2007
- Kurs: EXPERT-N, Göttingen - 7.-9. Mai 2007
- Symposium: Waldernährung, Göttingen - 11.-12. Juni 2007
- Symposium: Waldbau, Göttingen - 29. April 2008
- Projektvorstellung für NW-FVA-Infoblatt, Göttingen - 3. Juli 2008
- Workshop: Stabile Isotope, Göttingen - 29.-30. September 2008
- Referat: Abteilungsseminar NW-FVA, Göttingen - 6. Februar 2009
- Projektvorstellung für Referendare, Neuhaus - 3. März 2009
- Kurs: LWF-BROOK90, Göttingen - 4. September 2009
- Referat: Jahrestagung DBG, Bonn - 5.-13. September 2009
- Symposium: Deposition, Dessau - 8. Dezember 2009
- Referat: Stickstoff-Workshop, Göttingen - 16.-17. Februar 2010
- Symposium: Wald und Wasser, Freiburg - 18.-19. Mai 2010

Ohne Zeitangabe

- Mitgliedschaft Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft
- Gutachtertätigkeit für die Zeitschrift Forstarchiv
- Co-Betreuung mehrerer PraktikantInnen und der Diplomarbeiten von ...

Anja Bergstermann (2006): Umsetzung von Auflagehumus und aufliegendem frischen Fichtenfeinreisig in Abhängigkeit von der Temperatur unter besonderer Berücksichtigung des Kohlenstoffhaushaltes.

Tim Maack (2008): Hydrologische Parameter und Nitratkonzentrationen im Boden in Einzelbaumlücken in einem Fichtenbestand im Solling.

Susanne Feisthauer (2010): Modellierete Auswirkungen von Kleinkahlschlägen und Zielstärkennutzung auf den Wasserhaushalt zweier Fichtenreinbestände mit LWF-BROOK90.

3 Entwicklungsarbeit am Modell "PhytoCalc"

D 20867 E ISSN 0002-5852	
ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG	
German Journal of Forest Research	
INHALTSVERZEICHNIS	
<i>EDITORIAL</i>	2. und 3. Umschlagseite
<i>AUFSÄTZE</i>	
M. J. Schnetzler†, R. Lemm, P. Bonfils und O. Thees	Das Supply Chain Operations Reference (SCOR)-Modell zur Beschreibung der Wertschöpfungskette Holz 1 (The Supply Chain Operations Reference (SCOR)-Model to describe the value-added chain in forestry)
U. Klinck and D. Fröhlich	Application of the phytomass and elemental stock model "Phyto- Calc" under clear-cut conditions 15 (Anwendung des Phytomasse- und Elementvorratsmodells „Phyto- Calc“ unter Kahlschlagbedingungen)
C. Hartebrodt, K. Herbohn und J. Herbohn	Mehrdimensionale Steuerungsverfahren – ein erfolgversprechender Ansatz für die Verwaltungs- und Unternehmenssteuerung im Forstsektor? Analyse einer Fallstudie mit Bezügen zu Ergeb- nissen in US-amerikanischen Behörden 22 (Multidimensional Performance Measurement Systems – A Promis- ing Approach for the Management of Enterprises and Administra- tions in the Forest Sector? – Results of a Case Study in Compari- son with Findings in US-American Administrations)
R. Seidl, W. Rammer und M. J. Lexer	Schätzung von Bodenmerkmalen und Modellparametern für die Waldökosystemsimulation auf Basis einer Großrauminventur 35 (Estimating soil properties and parameters for forest ecosystem sim- ulation based on large scale forest inventories)
180. JAHRGANG 2009 HEFT 1/2 JAN./FEB J. D. SAUERLÄNDER'S VERLAG · FRANKFURT AM MAIN	

Application of the phytomass and elemental stock model "PhytoCalc" under clear-cut conditions

(With 1 Figure and 3 Tables)

By U. KLINCK¹⁾ and D. FRÖHLICH²⁾

(Received October 2007)

KEY WORDS – SCHLAGWÖRTER

Clear-cut condition; elemental stock; understorey phytomass; ground coverage; mean shoot length; PhytoCalc.

Kahlschlag; Elementvorrat; Bodenvegetation; Deckungsgrad; mittlere Sprosslänge; PhytoCalc.

1. INTRODUCTION

Because of 3–4 times higher elemental contents compared to the stand and its quick turnover, forest understorey phytomass needs to be considered, as it is an indicator for site characteristics and biodiversity as regards the balance of elemental stocks in corresponding ecosystems (BOLTE et al., 2004; KÖLLING AND REHFUSS, 1987; MROZZEK, 1998; NEUMANN AND STARLINGER, 2001; PALVIAINEN et al., 2005). Against the background of its nature to act as an elemental source or sink due to changed atmospheric inputs, liming and forest conversion, it is necessary to quantify this contribution especially (HÖGGER et al., 1986; NYKVIST, 1997; RÖTTGERMANN et al., 2000; SCHMIDT et al., 1989). Unfortunately, destructive harvesting often interferes other projects connected to soil parameters, practically rules out later repetition, is seldom prestigious for areas greater than the harvested ones and generally intensive in time, cost and work. In order to avoid these disadvantages, BOLTE (1999) for the first time advanced older approaches (e. g. KELLOMÄKI, 1974), which focus on relations between ground coverage and dry weight of forest understorey phytomass, by additional consideration of the parameter mean shoot length. Assuming independency between dry weight and elemental contents, stocks of Carbon (C), Nitrogen (N), Potassium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Phosphorus (P) and Sulphur (S) can be assessed by linking the elemental contents to the dry weight of the species.

PhytoCalc 1.3 is originally based on iteratively determined, non-linear species-specific functions of 40 forest understorey species of different stand types at 129 sites of the North-eastern German lowlands. BOLTE (1999) simultaneously merged similar species to distinct habitat groups and set up corresponding habitat group-specific functions. They were found to fit almost as good as the species-specific ones, altogether being more flexible while aiming at regionalisation, since new, yet to be included species can be integrated very simple (BOLTE et al., 2002). Several validations prove **PhytoCalc** to be an easy, cheap and fast method in assessing forest understorey phytomass in stands, qualifying it to be an optional part of the long-term EU Level II monitoring program (BMELV, 2006). Within its application in the South-western German highlands, the habitat group-specific functions were re-calculated, now using a quasi-linear approach of log- and later retransformed data that alleviates problems due to multiple solutions and heteroscedasticity that non-linear functions are prone to. By an additional integration of 5 new species, **PhytoCalc** 1.4 was established (BOLTE, 2006).

This study's objective is to check the applicability of **PhytoCalc** 1.3 with species-specific functions and **PhytoCalc** 1.4 with habitat group-specific functions under clear-cut conditions in the Central German highlands. Here the balances of energy, matter and water are significantly different compared to the forest stand. The investigations base upon 4 widespread and biomass-rich species at small clear-cuts within even-aged *Picea abies* stands and 1 appropriate species within them. The possible sources of error will be discussed in the following, at the same time also improving upon **PhytoCalc** by integrating a new species-specific function for juvenile, up to 1 m high *Picea abies*, according to actual needs (RÖHLE et al., 2006) and desirable upgrade endeavours (BOLTE, 2006).

2. MATERIAL AND METHODS

Site description

The investigations took place at 2 sites of the highlands Solling, Lower Saxony, Germany. The altitudes were between 300–500 m above sea level. Despite compensational liming with Mg-containing lime, both the sites are characterized by acidic soil conditions, typical mor-humus and Spodic Dystric Cambisols, consisting of 80 cm loess over sandstone on an average (ELLENBERG et al., 1986). The mean annual precipitation is 1.000 mm and temperatures are about 7°C. The potential vegetation type is a *Luzulo Fagetum*, actually displaced through a *Galio harcynici-Culto-Piceetum oxalidetosum* respectively *molinetosum* (ZERBE, 1992). At the end of 2003, parts of these stands were transformed into small clear-cuts of about 1 ha in size.

Experimental design

The 6 investigated species were: *Oxalis acetosella* L., *Digitalis purpurea* L., *Deschampsia flexuosa* (L.) Drejer, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Rubus idaeus* L. and juvenile, up to 1 m high *Picea abies* (L.) Karsten, whereas the first and last ones were assigned to the even-aged *Picea abies* stand and the others to the small clear-cuts. The ground coverage was categorised into 5 classes: 0% to 20%, > 20% to 40%, > 40% to 60%, > 60% to 80% and > 80% to 100%. Altogether 120 samples, 4 repetitions for each class and each species, were taken. The corresponding plots to be surveyed and harvested were chosen to meet these requirements.

Sampling and preparation

All proceedings were conducted according to BOLTE (1999), meaning that a frame of 1 m², divided into 4 subsections of same size, was used for *Digitalis purpurea*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus idaeus* and *Picea abies*. The **ground coverage** (%) was estimated visually in steps of 5% for each subsection and then averaged. Additionally, the elongated length (cm) of 5 flowering/taller shoots and 5 non-flowering/smaller shoots were measured, having at most 40 values to be averaged to **mean shoot length (cm)**. After that, the whole frame was completely harvested including all the above-ground standing, living and dead plant material (= phytomass) of the pertaining species. *Oxalis acetosella* and *Deschampsia flexuosa* were treated similarly in a frame of 0,25 m² without subsections. Here the elongated length (cm) of 10 flowering/taller shoots and 10 non-flowering/smaller shoots were measured. Harvesting took

¹⁾ Northwest German Forest Research Station, Department of Environmental Control, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen. E-Mail: uwe.klinck@nw-fva.de

²⁾ University of Göttingen, Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen.

$$DW = a * GC^b * MSL^c \quad (I)$$

with: DW = dry weight (g/m²); GC = ground coverage (%); MSL = mean shoot length (cm); a, b, c = constants

$$ST = a * GC^b * MSL^c * \frac{E_{C,N,K,Ca,Mg,P,S}}{100} \quad (II)$$

with, differing to (I): ST = elemental stock (g/m²); E = percentage of the element at dry weight.

New species-specific functions can be determined iteratively with STATISTICA 6.0 and Levenberg-Marquardt's method analogue to PhytoCalc 1.3, looking for minimized sums of deviation between measured and modelled dry weights. The quality of these new functions is represented through coefficients of determination from the variance of the measured and new modelled data pairs along the first bisecting line.

3. RESULTS

By recording the visually estimated ground coverages and the measured mean shoot length at the plots into PhytoCalc 1.3 and 1.4 by using the functions in Tab. 2, measured and modelled dry weights and elemental stocks can be compared with each other and amongst each other.

Measured vs. modelled (PhytoCalc 1.3 or PhytoCalc 1.4) dry weights and elemental stocks

The modelled dry weights underestimate the measured ones clearly (Fig. 1). Due to the multiplicative connection to the dry weight model, the elemental model can enforce, confirm or balance this trend - as the internal PhytoCalc element contents are smaller, the same or higher than the measured ones (Tab. 2). Visually appreciated, PhytoCalc 1.3 seems to be applicable for *Oxalis acetosella* K and *Deschampsia flexuosa* K, Ca, P and S. Analogue, PhytoCalc 1.4 seems to be applicable for *Deschampsia flexuosa* Ca, P and S. But this means only 5 elemental stocks out of 35 (7 elements, 5

species) can be appropriately represented by at least one of the PhytoCalc versions.

The measured percentages of the elements at dry weight differ from those of both PhytoCalc versions between -58% and +108%. Only for C were they found to be low throughout. Looking only at differences > ± 50%, there is +67% Ca and +108% Mg in *Oxalis acetosella* and -58% N, -51% K and -55% S, but +56% Ca in *Digitalis purpurea*.

Besides C with at most 2,3%, the coefficients of variation of the measured percentages of the elements at dry weight are clearly higher (about 8-44%), especially for *Deschampsia flexuosa* and *Rubus idaeus*.

Modelled (PhytoCalc 1.3) vs. modelled (PhytoCalc 1.4) dry weights and elemental stocks

Differences in dry weights and elemental stocks between both PhytoCalc versions made up to 48% for *Oxalis acetosella*, 63% for *Digitalis purpurea*, 18% for *Deschampsia flexuosa*, 25% for *Pteridium aquilinum* and 55% for *Rubus idaeus*, always referring to the maximum of both values. Dry weights and elemental stocks thus can be partly more than double as high as or half as low as when modelled with the respectively other PhytoCalc version. Even on an average, the differences are always > 10%, except for *Pteridium aquilinum*.

Further Findings

Picea abies was considered as one while setting up the new species-specific function, but branches have in average -103% N, -37% Ca, -50% P and -89% S than needles. For C, K and Mg the differences are < 10%.

The quality of the new functions has to be rated as good for *Oxalis acetosella*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus idaeus* and *Picea abies* and acceptable for *Digitalis purpurea* (Tab. 3), when using, deviating to Tab. 2, to the bisecting line referred coefficients of determination. The values of *Deschampsia flexuosa* are lower and only for dry weight and C, Ca and Mg stocks acceptable.

Tab. 2

PhytoCalc 1.3 (BOLTE, 1999), PhytoCalc 1.4 (BOLTE, 2006) and the functions of this study to assess dry weights (g/m²) and elemental stocks (g/m²) of forest understorey phytomass. SSF = species-specific function, HGFSF = habitat group-specific function. The number of samples, the dry weight and elemental model base upon (n), the coefficients of determination for the dry weight model (R²), the standard deviations for the percentages of the elements at dry weight (±) and comparable references (without abbreviation = phytomass, PL = plant litter, L = (current year) leaves) as published by BOLTE (1999) are also given. n. a. = not available.

PhytoCalc 1.3 (BOLTE, 1999), PhytoCalc 1.4 (BOLTE, 2006) und die Funktionen der vorliegenden Untersuchung zur Abschätzung von Trockengewichten (g/m²) und Elementvorräten (g/m²) der Bodenvegetation. SSF = artenspezifische Funktion, HGFSF = wuchsgruppenspezifische Funktion. Gegeben sind außerdem: die Probenanzahl n, auf der Trockengewichts- und Elementvorratsmodell basieren, die Bestimmtheitsmaße R² für das Trockengewichtsmodell, die Standardabweichungen für die Anteile der Elemente am Trockengewicht (±) und vergleichbare Literaturquellen (ohne Abkürzung = Phytomasse, PL = Streu, L = (einjährige) Blätter) in Anlehnung an BOLTE (1999). n. a. = keine Daten verfügbar.

Species	Model	Dry weights model					Elemental model							
		n	a	b	c	R ²	n	C	N	K	Ca	Mg	P	S
<i>Oxalis acetosella</i>	PhytoCalc 1.3, SSF	80	0.15204580	1.10904514	0.00000000	0.92	n. a.	45.02 ± 0.91	3.31 ± 0.66	3.09 ± 0.71	0.62 ± 0.20	0.27 ± 0.07	0.37 ± 0.14	0.28 ± 0.07
	PhytoCalc 1.4, HGFSF	90	0.03731000	0.75559000	1.18965000	0.84	n. a.	45.02 ± 0.91	3.31 ± 0.66	3.09 ± 0.71	0.62 ± 0.20	0.27 ± 0.07	0.37 ± 0.14	0.28 ± 0.07
	This study	20	0.11734500	0.62870200	0.52907900	0.97	20	47.49 ± 1.09	3.22 ± 0.33	1.96 ± 0.29	1.04 ± 0.14	0.66 ± 0.08	0.23 ± 0.05	0.25 ± 0.03
<i>Digitalis purpurea</i>	PhytoCalc 1.3, HGFSF	149	0.00367860	1.51583805	0.80573571	0.80	n. a.	45.02 ± 0.91	3.31 ± 0.66	3.09 ± 0.71	0.62 ± 0.20	0.27 ± 0.07	0.37 ± 0.14	0.28 ± 0.07
	PhytoCalc 1.4, HGFSF	199	0.02123000	1.03835000	0.86312000	0.78	n. a.	45.02 ± 0.91	3.31 ± 0.66	3.09 ± 0.71	0.62 ± 0.20	0.27 ± 0.07	0.37 ± 0.14	0.28 ± 0.07
	This study	20	0.03705200	0.86159000	1.31415800	0.89	20	47.96 ± 0.83	1.40 ± 0.20	1.52 ± 0.36	0.97 ± 0.16	0.35 ± 0.06	0.21 ± 0.06	0.12 ± 0.02
<i>Deschampsia flexuosa</i>	PhytoCalc 1.3, SSF	95	0.10848223	0.89002659	0.70570206	0.89	n. a.	46.45 ± 1.07	1.74 ± 0.42	1.68 ± 0.46	0.21 ± 0.07	0.12 ± 0.04	0.16 ± 0.05	0.17 ± 0.05
	PhytoCalc 1.4, HGFSF	158	0.08065000	0.93892000	0.85068000	0.89	n. a.	46.45 ± 1.07	1.74 ± 0.42	1.68 ± 0.46	0.21 ± 0.07	0.12 ± 0.04	0.16 ± 0.05	0.17 ± 0.05
	This study	20	0.01749500	0.25979700	2.24551700	0.77	20	48.19 ± 0.36	1.48 ± 0.58	1.14 ± 0.36	0.11 ± 0.03	0.10 ± 0.03	0.09 ± 0.04	0.10 ± 0.03
<i>Pteridium aquilinum</i>	Literature							50.10 (PL)	0.71-2.84	0.61-2.73	0.15-0.43	0.05-0.19	0.08-0.25	
	PhytoCalc 1.3, SSF	48	0.00033372	1.28338888	1.53805306	0.86	n. a.	47.48 ± 1.08	2.04 ± 0.31	2.02 ± 0.37	0.37 ± 0.11	0.26 ± 0.13	0.20 ± 0.08	0.17 ± 0.05
	PhytoCalc 1.4, HGFSF	48	0.00068000	1.09905000	1.52002000	0.85	n. a.	47.48 ± 1.08	2.04 ± 0.31	2.02 ± 0.37	0.37 ± 0.11	0.26 ± 0.13	0.20 ± 0.08	0.17 ± 0.05
<i>Rubus idaeus</i>	This study	20	0.01828500	1.20002000	1.07582000	0.99	20	50.64 ± 0.37	1.45 ± 0.20	1.25 ± 0.43	0.46 ± 0.04	0.23 ± 0.03	0.11 ± 0.04	0.19 ± 0.03
	Literature							2.44-3.21 (L)	1.83-3.36 (L)	0.48-0.81 (L)	0.21-0.70 (L)	0.12-0.23 (L)		
	PhytoCalc 1.3, SSF	50	0.00032242	0.96076588	2.22503923	0.82	n. a.	47.62 ± 0.97	1.86 ± 0.43	0.86 ± 0.44	0.65 ± 0.26	0.27 ± 0.09	0.16 ± 0.06	0.11 ± 0.02
<i>Picea abies</i>	PhytoCalc 1.4, HGFSF	50	0.03421000	0.96925000	0.98866000	0.84	n. a.	47.62 ± 0.97	1.86 ± 0.43	0.86 ± 0.44	0.65 ± 0.26	0.27 ± 0.09	0.16 ± 0.06	0.11 ± 0.02
	This study	20	0.07811300	1.85695800	0.28060500	0.97	20	49.84 ± 0.67	1.84 ± 0.37	1.03 ± 0.33	0.88 ± 0.36	0.33 ± 0.09	0.17 ± 0.07	0.10 ± 0.02
	Literature							1.00	1.00	0.60	0.40	0.10		
<i>Picea abies</i>	This study	20	1.11725700	0.71366000	0.87741000	0.97	20	51.53 ± 0.44	0.96 ± 0.07	0.29 ± 0.03	0.40 ± 0.05	0.09 ± 0.01	0.10 ± 0.01	0.06 ± 0.01
									2.10-3.09 (L)	1.49-2.37 (L)	0.62-1.82 (L)	0.26-1.00 (L)	0.13-0.29 (L)	

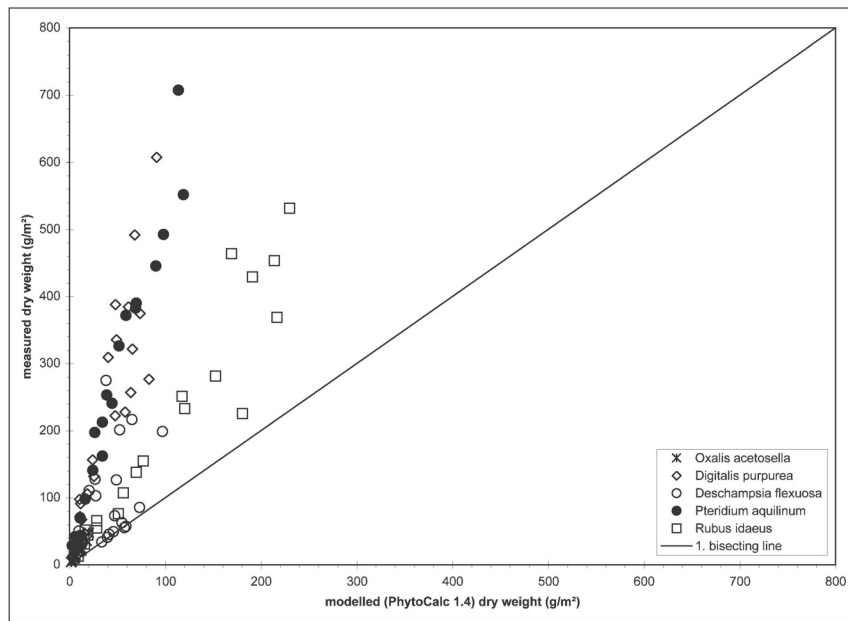


Fig. 1
Measured and modelled dry weights with PhytoCalc 1.4.
Mit PhytoCalc 1.4 gemessene und modellierte Trockengewichte.

Tab. 3
Coefficients of determination out of the variance of measured and new modelled data pairs around the first bisecting line. DW = dry weight.
Bestimmtheitsmaße aus den Streuungen von gemessenen und modellierten Datenpaaren um die Winkelhalbierende. DW = Trockengewicht.

Species	DW	C	N	K	Ca	Mg	P	S
<i>Oxalis acetosella</i>	0,94	0,94	0,91	0,87	0,89	0,90	0,85	0,91
<i>Digitalis purpurea</i>	0,79	0,79	0,71	0,66	0,74	0,72	0,60	0,75
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,59	0,59	0,17	0,17	0,73	0,72	0,12	0,24
<i>Pteridium aquilinum</i>	0,97	0,97	0,92	0,85	0,96	0,87	0,76	0,96
<i>Rubus idaeus</i>	0,94	0,94	0,91	0,91	0,89	0,90	0,89	0,90
<i>Picea abies</i>	0,93	0,95	0,97	0,93	0,94	0,92	0,94	0,97

4. DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Neither PhytoCalc 1.3 nor PhytoCalc 1.4 was able to appropriately model the measured dry weights and elemental stocks of the 5 species for one species respective element throughout. The transferability of PhytoCalc beyond the stands, thus seems to be limited for clear-cut conditions in the central German highlands, were even-aged *Picea abies* stands are interspersed with small clear-cuts. Until now, only N and S stocks were expected to not be ensured in regions outside the North-eastern German lowlands or South-western German highlands, due to possibly different deposition rates across Germany (BOLTE et al., 2002).

Generally, the existing and new functions of PhytoCalc have to be resilient because of possible disturbances like e. g. user bias, sample preparation or sample analysis. Despite that, several studies (e. g. MROTZEK, 1998; SCHMIDT et al., 1998) proved the high quality of the allometric relations that the dry weights model is based upon. Looking at *Pteridium aquilinum* or *Rubus idaeus* for e. g., it is nevertheless obvious, that 2 significantly different functions can emanate from the same data, depending on how the functions are iteratively determined (BOLTE, 2006). This way, because of the multiplicative connection to the elemental model, the elemental stocks can be affected stronger than by differences in the elemental

contents itself. In the future, the dry weight model of PhytoCalc should be checked as much as possible for yet to be validated stand sites. For extreme conditions like clear-cuts, fast-growing plantations or perhaps even agricultural areas, additional calibration efforts have to be effected.

Contrary to the visually estimated ground coverages that can be digitally objectified, mean shoot length is not always a prestigious value. Some species show great discrepancies between flowering/taller and non-flowering/smaller shoots, e. g. *Digitalis purpurea* and the arithmetic means then does not represent the real proportion, each of them contributes to the dry weight and elemental stocks. Similar problems can occur, when there are only less number species to be measured per plot, potentially causing statistical bolters. Both cases are dangerous especially while integrating new species-specific functions into PhytoCalc. For a start, the best corrective for such species like *Digitalis purpurea* will be to measure all shoots, neglecting their condition and plots subsections. Measuring "middle" shoots in favour may be another alternative, just like weighting, a significant correlation between shoot length and proportion to dry weight and elemental stocks assumed.

In order to advance the assessment of dry weights and elementals stocks of understorey phytomass it is better to work on reclaiming species-specific functionalities, because grouping always entails a loss of information. Since ground coverage and mean shoot length have to be determined somehow, PhytoCalc 1.4 seems to be only a waypoint en route to a version, where all species are considered apart, perhaps even for different site characteristics. Tab. 3 validates the allometric approach to be pursued in the future. Aiming at regionalisation, the efforts in integrating new functions in PhytoCalc or calibrating it, should focus on ground coverages < 50% with consequently adapted categories for most of the species, because only less species are able to cover plots > 100 m² completely.

Besides these general aspects and their influences, there are special reasons for every species surveyed accounting for the differences between measured and modelled dry weights: *Oxalis acetosella* was harvested in July, not April to May. Besides phenological aspects, the parameter shoot length might have been overestimated slightly in PhytoCalc 1.4 while using arithmetic means, neglecting the fact that flowering shoots does not contribute considerably to the dry weight. *Digitalis purpurea* shoots showed lignifying tendencies due to the favourable light and nutrient conditions. Furthermore, they were harvested at the highest peak within their biennial cycle. *Deschampsia flexuosa* had slightly overestimated ground coverages. The corresponding dry weights of about 1 t/ha are nevertheless reliable (NYKVIST, 1997; PALVAINEN et al., 2005). *Pteridium aquilinum* is prone of shoots to be harvested, hanging over the edges of the frame and accounting for high dry weights. *Rubus idaeus* finally can feature species internal differences (HÖHNE and FIEDLER, 1963). Furthermore, the fact that some shoots of the last year were also harvested can not be neglected.

Comparing the elemental contents to the references (BOLTE, 1999; HÖHNE, 1962, 1963), *Deschampsia flexuosa* and *Pteridium aquilinum* were not as rich in K as *Rubus idaeus*. Correspondingly, *Pteridium aquilinum* was richer in Ca and Mg than *Deschampsia flexuosa*, but poorer than *Oxalis acetosella*, *Digitalis purpurea* and *Rubus idaeus*. Furthermore, *Oxalis acetosella* was richer in P than the other species. This classification was found to be overlaid by leaching and retranslocation effects related to N, K, P and S due to differences in the harvesting time (HÖHNE and FIEDLER, 1963) and liming effects for Ca and Mg, last one subsumable in different site characteristics (FOGGO, 1989).

The integration of a new species-specific function for juvenile, up to 1 m high *Picea abies* was a success. Thus, PhytoCalc seems

to be applicable for wooden species of low height too. Although the new function is comparably qualitative, the differences in the elemental contents between branches and needles indicate that a differentiation of age-groups is probably necessary. Contrary to BOLTE (2006), the coniferous species should therefore only be integrated up to average heights of at most 0,5 m for a start.

5. SUMMARY

This study's objective was to check the applicability of the phytomass and elemental stock model "PhytoCalc" under clear-cut conditions. Two model versions were consulted, focussing upon 4 widespread and biomass-rich species at small clear-cuts within even-aged *Picea abies* stands in central German highlands and 1 appropriate species within them: *Oxalis acetosella* L., *Digitalis purpurea* L., *Deschampsia flexuosa* (L.) Drejer, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn and *Rubus idaeus* L. Both PhytoCalc versions failed at clear-cut sites for now, because the balances of energy, matter and water, influencing the understorey phytomass here, are significantly different compared to the forest stand. Liming effects, deviations in harvesting time and user bias were found to be possible sources of error as well as the determination of the 2 simple model parameters ground coverage and mean shoot length can be challenging in some special cases.

Nevertheless, PhytoCalc was found to be an easy, cheap and fast approach that should be chased further one to obtain dry weight and elemental stocks of understorey phytomass. So e. g. the model seems to be applicable for wooden species of low height too, as shown with juvenile, up to 1 m high *Picea abies*. The calibrations efforts should now first focus on reliable functions for dry weight even under extreme conditions like clear-cuts for as much species as possible.

6. Zusammenfassung

Titel des Beitrages: Anwendung des Phytomasse- und Elementvorratsmodells „PhytoCalc“ unter Kahlschlagbedingungen

Ziel dieser Untersuchung war es, die Anwendbarkeit des Phytomasse- und Elementvorratsmodells „PhytoCalc“ unter Kahlschlagbedingungen zu testen. Dazu wurden 2 verschiedene Modellversionen und 4 weit verbreitete und biomassereiche Arten herangezogen: *Digitalis purpurea* L., *Deschampsia flexuosa* (L.) Drejer, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn und *Rubus idaeus* L. Zur Kontrolle und als typische Art für einen gleichaltrigen *Picea abies* Bestand wurde *Oxalis acetosella* L. ausgewählt.

Beide PhytoCalc-Versionen hatten Probleme, die gemessenen Werte hinreichend genau zu modellieren bzw. mussten dafür erst angepasst werden. Die Gründe dafür liegen vor allem in einem unterschiedlichen Energie-, Stoff- und Wasserhaushalt der Freiflächen im Vergleich zum Bestand, der die Bodenvegetation signifikant beeinflusst. Auch die Ermittlung der beiden Modellparameter Deckungsgrad und mittlere Sprosslänge kann in speziellen Fällen problembehaftet sein. Mögliche weitere Fehlerquellen sind Kalkungseffekte, der Zeitpunkt der Beerntung, Bearbeitereffekte (Subjektivität) und standörtliche Verschiedenheiten.

Abseits der extremen Rahmenbedingungen auf einem Kahlschlag bleibt PhytoCalc weiterhin ein wertvoller, da kostengünstiger, simpler und schneller Ansatz zur Quantifizierung von Trockengewichten und Elementvorräten der Bodenvegetation. Dass die grundlegende Idee sinnvoll und auch für verholzende Arten adaptierbar scheint, wurde am Beispiel von bis zu 1 m hoher Fichten-Naturverjüngung deutlich. Durch die Integration neuer, bisher noch nicht berücksichtigter Arten und weitere Feinkalibrierung können die Anwendungsgebiete des Modells noch erweitert werden.

7. Résumé

Titre de l'article: *Pertinence du modèle «PhytoCalc», relatif à la phytomasse et aux réserves en éléments de base, dans le cas de coupes rases.*

L'objectif de cette étude était de vérifier l'applicabilité du modèle «PhytoCalc», relatif à la phytomasse et aux réserves en éléments de base, dans le cas de coupes rases. Deux versions du modèle ont été consultées à propos de 4 espèces largement répandues et riches en biomasse, dans des petites coupes rases faites dans des peuplements équiennes de *Picea abies* des collines du Centre de l'Allemagne et 1 espèce judicieusement choisie parmi elles: *Oxalis acetosella* L., *Digitalis purpurea* L., *Deschampsia flexuosa* (L.) Drejer, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn et *Rubus idaeus* L. Les deux versions PhytoCalc n'ont pas bien fonctionné jusqu'à maintenant dans le cas des coupes rases, parce que les équilibres d'énergie, de matière et d'eau, qui y exercent de l'influence sur la biomasse en sous-étage, sont significativement différentes de ceux qui règnent dans un peuplement forestier. Des effets de chaulage, des dérivés dans les dates de récolte et des biais dus aux utilisateurs peuvent être des sources d'erreur possibles; on peut aussi penser que la détermination des 2 paramètres simples du modèle, couverture au sol et longueur moyenne de pousse, peut être une gageure dans certains cas particuliers.

Il n'en reste pas moins que l'on a trouvé que PhytoCalc était un moyen facile, peu coûteux et rapide d'aborder le problème que l'on devrait continuer à utiliser pour apprécier la masse sèche et les réserves en éléments de base de la phytomasse en sous-étage. Ainsi par exemple le modèle semble être applicable aussi aux espèces ligneuses dont la hauteur est encore faible, comme on l'a constaté dans le cas de *Picea abies*, au stade juvénile, jusqu'à 1 m de hauteur. Les efforts de calibration devraient maintenant se focaliser en premier lieu sur des fonctions fiables en ce qui concerne la masse sèche, même dans des conditions extrêmes comme les coupes rases, pour le plus grand nombre possible d'espèces.

R. K.

8. Acknowledgements

The authors would like to thank the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) for the financial grant of the project ME 2078/1-1 and 3 anonymous experts for their useful comments.

9. References

- BOLTE, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. In: Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt 7. Stuttgart.
- BOLTE, A., S. ANDERS und A. ROLOFF (2002): Schätzmodelle zum oberirdischen Vorrat der Waldbodenflora an Trockensubstanz-, Kohlenstoff und Makronährelementen. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 173. H. 4, S. 57–66.
- BOLTE, A., B. LAMBERTZ, A. STEINMEYER, R. KALLWEIT und H. MEESENBERG (2004): Zur Funktion der Bodenvegetation im Nährstoffhaushalt von Wäldern – Studien auf Dauerbeobachtungsflächen des EU Level-II-Programms in Norddeutschland. In: Forstarchiv 75. H. 6, S. 207–220.
- BOLTE, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, EU Level II). In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme 72. Reihe B. Göttingen.
- BMELV [Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz] (2006): Arbeitsanleitung zur zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Bonn.
- ELLENBERG, H., R. MAYER und J. SCHAUERMANN (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes 1966–1986. Stuttgart.
- FOGGO, M. N. (1989): Vegetative Responses of *Deschampsia flexuosa* (L.) TRIMEN (Poaceae) Seedlings to Nitrogen Supply and Photo-Synthetically Active Radiation. In: Functional Ecology 3. H. 2, S. 337–343.
- HÖGBERG, P., A. GRANSTRÖM, T. JOHANSSON, A. LUNDMARK-THELIN und T. NASHOLM (1986): Plant Nitrate Reductase Activity as an Indicator of Availability of Nitrate in Forest Soils. In: Canadian Journal of Forest Research 16. H. 6, S. 1.165–1.169.
- HÖHNE, H. (1962): Vergleichende Untersuchungen über Mineralstoff- und Stickstoffgehalt sowie Trockensubstanzproduktion von Waldbodenpflanzen. In: Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 11. H. 10, S. 1.085–1.141.
- HÖHNE, H. (1963): Der Mineral- und Stickstoffgehalt von Waldbodenpflanzen in Abhängigkeit vom Standort. In: Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 11. H. 8, S. 791–805.
- HÖHNE, H. und H. J. FIEDLER (1963): Über den Einfluß des Entwicklungszustandes von Waldgräsern auf ihren Gehalt an Mineralstoffen und Stickstoff. In: Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 12. S. 676–696.
- KELLOMÄKI, S. (1974): Metsän aluskasvillisuuden biomassan ja peittävyyyden välisestä suhteesta (On the Relation between Biomass and Coverage in Ground Vegetation of Forest Stands). In: Silva Fennica 8. H. 1, S. 20–46.
- KÖLLING, C. und K. H. REHFUSS (1987): Bioelementhaushalt in der Bodenvegetation und im Auflagehumus von Hochlagen-Fichtenwäldern (*Soldanello-Piceetum*) des Inneren Bayerischen Waldes. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 158. H. 8, S. 195–199.
- KÖNIG, N. und H. FORTMANN (2006): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B. Göttingen – Manuskript.
- MROTZEK, R. (1998): Wuchsdynamik und Mineralstoffhaushalt der Krautschicht in einem Buchenwald auf Basalt. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme 152, Reihe A. Göttingen.
- NEUMANN, M. und F. STARLINGER (2001): The Significance of Different Indices for Stand Structure and Diversity in Forests. In: Forest Ecology and Management 145. H. 1/2, S. 91–106.
- NYKVIST, N. (1997): Changes in Species Occurrence and Phytomass after Clearfelling, Prescribed Burning and Slash Removal in Two Swedish Spruce Forests. In: Studia Forestalia Suecica 201. Uppsala.
- PALVIAINEN, M., L. FINÉR, H. MANNERKOSKI, S. PIIRAINEN und M. STARR (2005): Responses of Ground Vegetation Species to Clear-Cutting in a Boreal Forest: Aboveground Biomass and Nutrient Contents during the first 7 Years. In: Ecological Research 20. H. 6, S. 652–660.
- RÖHLE, H., K. U. HARTMANN, D. GEROLD, C. STEINKE und J. SCHRÖDER (2006): Aufstellung von Biomassefunktionen für Kurzumtriebsbestände. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 177. H. 10/11, S. 178–187.
- RÖTTGERMANN, M., T. STEINLEIN, W. BEYSCHLAG und H. DIETZ (2000): Linear Relationships between Aboveground Biomass and Plant Cover in Low Open Herbaceous Vegetation. In: Journal of Vegetation Science 11. H. 2, S. 145–148.
- SCHMIDT, W., T. HARTMANN, G. KOTHE-HEINRICH und R. SCHULTZ (1989): Jahresrhythmus und Produktion der Krautschicht in einem Kalkbuchenwald. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 17, S. 145–157.
- ZERBE, S. (1992): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme 100, Reihe A. Göttingen.

4 Methodische Aspekte bei Kohlen- und Stickstoffinventuren

D 20867 E ISSN 0002-5852	
ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG	
German Journal of Forest Research	
INHALTSVERZEICHNIS	
<i>AUFSÄTZE</i>	
U. Klinck, D. Fröhlich und K. J. Meiwes	Zur Problematik der Quantifizierung von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten der Humusaufgabe und des mineralischen Oberbodens 1 (About the problematic of quantifying C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks of humus layer and upper mineral soil)
P. Jung	Wirkung von Larvenkot verschiedener Lepidopteren nach Fraß an Kiefer auf das Höhen- und Durchmesserwachstum von jungen Kiefern, Birken und Eichen 7 (Effect of faeces from different lepidopterans, after feeding on pines, on growth in hight and root collar diameter of young pines, birches, and oaks)
W. Tzschupke	Vergleich verschiedener Verfahren zur bilanziellen Waldvermögensbewertung 14 (Comparison of different methods for the valuation of forest-assets)
<i>BUCHBESPRECHUNG</i> 20
179. JAHRGANG 2008 HEFT 1 JANUAR	
J. D. SAUERLÄNDER'S VERLAG · FRANKFURT AM MAIN	

Zur Problematik der Quantifizierung von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten der Humusaufgabe und des mineralischen Oberbodens

(Mit 1 Abbildung und 4 Tabellen)

Von U. KLINCK¹⁾, D. FRÖHLICH²⁾ und K. J. MEIWES¹⁾

(Angenommen Januar 2007)

SCHLAGWÖRTER – KEY WORDS

Inventur; Kahlschlag; Mischprobe; Moder; Probenanzahl.

Inventory; clear-cut; mixed sample; mor-humus.

1. EINLEITUNG

Humusaufgabe und mineralischer Oberboden erfüllen wichtige Filter-, Puffer-, Speicher- und Transformationsfunktionen im Energie-, Stoff- und Wasserhaushalt von Waldökosystemen. Auswirkungen natürlicher und anthropogen bedingter Veränderungen innerhalb des ökosystemaren Prozessgeschehens auf diesen labilen Pool müssen deshalb vor dem Hintergrund der Bemühungen um Anerkennung seiner Funktionen im Kyoto-Protokoll, einer fortschreitenden Stickstoff-Eutrophierung in Mitteleuropa und eines zu erwartenden globalen Klimawandels quantifiziert werden (MOSIER, 1998). Kahlschläge als waldbauliche Option können dabei repräsentativ für das radikalste mögliche Szenario stehen.

C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und C- und N-Vorräte der Humusaufgabe und des mineralischen Oberbodens sind über Inventuren quantifizierbar. Sie können für verschiedene Straten vergleichsweise einfach, kostengünstig und schnell durchgeführt werden. Allerdings ist die Differenzierung praktisch nicht, oder nur bei erheblichem laboranalytischen Mehraufwand an Hand des in Zentimeter-Schritten ermittelten vertikalen C-Gradienten (BEESE et al., 2004; JANSEN et al., 2005) objektiv. Ebenfalls nachteilig sind, durch laterale und vertikale Heterogenitäten bedingte, große Probenanzahlen zur Absicherung kleiner Veränderungen und eine beschränkte Reproduzierbarkeit.

Der Wunsch, den Arbeits-, Kosten- und Zeitaufwand dieser Inventuren zu minimieren, die Ergebnisqualität aber zu maximieren verlangt nach einem Kompromiss, dessen Findung immer wieder Probleme bereitet (LENTH, 2001). So können z. B. zu Mischproben vereinigte Einzelproben das Verhältnis zwischen Feld- und Laborprobenanzahlen optimieren helfen (BMELF 1994, LLOYD und McKEE, 1983), gleichzeitig bedeutet jede frühzeitige Mittelung jedoch auch einen später nicht mehr kompensierbaren Informationsverlust.

Unsere Untersuchung am Beispiel zweier Fichtenaltbestände mit typischer Moder-Aufgabe und sauren Böden aus Löss über Buntsandstein soll eine effektivere und effizientere Konzeption zukünftiger Inventuren ermöglichen. Wir zeigen für die C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und C- und N-Vorräte des mineralischen Oberbodens und verschiedener Straten der Humusaufgabe, wie groß die Variationskoeffizienten homogener Standorte sein können, welche Probenanzahlen an Einzel- oder Mischproben je Inventur genommen werden müssen, damit die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal einen zu definierenden prozentualen Anteil von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen und welche Veränderungen 1 Jahr nach Kahlschlag zu erwarten sind.

¹⁾ Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen. E-Mail: uwe.klinck@nw-fva.de.

²⁾ Universität Göttingen, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsingenweg 2, 37077 Göttingen.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Standort

Im Niedersächsischen Forstamt Neuhaus (Solling) wurden 2 Fichtenaltbestände untersucht: Revier *Neuhaus*, 500 m ü. NN, Bestandesalter: 90–104 Jahre und Revier *Otterbach*, 300 m ü. NN, Bestandesalter: 85 Jahre.

Beide Standorte sind gekalkt und durch stark bis sehr stark saure Bedingungen, feinhumusreiche Moder-Auflagen sowie schwach podsolierte (Pseudogley-)Braunerden aus durchschnittlich 80 cm mächtigen, grusführenden Lösslehmen in *Neuhaus* bzw. Lössen in *Otterbach* über Buntsandstein charakterisiert. Der kollin-submontane Standort *Otterbach* weist mittlere Jahrestemperaturen von 7,5°C und mittlere Jahresniederschläge von 900–950 mm auf, in *Neuhaus* ist es 1°C kälter und 150–200 mm feuchter (ELLENBERG et al., 1986).

2.2 Versuchsdesign

Auf einer Grundfläche von 775 x 275 m in *Neuhaus* und 525 x 500 m in *Otterbach* sind jeweils sechs 100 x 100 m große Parzellen verteilt. Die Erstbeprobung Mitte 2003 mit insgesamt 50 Bohrkernen je Parzelle erfolgte alle 5–6 m entlang der Diagonalen. In *Neuhaus* wurden auf 2 Parzellen abweichend davon 70 Bohrkern in Abständen von ca. 4 m entlang dreier parallel verlaufender und um 30 m versetzter Streifen gewonnen.

Ende 2003 erfolgte auf beiden Standorten eine vollständige Räumung von 2 Standard-Parzellen plus 30 m breiter, allseitiger Umfassung. Der notwendige Maschineneinsatz beschränkte sich dabei auf 4 m breite Rückegassen zwischen den Beprobungspunkten. Analog zur Erstbeprobung und somit einem gepaarten Versuchsdesign entsprechend, wurden diese Parzellen Ende 2004 erneut untersucht.

2.3 Probennahme und -behandlung

Zum Einsatz kam ein Bohrer mit 6,7 cm Durchmesser, 50 cm Länge und Verjüngung an der Schneide. Er wurde 25 cm tief in den Boden getrieben. Anschließend konnte der so gewonnene Bohrkern nahezu ungestört von unten aus dem Bohrer geschoben werden. Die Zwischenlagerung der Bohrkern bis zur ihrer Zerlegung fand bei 4°C, aufrecht und in PVC-Tüten verpackt statt.

Alle *Bohrkerne* (L/Of + Oh + Min 0–5) wurden nach Entfernung des Vegetationsbewuchses in *L/Of*, *Oh* und mineralischen Oberboden 0 bis –5 cm (*Min 0–5*) getrennt. Tiefer liegende Mineralbodenhorizonte fanden aufgrund der Probenanzahlen keine Berücksichtigung, obwohl sie durchaus noch nennenswerte Vorräte aufweisen können (BATJES, 1996; FISCHER et al., 2002).

Die Trocknung erfolgte für L/Of- und Oh-Proben bei 60°C, für Proben des Min 0–5 bei 40°C. Anschließend wurden für alle Proben die Gewichte bestimmt. Die Proben des Min 0–5 wurden mit einem 2 mm-Sieb in Fein- und Grobboden getrennt. Im Mittel betragen die Kornfraktionen > 2 mm 4,0% des Probengewichts. Daran anhaftender Feinboden entsprach 0,2% des Probengewichts. Aliquote der L/Of-, Oh- und Feinboden-Proben wurden in Achat-Kugelmöhlen gemahlen und auf C- und N-Gehalte mit einem Ele-

mental Analyzer der Firma EuroVector analysiert. Das Gerät misst in den uns interessierenden Wertebereichen mit ca. 2% Genauigkeit. Abschließend wurden die Analysewerte zur Masse bei 105°C relativiert, bei den Proben des Min 0-5 zusätzlich auch noch auf das Feinbodengewicht (KÖNIG und FORTMANN, 1999).

2.4 Statistik

C- und N-Vorräte der Straten berechnen sich als Produkte aus entsprechenden Gehalten, Trockenraumdichten und Mächtigkeiten. C- und N-Vorräte der Bohrkerne sind ungewichtete Summen. Für rechnerische Mischproben (MPx) aus x benachbarten Einzelproben (EP) berechnen sich C- und N-Gehalte als mit den Trockengewichten gewichtete Mittelwerte, C- und N-Vorräte sind ungewichtete Mittelwerte. C/N-Verhältnisse berechnen sich unabhängig davon stets als Quotienten entsprechender Gehalte.

Unterschiede zwischen den Standorten im Jahr 2003 wurden mittels MANN-WHITNEY-Test, Unterschiede zwischen den Jahren 2003 und 2004 je Standort mittels WILCOXON-Test auf Signifikanz (p = 0,05) geprüft (SPSS 12.0.1).

Über Gleichung (I) kann iterativ die notwendige Probenanzahl berechnet werden, damit der Mittelwert einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal einen zu definierenden prozentualen Anteil vom Mittelwert der Erstbeprobung abweicht (ZAR, 1999).

$$n = \frac{s^2}{\delta^2} (t_{\alpha,v} + t_{\beta(1),v})^2 \tag{I}$$

mit: n = notwendige Probenanzahl, damit der Mittelwert einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal einen zu definierenden prozentualen Anteil vom Mittelwert der Erstbeprobung abweicht; s = Standardabweichung; δ = zu definierender prozentualer Anteil, den der Mittelwert einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal vom Mittelwert der Erstbeprobung abweichen darf; $t_{\alpha,v}$ = kritischer t-Wert der Schätzung im iterativen Verfahren bei α -zweiseitig und entsprechenden v Freiheitsgraden; α = Fehler 1. Art; $t_{\beta(1),v}$ = kritischer t-Wert der Schätzung im iterativen Verfahren bei β -einseitig und entsprechenden v Freiheitsgraden; β = Fehler 2. Art.

In Gleichung (II) ist die hypothetische durch eine reale Zweitbeprobung ersetzt. Nach Umformung kann berechnet werden, welchen Prozentsatz der Mittelwert der Zweitbeprobung maximal vom Mittelwert der Erstbeprobung abweicht (ZAR, 1999).

$$n = \frac{2s_p^2}{\delta^2} (t_{\alpha,v} + t_{\beta(1),v})^2 \tag{II}$$

mit, abweichend zu (I): s_p = Standardabweichung der gepaarten Differenzen; δ = zu definierender prozentualer Anteil, den der

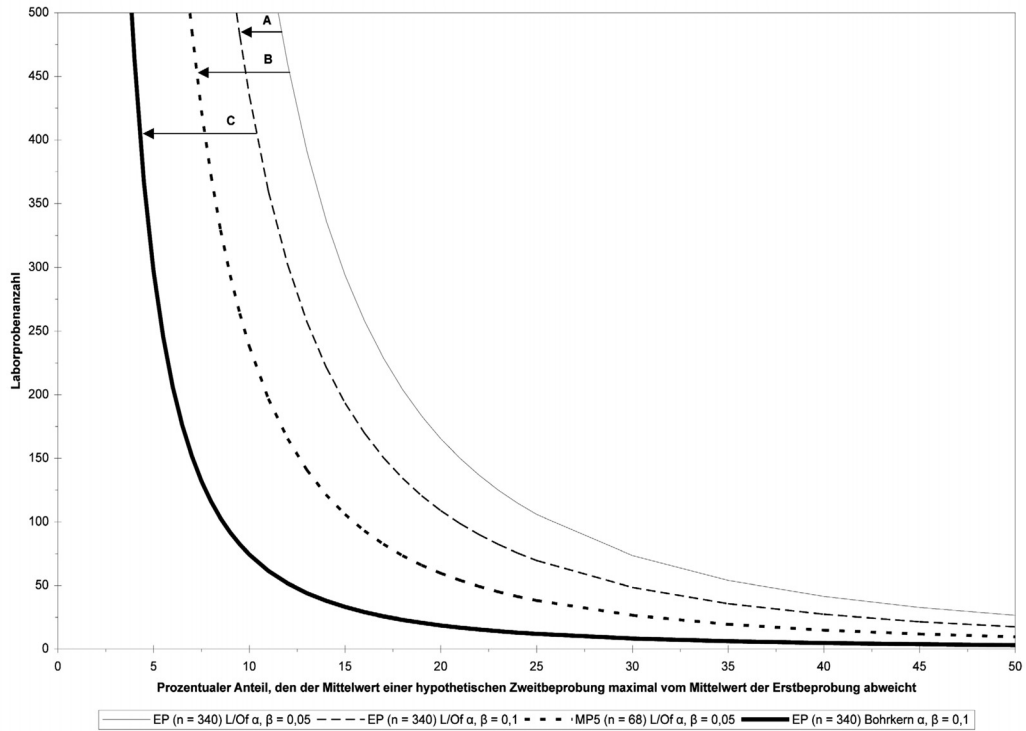


Abb. 1

Beispiel C-Vorräte, Neuhaus: Notwendige Laborprobenanzahlen, damit die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal einen zu definierenden prozentualen Anteil von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen je nach Stellschraube A) Fehler 1. und 2. Art (α und β), B) Verwendung von Einzelproben (EP) oder Mischproben (MPx = Mischprobe aus x benachbarten Einzelproben), C) Stratum.

Example C-stocks, Neuhaus: Laboratory sample sizes needed so that the means of a hypothetical second investigation differ maximal a defined percentage from the means of the first investigation according to A) errors of first and second nature (α and β), B) single sample (EP) or mixed sample (MPx = mixed sample out of x neighbouring single samples), C) stratum.

Tab. 1

Mittelwerte (MW) und Variationskoeffizienten (VK, %) von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten beider Standorte (* = signifikante Mittelwertunterschiede zwischen beiden Standorten).
Means (MW) and coefficients of variation (VK, %) of C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks for both investigation sites (* = significant differences between the means of both investigation sites).

		Neuhaus		Otterbach	
		n = 340		n = 300	
		MW	VK	MW	VK
C-Gehalt g/kg	L/Of	438	11	445	14 *
	Oh	381	19	374	22
	Min 0-5	80	43	71	40 *
N-Gehalt g/kg	L/Of	15,8	14	15,6	16
	Oh	16,6	17	15,6	19 *
	Min 0-5	4,1	35	3,5	30 *
C/N-Verhältnis	L/Of	28	15	29	15 *
	Oh	23	17	24	11 *
	Min 0-5	19	9	20	14 *
C-Vorrat t/ha	L/Of	10	71	11	61 *
	Oh	27	58	24	53 *
	Min 0-5 Bohrkern	31 69	25 29	28 63	21 26 *
N-Vorrat kg/ha	L/Of	360	71	398	61 *
	Oh	1.178	54	997	50 *
	Min 0-5 Bohrkern	1.614 3.155	21 24	1.388 2.783	21 22 *

Mittelwert der realen Zweitbeprobung maximal vom Mittelwert der Erstbeprobung abweichen darf; $t_{\alpha, v}$ = kritischer t-Wert der Schätzung im iterativen Verfahren bei α -zweiseitig und entsprechenden $v = 2(n-1)$ Freiheitsgraden; $t_{\beta(1), v}$ = kritischer t-Wert der Schätzung im iterativen Verfahren bei β -einseitig und entsprechenden $v = 2(n-1)$ Freiheitsgraden.

Wir verwenden Gleichung (I) mit $\alpha, \beta = 0,05$ und den Schätzungen $v = 340$ (EP), $v = 170$ (MP2), $v = 68$ (MP5) für Neuhaus und $v = 300$ (EP), $v = 150$ (MP2), $v = 60$ (MP5) für Otterbach. Abb. 1 beinhaltet auch die Option $\alpha, \beta = 0,10$ bei $v = 340$. In Gleichung (II) wird $v = 198$ verwendet. Da hohe erste Schätzungen die notwendige Probenanzahl n schon ausreichend genau bestimmen (ZAR, 1999), wurde auf weitere Iterationsschritte verzichtet.

3. ERGEBNISSE

3.1 Einzelproben

Tab. 1 vergleicht beide Standorte miteinander. Die Differenzen mit maximal 15% und Unterschiede in den Mächtigkeiten des L/Of und Oh von 0,20 cm bzw. 0,03 cm (nicht dargestellt) sind klein. Es bestehen aber bis auf 2 Ausnahmen signifikante Mittelwertunterschiede. C- und N-Gehalte nehmen zwischen Humusauflage und Min 0-5 um mindestens 70% ab, entsprechende Variationskoeffizienten steigen an. Die C- und N-Vorräte und ihre Variationskoeffizienten verhalten sich jeweils genau entgegengesetzt. In ihren Größenordnungen sind die C-Vorräte im Oh und die N-Vorräte der Humusauflage mit denen des Min 0-5 vergleichbar. Das frische bzw. schwach zersetzte L/Of-Material weist weite C/N-Verhältnisse auf, die sich vertikal schnell zu mäßig weiten bis mittleren reduzieren. Für jeden Parameter, jedes Stratum und je Diagonale erstellte Semivariogramme zeigen keine räumlichen Korrelationen zwischen den Einzelproben.

3.2 Mischproben

Tab. 2 veranschaulicht, dass die Variationskoeffizienten abnehmend, je mehr Einzelproben zu einer Mischprobe vereinigt werden.

Tab. 2

Mittelwerte (MW) und Variationskoeffizienten (VK, %) von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten im Vergleich Einzelprobe (EP) zu Mischprobe (MPx = Mischprobe aus x benachbarten Einzelproben).
Means (MW) and coefficients of variation (VK, %) of C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks compared between single (EP) and mixed samples (MPx = calculated mixed sample out of x neighbouring single samples).

		Neuhaus						Otterbach					
		EP (n = 340)		MP2 (n = 170)		MP5 (n = 68)		EP (n = 300)		MP2 (n = 150)		MP5 (n = 60)	
		MW	VK	MW	VK	MW	VK	MW	VK	MW	VK	MW	VK
C-Gehalt g/kg	L/Of	438	11	441	9	444	7	445	14	447	11	448	10
	Oh	381	19	385	15	387	11	374	22	377	17	374	15
	Min 0-5	80	43	78	28	76	18	71	40	70	27	69	19
N-Gehalt g/kg	L/Of	15,8	14	15,9	11	15,8	8	15,6	16	15,7	13	15,7	11
	Oh	16,6	17	16,6	14	16,7	9	15,6	19	15,6	15	15,5	13
	Min 0-5	4,1	35	4,0	22	3,9	14	3,5	30	3,5	23	3,4	19
C/N-Verhältnis	L/Of	28	15	28	10	28	7	29	15	29	10	29	7
	Oh	23	17	23	11	23	7	24	11	24	8	24	6
	Min 0-5	19	9	19	7	19	6	20	14	20	11	20	8
C-Vorrat t/ha	L/Of	10	71	10	55	10	42	11	61	11	48	11	36
	Oh	27	58	28	43	28	33	24	53	24	35	24	25
	Min 0-5 Bohrkern	31 69	25 29	31 69	18 21	31 69	12 16	28 63	21 26	28 63	16 19	28 63	11 14
N-Vorrat kg/ha	L/Of	360	71	360	56	360	43	398	61	398	49	398	36
	Oh	1.178	54	1.199	40	1.205	32	997	50	1.004	34	1.004	25
	Min 0-5 Bohrkern	1.614 3.155	21 24	1.614 3.177	15 17	1.612 3.189	9 13	1.388 2.783	21 22	1.388 2.790	17 17	1.388 2.790	14 14

Tab. 3

Notwendige Laborprobenanzahlen unter Annahme $\alpha, \beta = 0,05$ für C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und C- und N-Vorräte bei Einzelproben (EP) und Mischproben (MPx = Mischprobe aus x benachbarten Einzelproben), damit die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal 5% (je Standort und Stratum ca. 0,5–1,6 t/ha C und 18–81 kg/ha N entsprechend), 10% bzw. 15% von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen.
 Laboratory sample sizes needed expecting $\alpha, \beta = 0,05$ for C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks using single (EP) or mixed samples (MPx = calculated mixed sample out of x neighbouring single samples) so that the means of a hypothetical second investigation differ maximal 5% (depending on investigation site and stratum approx. 0,5–1,6 t/ha C and 18–81 kg/ha N), 10% respective 15% from the means of the first investigation.

		Neuhaus									Otterbach								
		EP (n = 340)			MP2 (n = 170)			MP5 (n = 68)			EP (n = 300)			MP2 (n = 150)			MP5 (n = 60)		
		±5 %	±10 %	±15 %	±5 %	±10 %	±15 %	±5 %	±10 %	±15 %	±5 %	±10 %	±15 %	±5 %	±10 %	±15 %	±5 %	±10 %	±15 %
C-Gehalt g/kg	L/Of	63	16	7	39	10	4	26	6	3	102	25	11	62	15	7	55	14	6
	Oh	191	48	21	121	30	13	61	15	7	260	65	29	158	40	18	115	29	13
	Min 0-5	983	246	109	389	100	44	178	44	20	853	213	95	378	94	42	185	46	21
N-Gehalt g/kg	L/Of	101	25	11	58	15	6	35	9	4	130	33	14	86	21	10	68	17	8
	Oh	156	39	17	100	25	11	45	11	5	185	46	21	116	29	13	82	21	9
	Min 0-5	645	161	72	264	66	29	110	27	12	467	117	52	279	70	31	186	47	21
C/N-Verhältnis	L/Of	113	28	13	57	14	6	27	7	3	120	30	13	53	13	6	28	7	3
	Oh	144	36	16	61	15	7	29	7	3	61	15	7	35	9	4	20	5	2
	Min 0-5	41	10	5	28	7	3	20	5	2	103	26	11	62	15	7	31	8	3
C-Vorrat t/ha	L/Of	2.645	661	294	1.608	402	179	928	232	103	1.956	489	217	1.231	308	137	687	172	76
	Oh	1.762	441	196	968	242	107	573	143	64	1.455	364	162	854	164	73	334	84	37
	Min 0-5	336	84	37	177	44	20	79	20	9	242	60	27	138	35	15	68	17	8
	Bohrkern	452	113	50	236	59	26	136	34	15	362	90	40	180	45	20	108	27	12
N-Vorrat kg/ha	L/Of	2.658	665	295	1.630	408	181	963	241	107	1.953	488	217	1.242	310	138	664	166	74
	Oh	1.522	380	169	842	211	94	520	130	58	1.284	321	143	593	148	66	317	79	35
	Min 0-5	224	56	25	116	29	13	44	11	5	223	56	25	147	37	16	96	24	11
	Bohrkern	299	75	33	157	39	17	92	23	10	265	66	29	145	36	16	97	24	11

Der für mittlere C- und N-Gehalte und C- und N-Vorräte von Einzelproben beschriebene vertikale Gradient der Variationskoeffizienten bleibt bestehen. Einzel- und Mischproben unterscheiden sich in ihren mittleren C- und N-Gehalten und C/N-Verhältnissen rechenwegbedingt um maximal 4,3%.

3.3 Probenanzahl

Tab. 3 verdeutlicht für Einzel- und Mischproben die notwendigen Laborprobenanzahlen, damit die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal die definierten prozentualen Anteile von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen. Bei konstanten α und β besteht entgegengesetzte Proportionalität. Gleiches gilt auch für alle Fälle eines konstanten prozentualen Anteils und variablen α und β (nicht dargestellt). Der in den mittleren C- und N-Gehalten und C- und N-Vorräten von Einzel- und Mischproben beobachtete vertikale Gradient der Variationskoeffizienten spiegelt sich in den notwendigen Laborprobenanzahlen wieder.

In den Vergleichen Einzel- zu Mischproben ist stets ein deutlicher Rückgang der notwendigen Laborprobenanzahlen zu verzeichnen. Er beträgt je nach Standort und Stratum für EP zu MP2 –34% bis –59% und für EP zu MP5 –47% bis –83%. Das korrespondierende Verhältnis der Feldprobenanzahlen ist weniger einheitlich und reicht von –19% bis +40% für EP zu MP2 und –15% bis +167% für EP zu MP5.

Unsere Probenanzahlen sind ausreichend, damit die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeprobung mit $\alpha, \beta = 0,05$ maximal folgende prozentualen Anteile von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen. Die Generalisierung je Parameter orientiert sich dabei stets am Stratum mit dem höchsten prozentualen Anteil:

Einzelproben

Neuhaus: C-Gehalt: $\pm 9\%$, N-Gehalt: $\pm 7\%$, C/N-Verhältnis: $\pm 3\%$, C-Vorrat: $\pm 14\%$, N-Vorrat: $\pm 14\%$.

Otterbach: C-Gehalt: $\pm 9\%$, N-Gehalt: $\pm 7\%$, C/N-Verhältnis: $\pm 3\%$, C-Vorrat: $\pm 13\%$, N-Vorrat: $\pm 13\%$.

Mischproben aus 2 benachbarten Einzelproben

Neuhaus: C-Gehalt: $\pm 8\%$, N-Gehalt: $\pm 7\%$, C/N-Verhältnis: $\pm 3\%$, C-Vorrat: $\pm 16\%$, N-Vorrat: $\pm 16\%$.

Otterbach: C-Gehalt: $\pm 8\%$, N-Gehalt: $\pm 7\%$, C/N-Verhältnis: $\pm 3\%$, C-Vorrat: $\pm 15\%$, N-Vorrat: $\pm 15\%$.

Mischproben aus 5 benachbarten Einzelproben

Neuhaus: C-Gehalt: $\pm 9\%$, N-Gehalt: $\pm 7\%$, C/N-Verhältnis: $\pm 3\%$, C-Vorrat: $\pm 19\%$, N-Vorrat: $\pm 19\%$.

Otterbach: C-Gehalt: $\pm 9\%$, N-Gehalt: $\pm 9\%$, C/N-Verhältnis: $\pm 4\%$, C-Vorrat: $\pm 18\%$, N-Vorrat: $\pm 17\%$.

Es wird deutlich, dass die Anzahl der notwendigerweise zu analysierenden Laborproben zur gewünscht hinreichend genauen Quantifizierung der C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und C- und N-Vorräte von mehreren Entscheidungen abhängig ist, deren Auswirkungen in Abb. 1 exemplarisch visualisiert sind.

3.4 Kahlschlag

Tab. 4 zeigt Veränderungen beider Standorte 1 Jahr nach Kahlschlag. Die C- und N-Gehalte aller Straten reduzieren sich signifikant um –19% bis –49%. Bei den C- und N-Vorräten kompensieren Zunahmen von +26% bis +52% in der Humusaufgabe Abnahmen von –29% bis –33% im Min 0–5, sodass bis auf Neuhaus, C-Vorrat keine signifikanten Vorratsänderungen in den Bohrkernen quantifizierbar sind. Die C/N-Verhältnisse bleiben mit Ausnahme von Otterbach, Oh unverändert.

4. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

4.1 Einzel- und Mischproben

Die ermittelten C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und C- und N-Vorräte auf beiden Standorten entsprechen für deutsche Waldböden unter Fichte typischen Größenordnungen (BURSCHEL et al., 1993). Weite C/N-Verhältnisse in den Humusaufgaben sind Hinweis auf niedrige Mineralisierungsraten (ZEZSCHWITZ, 1985). Allerdings

Tab. 4

Veränderungen (\pm , %) von Mittelwerten (MW) und Variationskoeffizienten (VK, %) von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten 1 Jahr nach Kahlschlag (* = signifikante Mittelwertunterschiede zwischen Bestand und 1 Jahr nach Kahlschlag; + = Veränderung ist statistisch abgesichert).

Changes (\pm , %) of means (MW) and coefficients of variation (VK, %) of C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks 1 year after clearcutting (* = significant differences between before and 1 year after clearcutting; + = differences statistically validated).

		Neuhaus (n = 100)					Otterbach (n = 100)				
		Bestand		1 Jahr nach Kahlschlag			Bestand		1 Jahr nach Kahlschlag		
		MW	VK	MW	VK	+/- (%)	MW	VK	MW	VK	+/- (%)
C-Gehalt g/kg	L/Of	438	12	357	17 *	-19 +	431	18	348	23 *	-19 +
	Oh	402	17	243	34 *	-40 +	345	28	177	42 *	-49 +
	Min 0-5	92	44	52	25 *	-44 +	62	26	39	30 *	-37 +
N-Gehalt g/kg	L/Of	16,0	13	12,6	18 *	-21 +	15,6	19	12,7	21 *	-18 +
	Oh	17,3	18	10,3	28 *	-41 +	14,3	23	8,6	28 *	-40 +
	Min 0-5	4,6	38	2,6	19 *	-45 +	3,0	26	1,8	27 *	-40 +
C/N-Verhältnis	L/Of	28	12	29	15	3	28	14	28	22	0
	Oh	24	24	23	16	-1	24	13	20	17 *	-16 +
	Min 0-5	20	8	20	9	2	21	9	21	12 *	4
C-Vorrat t/ha	L/Of	9	70	13	101 *	42	13	71	16	94	26
	Oh	22	72	34	54 *	52	23	63	28	55 *	26
	Min 0-5	33	20	23	18 *	-29 +	26	21	19	25 *	-30 +
	Bohrkern	64	30	70	34 *	9	62	32	63	36	2
N-Vorrat kg/ha	L/Of	332	67	479	101 *	44	451	70	580	90	29
	Oh	923	64	1.425	52 *	54	934	59	1.406	53 *	51
	Min 0-5	1.655	16	1.162	16 *	-30 +	1.285	23	866	24 *	-33 +
	Bohrkern	2.903	23	3.065	30	6	2.669	28	2.851	32	7

bedingen laterale und vertikale Heterogenitäten, wie auch Subjektivitäten bei der Bohrkernzerlegung teilweise hohe Variationskoeffizienten. Unsere Probenanzahlen bedeuten zwar die praktische Unmöglichkeit einer objektiven Differenzierung von Straten an Hand des vertikalen C-Gradienten (BEESE et al., 2004; JANSEN et al., 2005), erlauben es gleichzeitig aber auch, signifikante Unterschiede zwischen beiden Standorten trotz vergleichbarer Variationskoeffizienten und Mittelwerte aufzuzeigen.

Mischproben dürfen theoretisch nur dann gebildet werden, wenn die zu vereinenden Feldproben räumlich korrelieren. Praktisch erfüllen wir diese Voraussetzung nicht. Wir können Semivariogramme aufgrund des Versuchsdesigns allerdings auch nur sehr eingeschränkt für die Diagonalen erstellen, sodass deren Aussagekraft gering ist. Erfüllt ist hingegen die Notwendigkeit sich verringernder Variationskoeffizienten bei vergleichbaren Größenordnungen der Mittelwerte.

4.2 Probenanzahl

Neben den oben genannten Voraussetzungen sollte zwischen Feld- und Laborproben aus ökonomischen Gründen erfahrungsgemäß ein Verhältnis $< 10:1$ bestehen. In unserer Untersuchung beträgt es maximal 3:1, weshalb wir Mischproben analog zu RUARK und ZARNOCH (1992) für C- und N-Inventuren empfehlen können.

Zukünftige Untersuchungen mit kleineren Probenanzahlen sollten, bei Verzicht auf die subjektive Differenzierung von Straten (LISKI, 1995) oder der Vorgehensweise an Hand des vertikalen C-Gradienten, α und β mit 0,05 festsetzen. Anderweitig favorisieren wir $\alpha, \beta = 0,10$. Weiterhin bleibt zu berücksichtigen, welchen prozentualen Anteil die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeurteilung von den Mittelwerten der Erstbeurteilung abweichen können.

Für C- und N-Vorräte nennen HUNTINGTON et al. (1988) 8–25% wünschenswert. Dies konnten YANAI et al. (2003) für zahlreiche nordamerikanische Untersuchungen zum C-Vorrat allerdings noch nicht bestätigen. Wir schlagen vor, für Einzel- und Mischproben 3 Qualitäten zu unterscheiden: für C- und N-Vorräte 15–20%, für C- und N-Gehalte 10% und für C/N-Verhältnisse 5%.

4.3 Kahlschlag

Unsere Untersuchung kann die durch Kahlschlag bedingten Störungen der Humusaufgabe und des mineralischen Oberbodens (NYKVIST, 1977; RYAN et al., 1992) nach 1 Jahr nicht statistisch abgesichert quantifizieren. Ursache ist eine auf Subjektivitäten (FEDERER, 1982) beruhende, unterschiedliche Bohrkernzerlegung zwischen 2003 und 2004, die sich bei den C- und N-Vorräten von Oh und Min 0–5 offenbart. Daraus resultierende, die tatsächlichen Veränderungen auch in den C- und N-Gehalten und C/N-Verhältnissen überlagernde, Effekte können 6 t/ha C (JANSEN et al., 2005) entsprechen. Deshalb beschränken wir uns auf einen Vergleich der Bohrkern. Hier sind die Veränderungen allerdings klein und nicht statistisch abgesichert wie in vergleichbaren Untersuchungen für verschiedene Nadelholzbestände von CARTER et al. (2002), HEINSDORF et al. (1986) und JOHNSON (1992). Dies ist plausibel, da der nun 1 Jahr lang entfallene Input durch Streufall nach AKSELSSON et al. (2005) nur Größenordnungen von 0,2 t/ha C entspricht.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Diese Untersuchung zeigt für C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und C- und N-Vorräte des mineralischen Oberbodens und verschiedener Straten der Humusaufgabe, wie groß die Variationskoeffizienten sein können, welche Probenanzahlen an Einzel- oder

Mischproben je Inventur genommen werden müssen, damit die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeprobung maximal einen zu definierenden prozentualen Anteil von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen und welche Veränderungen 1 Jahr nach Kahlschlag zu erwarten sind. Als Beispiel dienen zwei 20–25 ha große Fichtenaltbestände mit typischer Moder-Auflage und sauren Böden aus Löss über Buntsandstein im Solling.

Es zeigt sich, dass auch vermeintlich homogene Standorte bezüglich der C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse und C- und N-Vorräte von Humusauflage und mineralischem Oberboden sehr heterogen sein können. Bei großen Probenanzahlen beruhen die bis zu 71% hohen Variationskoeffizienten allerdings teilweise auch auf Subjektivitäten bei der Differenzierung verschiedener Straten, da die objektive Vorgehensweise an Hand des in Zentimeter-Schritten ermittelten vertikalen C-Gradienten nicht mehr praktikabel ist.

Statistische Ansätze nutzend muss bei 300–340 Einzelproben davon ausgegangen werden, dass die Mittelwerte einer hypothetischen Zweitbeprobung folgende prozentualen Anteile von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen können: C- und N-Vorräte 15%, C- und N-Gehalte 10% und C/N-Verhältnisse 5%. Aus 2 bzw. 5 benachbarten, räumlich nicht korrelierten, Einzelproben gebildete rechnerische Mischproben ermöglichen eine Reduktion der notwendigen Laborprobenanzahlen, bei sich gleichzeitig veringenden Variationskoeffizienten vergleichbarer Mittelwerte, ohne die Feldprobenanzahlen auf mehr als das 3fache zu erhöhen.

Durch Kahlschlag bedingte Störungen der Humusauflage und des mineralischen Oberbodens nach 1 Jahr können mit C- und N-Inventuren nur eingeschränkt statistisch abgesichert quantifiziert werden. Zukünftige Untersuchungen mit kleineren Einzel- oder Mischprobenanzahlen müssten, bei Verzicht auf die subjektive Differenzierung von Straten oder der Vorgehensweise an Hand des vertikalen C-Gradienten, qualitativ höherwertige Rohdaten zum Vergleich und zur statistischen Analyse erhalten. Erst im Anschluss ist abzuschätzen, wie viele Laborproben bei welchen akzeptierten Fehlern 1. und 2. Art notwendig sind.

6. Summary

Title of the paper: *About the problematic of quantifying C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks of humus layer and upper mineral soil.*

This investigation is about how high coefficients of variations of C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks can be in the upper mineral soil and different strata of the humus layer at two homogeneous sites in the Solling, each one 20–25 ha in size with old spruce-forest, typical mor-humus and acid soils of loess over sandstone. Calculating the number of single or mixed samples needed, that the means of a hypothetical second investigation differ maximal a percentage to be defined from the means of the first investigation is a subsequent consequence. Additionally we looked at changes 1 year after clearcutting.

Despite of the small sites, which are supposed to be relatively homogeneous for themselves, it becomes obvious, that coefficients of variation for C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks can be up to 71%, depending on strata. Subjectivities during the differentiation of the soil cores into L/Of, Oh and upper mineral soil are included, but heavily quantifiable, complicating the interpretation of the data material. Our number of single samples is too high, for using the vertical C-gradient, which could be determined in steps each centimetre, in order to objectify. But it is enough to show significant differences between both sites, although the means and coefficients of variation are comparable.

Operating with corresponding statistical approaches, 300–340 single samples are enough to expect the means of a hypothetical

second investigation differing the following percentages from the means of the first investigation: C- and N-stocks 15%, C- and N-contents 10% and C/N-ratios 5%. This for each parameter generalised classification orientates at the stratum with the highest percentage. Calculated mixed samples out of 2 respectively 5 single samples showed smaller coefficients of variation at comparable means, simultaneously standing for a maximal 3 times higher number of field samples and are therefore recommendable. Because of the investigation design, semivariograms failed to show spatial correlations between the conjuncted single samples.

Future investigations with smaller numbers of single or mixed samples should fix the errors of first and second nature at 0,05, when abandoning the differentiation of strata or using the vertical C-gradient for distinguishing. Otherwise we suggest assuming these parameters to be 0,10, but give simultaneously warning of the risk involved in that decision. It was one reason which partly prevented the comparison of C- and N-contents, C/N-ratios and C- and N-stocks between stand and 1 year after clearcutting. Using the remaining unencumbered data material of the soil cores, changes were below 10% and not statistically validated. We found C- and N-inventories therefore limited usable for economical quantifying small changes, especially as long as the processes we are interested in are susceptible in being overlaid by heavily quantifiable subjectivities.

7. Résumé

Titre de l'article: *De la problématique de la quantification des teneurs en C et N, des rapports C/N et des réserves en N de la couche d'humus et de l'horizon minéral superficiel.*

Cette étude portant sur les teneurs en C et N, les rapports C/N et les réserves en N de l'horizon minéral superficiel et des diverses couches de l'humus, précise à combien les coefficients de variation peuvent s'élever, quel nombre d'échantillons unitaires ou mixtes par inventaire doit être pris, afin que la valeur moyenne d'une hypothétique répétition de l'expérimentation diverge, au maximum d'une quantité définie, de la valeur moyenne de la première expérimentation et à quels changements il faut s'attendre 1 an après une coupe rase. Nous avons pris comme exemple deux peuplements adultes d'épicéa de 20–25 ha sur un humus de type moder et des sols acides dérivés de loess sur grès bigarré de Solling.

Il apparaît que même des stations présumées homogènes quant aux teneurs en C et N, aux rapports C/N et aux réserves en N de la couche d'humus et de l'horizon minéral superficiel, peuvent être très hétérogènes. Dans le cas de nombres d'échantillons importants les coefficients de variation, qui peuvent atteindre 71%, dépendent en effet aussi de subjectivité lors de la distinction des différentes strates, du fait que les valeurs des gradients verticaux de teneur en C que l'on obtient objectivement en utilisant des pas centimétriques ne sont plus utilisables.

En utilisant des traitements statistiques sur 300–340 échantillons unitaires on a trouvé que les valeurs moyennes d'une hypothétique répétition peuvent s'écarter des valeurs moyennes de l'expérimentation initiale selon les pourcentages suivants: réserves en C et N: 15%; teneurs en C et N: 10%; rapports C/N: 5%. Des échantillons mixtes, constitués par le calcul à partir des valeurs de respectivement 2 puis 5 échantillons unitaires non corrélés dans l'espace, permettent une réduction du nombre nécessaire d'échantillons de laboratoire, tout en diminuant les coefficients de variation des valeurs moyennes comparables et sans multiplier par plus de 3 le nombre des échantillons de terrain.

Les troubles provoqués à l'humus et à l'horizon minéral par la coupe rase au bout d'un an ne peuvent être quantifiés de façon sûre statistique que partiellement. Des recherches futures à l'aide d'échantillonnages unitaires ou mixtes plus petits devraient, en

renonçant à la distinction subjective des strates ou au procédé des gradients verticaux de teneur en C, permettre d'obtenir des données de base d'une meilleure qualité pour les comparaisons et les analyses statistiques. Par suite et en premier lieu il faut estimer le nombre d'échantillons de laboratoire nécessaire pour des risques acceptés d'erreurs de 1ère et 2ème espèce

R. K.

8. Danksagung

Die Autoren bedanken sich für die finanzielle Förderung des Projekts ME 2078/1-1 seitens der Deutschen Forschungsgemeinschaft und die wertvollen Anmerkungen der Gutachter.

9. Literaturverzeichnis

AKSELISSON, C., B. BERG, V. MEENTENMEYER and O. WESTLICH (2005): Carbon Sequestration Rates in Organic Layer of Boreal and Temperate Forest Soils – Sweden as a Case Study. *In: Global Ecology and Biogeography* **14**. H. 1, S. 77–84.

BATJES, N. H. (1996): Total Carbon and Nitrogen in the Soils of the World. *In: European Journal of Soil Science* **47**. H. 2, S. 151–163.

BEESE, F., M. CHODAK and B. LUDWIG (2004): Ermittlung der flächenhaften Verteilung der Humusmengen und -qualitäten. *In: FZW [Forschungszentrum Waldökosysteme] Göttingen: Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung – Fallstudie Waldlandschaft Solling – Teil 2: Ausführliche Teilvorhabenberichte. S. 25–53; Göttingen.*

BMELF [Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten] (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) – Arbeitsanleitung. Bonn.

BURSCHEL, P., E. KÜRSTEN, B. C. LARSON and M. WEBER (1993): Present Role of German Forests and Forestry in the National Carbon Budget and Options to its Increase. *In: Water, Air and Soil Pollution* **70**. H. 3, S. 325–340.

CARTER, M. C., T. J. DEAN, M. ZHOU, M. G. MESSINA and Z. WANG (2002): Short-Term Changes in Soil C, N and Biota Following Harvesting and Regeneration of Loblolly Pine (*Pinus taeda* L.) *In: Forest Ecology and Management* **164**. H. 1, S. 67–88.

ELLENBERG, H., R. MAYER und J. SCHAUERMANN (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes 1966–1986. Stuttgart.

FEDERER, C. A. (1982): Subjectivity in the Separation of Organic Horizons of the Forest Floor. *In: Soil Science Society of America Journal* **46**. H. 5, S. 1.090–1.093.

FISCHER, H., O. BENS und R. F. HÜTTL (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. *In: Forstwissenschaftliches Centralblatt* **121**. H. 6, S. 322–334.

HEINSDORF, D., H. KRAUSS und H. TÖLLE (1986): Entwicklung der C- und N-Vorräte nach Kahlschlag auf ärmeren anhydromorphen Sandböden unter Kiefer. *In: Beiträge für die Forstwirtschaft* **20**. H. 1, S. 8–13.

HUNTINGTON, T. G., D. F. RYAN and S. P. HAMBURG (1988): Estimating Soil Nitrogen and Carbon Pools in a Northern Hardwood Forest Ecosystem. *In: Soil Science Society of America Journal* **52**. H. 4, S. 1.162–1.167.

JANSEN, M., M. CHODAK, J. SABOROWSKI und F. BEESE (2005): Erfassung von Humusmengen und -qualitäten in organischen Auflagen in Rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. *In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **176**. H. 9/10, S. 176–186.

JOHNSON, D. W. (1992): Effects of Forest Management on Soil Carbon Storage. *In: Water, Air and Soil Pollution* **64**. H. 1, S. 83–120.

KÖNIG, N. und H. FORTMANN (1999): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 1. Ergänzung: 1996–1998, Teil 3 – Untersuchungs- und Probenvorbereitungsmethoden, Gerätekurzanleitungen, Qualitätskontrolle, Datenverarbeitung. *In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B*, **60**. Göttingen.

LENTH, R. V. (2001): Some Practical Guidelines for Effective Sample Size Determination. *In: The American Statistician* **55**. H. 3, S. 187–193.

LISKI, J. (1995): Variation in Soil Organic Carbon and Thickness of Soil Horizons within a Boreal Forest Stand – Effect of Trees and Implication for Sampling. *In: Silva Fennica* **29**. H. 4, S. 255–266.

LLOYD, F. T. und W. H. MCKEE (1983): Replications and Subsamples Needed to Show Treatment Responses on Forest Soils of the Coastal Plain. *In: Soil Science Society of America Journal* **47**. H. 3, S. 587–590.

MOSIER, A. R. (1998): Soil Processes and Global Change. *In: Biology and Fertility of Soils* **27**. H. 3, S. 221–229.

NYKVIST, N. (1977): Changes in the Amounts of Inorganic Nutrients in the Soil after Clear-Felling. *In: Silva Fennica* **11**. S. 224–229.

RUARK, G. A. und S. J. ZARNOCH (1992): Soil Carbon, Nitrogen and Fine Root Biomass Sampling in a Pine Stand. *In: Soil Science Society of America Journal* **56**. H. 6, S. 1.945–1.950.

RYAN, D. F., T. G. HUNTINGTON und C. W. MARTIN (1992): Redistribution of Soil Nitrogen, Carbon and Organic Matter by Mechanical Disturbance during Whole-Tree Harvesting in Northern Hardwood. *In: Forest Ecology and Management* **49**. H. 1–2, 87–99.

YANAL, R. D., S. V. STEHMAN, M. A. ARTHUR, C. E. PRESCOTT, A. J. FRIEDLAND, T. G. SICCAMA und D. BINKLEY (2003): Detecting Change in Forest Floor Carbon. *In: Soil Science Society of America Journal* **67**. H. 5, S. 1.583–1.593.

ZAR, J. H. (1999): *Biostatistical Analysis*. 4. Aufl., Upper Saddle River.

ZEZSCHWITZ, E. V. (1985): Qualitätsänderung des Waldhumus. *In: Forstwissenschaftliches Centralblatt* **104**. H. 3, S. 205–220.

Wirkung von Larvenkot verschiedener Lepidopteren nach Fraß an Kiefer auf das Höhen- und Durchmesserwachstum von jungen Kiefern, Birken und Eichen¹⁾

Aus dem Institut für Forstzoologie und Forstschutz der Universität Göttingen

(Mit 4 Abbildungen und 1 Tabelle)

Von P. JUNG

(Angenommen Februar 2007)

SCHLAGWÖRTER – KEY WORDS

Larvenkot; Insektenfraß; Wurzelhalsdurchmesser; Höhenwachstum. *Insectfrass; insect damage; root crown diameter; growth in height.*

1. EINLEITUNG

Im nord- und nordostdeutschen Flachland haben die im 19. Jahrhundert durchgeführte Wiederbestockung degradiierter Heidestand-

¹⁾ Die Durchführung der Arbeit wurde ermöglicht durch finanzielle Zuwendungen der Deutschen Forschungsgemeinschaft.

orte, der Übergang von der Plenterwirtschaft zur Kahlschlagwirtschaft und Pflanzung von Sämlingen sowie umfangreiche Nachkriegsaufforstungen in der Mitte des 20. Jahrhunderts zu großflächigen, gleichaltrigen Kiefernreinbeständen geführt (HEYDER, 1986; OTTO, 1989; KREMSE, 1990). Sie dienen vielen Insektenarten als Nahrungsgrundlage. Insbesondere Kieferneule (*Panolis flammea* L.), Kiefernspanner (*Bupalus piniarius* L.), Kiefernspinner (*Dendrolimus pini* L.) und Nonne (*Lymantria monacha* L.) neigen in diesen Beständen zu Massenvermehrungen (SCHWERDFEGER, 1981; KLIMETZEK, 1992). Grundlage für die Massenvermehrung phytophager Insekten sind bei großflächig ähn-

5 CO₂-C-Flüsse aus Fichtenstreu und Moder-Auflage

Temperature dependent CO₂-C flux of mor-humus and fresh Norway spruce needles and twigs litter

3 tables

Uwe Klinck¹, Anja Bergstermann¹, Karl Josef Meiwes¹, Daniel Fröhlich²,
Friedrich Beese²

¹ Northwest German Forest Research Station, Department of Environmental Control - Grätzelstraße 2 - 37079 Göttingen - uwe.klinck@nw-fva.de

² University of Göttingen, Büsgen Institute, Department of Soil Science of Temperate and Boreal Ecosystems - Büsgenweg 2 - 37077 Göttingen

Acknowledgement

The authors would like to thank the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) for the financial grant of the projects ME 2078/1-1 and BE 713/27-1.

Abstract

A three-month laboratory incubation experiment with aspired continuous moisture conditions and 3 treatments - I) fresh Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needles and twigs litter, II) mor-humus layers and III) a combined treatment - at 3 temperature levels (5°C, 15°C, 25°C) was designed to look for patterns between temperature and CO₂-C flux during aerobic microbial decomposition, the impact of either needles/twigs litters or mor-humus layers own microflora for that and ecophysiological quotients.

All treatments showed proportional relations between temperature and CO₂-C flux, as long as continuous moisture conditions could be retained. Fresh Norway spruce needles and twigs litter (79-116 ± 7-10 g CO₂-C/m²/83 d) then can temporary easily account for CO₂-C fluxes as high as that ones of mor-humus layers (32-125 ± 2-3 g CO₂-C/m²/83 d), which organic matter stock is much bigger in the long-term. The metabolic quotient was found to represent the experimental design best, while other ecophysiological quotients failed to do so. Due to comparable microbial C and N between the mor-humus layer treatments, the interactions between needles/twigs litters and mor-humus layers own microflora seemed to be small.

Introduction

Fresh Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) litter, consisting of cones, needles, twigs, branches and bark of different quality and quantity, but low C/N ratios is a considerable pool of carbon and nutrients (HYVÖNEN et al. 2000, PALVIAINEN et al. 2004, WEATHERALL et al. 2006). Their aerobic microbial decomposition, which itself is mainly affected by temperature and moisture conditions, is expected to proceed fast with a priming peak (BORKEN et al. 2003, KÄTTERER et al. 1998, RETH et al. 2005). Due to only less contact at first, the humus layers own microflora, adapted to a higher C/N ratio and possibly retarding conditions concerning pH environment or heavy metal contents, seems to play a comparatively minor role for this (BEARE et al. 1990, BREMER et al. 1991, FLESSA et al. 2002). Corresponding CO₂-C fluxes are appropriate to provide an indication of the decomposition dynamic (Del GROSSO et al. 2005). Following van't HOFF's Q₁₀-rule, an increase in temperature of about 10°C stimulates activity or exchange by factor 2, as long as no other parameters act restricting.

Due to their advanced age, efforts in forest conversion towards mixed forests or beetle population and windfall causes, many Norway spruce stands in Germany have to face changes. Open space conditions are becoming increasing importance again furthermore, because selective cuttings as a more conservative option for interventions into the complex and C-stabilizing forest ecosystem need time and are therefore not always possible or volitional everywhere. Even more distinct gradients in temperature and microbial decomposition should thus be expected in the near future (KIRSCHBAUM 1995, MOSIER 1998).

This study's objective is to look for patterns between temperature and CO₂-C flux during microbial decomposition of I) fresh Norway spruce needles and twigs litter, II) mor-humus layers and III) a combined treatment by means of a three-month laboratory incubation experiment. Foci of interests are furthermore on the impact of either needles/twigs litters or mor-humus layers own microflora for that, ecophysiological quotients and how the findings have to be evaluated in context to the current discussion about climatic change.

Materials and methods

For the laboratory incubation experiment 3 treatments at 3 temperature levels (5°C, 15°C, 25°C), each with 6 replications were differentiated: [1] undisturbed mor-humus layer samples overlaid by fresh Norway spruce needles and twigs litter, [2] undisturbed mor-humus layer only samples and [3] fresh Norway spruce needles and twigs litter. At 15°C the treatments [1] and [2] had 18 replications.

The samples derived from an even-aged, 85 years old Norway spruce mono-stand in the Solling highlands, Lower Saxony, Germany, at altitudes of 300 m above sea level. The site is characterized by a mean annual precipitation of 950 mm and temperature of 7.5°C, Orchrepts with a typical, 5 cm thick, fine-humus-rich mor-humus and acidic soil conditions.

Mor-humus layer samples were taken using a systematic grid of 5 m within 60x60 m. PVC-tubes of 14.5 cm Ø and open on either side were provided with a sharp metallic ring and then vertically pushed into the ground. The undisturbed cores were separated from mineral soil layers and overlapping roots by a knife and put on a drained plate. Fresh spruce branches were distinguished into those ones of the last 3 years and then mixed together in equal shares. 50 g per PVC-tube for the treatments with needles/twigs litter ([1] and [3]) corresponds to 11 t/ha dry mass, which was assumed to be a realistic value for the described stand (JACOBSEN et al. 2003).

All samples were stored light-proof and provided with gas-permeable PVC-bags to prevent water losses during the whole experiment. A pre-incubation at 5°C for 2 weeks helped to minimize mineralization impulses connected to initial processes (SCHULZE 1986). Starting conditions were established afterwards by spraying the samples with water several times. Surplus water was able to drain off. The water contents after 3 days were defined to be retained by spraying right after the CO₂ measurements. CO₂ concentrations were quantified over 83 days at usually weekly intervals, using an infrared detector and light-proof hoods. Due to device specific limitations, it was necessary to aspire CO₂ enrichments that were measurable on the one hand, but not greater than 2.480 ppm on the other hand. The PVC-bags upon the samples were removed temporarily for this and the hoods remained close for 120 min (5°C), 60 min (15°C) and 30 min (25°C), whereas the CO₂ concentrations were measured at the beginning and at the end.

The CO₂-C flux per sample was calculated according to equation (I) and extrapolated to a daily value. A CO₂-C flux between the intervals was calculated, assuming a linear relationship (BORKEN 1996). Replications of the same treatment and temperature were averaged always.

$$F = \frac{\Delta c}{\Delta t} * \left(\frac{M * V_h}{V_m * A} \right) * \frac{P_0}{P_a * (1 + 0.00367 * T_a)} \quad (I)$$

with: F = CO₂-C flux (g/m²/h); Δc/Δt = change of the CO₂ concentration per period (ppmv/h/1.000.000); M = molar mass of CO₂-C (12.01 g/mol); V_h = volume of the imposed hood (l); V_m = molar volume of CO₂ (22.26 l/mol); A = area of the imposed hood (m²); P₀ = normal air pressure (1013.25 hPa); P_a = air pressure during the measurement (hPa); T_a = air temperature during the measurement (°C)

To secure comparable starting conditions concerning the water contents, a disturbed sample of the mor-humus layers was taken at each sampling point (n = 72). Aliquots of all mor-humus layer (**L and Of/Oh**) samples were ground (device: ZM 1000, PM 4000; firm: ISO 9001 Retsch) and analyzed for C and N (method: TCD; device: Vario EL; firm: Elementar), heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) and P (method: OES after digestion with nitric acid at 160°C; device: ICP; firm: Spectroflame), C_{mic} (method: IR after CFE using 75 ml 0.5 M K₂SO₄ for extraction and a correction factor of 2.22; device: DC 80; firm: Dohrmann) and N_{mic} (method: CF after CFE using 75 ml 0.5 M K₂SO₄ for extraction and a correction factor of 1.85; device: Cenko; firm: Skalar) at the end of the incubation period (JÖRGENSEN 1995, KÖNIG & FORTMANN 2008). The heavy metal contents were found to be uncritical throughout (TILLER 1989).

H-tests or U-tests with subsequent TUKEY-HSD-test ensured or vitiated differences in Statistica 6.0 software, setting p = 0.05 always. For parameters concerning C, the CO₂-C flux was taken into account.

Results and discussion

To assign different CO₂-C fluxes to differences in temperature clearly, comparable starting conditions are helpful, especially concerning the water contents and the C stocks. Tab. 1 provides a summary of these and several other parameters, which characterized the

samples at the beginning. The **water contents** of the mor-humus layers were $97-115 \pm 6-7$ % w/w and as well comparable between the temperatures per treatment as between the treatments per temperature. Of/Oh and L layers, except for the L layer of the mor-humus layer only treatment [2] at 25°C, showed similar and surprisingly consistent water contents and variances, when considering the potential of specific organic matter characteristics. As a source of error, the experimental design of rewetting events right after the usually weekly CO₂ measurements not being appropriated best to prevent the water contents becoming a meantime influencing parameter the higher the temperature and the longer the samples stayed dry, deserved a closer attention much more. Looking at **substantial differences** in *contents* and *ratios*, there was a sophisticated view for the comparisons between the treatments strata per temperature. The C contents of the Of/Oh and mor-humus layer were comparable nevertheless, indicating higher Of/Oh than L masses. No differences could be found in strata contents and ratios between the temperatures per treatment, except for the P content of the mor-humus layer+needles/twigs litter treatments [1] mor-humus layer at 25°C and the C content, N content and C/N ratio of the twigs litter at 25°C. Between the mor-humus layer treatments ([1] and [2]) strata per temperature, there were no differences in Of/Oh layers at all, but in mor-humus layers P contents at 5°C and 25°C and some others in, except for the C content at 15°C rather unimportant, L layers contents and ratios. Still, what did these findings of, in most of the cases, comparable contents and ratios in a body imply for the *stocks* at the beginning? The C stocks of the mor-humus layers were $4760-6251 \pm 665-826$ g/m² and those ones of the needles+twigs litter $1449-1527 \pm 22-27$ g/m² numerical. Because L layers respectively twigs litters C, N, P and S stocks account for only 2/5 of the Of/Oh layers respectively needles litters ones at most, there were differences between the mor-humus layer treatments ([1] and [2]) L and Of/Oh layers as well as between the needles/twigs litter treatments [3] strata per temperature every time. No differences could be found in Of/Oh and mor-humus layers, needles litters, twigs litters and needles+twigs litters stocks between the temperatures per treatment, except for the N stock of twigs litter at 25°C. Treatments Of/Oh and mor-humus layers stocks per temperature were as well comparable, except for the Of/Oh layers C stock at 15°C, as the corresponding L layers stocks vary. Weighting all these findings up finally, comparable starting conditions concerning the water contents and stocks at mor-humus layer respectively needles+twigs litter level are storable.

The more comparable these conditions were at the beginning of this or a similar experiment, the easier different CO₂-C fluxes are assignable to differences in temperature. A field experiment from May to October in a mixed deciduous stand at Harvard Forest, Massachusetts (USA) e. g. numbered this percentage to be 47 % (BORKEN et al. 2003). Even 80 % are reported for diurnal CO₂-C fluxes under laboratory conditions, deriving from grass mulch (FLESSA et al. 2002). Going into Tab. 2, at first no differences could be found in

temperatures **C stocks** per treatment. The addition of fresh Norway spruce needles and twigs litter to the mor-humus layer+needles/twigs litter treatments [1] mor-humus layers still were, except for 15°C, not enough to differentiate the C stocks per temperature from those ones of the mor-humus layer only treatment [2] clearly, due to, not significant but nevertheless smaller C stocks at the beginning (see Tab. 1 once again). Comparable future experiments should thus not set any of the 3 treatments aside and calculate one out of the 2 others, because C stock variances can be high and interpreting them instead of the actual data is unrewarding. This study can state rising **CO₂-C fluxes** after 83 days with rising temperatures for the mor-humus layer treatments ([1]: 88 ± 2 g CO₂-C/m²/83 d at 5°C to 232 ± 6 g CO₂-C/m²/83 d at 25°C and [2]: 32 ± 2 g CO₂-C/m²/83 d at 5°C to 125 ± 3 g CO₂-C/m²/83 d at 25°C). The needles/twigs litter treatment [3] showed consistent CO₂-C fluxes of 79 ± 7 g CO₂-C/m²/83 d at 5°C to 116 ± 10 g CO₂-C/m²/83 d at 15°C by contrast, with the CO₂-C flux at 25°C being slightly smaller than at 15°C. Mentionable are furthermore I) differences between the temperatures per treatment, except for the needles/twigs litter treatment [3], II) differences per temperature between the mor-humus layer treatments ([1] and [2]), III) CO₂-C fluxes of the needles/twigs litter treatment [3] per temperature that could face up with those ones of the mor-humus layer only treatment [2], IV) an almost doubling of the CO₂-C flux between 5°C to 25°C with each temperature step for the mor-humus layer only treatment [2] and V) highest standard errors per temperature for the needles/twigs litter treatment [3], followed by the mor-humus layer+needles/twigs litter treatment [1] and the mor-humus layer only treatment [2]. The comparison of the needles/twigs litter treatments [3] CO₂-C fluxes with the calculated differences out of the mor-humus layer+needles/twigs litter treatment [1] and the mor-humus layer only treatment [2] succeeded well at 15°C and 25°C. Related to the C stocks at the beginning, the mor-humus layer+needles/twigs litter treatment [1] lost 1.4 ± 0.1 % at 5°C to 4.2 ± 0.7 % at 25°C, the mor-humus layer only treatment [2] 0.5 ± 0.1 % at 5°C to 2.9 ± 0.9 % at 25°C and the needles/twigs litter treatment [3] 6.1 ± 0.4 % at 5°C to 9.7 ± 0.1 % at 25°C during the experiment. In summary, without experimental limitations concerning the water contents, there would be a resilient connection between temperature and CO₂-C flux at all treatments, with the needles/twigs litter treatment [3] being the best-decomposable material, which can temporary easily account for a CO₂-C flux as high as that one of a more heterogeneous, complex and much bigger in the long-term mor-humus layer organic matter stock (BATJES 1996, KLINCK et al. 2008). Still, the O layer under a mixed hardwood stand at Harvard Forest, Massachusetts (USA) itself could account for almost 50 % of the annual CO₂ flux (DAVIDSON et al. 2006). Forest ecosystems mor-humus layers are normally characterized by Q₁₀-values of 2-4 furthermore (RAICH & SCHLESINGER 1992). Rather low values are still reliable for the Solling highlands, e. g. 1.3-2.8 over different classes of temperature and moisture conditions in an 146 old beech forest (BRUMME 1995), comparable to those ones (1.8-2.1, not shown) found in this study.

Microbial C and **N** in Tab. 3 was lowest in the L layers always and comparable between the mor-humus layers temperatures per treatment, except for the mor-humus layer+needles/twigs litter treatments [1] C_{mic} value at 25°C and the treatments per temperature. The C_{mic}/N_{mic} **quotients** respectively C_{mic}/C_{org} **quotients** of the mor-humus layer+needles/twigs litter treatments [1] mor-humus layers were 11 ± 1.4 at 5°C, 11 ± 1.1 at 15°C and 6 ± 1.6 at 25°C respectively 1.0 ± 0.1 at 5°C, 1.0 ± 0.0 at 15°C and 0.9 ± 0.1 at 25°C and as well comparable between the temperatures per treatment as between the treatments per temperature as those ones of the mor-humus layer only treatment [2] 9 ± 0.4 at 5°C, 11 ± 1.3 at 15°C and 8 ± 1.7 at 25°C respectively 0.8 ± 0.0 at 5°C, 0.9 ± 0.0 at 15°C and 0.8 ± 0.2 at 25°C. While failing them to represent the experimental design of different treatments and temperatures, the **qCO₂-C quotient** did, showing a proportional relation to temperature always. This should be applicable for the needles/twigs litter treatment [3] even more as long as constricted CO₂-C fluxes due to stress situations, emerging from rising temperatures in connection with a missing additional (humus layer) water reservoir can be prevented. Next to dryness, which amplified the already existing senescence and hindered the mobility of the microorganisms (JÖRGENSEN et al. 1990, WONG & GRIFFIN 1976), ongoing respiration (CHAVES & PEREIRA 1992) and the oxidation of humic material (SINGH & GUPTA 1977) as possibly influencing, but in place not quantifiable, processes with impact on the CO₂-C flux were negligible. Because of trends in the L and Of/Oh layers C_{mic} and N_{mic} per temperature and treatment often canceling each other and not distinct relations between treatments strata per temperature respectively between strata temperatures per treatment, needles/twigs litter and mor-humus layers own microflora seemed to have only less interactions. The CO₂-C flux from fresh Norway spruce needles and twigs litter thus depends especially on temperature but not on the existence of a mor-humus layer beneath. Comparable experiments under in situ as well as in vitro conditions confirm this for grass mulch (FLESSA et al. 2002) and other decaying plant residues of different composition (BEARE et al. 1990, BREMER et al. 1991).

In context to the current discussion about climatic change, the mean annual temperature in the Solling highlands is assumed to rise up to 3°C till 2100 (SPEKAT et al. 2007). Segregating the impact of this on mor-humus layers temperature and CO₂-C flux is challenging because of annual temperature variances, local peculiarities and the need for always available moisture condition information (EPRON et al. 2004, HOLLINGER et al. 2004). To still point up the relevance of even small differences in temperature to microbial decomposition and to improve the process understanding in the near future, it is thus necessary to focus on distinct gradients, such as between stands and open space surface temperatures (EPRON et al. 2006, GODEFROID et al. 2006).

References

- BATJES, N.H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. In: EUR. J. SOIL SCI. **47/2**. 151-163.
- BEARE, M.H., NEELY, C.L., COLEMAN, D.C. & HARGROVE, W.L. (1990): A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **22/5**. 585-594.
- BORKEN, W. (1996): Methan-Aufnahme und Kohlenstoffdioxid-Freisetzung von Waldböden. Göttingen - Dissertation.
- BORKEN, W., DAVIDSON, E.A., SAVAGE, K., GAUDINSKI, J. & TRUMBORE, S.E. (2003): Drying and wetting effects on carbon dioxide release from organic horizons. In: SOIL SCI. SOC. AM. J. **67/6**. 1888-1896.
- BREMER, E., van HOUTUM, W. & van KESSEL, C. (1991): Carbon dioxide evolution from wheat and lentil residues affected by grinding, added nitrogen and the absence of soil. In: BIOL. FERT. SOILS **11/3**. 221-227.
- BRUMME, R. (1995): Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. In: PLANT SOIL **168-169/1**. 593-600.
- CHAVES, M.M. & PEREIRA, J.S. (1992): Water stress, CO₂ and climate change. In: J. EXP. BOT. **43/8**. 1131-1139.
- DAVIDSON, E.A., SAVAGE, K., TRUMBORE, S.E. & BORKEN, W. (2006): Vertical partitioning of CO₂ production within a temperate forest soil. In: GLOB. CHANGE BIOL. **12/6**. 944-956.
- DEL GROSSO, S.J., PARTON, W.J., MOSIER, A.R., HOLLAND, E.A., PENDALL, E., SCHIMEL, D.S. & OJIMA, D.S. (2005): Modeling soil CO₂ emissions from ecosystems. In: BIOGEOCHEMISTRY **73/1**. 71-91.
- EPRON, D., BOSCH, A., BONAL, D. & FREYCON, V. (2006): Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. In: J. TROP. ECOL. **22/5**. 565-574.
- EPRON, D., NGAO, J. & GRANIER, A. (2004): Interannual variation of soil respiration in a beech forest ecosystem over a six-year study. In: ANN. FOR. SCI. **61/6**. 499-505.
- FLESSA, H., POTTHOFF, M. & LOFTFIELD, N. (2002): Greenhouse estimates of CO₂ and N₂O emissions following surface application of grass mulch - Importance of indigenous microflora of mulch. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **34/6**. 875-879.
- GODEFROID, S., RUCQUOIJ, S. & KOEDAM, N. (2006): Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. In: PLANT ECOL. **185/1**. 107-121.
- HOLLINGER, D.Y., ABER, J., DAIL, B., DAVIDSON, E.A., GOLTZ, S.M., HUGHES, H., LECLERC, M., LEE, J.T., RICHARDSON, A.D., RODRIGUES, C., SCOTT, N.A., VARIER, D. & WALSH, J. (2004): Spatial and temporal variability in forest-atmosphere CO₂ exchange. In: GLOB. CHANGE BIOL. **10/10**. 1689-1706.

- HYVÖNEN, R., OLSSON, B.A., LUNDKVIST, H. & STAAF, H. (2000): Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* (L.) logging residues. In: FOREST ECOL. MANAG. **126/2**. 97-112.
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H. & MEIWES, K.J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. In: BER. Forschungszentrum Waldökosysteme **B/69**. Göttingen.
- JÖRGENSEN, R.G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. In: Göttinger Bodenkundliche Berichte **104**. Göttingen.
- JÖRGENSEN, R.G., BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S. (1990): Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **22/8**. 1129-1136.
- KÄTTERER, T., REICHSTEIN, M., ANDRÉN, O. & LOMANDER, A. (1998): Temperature dependence of organic matter decomposition - A critical review using literature data analyzed with different models. In: BIOL. FERT. SOILS **27/3**. 258-262.
- KIRSCHBAUM, M. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic C storage. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **27/6**. 753-760.
- KLINCK, U., FRÖHLICH, D. & MEIWES, K.J. (2008): Zur Problematik der Quantifizierung von C- und N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- und N-Vorräten der Humusaufgabe und des mineralischen Oberbodens. In: ALLG. FORST JAGDZTG **179/1**. 1-7.
- KÖNIG, N. & FORTMANN, H. (2008): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. In: BER. Forschungszentrum Waldökosysteme **B**. Göttingen.
- MOSIER, A.R. (1998): Soil processes and global change. In: BIOL. FERT. SOILS **27/3**. 221-229.
- PALVIAINEN, M., FINÉR, L., KURKA, A.M., MANNERKOSKI, H., PIIRAINEN, S. & STARR, M. (2004): Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. In: PLANT SOIL **263/1**. 53-67.
- RAICH, J.W. & SCHLESINGER, W.H. (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. In: TELLUS B **44/2**. 81-99.
- RETH, S., REICHSTEIN, M. & FALGE, E. (2005): The effect of soil water content, soil temperature, soil pH-value and the root mass on soil CO₂ flux - A modified model. In: PLANT SOIL **268/1**. 21-33.
- SCHULZE, E.D. (1986): Carbon dioxide and water vapor exchange in response to drought in the atmosphere and in the soil. In: ANNU. REV. PLANT PHYS. **37**. 247-274.
- SINGH, J.S. & GUPTA, S.R. (1977): Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. In: BOT. REV. **43/4**. 449-528.

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.

TILLER, K.G. (1989): Heavy metals in soils and their environmental significance. In: ADVANCES SOIL SCI. **9**. 113-142.

WEATHERALL, A., PROE, M.F., CRAIG, J., CAMERON, A.D., MCKAY, H.M. & MIDWOOD, A.J. (2006): Tracing N, K, Mg and Ca released from decomposing biomass to new tree growth - I) A model system simulating harvest residue decomposition on conventionally harvested clearfell sites. In: BIOMASS BIOENERG. **30/12**. 1053-1059.

WONG, P.T. & GRIFFIN, D.M. (1976): Bacterial movement at high matric potentials - I) In artificial and natural soils. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **8/3**. 215-218.

Tab. 1: Contents, ratios and stocks at the beginning per treatment, temperature and stratum with standard errors. Bolt values with common indices are significantly equal, whereas the indices a, b, c correspond to the comparisons between the strata per treatment and temperature, d, e to the comparisons between the temperatures per treatment and stratum and g, h, i to the comparisons between the treatments per temperature and stratum (H-tests or U-tests with subsequent TUKEY-HSD-test).

	n	contents [mg/g]					ratios [-]					stocks [g/m ²]				
		% w/w	C	N	P	S	C/N	C/P	C/S	C/N	N	P	S			
5°C mor-humus layer	L	99 ± 1.1 ^{adg}	486 ± 4 ^{hgh}	14.0 ± 0.3 ^{adg}	1.4 ± 0.0 ^{adg}	1.1 ± 0.0 ^{adg}	34.8 ± 0.9 ^{adg}	342 ± 10 ^{adg}	1308 ± 82 ^{adg}	37.8 ± 2.9 ^{adg}	3.8 ± 0.3 ^{adg}	3.1 ± 0.3 ^{adg}				
	Of/Oh	118 ± 12 ^{adg}	298 ± 37 ^{adg}	11.8 ± 1.1 ^{adg}	0.9 ± 0.0 ^{adg}	1.6 ± 0.2 ^{adg}	24.7 ± 1.0 ^{adg}	341 ± 42 ^{adg}	3592 ± 342 ^{adg}	145.8 ± 13.0 ^{adg}	11.6 ± 1.9 ^{adg}	19.5 ± 1.8 ^{adg}				
	mor-humus layer	114 ± 10 ^{adg}	330 ± 34 ^{adg}	12.2 ± 1.0 ^{adg}	1.0 ± 0.0 ^{adg}	1.5 ± 0.1 ^{adg}	26.8 ± 0.8 ^{adg}	335 ± 33 ^{adg}	4900 ± 372 ^{adg}	183.6 ± 13.8 ^{adg}	15.4 ± 2.0 ^{adg}	22.6 ± 1.9 ^{adg}				
	L	88 ± 4 ^{adg}	490 ± 2 ^{adg}	14.3 ± 0.2 ^{adg}	1.4 ± 0.0 ^{adg}	1.1 ± 0.0 ^{adg}	34.5 ± 0.5 ^{adg}	362 ± 11 ^{adg}	872 ± 33 ^{adg}	25.4 ± 1.0 ^{adg}	2.4 ± 0.1 ^{adg}	1.9 ± 0.1 ^{adg}				
	Of/Oh	109 ± 9 ^{adg}	286 ± 20 ^{adg}	11.5 ± 0.3 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.6 ± 0.1 ^{adg}	24.7 ± 0.5 ^{adg}	351 ± 20 ^{adg}	4051 ± 240 ^{adg}	165.1 ± 10.4 ^{adg}	12.4 ± 1.2 ^{adg}	22.3 ± 1.4 ^{adg}				
	mor-humus layer	106 ± 8 ^{adg}	307 ± 19 ^{adg}	11.7 ± 0.6 ^{adg}	0.9 ± 0.0 ^{adg}	1.5 ± 0.1 ^{adg}	26.0 ± 0.5 ^{adg}	350 ± 18 ^{adg}	4923 ± 240 ^{adg}	190.4 ± 10.4 ^{adg}	14.8 ± 1.2 ^{adg}	24.2 ± 1.4 ^{adg}				
25°C mor-humus layer	L	97 ± 8 ^{adg}	480 ± 7 ^{adg}	13.9 ± 0.3 ^{adg}	1.4 ± 0.0 ^{adg}	1.1 ± 0.0 ^{adg}	34.6 ± 0.9 ^{adg}	352 ± 13 ^{adg}	907 ± 39 ^{adg}	26.3 ± 1.3 ^{adg}	2.6 ± 0.1 ^{adg}	2.2 ± 0.1 ^{adg}				
	Of/Oh	106 ± 10 ^{adg}	259 ± 38 ^{adg}	10.5 ± 1.2 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.4 ± 0.2 ^{adg}	42.3 ± 1.2 ^{adg}	362 ± 15 ^{adg}	3853 ± 826 ^{adg}	154.0 ± 28.7 ^{adg}	10.8 ± 1.4 ^{adg}	20.9 ± 4.2 ^{adg}				
	mor-humus layer	106 ± 9 ^{adg}	288 ± 31 ^{adg}	11.0 ± 1.0 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.4 ± 0.2 ^{adg}	26.0 ± 0.8 ^{adg}	345 ± 40 ^{adg}	4760 ± 826 ^{adg}	180.3 ± 28.5 ^{adg}	13.4 ± 1.4 ^{adg}	23.1 ± 4.2 ^{adg}				
	L	108 ± 25 ^{adg}	474 ± 6 ^{adg}	13.4 ± 0.6 ^{adg}	0.9 ± 0.1 ^{adg}	1.4 ± 0.1 ^{adg}	35.7 ± 2.1 ^{adg}	510 ± 32 ^{adg}	826 ± 86 ^{adg}	23.5 ± 2.8 ^{adg}	1.6 ± 0.2 ^{adg}	2.4 ± 0.3 ^{adg}				
	Of/Oh	117 ± 6 ^{adg}	322 ± 13 ^{adg}	12.2 ± 0.5 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.7 ± 0.1 ^{adg}	26.4 ± 0.5 ^{adg}	395 ± 19 ^{adg}	5425 ± 737 ^{adg}	205.1 ± 27.7 ^{adg}	13.8 ± 2.0 ^{adg}	28.5 ± 3.5 ^{adg}				
	mor-humus layer	115 ± 7 ^{adg}	337 ± 14 ^{adg}	12.3 ± 0.5 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.7 ± 0.1 ^{adg}	27.4 ± 0.4 ^{adg}	407 ± 15 ^{adg}	6251 ± 665 ^{adg}	228.6 ± 25.0 ^{adg}	15.5 ± 1.8 ^{adg}	31.0 ± 3.2 ^{adg}				
15°C mor-humus layer	L	106 ± 11 ^{adg}	466 ± 6 ^{adg}	14.5 ± 0.3 ^{adg}	1.0 ± 0.0 ^{adg}	1.5 ± 0.0 ^{adg}	32.3 ± 0.6 ^{adg}	462 ± 17 ^{adg}	351 ± 35 ^{adg}	10.9 ± 1.1 ^{adg}	0.8 ± 0.1 ^{adg}	1.1 ± 0.1 ^{adg}				
	Of/Oh	97 ± 6 ^{adg}	285 ± 19 ^{adg}	11.0 ± 0.6 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.5 ± 0.1 ^{adg}	25.5 ± 0.5 ^{adg}	361 ± 19 ^{adg}	5079 ± 332 ^{adg}	188.2 ± 12.7 ^{adg}	14.4 ± 1.1 ^{adg}	27.7 ± 1.8 ^{adg}				
	mor-humus layer	97 ± 6 ^{adg}	293 ± 19 ^{adg}	11.2 ± 0.6 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.5 ± 0.1 ^{adg}	25.9 ± 0.4 ^{adg}	366 ± 18 ^{adg}	5430 ± 319 ^{adg}	209.1 ± 12.2 ^{adg}	15.1 ± 1.0 ^{adg}	28.8 ± 1.8 ^{adg}				
	L	174 ± 13 ^{adg}	441 ± 21 ^{adg}	14.5 ± 0.5 ^{adg}	1.1 ± 0.1 ^{adg}	1.6 ± 0.1 ^{adg}	30.5 ± 1.3 ^{adg}	420 ± 36 ^{adg}	250 ± 62 ^{adg}	8.4 ± 2.2 ^{adg}	0.6 ± 0.2 ^{adg}	0.9 ± 0.3 ^{adg}				
	Of/Oh	102 ± 13 ^{adg}	269 ± 42 ^{adg}	10.8 ± 1.3 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.5 ± 0.2 ^{adg}	45.4 ± 0.9 ^{adg}	392 ± 29 ^{adg}	5407 ± 950 ^{adg}	215.6 ± 32.3 ^{adg}	15.4 ± 2.1 ^{adg}	29.4 ± 4.8 ^{adg}				
	mor-humus layer	104 ± 12 ^{adg}	274 ± 41 ^{adg}	10.9 ± 1.3 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	1.5 ± 0.2 ^{adg}	24.5 ± 1.3 ^{adg}	351 ± 52 ^{adg}	5656 ± 965 ^{adg}	223.9 ± 32.5 ^{adg}	16.0 ± 2.1 ^{adg}	30.3 ± 4.8 ^{adg}				
5°C needles/twigs litter	needles litter	3	500 ± 3 ^{adg}	15.2 ± 0.2 ^{adg}	1.7 ± 0.0 ^{adg}	1.1 ± 0.0 ^{adg}	33.0 ± 0.5 ^{adg}	288 ± 9 ^{adg}	1093 ± 14 ^{adg}	33.1 ± 0.7 ^{adg}	3.8 ± 0.1 ^{adg}	2.5 ± 0.1 ^{adg}				
	twigs litter	3	521 ± 1 ^{adg}	12.3 ± 0.3 ^{adg}	1.4 ± 0.1 ^{adg}	0.9 ± 0.0 ^{adg}	41.9 ± 1.2 ^{adg}	359 ± 14 ^{adg}	431 ± 6 ^{adg}	10.2 ± 0.2 ^{adg}	1.2 ± 0.1 ^{adg}	0.7 ± 0.0 ^{adg}				
	needles+twigs litter	3	506 ± 2 ^{adg}	14.4 ± 0.1 ^{adg}	1.7 ± 0.0 ^{adg}	1.1 ± 0.0 ^{adg}	35.2 ± 0.4 ^{adg}	305 ± 10 ^{adg}	1523 ± 19 ^{adg}	43.3 ± 0.6 ^{adg}	5.0 ± 0.2 ^{adg}	3.2 ± 0.1 ^{adg}				
15°C needles/twigs litter	needles litter	3	505 ± 3 ^{adg}	15.8 ± 0.7 ^{adg}	1.6 ± 0.1 ^{adg}	1.1 ± 0.0 ^{adg}	32.0 ± 1.4 ^{adg}	310 ± 12 ^{adg}	1096 ± 20 ^{adg}	34.3 ± 1.5 ^{adg}	3.5 ± 0.1 ^{adg}	2.4 ± 0.0 ^{adg}				
	twigs litter	3	526 ± 2 ^{adg}	11.6 ± 0.3 ^{adg}	1.4 ± 0.1 ^{adg}	0.8 ± 0.0 ^{adg}	45.4 ± 0.9 ^{adg}	392 ± 29 ^{adg}	432 ± 7 ^{adg}	9.5 ± 0.2 ^{adg}	1.1 ± 0.1 ^{adg}	0.7 ± 0.0 ^{adg}				
	needles+twigs litter	3	511 ± 3 ^{adg}	14.7 ± 0.6 ^{adg}	1.6 ± 0.1 ^{adg}	1.0 ± 0.0 ^{adg}	34.9 ± 1.3 ^{adg}	329 ± 15 ^{adg}	1527 ± 27 ^{adg}	43.9 ± 1.6 ^{adg}	4.7 ± 0.2 ^{adg}	3.1 ± 0.1 ^{adg}				
25°C needles/twigs litter	needles litter	3	505 ± 1 ^{adg}	15.7 ± 0.1 ^{adg}	1.6 ± 0.0 ^{adg}	1.1 ± 0.0 ^{adg}	32.2 ± 0.2 ^{adg}	313 ± 4 ^{adg}	1036 ± 16 ^{adg}	32.2 ± 0.6 ^{adg}	3.3 ± 0.0 ^{adg}	2.3 ± 0.0 ^{adg}				
	twigs litter	3	533 ± 1 ^{adg}	10.7 ± 0.1 ^{adg}	1.2 ± 0.1 ^{adg}	0.7 ± 0.0 ^{adg}	49.6 ± 0.3 ^{adg}	441 ± 40 ^{adg}	414 ± 7 ^{adg}	8.3 ± 0.2 ^{adg}	1.0 ± 0.1 ^{adg}	0.6 ± 0.0 ^{adg}				
	needles+twigs litter	3	513 ± 1 ^{adg}	14.3 ± 0.1 ^{adg}	1.5 ± 0.0 ^{adg}	1.0 ± 0.0 ^{adg}	35.8 ± 0.1 ^{adg}	341 ± 5 ^{adg}	1449 ± 22 ^{adg}	40.5 ± 0.7 ^{adg}	4.3 ± 0.1 ^{adg}	2.9 ± 0.1 ^{adg}				

Tab. 2: Cumulated CO₂-C fluxes and its ratio at the C stocks at the beginning per treatment and temperature with standard errors. Bolt values with common indices are significantly equal, whereas the indices a, b, c correspond to the comparisons between the temperatures per treatment and d, e, f to the comparisons between the treatments per temperature (U-tests with subsequent TUKEY-HSD-test).

		n	C stock at the beginning [g/m ²]	CO ₂ -C flux [g/m ² /83 d]	= of the C stock at the beginning [%]
mor-humus layer+needles/twigs litter treatment [1]	5°C	6	6409 ± 372^{ad}	87.9 ± 2.3^{ad}	1.4 ± 0.1^{ad}
	15°C	18	6443 ± 240^{ad}	180.7 ± 5.8^{bd}	2.9 ± 0.2^{bd}
	25°C	6	6181 ± 826^{ad}	231.9 ± 6.1^{cd}	4.2 ± 0.7^{bd}
mor-humus layer only treatment [2]	5°C	6	6251 ± 665^{ad}	31.6 ± 1.6^{ae}	0.5 ± 0.1^{ae}
	15°C	18	5430 ± 319^{ae}	67.8 ± 2.9^{be}	1.4 ± 0.2^{abe}
	25°C	6	5656 ± 965^{ad}	125.2 ± 2.7^{ce}	2.9 ± 0.9^{bd}
<i>difference between treatment [1] and [2]</i>	5°C	6		56.3 ± 2.8	
	15°C	18		112.9 ± 6.5	
	25°C	6		106.7 ± 6.6	
needles/twigs litter treatment [3]	5°C	6	1523 ± 19^{ae}	79.5 ± 7.1^{ad}	6.1 ± 0.4^{af}
	15°C	6	1527 ± 27^{af}	116.5 ± 9.7^{af}	8.1 ± 0.7^{abf}
	25°C	6	1449 ± 22^{ae}	112.3 ± 13.8^{ae}	9.7 ± 0.1^{be}

Tab. 3: Microbial biomasses and ecophysiological quotients after incubation per treatment, temperature and stratum with standard errors. Bolt values with common indices are significantly equal, whereas the indices a, b, c correspond to the comparisons between the strata per treatment and temperature, d, e, f to the comparisons between the temperatures per treatment and stratum and g, h to the comparisons between the treatments per temperature and stratum (H-tests or U-tests with subsequent TUKEY-HSD-test).

		n	C _{mic} [g/m ²]	N _{mic} [g/m ²]	C _{mic} /N _{mic} [-]	C _{mic} /C _{org} [%]	qCO ₂ -C [Σ g/83 d/C _{mic}]	
mor-humus layer+needles/twigs litter treatments [1] mor-humus layer	5°C	L	3	36.7 ± 3.6^{adg}	2.5 ± 1.0^{adg}	20.7 ± 8.0^{adg}	1.4 ± 0.2^{adg}	
		Of/Oh	3	62.8 ± 4.1^{bdg}	6.6 ± 0.3^{bdg}	9.4 ± 0.2^{adg}	0.9 ± 0.0^{adg}	
		mor-humus layer	3	99.4 ± 2.6^{cdg}	9.2 ± 1.2^{bdg}	11.2 ± 1.4^{adg}	1.0 ± 0.1^{adg}	1.8 ± 0.1^{dg}
	15°C	L	9	18.0 ± 1.8^{aeq}	2.1 ± 0.4^{adg}	10.4 ± 1.7^{adg}	1.0 ± 0.1^{adg}	
		Of/Oh	9	75.1 ± 3.7^{bdg}	6.7 ± 0.6^{bdg}	12.3 ± 1.6^{adg}	1.0 ± 0.1^{adg}	
		mor-humus layer	9	93.1 ± 2.8^{cdg}	8.8 ± 0.6^{cdg}	11.1 ± 1.1^{adg}	1.0 ± 0.0^{adg}	3.9 ± 0.2^{eg}
	25°C	L	3	21.8 ± 4.0^{aeq}	5.6 ± 2.8^{adg}	5.3 ± 1.4^{adg}	1.3 ± 0.3^{adg}	
		Of/Oh	3	54.9 ± 4.4^{bdg}	7.7 ± 1.7^{adg}	7.7 ± 1.5^{adg}	0.8 ± 0.1^{adg}	
		mor-humus layer	3	76.7 ± 1.0^{ceg}	13.3 ± 3.1^{adg}	6.5 ± 1.6^{adg}	0.9 ± 0.1^{adg}	6.0 ± 0.1^{fg}
mor-humus layer only treatment [2]	5°C	L	3	21.0 ± 1.6^{adh}	2.6 ± 0.2^{adg}	8.2 ± 0.5^{adg}	1.3 ± 0.2^{adg}	
		Of/Oh	3	81.3 ± 11.1^{adg}	9.3 ± 1.6^{adg}	8.9 ± 0.5^{adg}	0.7 ± 0.0^{adg}	
		mor-humus layer	3	102.3 ± 12.7^{adg}	11.9 ± 1.8^{adg}	8.7 ± 0.4^{adg}	0.8 ± 0.0^{adg}	0.6 ± 0.1^{dh}
	15°C	L	8	16.2 ± 0.9^{adg}	1.9 ± 0.1^{adg}	8.5 ± 0.5^{adg}	2.2 ± 0.2^{adh}	
		Of/Oh	9	81.5 ± 5.9^{bdg}	7.6 ± 1.1^{bdg}	12.9 ± 2.3^{adg}	0.8 ± 0.0^{bdg}	
		mor-humus layer	9	96.0 ± 5.7^{bdg}	9.4 ± 1.2^{bdg}	11.4 ± 1.3^{adg}	0.9 ± 0.0^{bdg}	1.5 ± 0.1^{eh}
25°C	L	3	9.9 ± 5.5^{adg}	1.6 ± 0.6^{adg}	5.9 ± 1.3^{adg}	2.3 ± 1.4^{adg}		
	Of/Oh	3	69.5 ± 4.5^{bdg}	8.8 ± 2.3^{adg}	8.7 ± 1.7^{adg}	0.7 ± 0.1^{adg}		
	mor-humus layer	3	79.4 ± 1.8^{bdg}	10.4 ± 2.3^{adg}	8.3 ± 1.7^{adg}	0.8 ± 0.2^{adg}	3.2 ± 0.1^{fh}	

6 Wasserdynamik in Einzelbaumlücken

Water dynamic in selective cutting single tree gaps

5 figures

Uwe Klinck¹, Tim Maack¹, Karl Josef Meiwes¹, Karl Radler², Daniel Fröhlich³,
Friedrich Beese³

¹ Northwest German Forest Research Station, Department of Environmental Control - Grätzelstraße 2 - 37079 Göttingen - uwe.klinck@nw-fva.de

² University of Göttingen, Buisgen Institute, Department of Bioclimatology - Buisgenweg 2 - 37077 Göttingen

³ University of Göttingen, Buisgen Institute, Department of Soil Science of Temperate and Boreal Ecosystems - Buisgenweg 2 - 37077 Göttingen

Acknowledgement

The authors would like to thank the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) for the financial grant of the projects ME 2078/1-1, GR 738/10-1 and BE 713/27-1.

Abstract

Extensive matric potential measurements of 4½ years selective cutting single tree gap centers, stand and clear-cut centre were conducted in order to specify treatment and interannual differences at formerly even-aged Norway spruce mono-stands in the Solling highlands, Lower Saxony, Germany. The intraannual matric potential and precipitation allocation, root distribution assessments and the lighting conditions of a chosen single tree gap with negligible forest ground vegetation 4 years after selective cutting became foci of interest later on.

Soils water reservoir draining and refilling thus strongly depended on precipitation quantity, with the stand being driest and the small clear-cut centre wettest as well as there were smallest differences between the treatments at the end of winter and greatest differences at summer months. Determining precipitation allocation and using hemispherical photos to obtain the parameters total site factor and openness, only the latter one was found to represent the structure of the chosen selective cutting single tree gap and the matric potential allocation in the circle of the year acceptable. Root distribution assessments indicated, that under the described conditions soils water dynamic at selective cutting single tree gaps is disturbed longer than 5 years and substantial losses may be high.

Introduction

Selective cuttings are one of several harvesting options in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. Removing only those trees every time, which fit quality requirements best, appears to be an ecologic, economic and aesthetic way of forest conversion towards mixed forests, where lighting conditions as intended can be set up for most of the shade tolerant, regeneration tree species above all. Possible drawbacks like an increasing exposure to beetle populations and wind, pressure of time at even-aged, mature mono-stands or local peculiarities are seldom criteria opposing the conduction. In context to the current discussion about climatic change, weather extremes at most sites are assumed to appear more frequent than today (SPEKAT et al. 2007). Considering an increasing number of so induced windfall gaps in the near future, comparable to those ones of selective cuttings depending on their size, research efforts related to this topic are of high currency.

The water dynamic of small gaps is primarily influenced by the surrounding trees, defining its size. Canopy structures are quite stable and determine the precipitation allocation (DUROCHER 1990, WÄLDER et al. 2008), substantial inputs and the rate of photosynthetically active radiation (PAR) reaching the soils surface (PRESCOTT 2002). Next to other aspects as e. g. the soils seed bank, latter one is important to forest ground vegetation emergence and thus medium-term water availability in the gap (SHURE et al. 2006). Root dynamic in contrast is more variable, especially when deficits, caused by competition or local conditions, force the surrounding trees to develop new water and nutrient resources (AMMER & WAGNER 2005, MÜLLER & WAGNER 2003). Several other studies, focusing e. g. on nutrient dynamic show, that small gaps face corresponding heterogeneities in almost all relevant forest ecosystem processes and parameters (PRESCOTT et al. 2003).

Nevertheless, still there is a lack of detailed information about how to evaluate small gaps concerning their water dynamic. This study's objective is to redress that for Norway spruce in the Solling highlands, Lower Saxony, Germany, while analyzing I) 4½ years of comparatively extensive matric potential measurements at selective cutting single tree gap centers, stand and clear-cut centre on treatment and interannual differences, II) one year of intensive, spatiotemporal monitoring concerning the matric potential and precipitation allocation at a selective cutting single tree gap with negligible forest ground vegetation on intraannual differences and III) the practicability of matric potential allocation for root allocation assessments.

Materials and methods

The experiment focused on single tree gaps in an 1 ha selective cutting, realized in an even-aged, 85 years old Norway spruce mono-stand in the Solling highlands, Lower Saxony, Germany at the end of 2003. The site is characterized by altitudes of 300 m above sea level, a mean annual precipitation of 950 mm and temperature of

7.5°C, Orchrepts with a typical, 5 cm thick, fine-humus-rich mor-humus over Triassic sandstone as parent material and acidic soil conditions. A nearby clear-cut of 1 ha in size too, is subject to comparable conditions.

For comparatively extensive measurements, each treatment was equipped with 12 puncture-tensiometers of 22 cm length at the middle of 2004. They each were distributed to 4 plots á 3 and installed 20 cm deep in order to typify selective cutting single tree gap centers, stand and clear-cut centre conditions. At the beginning of 2008, one of the selective cutting single tree gaps with negligible forest ground vegetation was set up with additional 24 tensiometers within 10x10 m and ombrometers of 50 cm² in 1 m height right next to them (Fig. 2 & 4, WEBSTER 1985). Using devices of the GMH3000 series (firm: GSOFTE), matric potentials were measured, corrected by their water columns and checked for plausibility manually at mostly weekly-biweekly intervals from June 23rd 2004 (extensive campaign) respectively March 26th 2008 (intensive campaign) to December 16th 2008. Due to device specific limitations, matric potentials < -700 mbar had to be rejected. Precipitation allocation was measured from March 26th to November 5th 2008 in the intervals of the intensive campaign. Nearby high resolution open space precipitation accounted for 524 l/m² in this period and 473 l/m² from June 23rd to December 31st 2004, 880 l/m² in 2005, 897 l/m² in 2006, 1395 l/m² in 2007 and 899 l/m² in 2008 in total.

All surrounding trees of the chosen selective cutting single tree gap were plumbed at 50 gon steps to determine the shape of their crowns (Fig. 2 & 4). Thus, 14 of the tensiometer-ombrometer pairs lay under canopy and 13 in the selective cutting single tree gap. PAR at each pair in relation to open space PAR (= TSF, total site factor) was determined for the vegetation period May 1st to September 30th and opening angles of 10° (openness) respectively 90° (TSF) applying WinSCANOPY 2004a software at hemispherical photos, taken in 2 m height with a fisheye lens FC-E8 0.21x on a Nikon Coolpix 4500 digital camera (WAGNER & NAGEL 1992). Using ArcView GIS 3.2 software, matric potentials, total precipitation and TSF were splined, assuming: grid size = 0.02 m, weight = 1, neighbors = as many as tensiometers, ombrometers or photos, type = tension. H-tests ensured or vitiated differences in Statistica 6.0 software, setting p = 0.05 always.

Results and discussion

The matric potentials of the extensive campaign varied between -564 mbar to -11 mbar, equal to pF values of 2.8-1.0 in the stand, -277 mbar to -16 mbar, equal to pF values of 2.4-1.2 at the selective cutting single tree gap centers and -173 mbar to -9 mbar, equal to pF values of 2.2-1.0 at the clear-cut centre over 4½ years of measurement (Fig. 1). Clear gradients became obvious, with the stand being driest and the small clear-cut centre wettest most of the time as well as there were smallest differences between the treatments at the end of winter and greatest differences at summer months, when an increased demand for growing purposes and times with less precipitation converged. Due to precipitation allocation, soils water reservoir draining began especially fast at the beginning of June 2005, at the middle of July 2006, at the beginning of April 2007 and at the middle of March 2008 on the one hand. Soils water reservoir refilling in the circle of the years on the other hand was not completed at all treatments in 2008 yet, but for 2004 at the middle of November, for 2005 at the end of January 2006, for 2006 at the middle of January 2007 and for 2007 at the end of July, although the latter year showed a soils water reservoir draining only once and then for a short time anyway. In summary, only a few tensiometers were enough to get a rough survey about soils water dynamic at a Norway spruce stand, selective cutting single tree gap centers

and a small clear-cut within them. The comparison brought most reliable results right at the beginning of the campaign, because the successional effect increasingly overlaid the treatment effect to soils water dynamic later. Annual open space precipitation helped to categorize the years in a qualitative manner. While 2004 eluded from evaluation, 2005, 2006 and 2008 thus were comparable and corresponded to the long-term mean and 2007 was much wetter.

Precipitation allocation in the selective cutting single tree gap from March 26th to November 5th 2008 varied between 275-425 l/m² and showed a strong correlation to the predominant South-West wind direction (Fig. 2, right column). Interception thus was between 99-249 l/m², but the structure of the selective cutting treatment appeared to be much more reasonable for this, as that one of the single tree gap itself. Forest ground vegetation had to get along with 20-40 % of open space PAR (Fig. 2, middle column). Again the structure of the selective cutting single tree gap and its distinct gradients concerning canopy densities of 10-70 % (Fig. 2, left column) was not represented. On these terms, hemispherical photos were found to be of limited use when trying to assess the quality of lighting conditions for forest ground vegetation succession.

Generally, determining root allocation is expensive in work, time and money due to an inevitable small meshed sampling grid. Difficulties in the differentiation between dead and living roots as well as between roots of the surrounding trees and those ones of the stump have to be expected, because latter ones are known to be alive for 1-2 years further on without water needs (BAUHUS & BARTSCH 1996). If gradients in the matric potential allocation of a selective cutting single tree gap exist and root distribution shall be a functionality of this, intervals of the intensive campaign with no or < 5 l/m² precipitation would be especially helpful. The intervals April 16th to 23rd 2008, May 7th to 14th 2008, May 22nd to 28th 2008 and June 25th to July 2nd 2008 were found to meet these requirement best, March 19th to 26th 2008, April 9th to 16th 2008 and June 11th to 18th 2008 worst (Fig. 3).

In the circle of 2008, the intensive campaign showed distinct gradients from higher matric potentials in the selective cutting single tree gap centre to lower ones at the surrounding trees soon, beginning at April 23rd 2008 (Fig. 4). Differences between canopy and gap location were always significant between April 30th and December 3rd 2008. Except for a short interval from June 11th to 18th 2008, soils water reservoir draining proceeded until July 30th 2008. Soils water reservoir refilling afterwards was interrupted from September 24th to October 8th 2008 and not finally completed at December 16th 2008 yet, but besides that as comparable continuous as the draining. The precipitation allocation was, if any, than oppositional represented, because draining of the soils water reservoir was slower

respectively refilling faster in the East instead of the South-West of the selective cutting single tree gap. Intervals with no or $< 5 \text{ l/m}^2$ precipitation as chosen above, were found to not allow better conclusions on the functionality between gradients in matric potential allocation and root dynamic, partly because they mostly were just before the distinct differentiation began. Weighting all these findings up finally, GIS-splining was successful in displaying intraannual differences concerning the matric potential allocation in selective cutting single tree gaps, although comparable future experiments should extend the tensiometer-ombrometer pairs beyond the surrounding trees in order to avoid losses of information due to statistical extrapolation. Weekly-biweekly matric potential measurements of course simultaneously had difficulties to reveal short-term and event related changes.

Deducting the precipitation effect by weighting the matric potentials, the roots of the surrounding trees seemed to concentrate 1.0-3.5 m away from stem (Fig. 5), while the selective cutting single tree gap centre was 4.2 m distant at least. Root plates of nearby trees thrown by wind were found to have radii of 3.0-3.5 m too and the typical system of shallow lateral roots with sinkers up to 50 cm depth (TASKINEN et al. 2003). Root growth into single tree gaps centers some years after selective cutting thus has to be considered as slow, corresponding to findings at larger gaps in a *Fagus sylvatica* stand (BAUHUS & BARTSCH 1996) and Canadian mixed boreal stands (CAMPBELL et al. 1998) on the one hand, but being contrary to comparable experiments in Norway spruce stands gaps $< 15 \text{ m}$ in the Ore Mountains, Saxony, Germany (MÜLLER & WAGNER 2003) and potential root dynamic (PUHE 2003, STONE & KALISZ 1991) on the other hand. Reasons for that might be already fulfilled water and nutrient demands as well. As a conclusion, under the described conditions root and soils water dynamic at selective cutting single tree gaps were disturbed longer than 5 years. Many small disturbances over a total harvesting period of 15-20 years will possibly account for an effect connected to a small, one-time clear-cut, especially when forest ground vegetation succession proceeds as slow as observed. To check and evaluate this, a connecting of soil solution concentrations to seepage water fluxes is necessary (HUBER et al. 2004).

References

- AMMER, C. & WAGNER, S. (2005): An approach for modelling the mean fine-root biomass of Norway spruce stands. In: TREES-STRUCT. FUNCT. **19/2**. 145-153.
- BAUHUS, J. & BARTSCH, N. (1996): Fine-root growth in beech (*Fagus sylvatica*) forest gaps. In: CAN. J. FOREST RES. **26/12**. 2153-2159.
- CAMPBELL, J.J., FINÉR, L. & MESSIER, C. (1998): Fine-root production in small experimental gaps in successional mixed boreal forests. In: J. VEG. SCI. **9/4**. 537-542.

- DUROCHER, M.G. (1990): Monitoring spatial variability of forest interception. In: HYDROL. PROCESS. **4**/3. 215-229.
- HUBER, C., WEIS, W., BAUMGARTEN, M. & GÖTTLEIN, A. (2004): Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after felling and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. In: PLANT SOIL **267**/1-2. 23-40.
- MÜLLER, K.H. & WAGNER, S. (2003): Fine root dynamics in gaps of Norway spruce stands in the German Ore Mountains. In: FORESTRY **76**/2. 149-158.
- PRESCOTT, C.E. (2002): The influence of the forest canopy on nutrient cycling. In: TREE PHYSIOL. **22**. 1193-1200.
- PRESCOTT, C.E., HOPE, G.D. & BLEVINS, L.L. (2003): Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentration in a high-elevation spruce-fir forest. In: CAN. J. FOREST RES. **33**/11. 2210-2220.
- PUHE, J. (2003): Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands - A review. In: FOREST ECOL. MANAG. **175**/1-3. 253-273.
- SHURE, D.J., PHILLIPS, D.L. & BOSTICK, P.E. (2006): Gap size and succession in cutover southern Appalachian forests - An 18 year study of vegetation dynamics. In: PLANT ECOL. **185**/2. 299-318.
- 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.
- STONE, E.L. & KALISZ, P.J. (1991): On the maximum extent of tree roots. In: FOREST ECOL. MANAG. **46**/1-2. 59-102.
- TASKINEN, O., ILVESNIEMI, H., KUULUVAINEN, T. & LEINONEN, K. (2003): Response of fine roots to an experimental gap in a boreal *Picea abies* forest. In: PLANT SOIL **255**/2. 503-512.
- WAGNER, S. & NAGEL, J. (1992): Ein Verfahren zur PC-gesteuerten Auswertung von Fish-eye-Negativfotos für Strahlungsschätzungen. In: ALLG. FORST JAGDZTG **163**/6. 110-116.
- WÄLDER, K., FRISCHBIER, N., BREDEMEIER, M., NÄTHER, W. & WAGNER, S. (2008): Analysis of O_F-layer humus mass variation in a mixed stand of European beech and Norway spruce - An application of structural equation modelling. In: ECOL. MODEL. **213**/3-4. 319-330.
- WEBSTER, R. (1985): Quantitative spatial analysis of soil in the field. In: ADV. SOIL SCI. **3**. 1-70.

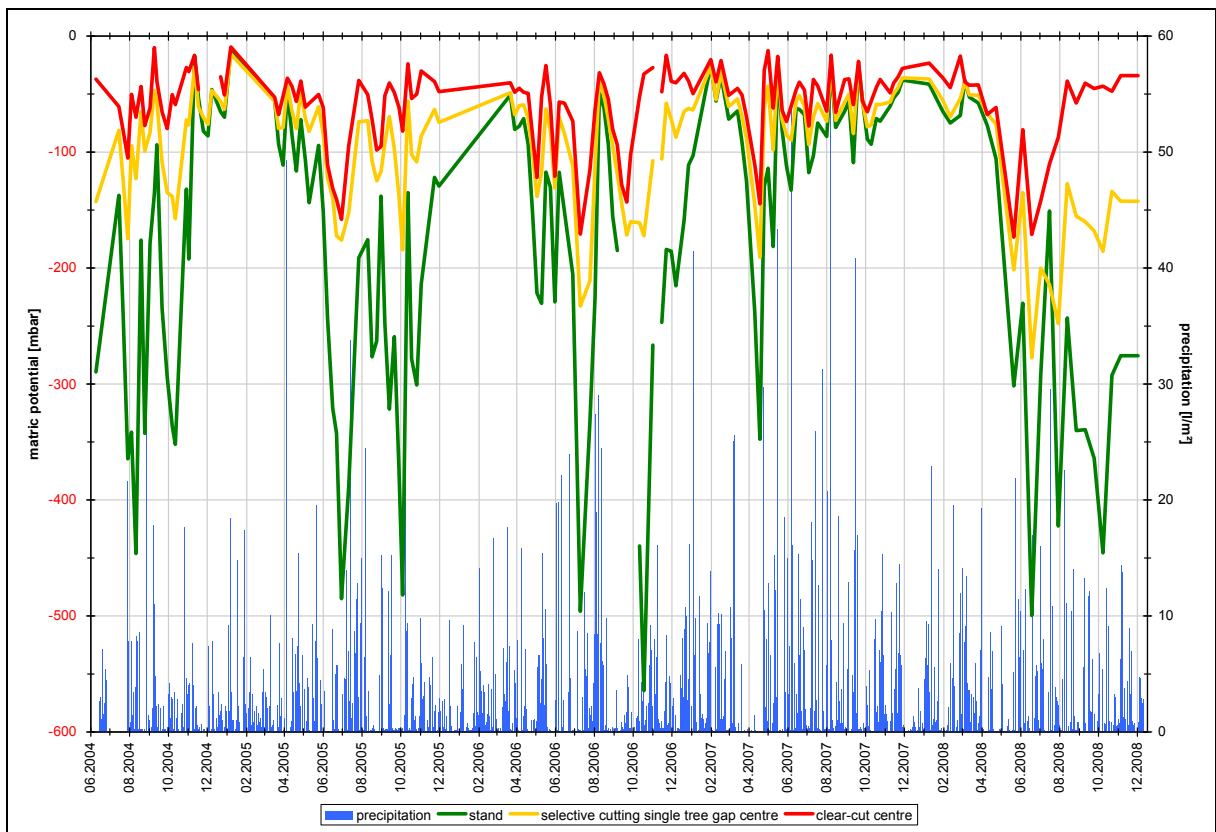


Fig. 1: Matric potentials 2004-2008 at stand, selective cutting single tree gap centre and clear-cut centre with daily open space precipitation.

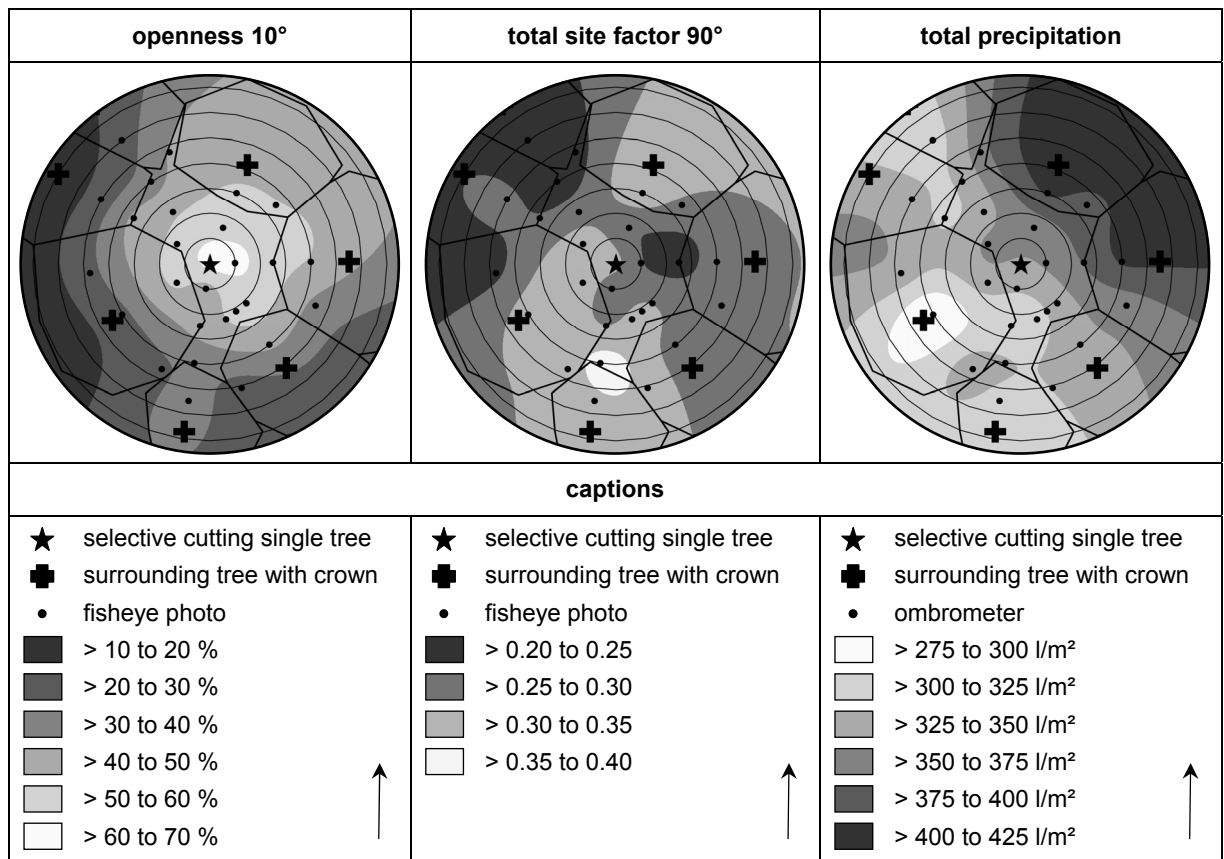


Fig. 2: GIS-splined openness 10°, total site factor 90° and total precipitation (March 26th to October 22nd 2008) in 1 m-circles at a single tree gap 4 years after selective cutting.

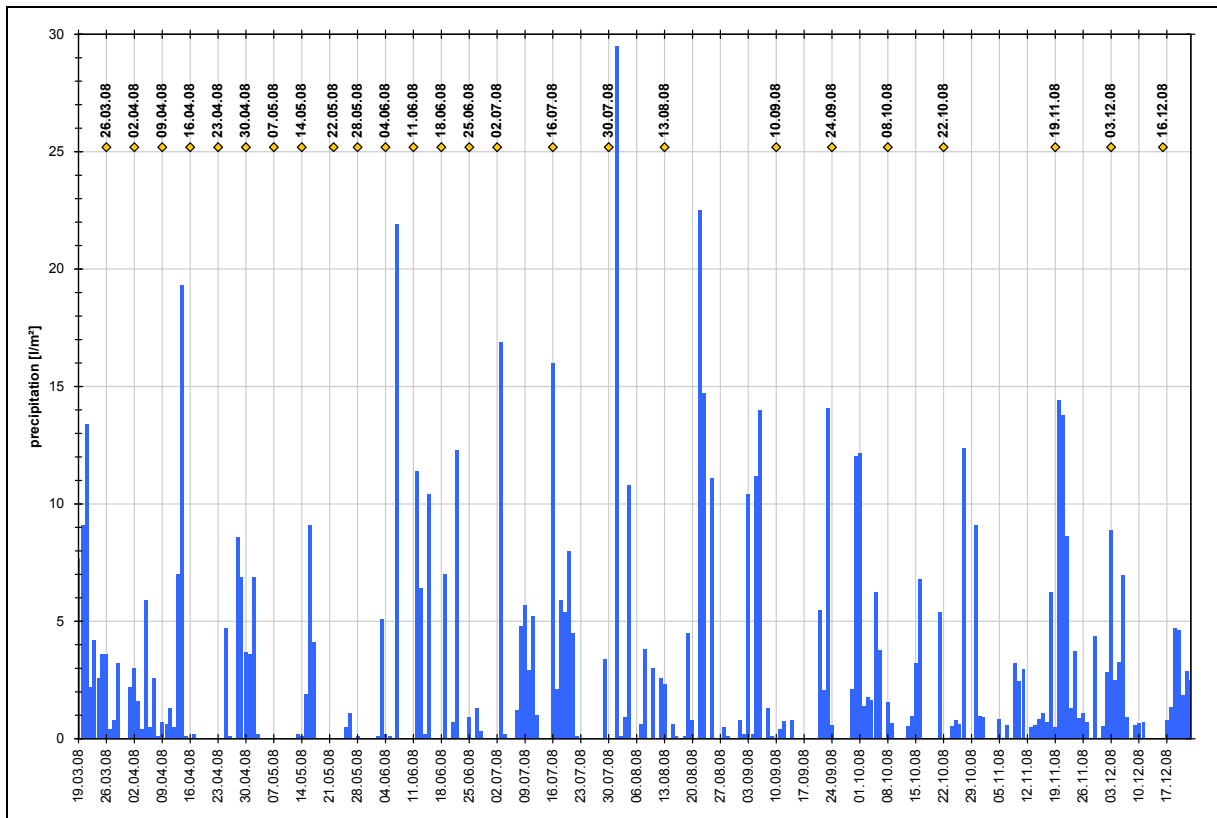


Fig. 3: Daily open space precipitation in context to the matric potential measuring days.

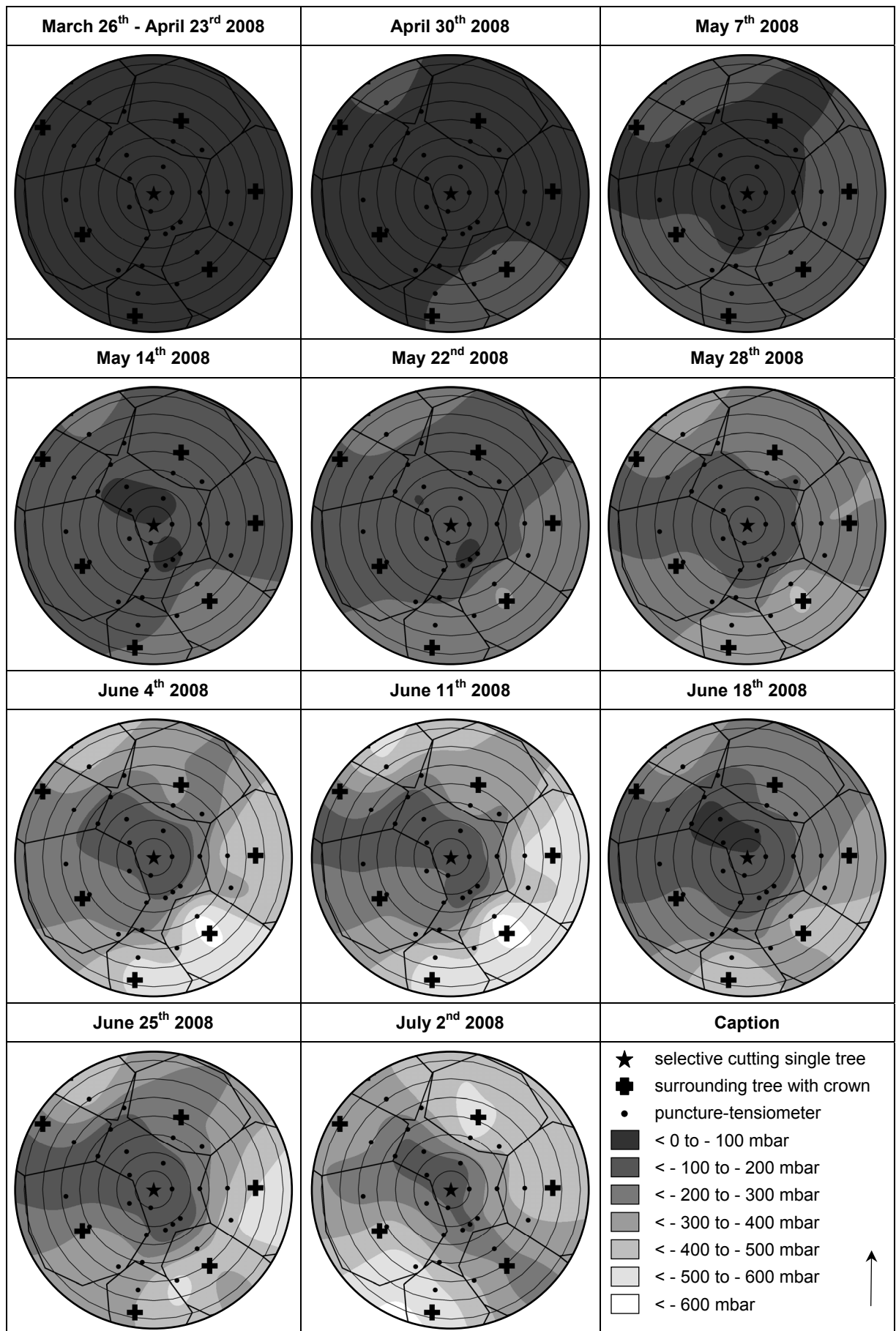


Fig. 4: GIS-splined matrix potentials in 1 m-circles at a single tree gap 4 years after selective cutting.

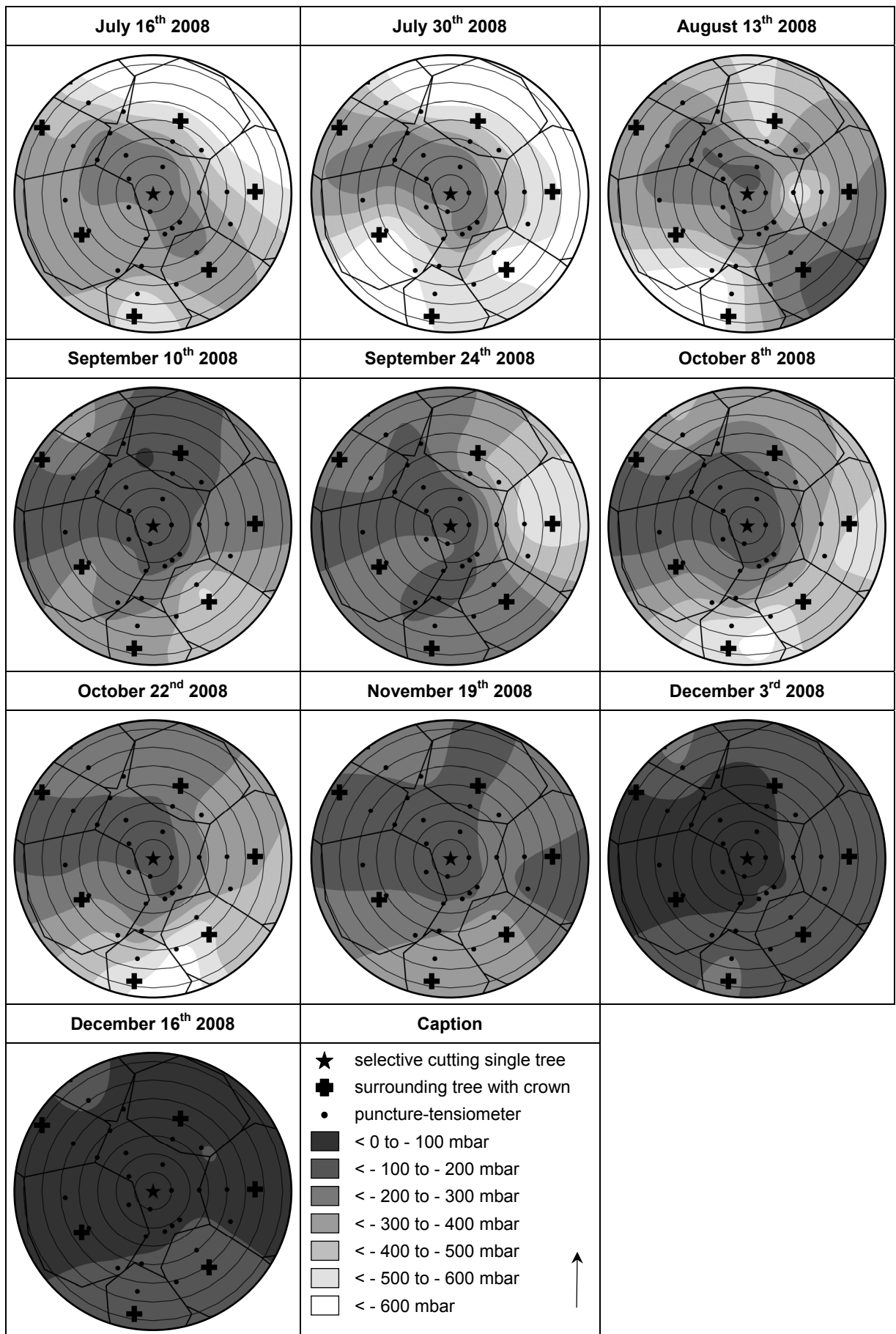


Fig. 4: GIS-splined matrix potentials in 1 m-circles at a single tree gap 4 years after selective cutting (continuation).

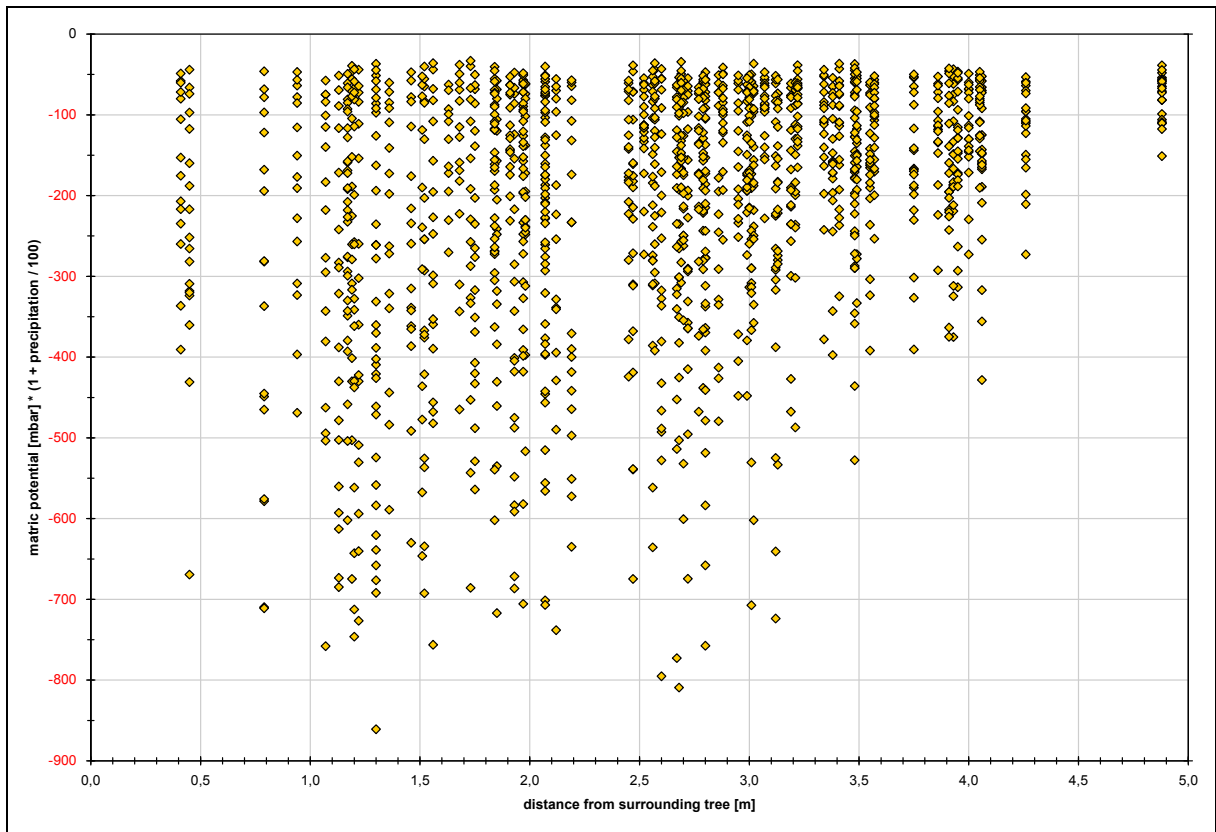


Fig. 5: Concluded root allocation of the surrounding trees out of precipitation-weighted matric potentials.

7 Poster

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt - Abteilung Umweltkontrolle

Quantifizierung von C- & N-Gehalt, C/N-Verhältnis, Humus-, C- & N-Vorrat der Moder-Auflage unter Fichtenbestand

Dipl.-Geogr. Uwe Klinck

Einleitung

Die Humusaufgabe des Bodens ist ein durch laterale und vertikale Heterogenitäten charakterisierter, labiler Pool, der als Filter, Puffer, Speicher, Transformations- und Lebensraum wichtige Funktionen im Energie-, Stoff- und Wasserhaushalt von Waldökosystemen erfüllt. Sein C- & N-Gehalt, C/N-Verhältnis, Humus-, C- & N-Vorrat kann durch eine Inventur quantifiziert werden. Dabei verlangt der Wunsch, Arbeits-, Kosten- & Zeitaufwand zu minimieren, die Qualität der Ergebnisse aber zu maximieren nach einem Kompromiss, dessen Findung immer wieder Probleme bereitet. Zukünftige Studien könnten effizienter konzipiert werden, wenn u. a. Klarheit darüber bestünde, ob für die Beprobung der Moder-Auflage unter Fichtenbestand ein Zusammenhang zwischen Variationskoeffizient und Bohrkerndurchmesser besteht. Anhand des Datenmaterials von 4 vergleichbaren Untersuchungen im Solling soll dies geklärt werden.

Hypothese

Zwischen den Variationskoeffizienten von C- & N-Gehalt, C/N-Verhältnis, Humus-, C- & N-Vorrat der Moder-Auflage unter Fichtenbestand und dem Bohrkerndurchmesser besteht ein signifikanter, umgekehrt proportionaler Zusammenhang.

Datenmaterial

4, hinsichtlich Gegenstand und Ziel vergleichbare Untersuchungen zur Moder-Auflage unter Fichtenbestand im Solling

- 650 Bohrkern, Ø 6,8 cm, Bestand: 85-104 Jahre (KLINCK & FRÖHLICH 2006)
- 167 Bohrkern, Ø 8,3 cm, Bestand: 65 Jahre (BAUMANN 1992)
- 36 Bohrkern, Ø 15,3 cm, Bestand: 87 Jahre (BERGSTERMANN 2006)
- 15 Bohrkern, Ø 27,0 cm, Bestand: 130 Jahre (MEIWES 2002)



Untersuchungsraum Solling

- 200-500 m ü. NN
- tertiärer Buntsandstein, pleistozäne Lößauflage
- Pseudogley-(Para-)Braunerden
- mittlerer Jahresniederschlag 900-1100 mm
- mittlere Jahrestemperatur 6,5-7,5°C

Ergebnisse

Tab. 1 zeigt, dass sich die 4 vergleichbaren Untersuchungen je nach Parameter um 15 % (C/N-Verhältnis) bis 48 % (Humusvorrat) voneinander unterscheiden. Der Variationskoeffizient beträgt maximal 46 %.

Wie viel Prozent der Mittelwert einer hypothetischen analogen Zweitbeprobung maximal neben dem Mittelwert der Erstbeprobung liegt, zeigt Tab. 2. Befriedigende Ergebnisse ($\leq 5\%$ für C- & N-Gehalt und C/N-Verhältnis bzw. $\leq 15\%$ für C- & N-Vorrat (KLINCK & FRÖHLICH 2006)) sind demnach nur den beiden Untersuchungen mit hohen Probenanzahlen zuzusprechen.

Für keinen Parameter besteht ein signifikanter, umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen Variationskoeffizient und Bohrkerndurchmesser. Das höchste Bestimmungsmaß erreicht mit $R^2=0,8355$ die potenzielle Regression des C-Vorrates (Abb. 1).

Tab. 1: Statistik	BAUMANN 1992		BERGSTERMANN 2006		KLINCK & FRÖHLICH 2006		MEIWES 2002	
	MW	VK	MW	VK	MW	VK	MW	VK
MW: Mittelwert								
VK: Variationskoeffizient (%)								
C-Gehalt (g/kg)	416	14	293	26	395	18	375	15
N-Gehalt (g/kg)	16,2	13	11,4	21	16,0	16	17,4	12
C/N	25,6	7	25,4	9	24,7	12	21,7	14
Humusvorrat (t/ha)	101	34	176	31	92	42	129	27
C-Vorrat (t/ha)	41	32	50	26	37	46	48	23
N-Vorrat (kg/ha)	1615	31	1949	25	1478	43	2217	24

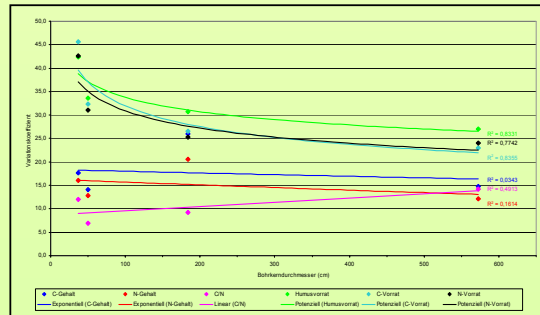


Abb. 1 (links): Zusammenhang Variationskoeffizient-Bohrkerndurchmesser

Tab. 2 (unten): Prozentzahl, die der Mittelwert einer hypothetischen analogen Zweitbeprobung maximal neben dem Mittelwert der Erstbeprobung liegt (unter Annahme: 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit, Signifikanzniveau $p = 0,05$)

	BAUMANN 1992	BERGSTERMANN 2006	KLINCK & FRÖHLICH 2006	MEIWES 2002
C-Gehalt	4	16	3	15
N-Gehalt	4	13	3	12
C/N	2	6	2	14
Humusvorrat	10	19	7	27
C-Vorrat	10	17	7	23
N-Vorrat	9	16	7	24

Schlussfolgerungen & Ausblick

Mit dem vorliegenden Datenmaterial ist ein signifikanter, umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen den Variationskoeffizienten von C- & N-Gehalt, C/N-Verhältnis, Humus-, C- & N-Vorrat der Moder-Auflage unter Fichtenbestand und dem Bohrkerndurchmesser nicht nachweisbar, für Humus-, C- & N-Vorrat unter homogenen Bedingungen (Qualität des Datenmaterials, Probenanzahl, Bestandesalter) aber wahrscheinlich. Solange deren Einsatz praktikabel ist, sollten möglichst großen Bohrkerndurchmesser bei der Beprobung deshalb bevorzugt zur Quantifizierung dieser Parameter genutzt werden.

Die Probenanzahl sollte so gewählt werden, dass der Mittelwert einer hypothetischen analogen Zweitbeprobung maximal $\pm 5\%$ (C- & N-Gehalt, C/N-Verhältnis) bzw. $\pm 15\%$ (C- & N-Vorrat) neben dem Mittelwert der Erstbeprobung liegt (KLINCK & FRÖHLICH 2006). Für den Humusvorrat sind ebenfalls $\pm 15\%$ realistisch. Offen bleibt, in wieweit eine Übertragung dieser Erkenntnisse auf andere Humusformen möglich ist.

BAUMANN, P. (1992): Untersuchung zur räumlichen Variabilität der Humusmengen in gedüngten Fichtenbeständen. Diplomarbeit, FH HolzminnenHildesheim.
 BERGSTERMANN, A. (2006): Umsetzung von Auflagehumus und aufliegendem frischen Fichtenfeinreisig in Abhängigkeit von der Temperatur unter besonderer Berücksichtigung des Kohlenstoffhaushaltes. Diplomarbeit, FH Osnabrück.
 KLINCK, U. & FRÖHLICH, D. (2006): Zur Problematik der Quantifizierung von bodenbürtigen C- & N-Gehalten, C/N-Verhältnissen und C- & N-Vorräten am Beispiel zweier Fichtenaltbestände. Eingereicht bei: AFJZ.
 MEIWES, K. J. (2002): Amelioration of an acid forest soil by surface and subsurface liming and fertiliser application. In: Dohrenbusch, A. & Bartsch, N.: Forest development - Succession, environmental stress and forest management.

Der Autor dankt der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Förderung.

Uwe Klinck
 Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
 Forstliche Versuchsanstalt und Landeslabor
 37109 Solling
 Telefon: +49 (0)51 69401-136
 Fax: +49 (0)51 69401-160
 E-Mail: Uwe.Klinck@NFWF.de

8 Zusammenfassung/Abstract

Aufgrund ihres Alters, dem waldbaulichen Ziel der Abkehr von gleichaltrigen Reinbeständen hin zu strukturreicheren, hinsichtlich der Bewirtschaftungsrisiken zugleich resilienteren Mischbeständen und auch im Hinblick auf die Fähigkeit von Bäumen zur Kohlenstoffsequestrierung müssen zahlreiche Fichtenbestände in Deutschland jetzt oder in absehbarer Zeit beerntet werden. Im niedersächsischen Solling wurde deshalb Ende 2003 ein Kooperationsprojekt initiiert, das auf 2 verschiedenen Standorten die durch verschiedene Hiebsformen (Kleinkahlschläge, Zielstärkennutzungen) bedingten Veränderungen des Energie-, Stoff- und Wasserhaushaltes in derartigen Beständen unter der besonderen Berücksichtigung kleinräumiger Gradienten für den norddeutschen Raum langfristig untersuchen und ökologisch bewerten soll. Während die ökosystemrelevanten Prozesse in Lücken umso stärker von den umgebenden Bäumen und ihrem Kronendach gesteuert werden, je kleiner diese sind, existieren besonders auf Freiflächen < 1 ha zu berücksichtigende und u. a. von Himmelsrichtung und Jahreszeit abhängige Gradienten vom voll besonnten Zentrum, über einen partiell beschatteten und durchwurzelten Übergangsbereich hin zu den verbliebenen Bäumen. Sowohl für kleinere Lücken im Bestand wie auch für Kleinkahlschläge stellt sich die Frage nach der Dauerhaftigkeit der Störung und dem raumzeitlichen Muster der hier wirksamen Prozesse. Die vorliegende Dissertation widmet sich in diesem Zusammenhang:

- der Bedeutung der Bodenvegetation nach forstlichen Eingriffen und den Möglichkeiten der Quantifikation ihrer Phytomasse und Elementvorräte ohne Beerntungen mittels des Modells "PhytoCalc",
- der Kohlen- und Stickstoffdynamik nach forstlichen Eingriffen und inwieweit die Unterschiede zwischen wiederholten Kohlen- und Stickstoffinventuren statistisch abzusichernde Rückschlüsse auf den Umsatz zulassen,
- der Bedeutung der Zersetzung von frischer Streu aus Fichtennadeln und -zweigen für den Stoffhaushalt und der Parameter, die diesen Prozess charakterisieren und steuern und
- der Wasser- und Wurzeldynamik in Einzelbaumlücken eines Bestandes.

Die Bodenvegetation kleinerer Lücken oder Kahlschläge kann unter günstigeren Licht-, Nährstoff- und Wasserbedingungen als im geschlossenen Bestand beachtliche Phytomassen mit entsprechenden Elementvorräten produzieren und somit Stoffausträge minimieren helfen. Mit "PhytoCalc" steht für typische Bestandesbedingungen ein erfolgreich validierter Ansatz zur Verfügung, der dieses Kompartiment ohne aufwendige Beerntungen über die Parameter Deckungsgrad und mittlere Sprosslänge quantifiziert. Die Anwendbarkeit

des Modells für Bestandesarten unter Kahlschlagbedingungen wie auch für generell eher an Offenlandbedingungen angepasste Arten ist bisher noch nicht umfassend genug untersucht worden. Für verholzende Arten, wie z. B. *Picea abies* (L.) Karst. [Fichte]-Naturverjüngung stellt sich die zusätzliche Frage, ob der "PhytoCalc"-Ansatz bei entsprechender Kalibrierung übertrag- und belastbar ist.

Systematische Probebeerntungen und -analysen der auf den untersuchten Kleinkahlschlägen weit verbreiteten und phytomassereichen Arten *Deschampsia flexuosa* (L.) Drej. [Drahtschmiele], *Digitalis purpurea* (L.) [Roter Fingerhut], *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn [Adlerfarn] und *Rubus idaeus* (L.) [Himbeere] zeigten, dass insbesondere das Phytomassen-Teilmodell von "PhytoCalc" die gemessenen Werte deutlich unterschätzte. Dies geschah unabhängig von der Verwendung artenspezifischer oder wuchsformengruppenspezifischer "PhytoCalc"-Funktionen und wirkte sich aufgrund der modellinternen multiplikativen Verknüpfung auch bei den Elementvorräten entsprechend aus. Bei der anschließenden Aufstellung neuer, speziell für die angeführten Arten auf den untersuchten Kleinkahlschlägen gültiger, artenspezifischer Funktionen akzeptabler Qualität erwies sich der "PhytoCalc"-Ansatz als belastbar und auch für verholzende Arten bis 0,5 m Höhe adaptierbar, wie exemplarisch an Fichtennaturverjüngung gezeigt werden konnte.

In Relation zur Vegetation oder der Atmosphäre ist der Stick-, besonders aber der Kohlenstoffvorrat des Bodens ungleich größer, weshalb auch kleine Veränderungen, die z. B. mit forstlichen Eingriffen einhergehen, hier bereits von Bedeutung sein können. Aufgrund räumlicher Heterogenitäten sind hohe Feld- und entsprechende Laborprobenanzahlen notwendig, um Differenzen zwischen wiederholten Kohlen- und Stickstoffinventuren statistisch abzusichern. Wegen ihrer direkten Exposition den nach der Anlage von Kleinkahlschlägen veränderten Umweltbedingungen gegenüber sind die Vorräte verschiedener Straten der Humusaufgabe oft von besonderem Interesse. Bei der morphologischen Differenzierung dieser Straten unter Feldbedingungen erschweren aber auch gleichzeitig Subjektivitäten häufig die Interpretation der Ergebnisse, was konzeptionelle Auswege aus dem Konflikt Probenanzahl vs. statistisch abzusichernde Veränderung notwendig erscheinen lässt. Es stellt sich hier u. a. auch die Frage, ob der Analyseaufwand im Labor durch im Feld gebildete Mischproben minimiert werden kann, ohne dabei Abstriche in der Ergebnisqualität akzeptieren zu müssen.

Um die Veränderungen der Kohlen- und Stickstoffvorräte, die mit der Anlage jeweils 1 ha großer Kahlschläge einhergehen, in verschiedenen Straten der Moder-Auflage (L/Of vs. Oh) und innerhalb der obersten 5 cm des Mineralbodens (Min) quantifizieren zu können, wurden auf beiden untersuchten Standorten jeweils 2 Inventuren durchgeführt. Zur Analyse

gelangten insgesamt 840 Bohrkerne, davon 640 Bohrkerne vor und 200 Bohrkerne 1 Jahr nach dem waldbaulichen Eingriff. Die Streuungsmaße waren trotz der hohen Probenanzahlen erheblich, so dass die Kohlen- und Stickstoffvorräte einer, obgleich hypothetischen, analogen Zweitbeprobung maximal um $\pm 13\%$, was ± 9 t Kohlenstoff/ha und $\pm 0,4$ t Stickstoff/ha entspricht, von den Mittelwerten der Erstbeprobung abweichen können. Demgegenüber waren die durch den Kahlschlag induzierten, teilweise signifikanten Veränderungen der Kohlen- und Stickstoffvorräte im L/Of, Oh und Min mit -33% bis $+54\%$ deutlich höher. Diese Ab- oder Zunahmen waren jedoch u. a. auch auf Subjektivitäten bei der visuell oft schwierigen Differenzierung sich ähnelnder Straten (wie z. B. Oh und Ah) zurückzuführen. Durch Einbeziehung der obersten 5 cm des Mineralbodens relativierten sich die dem Kahlschlageffekt zuordenbaren Veränderungen der Kohlen- und Stickstoffvorräte auf $< +10\%$, die aufgrund der niedrigeren Probenanzahlen ($n = 200$) der Wiederholungsinventur nicht statistisch abzusichern waren. Rechnerisch gebildete Mischproben, die im Vergleich zu den Einzelproben verringerte Streuungsmaße bei ansonsten gleicher Ergebnisqualität aufwiesen, zeigten hinsichtlich einer Minimierung des Analyseaufwandes im Labor Potential.

Bei waldbaulichen Eingriffen sowie der Aufarbeitung von Kalamitäten und Windwürfen fallen große Mengen Schlagabraum an, der aufgrund seiner Qualität bevorzugt umgesetzt wird und dessen Bestandteile dementsprechend auch schnell wieder verfügbar sind. Anhand von $\text{CO}_2\text{-C}$ -Flüssen kann die Dynamik der mikrobiellen Umsetzungsprozesse abgeschätzt werden. Von Interesse ist, inwieweit die Umsetzung von frischer Streu aus Fichtennadeln und -zweigen unabhängig von der Mikroflora einer natürlicherweise vorhandenen Humusaufgabe (im vorliegenden Fall: Moder) abläuft und in welcher Quantität $\text{CO}_2\text{-C}$ von frischer Streu aus Fichtennadeln und -zweigen im Vergleich zu einer Moder-Auflage freigesetzt wird.

In einem dreimonatigen Laborexperiment wurden 3 Behandlungen - A) frische Streu aus Fichtennadeln und -zweigen in einer für die untersuchten Standorte realistischen Quantität, B) eine Moder-Auflage und C) eine Kombination aus beiden - bei 3 Temperaturen (5°C , 15°C , 25°C) auf ihre $\text{CO}_2\text{-C}$ -Flüsse untersucht. Durch chemische Analysen konnte sichergestellt werden, dass die dazu verwendeten Proben einer Behandlung bezüglich ihrer Elementvorräte (C, N, P, S) und Wassergehalte vergleichbar und die Unterschiede in den $\text{CO}_2\text{-C}$ -Flüssen deshalb dem Temperatureffekt zuzuordnen waren. In den ersten 3 Monaten der Inkubation wurden bei der frischen Streu aus Fichtennadeln und -zweigen zwischen 6-10 % der anfänglichen Kohlenstoffvorräte umgesetzt. Die Kombinationsbehandlung wies Werte zwischen 1-4 % auf und bei der Moder-Auflage waren es 1-3 % der anfänglichen Kohlenstoffvorräte, die als $\text{CO}_2\text{-C}$ -Flüsse freigesetzt worden. Das Versuchsdesign der

verschiedenen Temperaturen fand in den entsprechenden metabolischen Quotienten sein Abbild. Auch waren im betrachteten Temperaturspektrum und Zeitraum die CO₂-C-Flüsse von frischer Streu aus Fichtennadeln und -zweigen gegenüber denen einer Moder-Auflage mindestens vergleichbar, wenn nicht höher. Bei der für die untersuchten Standorte typischen Bestandessituation von frischer Streu aus Fichtennadeln und -zweigen über einer Moder-Auflage gab es zwischen den verschiedenen spezialisierten Mikroflora der Substrate kaum multiplikative Effekte und die CO₂-C-Flüsse von Moder-Auflage und frischer Streu addierten sich in der kombinierten Behandlung. Die Bedeutung der Humusaufgabe für die Zersetzung von aufliegender Material mag zunehmen, wenn weniger leicht zersetzbare Substrate metabolisiert werden müssen und Pilze eine zunehmende Bedeutung im Zersetzungsprozess gewinnen.

Das Muster der Bodenwasserdynamik in Einzelbaumlücken eines Bestandes wird durch Niederschlagsereignisse und die Wasseraufnahme durch Wurzeln der die Lücke umstehenden Bäume und die der Bodenvegetation in Raum und Zeit beeinflusst. In Anbetracht dynamischer Prozesse im Kronen- und Wurzelraum wird bei Einzelbaumlücken im Vergleich zu Kahlschlägen nur von einer kurzfristigen Störung des Wasserhaushaltes ausgegangen. Insgesamt 4½ Jahre lange Messreihen des Bodenmatrixpotentials im Zentrum von vegetationsarmen Zielstärken-Einzelbaumlücken, eines Kleinkahlschlags und einer Kontrollparzelle sollten zur Klärung der Frage beitragen, wie lange diese Störungen andauern und ob Bodenmatrixpotentiale für Rückschlüsse auf die relative Wurzelverteilung in den Einzelbaumlücken herangezogen werden können. Abotungen und hemisphärische Fotos dienten dazu, die Kronenstruktur der Einzelbaumlücke zu erfassen und in Kontext zu den Bodenmatrixpotentialen zu setzen.

Es zeigte sich, dass die Bodenmatrixpotentiale im Zentrum von Einzelbaumlücken auch 4½ Jahre nach ihrer Anlage viel stärker Kahlschlag- denn Bestandesbedingungen entsprachen. Die Wurzeln der umgebenden Bäume haben die hier verfügbaren Ressourcen demnach noch nicht für sich erschlossen. Am Beispiel einer vegetationsarmen Einzelbaumlücke konnte im letzten und am intensivsten untersuchten Jahr der Messkampagne gezeigt werden, dass das raumzeitliche Muster des Bodenmatrixpotentials vielmehr eine Abbild des Musters der Kronenraumstruktur, denn des Musters der Niederschlagsverteilung war. Durch die Gewichtung der Bodenmatrixpotentiale mit den Niederschlagsmengen der Messintervalle gelang es, eine Vorstellung vom Muster der relativen Wurzelverteilung zu erhalten, was z. B. für Wasserhaushaltsmodelle von Interesse ist. Phasen ohne oder mit nur geringem Niederschlag eignen sich besonders, um Veränderungen des Bodenmatrixpotentials eindeutig dem Wasserentzug durch die Wurzeln der umgebenden Bäume zuzuordnen. Sie waren jedoch im April und Mai des untersuchten Jahres konzentriert, wo noch keine oder nur

eine geringe Differenzierung der Bodenmatrixpotentiale innerhalb der Lücken nachweisbar war. Für eine eindeutigere Zuordnung hätte es vor allem kleinerer, denn 1-2wöchentlicher Messintervalle bedurft.

Die vorgestellten Ergebnisse sind Mosaiksteine auf dem Weg zu einem besseren Verständnis und einer ökologischen Bewertung anthropogen bedingter Veränderungen in Waldökosystemen. In Anbetracht des prognostizierten Klimawandels und potentiell zunehmender Zielkonflikte im Hinblick auf die Nutz- und Schutzfunktionen des Waldes ist es von hoher Praxisrelevanz, die wegen ihrer Komplexität noch nicht abschließend erforschten Prozesse entlang kleinräumiger Gradienten zwischen dem Zentrum von verschiedenen großen Lücken oder Freiflächen und dem verbliebenen Bestand weiter zu untersuchen.

Carbon Stock, Nutrient Stocks and Water Dynamics Following Silvicultural Treatments in Pure Norway Spruce Stands

Numerous spruce stands in Germany need to be harvested now or in the foreseeable future, due to either their age, the silvicultural objective of turning from even-aged pure stands to structure-rich ones, in regards to risks in managing resilient mixed stands at the same time, and furthermore in view of trees' ability to sequester carbon. In late 2003, therefore, a cooperative project was initiated in the Solling highlands, Lower Saxony to study and ecologically evaluate the 2 different sites selected in the long-term, in view of the different felling systems (small-scale clear-cutting, selective cutting) and the resultant changes in the energy, element stocks, as well as water balance in such stands, taking small-scale gradients into particular account, and the investigation as a reference for the region of northern Germany. The smaller the gaps are, the more their ecosystem-relevant processes are influenced by the surrounding trees and their canopy. On open areas < 1 ha the various gradients ranging from the fully sunlit centre over densely rooted and partially shaded transient areas to the remaining trees, must be accordingly taken into consideration. Among others, these gradients are dependent on sunlight exposure and the season. For both smaller gaps in the stand, as well as the clear-cut plots, the question arises as to the disturbance's permanency and the spatiotemporal pattern of the active processes. In this connection, this dissertation addresses:

- The significance of forest understorey vegetation following silvicultural treatments, and the possibility of quantifying their phytomass and element stock without harvesting, by using the "PhytoCalc" model.

- The carbon and nitrogen dynamics following silvicultural treatments and to what extent the differences between repeated carbon and nitrogen inventories would permit statistically-backed conclusions in regards to turnover.
- The significance of decomposing fresh slash comprised of spruce needles and twigs for the element stock and the parameters that characterise and steer this process.
- The water and root dynamics in single-tree gaps of a stand.

Under more advantageous light, nutrient and water conditions, forest understorey vegetation in smaller gaps or clear-cut plots can produce considerably more phytomass with corresponding element stock than in closed stands, and could thus assist in minimising element outflow. "PhytoCalc" provides a successfully validated approach for typical forest understorey vegetation, which enables quantifying this compartment via the ground cover and mean shoot length parameters, without any time-consuming harvesting. Up to now, the model's applicability has not yet been comprehensively researched for forest understorey vegetation species under clear-cut conditions, nor for species more generally adapted to open land conditions. For woody species such as, e. g., *Picea abies* (L.) Karst. [spruce] natural regeneration, the additional question arises as to whether the "PhytoCalc" approach can be applied when correspondingly calibrated.

Systematic sample harvests and analyses of *Deschampsia flexuosa* (L.) Drej. [wavy hair grass], *Digitalis purpurea* (L.) [foxglove], *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn [bracken], and *Rubus idaeus* (L.) [raspberries], which are widespread and phytomass-rich species found on the investigated clear-cut plots, revealed that in particular, the phytomass submodel in "PhytoCalc" considerably underestimated the measured values. This occurred independent from the application of species- or growth form group-specific "PhytoCalc" functions and the element stocks were also accordingly affected, due to the model-internal multiplicative link. In the subsequent compilation of new species-specific functions, which were specifically valid for the listed species on the small clear-cuttings studied, and are of acceptable quality, the "PhytoCalc" approach proved to be useful. Taking naturally regenerated young spruce trees in example, it could also be adapted to woody species of up to 0.5 m in height.

In relation to vegetation or the atmosphere, nitrogen stock, but especially carbon stock in the soil, is disproportionately greater, which is why even slight changes resulting from, e. g., silvicultural treatments could already be of significance. Due to spatial heterogeneities, a great number of field and corresponding laboratory samples are necessary to statistically prove the differences between repeated carbon and nitrogen inventories. The stocks in different strata in the humus layers are of particular interest, owing to their direct exposure to environmental conditions following small-scale clear-cuts. At the same time, subjectivities

complicate interpreting the results of the morphological differentiation of these strata under field conditions, which seems to necessitate conceptual means of circumventing the conflict "number of samples vs. statistically-backed changes". Amongst others, the question arises as to whether the time and effort put into laboratory analyses could be minimised by pooled field samples, but without having to hereby make concessions in regards to the quality of results.

To quantify the changes in carbon and nitrogen stocks in the different strata of the moder layers (L/Of vs. Oh) and within the topmost 5 cm of the mineral soil layer (Min), which accompany clear-cutting plots of 1 ha each, 2 inventories were carried out on both of the sites investigated. A total of 840 core samples were analysed, 640 prior to and 200 1 year after the silvicultural treatment. Despite the large number of samples taken, deviation was considerable, so that carbon and nitrogen stocks in an analogue second sample, even though hypothetical, could deviate by ± 13 % maximum from the mean values of the initial investigation, which corresponds to ± 9 t carbon/ha and ± 0.4 t nitrogen/ha. In contrast, to some extent the significant changes in carbon and nitrogen stocks in L/Of, Oh and Min induced by the clear-cutting, were with -33 % to +54 %, considerably greater. The increases or decreases were, however, also due to the subjectivities in visually differentiating similar strata (for example, Oh and Ah). By including the topmost 5 cm of the mineral soil layer, the changes in carbon and nitrogen stocks attributable to the impact of clear-cuts was relativised to $< +10$ %, which due to the lower number of samples ($n = 200$) taken in the second inventory, could not be statistically-backed. In comparison to the single samples, calculated pooled samples exhibited decreased deviation in otherwise equitable quality of results and revealed potential in regards to minimising analytical time and effort in the laboratory.

A large amount of forest residue is accumulated following silvicultural treatments and clearing forests after windfall or calamities. These residues are preferentially consumed, due to their quality and the fact that their components are readily available. The dynamics of the microbial decomposition process can be estimated on the basis of CO₂-C flows. It is of interest to what extent the conversion process of fresh spruce needle and twig slash is independent of the microflora naturally existing in humus layers (in the case presented: moder), and what quantity of CO₂-C is released from this slash, in comparison to the moder layer.

In a three-month laboratory experiment, 3 treatments were analysed in view of their CO₂-C flows at 3 temperatures (5°C, 15°C, 25°C): A) fresh spruce needle and twig slash in a quantity realistic for the investigated sites B) a moder layer and C) a combination of both. The chemical analyses ensured that the samples used in the treatments were comparable in

terms of their element stocks (C, N, P, S) and water content and that the differences in the CO₂-C flows were thus to be attributed to temperature impact. In the first 3 months of incubation, 6-10 % of the initial carbon stock was converted in the fresh spruce needle and twig slash. The combined treatment revealed values between 1-4 %, and in the moder layer 1-3 % of the initial carbon stocks were released as CO₂-C flows. The experimental design of the different temperatures was presented in the corresponding metabolic quotient. For the temperature spectrum and time period observed, the CO₂-C flows of fresh spruce needle and twig slash were also comparable, if not higher than those in a moder layer. In the typical stand situation of fresh spruce needle and twig slash covering a moder layer for the investigated sites, there was hardly any multiplicative effects between the different specialized microflora of the substrates, and the CO₂-C flows of the moder layer and fresh slash summated in the combined treatment. The significance of the humus layer in regards to decomposing overlying material may increase, when less easily decomposed substrates must be metabolised and fungi gain increased importance in the process of decomposition.

The ground water dynamics pattern for single-tree gaps in a stand is spatially and temporally impacted by precipitation events and water absorption via the roots of trees and forest understorey vegetation surrounding the given gap. In view of dynamic processes in the canopy and root zones, it is assumed that the water balance is only dysfunctional in the short-term for single-tree gaps, unlike in clear-cuts. The 4½-year-long series of measuring the soil matrix potential in the centre of vegetation-poor single-tree gaps, a small-scale clear-cut and a control plot were to contribute towards clarifying how long disturbances lasted, and whether soil matrix potentials could be used to draw conclusions about the relative root distribution in single-tree gaps. Vertical alignment and hemispherical photographs served to document single-tree gap structure and place them in context to the soil matrix potentials.

It was revealed that the soil matrix potentials in the centre of single-tree gaps tend to much more strongly resemble clear-cuts even 4½ years after the silvicultural treatment, than to stand conditions. The roots of the surrounding trees have thus not yet tapped the available resources. Using the example of a vegetation-poor, single-tree gap, in the final and most intensively researched year of the measuring campaign, it was shown that the spatiotemporal pattern of the soil matrix potential much more imaged the canopy structure, than was the pattern of precipitation distribution. By weighting the soil matrix potential with the periodically measured amount of precipitation, it was possible to attain a perception of the relative root distribution pattern, which for example, is of interest in water balance models. Phases with little or no precipitation are especially suited for clearly allocating changes in the soil matrix potential to the water demands of the surrounding tree roots. In April and May of the researched year, however, they were concentrated where either no or

little differentiation in the soil matrix potential was verifiable. To have achieved this, periodic measuring intervals less than once or twice weekly would have been necessary.

The results presented are mosaic tiles on the path to better understanding and an ecological evaluation of anthropological-related changes in forest ecosystems. In view of the predicted climate change and potential increase in conflicts of objectives regarding forest use and protection functions, it is of utmost practical relevance to continue researching these processes that, although they have not yet been conclusively investigated because of their complexity, occur along small-scale gradients between the centres of variously sized gaps or open areas and the remaining stand.

9 Quellenverzeichnis

- ABER, J.D. & DRISCOLL, C.T. (1997): Effects of land use, climate variation and N deposition on N cycling and C storage in northern hardwood forests. In: GLOBAL BIOGEOCHEM. CY. **11/4**. 639-648.
- AMMER, C., BICKEL, E. & KÖLLING, C. (2008): Converting Norway spruce stands with beech - A review on arguments and techniques. In: AUSTRIAN J. FOREST SCI. **125/1**. 3-26.
- BÄUMLER, R. & ZECH, W. (1998): Impact of forest use on the soil solution chemistry of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps. In: FOREST ECOL. MANAG. **108/3**. 231-238.
- BATJES, N.H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. In: EUR. J. SOIL SCI. **47/2**. 151-163.
- BAUHUS, J. (1994): Stoffumsätze in Lochhieben. In: BER. Forschungszentrum Waldökosysteme **A/113**. Göttingen.
- BAUHUS, J. & BARTSCH, N. (1996): Fine-root growth in beech (*Fagus sylvatica*) forest gaps. In: CAN. J. FOREST RES. **26/12**. 2153-2159.
- BAUHUS, J. & BARTSCH, N. (1995): Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps - I) Microclimate, water balance and seepage water chemistry. In: PLANT SOIL **168-169/1**. 579-584.
- BEESE, F. (1996): Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. In: FORSTWISS. CENTRALBL. **115/1**. 65-79.
- BERG, B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. In: FOREST ECOL. MANAG. **133/1-2**. 13-22.
- BERG, B. (1986): Nutrient release from litter and humus in coniferous soils - A mini review. In: SCAND. J. FOREST RES. **1/1-4**. 359-369.
- BOLTE, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, EU Level II). In: BER. Forschungszentrum Waldökosysteme **B/72**. Göttingen.
- BOLTE, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora - Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. In: FORSTWISS. BEITR. Tharandt **7**. Stuttgart.
- BOLTE, A., AMMER, C., LÖF, M., MADSEN, P., NABUURS, G.J., SCHALL, P., SPATHELF, P. & ROCK, J. (2009): Adaptive forest management in central Europe - Climate change impacts, strategies and integrative concept. In: SCAND. J. FOREST RES. **24/6**. 473-482.
- BOLTE, A., ANDERS, S. & ROLOFF, A. (2002): Schätzmodelle zum oberirdischen Vorrat der Waldbodenflora an Trockensubstanz-, Kohlenstoff und Makronährelementen. In: ALLG. FORST JAGDZTG. **173/4**. 57-66.

BORKEN, W. (1996): Methan-Aufnahme und Kohlenstoffdioxid-Freisetzung von Waldböden. Göttingen - Dissertation.

BREDEMEIER, M., TIKTAK, A. & van HEERDEN, K. (1995): The Solling Norway spruce site. In: ECOL. MODEL. **83**/1-2. 7-15.

BRUMME, R. (1995): Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. In: PLANT SOIL **168-169**/1. 593-600.

BRUMME, R. & BEESE, F. (1992): Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO₂ and N₂O from a temperate forest. In: J. GEOPHYS. RES. **97**/D. 12851-12858.

BURSCHEL, P., KÜRSTEN, E., LARSON, B.C. & WEBER, M. (1993): Present role of German forests and forestry in the national carbon budget and options to its increase. In: WATER AIR SOIL POLL. **70**/3. 325-340.

CAMPBELL, J.J., FINÉR, L. & MESSIER, C. (1998): Fine-root production in small experimental gaps in successional mixed boreal forests. In: J. VEG. SCI. **9**/4. 537-542.

CHAVES, M.M. & PEREIRA, J.S. (1992): Water stress, CO₂ and climate change. In: J. EXP. BOT. **43**/8. 1131-1139.

CHODAK, M., LUDWIG, B. & BEESE, F. (2002): An equation to describe vertical gradients of element concentration in soils under beech and spruce stands. In: J. PLANT NUTR. SOIL SCI. **165**/5. 602-608.

CIENCIALA, E., ECKERSTEN, H., LINDROTH, A. & HÄLLGREN, J.E. (1994): Simulated and measured water uptake by *Picea abies* under non-limiting soil water conditions. In: AGR. FOREST. METEOROL. **71**/1-2. 147-164.

DAVIDSON, E.A., SAVAGE, K., TRUMBORE, S.E. & BORKEN, W. (2006): Vertical partitioning of CO₂ production within a temperate forest soil. In: GLOB. CHANGE BIOL. **12**/6. 944-956.

Del GROSSO, S.J., PARTON, W.J., MOSIER, A.R., HOLLAND, E.A., PENDALL, E., SCHIMEL, D.S. & OJIMA, D.S. (2005): Modeling soil CO₂ emissions from ecosystems. In: BIOGEOCHEMISTRY **73**/1. 71-91.

DUROCHER, M.G. (1990): Monitoring spatial variability of forest interception. In: HYDROL. PROCESS. **4**/3. 215-229.

ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. Stuttgart.

EPRON, D., NGAO, J. & GRANIER, A. (2004): Interannual variation of soil respiration in a beech forest ecosystem over a six-year study. In: ANN. FOR. SCI. **61**/6. 499-505.

FEDERER, C.A. (1982): Subjectivity in the separation of organic horizons of the forest floor. In: SOIL SCI. SOC. AM. J. **46**/5. 1090-1093.

FISCHER, H., BENS, O. & HÜTTL, R.F. (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. In: FORSTWISS. CENTRALBL. **121/6**. 322-334.

FLESSA, H., POTTHOFF, M. & LOFTFIELD, N. (2002): Greenhouse estimates of CO₂ and N₂O emissions following surface application of grass mulch: Importance of indigenous microflora of mulch. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **34/6**. 875-879.

FRÖHLICH, D. (2010): Raumzeitliche Dynamik der Parameter des Energie-, Wasser- und Spurengashaushalts nach Kleinkahlschlag. Göttingen - Dissertation.

FÜHRER, H.W. & HÜSER, R. (1991): Bioelementausträge aus mit Buche bestockten Wassereinzugsgebieten im Krofdorfer Forst - Zeittrends und Effekte von Verjüngungseingriffen. In: FORSTWISS. CENTRALBL. **110/1**. 240-247.

GRAVENHORST, G., OLTICHEV, A., SOGACHEV, A., IBROM, A. & KREILEIN, H. (2005): Forests as protection against airborne immissions. In: METEOROL. Z. **14/2**. 117-122.

HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2007): Conversion of pure Norway spruce stands into mixed stands - Impact of different felling types on understorey vegetation. In: VERH. GESELL. ÖKOL. **37**. 71.

HEINSDORF, D., KRAUß, H. & TÖLLE, H. (1986): Entwicklung der C- und N-Vorräte nach Kahlschlag auf ärmeren anhydromorphen Sandböden unter Kiefer. In: BEITR. FORSTWIRT. **20/1**. 8-13.

HOLLINGER, D.Y., ABER, J., DAIL, B., DAVIDSON, E.A., GOLTZ, S.M., HUGHES, H., LECLERC, M., LEE, J.T., RICHARDSON, A.D., RODRIGUES, C., SCOTT, N.A., VARIER, D. & WALSH, J. (2004): Spatial and temporal variability in forest-atmosphere CO₂ exchange. In: GLOB. CHANGE BIOL. **10/10**. 1689-1706.

HUBER, C., WEIS, W., BAUMGARTEN, M. & GÖTTLEIN, A. (2004): Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after felling and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. In: PLANT SOIL **267/1-2**. 23-40.

HYVÖNEN, R., OLSSON, B.A., LUNDKVIST, H. & STAAF, H. (2000): Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. In: FOREST ECOL. MANAG. **126/2**. 97-112.

IMMER, A., SCHMIDT, W., MEIWES, K.J. & BEESE, F. (1993): Langzeitwirkungen von Kalkung und Düngung auf den chemischen Zustand im Oberboden, die Humusformen und die Bodenvegetation in einem Fichtenforst. In: FORSTWISS. CENTRALBL. **112/1**. 334-346.

JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H. & MEIWES, K.J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. In: BER. Forschungszentrum Waldökosysteme **B/69**. Göttingen.

JANSEN, M., CHODAK, M., SABOROWSKI, J. & BEESE, F. (2005): Erfassung von Humusmengen und -qualitäten in organischen Auflagen von Rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. In: ALLG. FORST JAGDZTG. **176/9-10**. 176-186.

JÖRGENSEN, R.G., BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S. (1990): Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **22/8**. 1129-1136.

JOHNSON, D.W. (1992): Effects of forest management on soil carbon storage. In: WATER AIR SOIL POLL. **64/1**. 83-120.

KIRSCHBAUM, M. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic C storage. In: SOIL BIOL. BIOCHEM. **27/6**. 753-760.

KREUTZER, K. & WEISS, T. (1998): The Höglwald field experiments - Aims, concept and basic data. In: PLANT SOIL **199/1**. 1-10.

LEE, J., MORRISON, I.K., LEBLANC, J.D., DUMAS, M.T. & CAMERON, D.A. (2002): Carbon sequestration in trees and regrowth vegetation as affected by clearcut and partial cut harvesting in a second-growth boreal mixedwood. In: FOREST ECOL. MANAG. **169/1-2**. 83-101.

LONDO, A.J., MESSINA, M.G. & SCHOENHOLTZ, S.H. (1999): Forest harvesting effects on soil temperature, moisture and respiration in a bottomland hardwood forest. In: SOIL SCI. SOC. AM. J. **63/3**. 637-644.

MATZNER, E. & ULRICH, B. (1981): Bilanzierung jährlicher Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling. In: J. PLANT NUTR. SOIL SCI. **144/6**. 660-681.

MEESENBURG, H., MEIWES, K.J. & RADEMACHER, P. (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. In: WATER AIR SOIL POLL. **85/2**. 611-616.

MEIWES, K.J., KHANNA, P.K. & ULRICH, B. (1986): Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. In: FOREST ECOL. MANAG. **15/3**. 161-179.

MELLERT, K.H., KÖLLING, C. & REHFUESS, K.E. (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. In: FORSTWISS. CENTRALBL. **115/1**. 363-377.

MOSIER, A.R. (1998): Soil processes and global change. In: BIOL. FERT. SOILS **27/3**. 221-229.

MÜLLER, K.H. & WAGNER, S. (2003): Fine root dynamics in gaps of Norway spruce stands in the German Ore Mountains. In: FORESTRY **76/2**. 149-158.

NYKVIST, N. (1977): Changes in the amounts of inorganic nutrients in the soil after clear-felling. In: SILVA FENN. **11**. 224-229.

PALVIAINEN, M., FINÉR, L., MANNERKOSKI, H., PIIRAINEN, S. & STARR, M. (2005): Responses of ground vegetation species to clear-cutting in a boreal forest - Aboveground biomass and nutrient contents during the first 7 years. In: ECOL. RES. **20/6**. 652-660.

PALVIAINEN, M., FINÉR, L., KURKA, A.M., MANNERKOSKI, H., PIIRAINEN, S. & STARR, M. (2004): Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. In: PLANT SOIL **263/1**. 53-67.

PRECHTEL, A., von LÜTZOW, M., SCHNEIDER, B.U., BENS, O., BANNICK, C.G., KÖGEL-KNABNER, I. & HÜTTL, R.F. (2009): Organic Carbon in Soils of Germany: Status quo and the need for new data to evaluate potentials and trends of soil carbon sequestration. In: J. PLANT NUTR. SOIL SC. **172/5**. 601-614.

PRESCOTT, C.E. (2002): The influence of the forest canopy on nutrient cycling. In: TREE PHYSIOL. **22/15-16**. 1193-1200.

PRESCOTT, C.E., HOPE, G.D. & BLEVINS, L.L. (2003): Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentration in a high-elevation spruce-fir forest. In: CAN. J. FOREST RES. **33/11**. 2210-2220.

PUHE, J. (2003): Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands - A review. In: FOREST ECOL. MANAG. **175/1-3**. 253-273.

RAICH, J.W. & SCHLESINGER, W.H. (1992): The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. In: TELLUS B **44/2**. 81-99.

RETH, S., REICHSTEIN, M. & FALGE, E. (2005): The effect of soil water content, soil temperature, soil pH-value and the root mass on soil CO₂ flux - A modified model. In: PLANT SOIL **268/1**. 21-33.

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. In: FOREST ECOL. MANAG. **129/1-3**. 101-117.

RÖHLE, H., HARTMANN, K.U., GEROLD, D., STEINKE, C. & SCHRÖDER, J. (2006): Aufstellung von Biomassefunktionen für Kurzumtriebsbestände. In: ALLG. FORST JAGDZTG. **177/10-11**. 178-187.

RÖHRIG, E., BARTSCH, N. & von LÜPKE, B. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Stuttgart.

RÖTTGERMANN, M., STEINLEIN, T., BEYSCHLAG, W. & DIETZ, H. (2000): Linear relationships between aboveground biomass and plant cover in low open herbaceous vegetation. In: J. VEG. SCI. **11/2**. 145-148.

ROTHER, A., HUBER, C., KREUTZER, K. & WEIS, W. (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech - Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. In: PLANT SOIL **240/1**. 33-45.

SAAD, O.A.L.O. & CONRAD, R. (1993): Temperature dependence of nitrification, denitrification and turnover of nitric oxide in different soils. In: BIOL. FERT. SOILS **15/1**. 21-27.

SCHMIDT, W. (1997): Zur Vegetationsdynamik von Lochhieben in einem Kalkbuchenwald. In: FORSTWISS. CENTRALBL. **116/4**. 207-217.

SCHULZE, E.D. (2000): Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. In: ECOL. STUD. **142**.

SCHULZE, E.D. (1986): Carbon dioxide and water vapor exchange in response to drought in the atmosphere and in the soil. In: ANNU. REV. PLANT PHYS. **37**. 247-274.

SHURE, D.J., PHILLIPS, D.L. & BOSTICK, P.E. (2006): Gap size and succession in cutover southern Appalachian forests - An 18 year study of vegetation dynamics. In: PLANT ECOL. **185/2**. 299-318.

SINGH, J.S. & GUPTA, S.R. (1977): Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. In: BOT. REV. **43/4**. 449-528.

SMOLANDER, A., KITUNEN, V. & MALKÖNEN, E. (2001): Dissolved soil organic nitrogen and carbon in a Norway spruce stand and an adjacent clear-cut. In: BIOL. FERT. SOILS **33/3**. 190-196.

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.

STERBA, H. & ZINGG, A. (2001): Target diameter harvesting - A strategy to convert even-aged forests. In: FOREST ECOL. MANAG. **151/1-3**. 95-105.

STONE, E.L. & KALISZ, P.J. (1991): On the maximum extent of tree roots. In: FOREST ECOL. MANAG. **46/1-2**. 59-102.

TASKINEN, O., ILVESNIEMI, H., KUULUVAINEN, T. & LEINONEN, K. (2003): Response of fine roots to an experimental gap in a boreal *Picea abies* forest. In: PLANT SOIL **255/2**. 503-512.

TILLER, K.G. (1989): Heavy metals in soils and their environmental significance. In: ADVANCES SOIL SCI. **9**. 113-142.

VITOUSEK, P.M., GOSZ, J.R., GRIER, C.C., MELILLO, J.M., REINERS, W.A. & TODD, R.L. (1979): Nitrate losses from disturbed ecosystems. In: SCIENCE **204**. 469-474.

WANG, H., CURTIN, D., JAME, Y.W., MCCONKEY, B.G. & ZHOU, H.F. (2002): Simulation of soil carbon dioxide flux during plant residue decomposition. In: SOIL SCI. SOC. AM. J. **66/4**. 1304-1310.

WEATHERALL, A., PROE, M.F., CRAIG, J., CAMERON, A.D., MCKAY, H.M. & MIDWOOD, A.J. (2006): Tracing N, K, Mg and Ca released from decomposing biomass to new tree growth - I) A model system simulating harvest residue decomposition on conventionally harvested clearfell sites. In: BIOMASS BIOENERG. **30/12**. 1053-1059.

WHITTAKER, R.H., LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., EASTON, J.S. & SICCAMA, T.G. (1979): The Hubbard Brook ecosystem study - Forest nutrient cycling and element behavior. In: ECOLOGY **60/1**. 203-220.

WILLIAMS, E.J., HUTCHINSON, G.L. & FEHSENFELD, F.C. (1992): NO_x and N₂O emissions from soil. In: GLOBAL BIOGEOCHEM. CY. **6/4**. 351-388.

YANAI, R.D., STEHMAN, S.V., ARTHUR, M.A., PRESCOTT, C.E., FRIEDLAND, A.J., SICCAMA, T.G. & BINKLEY, D. (2003): Detecting change in forest floor carbon. In: SOIL SCI. SOC. AM. J. **67/5**. 1583-1593.

ZERBE, S. (1992): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern - Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. In: BER. Forschungszentrum Waldökosysteme **A/100**. Göttingen.

10 Danksagung

Ich danke meinem Doktorvater Prof. Dr. Friedrich Beese für die Betreuung, Prof. Dr. Christian Ammer für die Erstellung des Zweitgutachtens, Dr. Karl Josef Meiwes für seine stete Bereitschaft zur Diskussion und allen für das Vertrauen, das mir und meiner Arbeit entgegengebracht wurde.

Mein Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung des Projektes "ME 2078/1-1".

Daniel Fröhlich, Anja Bergstermann, Tim Maack, Dr. Karl Radler und Michael Brünjes sei namentlich für Ihre Unterstützung gedankt.

Für das gute Arbeitsklima und die Hilfsbereitschaft möchte ich mich bei allen Hilfskräften und (auch ehemaligen) Kolleg(-inn)en der Niedersächsischen/Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt sowie der unmittelbar am Projekt beteiligten, universitären Institute bedanken.

Erklärung

Die vorliegende Dissertation ist selbständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt und bisher noch nicht in einem anderen Prüfungsverfahren vorgelegt worden.

.....
Dipl.-Geogr. Uwe Klinck

Lebenslauf

Name: **Uwe Klinck**

Geburtsdatum: 26. April 1979

Geburtsort: Leipzig, Deutschland

Ausbildung

09/1985 - 07/1992 Polytechnische Oberschule, Leipzig

08/1992 - 08/1997 Naturwissenschaftliches Gymnasium, Leipzig, Abschluss: Abitur

Grundwehrdienst

09/1997 - 06/1998 Wildflecken

Studium

10/1998 - 03/2004 Studium in Geographie, Universität Leipzig, Abschluss: Diplom

04/2004 - 10/2004 Studium in Agrarwissenschaften, Universität Halle-Wittenberg

Beruflicher Werdegang

11/2004 - 12/2010 wissenschaftlicher Angestellter an der Niedersächsischen/Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Göttingen