

**Bodenchemische Veränderungen
als Folge
anthropogener Belastungen
und
natürlicher Störungen**

Integrated Monitoring Programm
an der
Messstelle Forellenbach
im
Nationalpark Bayerischer Wald

Förderkennzeichen 351 01 012

**Bodenchemische Veränderungen
als Folge anthropogener Belastungen und
natürlicher Störungen**

von

Burkhard Beudert und Wilhelm Breit

Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald
Sachgebiet IV

Im Auftrag des
Umweltbundesamtes

September 2013

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Einleitung | 4 |
| 2 | Gebietscharakteristika, Standorte und Methoden | 5 |
| 2.1 | Untersuchungsflächen | 9 |
| 2.2 | Methoden | 13 |
| 2.2.1 | Probenahme und Probenaufbereitung | 14 |
| 2.2.2 | Aufschluss und Analytik | 16 |
| 2.2.3 | Berechnungen | 17 |
| 2.2.4 | Datenqualität und Statistik | 17 |
| 3 | Ergebnisse | 19 |
| 3.1 | Vergleichende Darstellung der untersuchten Böden | 19 |
| 3.2 | Zeitliche Veränderungen von stofflichen Eigenschaften | 21 |
| 3.3 | Stoffvorräte und Vorratsänderungen in den Böden | 24 |
| 4 | Diskussion | 28 |
| 4.1 | Verbesserte Standortqualität durch Entsäuerung und Störung | 28 |
| 4.2 | Divergierende Kohlenstoffdynamik unter Buche und Fichte | 33 |
| 4.3 | Stickstoffspeicherung und Speicherpotential | 40 |
| 5 | Zusammenfassung und Schlussfolgerungen | 44 |
| | Exkurs: | 45 |
| | Literaturverzeichnis | 55 |
| | Anhang I | 61 |
| | Anhang II | 71 |

Verzeichnis der Tabellen

| | |
|---|----|
| Tab. 1: Bodenchemische Charakterisierung von sauren Braunerden unterschiedlichen Podsolierungsgrades. | 8 |
| Tab. 2: Waldwachstumskundliche Kenngrößen für Fichten und Buchen des Baumbestands F1 (50)..... | 9 |
| Tab. 3: Waldwachstumskundliche Kenngrößen des Buchenbestandes B1(40). | 11 |
| Tab. 4: Tiefenstufenschemata des ICP IM (EDC 1993) und der BZE II (BMELV 2007) im Vergleich mit den auf der Dauerbeobachtungsfläche F1(20) beprobten Tiefenstufen. | 13 |
| Tab. 5: Anzahl der pro Untereinheit und Tiefenstufe zusammen-gefassten und analysierten Proben im Fichtenbestand F1(20) und im Buchenbestand B1 (2011)..... | 14 |
| Tab. 6: Trockenmassevorrat in Auflage und Mineralboden des Fichtenbestands F1 und des Buchenbestands B1, differenziert nach Siebfractionen und Volumenanteil des Skeletts im Mineralboden..... | 19 |
| Tab. 7: Gehalte (%) von Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) und Phosphor (P) - Gehalte (mg/g) im Feinboden der organischen Auflagen und des Mineralbodens im Fichtenbestand F1 und im Buchenbestand B1..... | 20 |
| Tab. 8: Effektive Kationenaustauschkapazität AK_e ($\mu\text{mol/g}$), Basensättigung BS (%) und pH_{KCl} der Feinbodensubstanz im Mineralboden des Fichtenbestands F1 und des Buchenbestands B1..... | 20 |
| Tab. 9: Kurz- bis mittelfristig verfügbare Vorräte (kg/ha) an Kalzium, Magnesium und Kalium im Boden, berechnet aus Gesamtgehalten im Aufschluss (Auflagehumus) bzw. austauschbaren Gehalten im Perkolat (Mineralboden). | 24 |
| Tab. 10: Vergleich der kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährstoffvorräte (kg/ha) im Wurzelraum des Fichtenbestands F1(20) und des Buchenbestands B1(40) zwischen den Jahren 1990 (BEUDERT und BREIT 2004) und 2011. | 27 |
| Tab. 11: Stoffvorräte in der Biomasse des Fichtenbestands F1..... | 30 |
| Tab. 12: Position und Höhenlage der Messstationen und Fichtenbestände | 46 |
| Tab. 13: Untersuchungsprogramme und ihre Zuordnung zu Messplätzen. | 46 |

Verzeichnis der Abbildungen

| | | |
|----------|---|----|
| Abb. 1: | Lage des Forellenbachgebietes im Einzugsgebiet der Großen Ohe..... | 5 |
| Abb. 2: | Jahressummen des Gebietsniederschlags im Forellenbachgebiet und Jahresmittel der Lufttemperatur an der Station Waldhäuser (947 m ü. NN). | 6 |
| Abb. 3: | Stoffeinträge mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag im Forellenbachgebiet (BEUDERT und BREIT 2004, aktualisiert)..... | 7 |
| Abb. 4: | Ansichten der Bodendauerbeobachtungsfläche F1(20) im regenerierenden Fichtenbestand Schachtenau..... | 10 |
| Abb. 5: | Bodendauerbeobachtungsfläche B1(46) im Buchenbestand Schachtenebene..... | 12 |
| Abb. 6: | pH _{H2O} , effektive Kationenaustauschkapazität AK _e und Basensättigung des Feinbodens aus den Untersuchungen der Jahre 1990 und 2011. | 22 |
| Abb. 7: | Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in den Jahren 1990 und 2011. | 23 |
| Abb. 8: | Tiefenprofile der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Fichtenbestand F1 (Mittelwert + 95%-Konfidenzintervall) und im Buchenbestand B1. | 25 |
| Abb. 9: | Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Fichtenbestand F1 im Vergleich der Jahre 1990 und 201..... | 26 |
| Abb. 10: | Mediane Konzentrationen von Nährkationen (Ca + Mg) und Sulfat (SO ₄) im Bodensickerwasser unter Buche in den Beständen B1 (820 m ü. NN) und B2* (980 m ü. NN) in 40 cm (B2: 50 cm) und 100 cm Tiefe. | 28 |
| Abb. 11: | Boxplots der Kalzium- und Magnesiumblattspiegelwerte (µg/g Trockenmasse) von jährlich acht beprobten herrschenden Buchen im Bestand B1. | 29 |
| Abb. 14: | Jährlicher oberirdischer Eintrag von Kohlenstoff und Stickstoff mit dem Streufall... .. | 34 |
| Abb. 15: | Mediane DOC-Konzentration im Bodensickerwasser des Fichtenbestands F1(20) unter der Humusaufgabe (links) und im Mineralboden (rechts)..... | 38 |
| Abb. 16: | Mediane Nitrat- und DOC-Konzentration im Bodensickerwasser des Buchenbestands B1(40) in 40 cm Tiefe (links) und 100 cm Tiefe (rechts). | 40 |
| Abb. 17: | C/N - Verhältnisse im Boden unter Fichte in den Jahren 1990 und 2011 (links) und unter Buche im Jahr 2011 (rechts). | 42 |
| Abb. 18: | Stammfußkarte des Fichtenbestands Großer Falkenstein Süd mit den Sammlerpositionen D bis H zur Erfassung des Bestandesniederschlags..... | 47 |
| Abb. 19: | Stammfußkarte des Fichtenbestands Ruckwiesberg mit den Sammlerpositionen K bis O zur Erfassung des Bestandesniederschlags..... | 48 |
| Abb. 20: | Niederschlag im Freiland und unter Fichte am Großen Falkenstein. | 49 |
| Abb. 21: | Niederschlagssumme im Freiland und unter Fichte am Großen Falkenstein vom 05.05. - 27.11.2012..... | 49 |
| Abb. 22: | Mengengewichtete Stoffkonzentrationen im Freiland und unter Fichte am Großen Falkenstein vom 05.05. - 27.11.2012..... | 50 |
| Abb. 23: | Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Nebel- und Wolkenwasser (2012). | 51 |
| Abb. 24: | Höhengradienten des Niederschlags (links) und des Stickstoffeintrags (TNb, rechts) im Freiland und im Bestand vom 10.07. und 27.11.2012. | 53 |
| Abb. 25: | Box-Whisker-Plots der analysierten Stickstoffkomponenten im Nebel- und Wolkenwasser (10.07. - 27.11.2012)..... | 54 |

1 Einleitung

Die Belastung der Region durch schwefelsaure Depositionen ist seit Einrichtung des Monitoringprogramms im Forellenbachgebiet im Jahr 1990 signifikant und drastisch zurückgegangen. Erste Anzeichen für die hydrochemische Erholung der Ökosysteme waren bereits zu Beginn des Jahrtausends im Bodenwasser (DIEFFENBACH-FRIES and BEUDERT 2007) erkennbar und konnten nachfolgend auch für das Bachwasser insbesondere im Hinblick auf die Mechanismen der episodischen Versauerung verifiziert werden (BEUDERT und BREIT 2011). Die Depositionen des reaktiven Stickstoffs sind in weit geringerem Ausmaß rückläufig (BEUDERT und BREIT 2010), wenngleich die unvollständige Erfassung der Ein- und Austragspfade problematisch für die Abschätzung des Gesamteintrags aus der Atmosphäre ist. Neben der gewachsenen relativen Bedeutung für die Bodenversauerung liegen die Risiken hoher Stickstoffeinträge vornehmlich in der Eutrophierung, die zu Veränderungen im Arteninventar der Bionzöosen und in der Biodiversität führen kann, in Vitalitätsminderungen der Bäume durch unausgewogene Nährstoffversorgung und in der Befruchtung der Grund- und Bachwässer mit Nitrat.

Das Schlüsselkompartiment für solche Effekte sind die Böden, weil sie aus der Atmosphäre eingetragene Stoffe wie Säuren, Säurebildner und Schwermetalle abpuffern bzw. den biologischen Kreisläufen entziehen können und andererseits auch Nährstoffe aus der Atmosphäre und den biogeochemischen Kreisläufen zwischenspeichern und den biologischen Systemen zuführen bzw. rückführen können.

Ausgehend von der Erstaufnahme des bodenchemischen Zustands im Forellenbachgebiet im Jahr 1990, welcher von tiefgreifender Versauerung geprägt war, werden nachfolgend die Ergebnisse der Wiederholungsuntersuchungen des Jahres 2011 vorgestellt. Dabei stehen diejenigen Aspekte im Vordergrund, welche die Puffer-, Filter- und Stoffumwandlungsfunktionen der Böden und ihre Veränderungen betreffen:

- Entsäuerung und Austauschbelegung im Hinblick auf Nährstoffversorgung und Vitalität der Baumbestände
- Speicherung atmosphärischen Stickstoffs im Hinblick auf Eutrophierung und Gewässerschutz
- Speicherung von Kohlendioxid als Prozess im nachgelagerten Klimaschutz

Die bodenchemischen Befunde werden dem Bodensickerwasserchemismus und seinen Veränderungen im Verlauf der letzten 20 Jahre gegenübergestellt. Sie sind aufgrund der gegebenen naturräumlichen Bedingungen vergleichsweise schnelle Wirkungsindikatoren und Ausdruck von Veränderungen im Immissions- und Depositionsregime. Sie sind in gleicher Weise auch Wirkungsindikatoren für natürliche Störungen wie das flächige Fichtensterben nach Befall durch Borkenkäfer und spiegeln Wechselwirkungen und Überlagerungseffekte mit anthropogenen Störungen wider. Beide, die schnell reagierenden Komponenten der Bodenmatrix wie die Sickerwasserchemie, sollten die Veränderungen der ökosystemaren Randbedingungen und der Ökosystemqualität konsistent abbilden.

2 Gebietscharakteristika, Standorte und Methoden

Das Forellenbachgebiet ist ein 0,69 km² großer Geländeausschnitt des Rachel - Lusen - Zuges im Nationalpark Bayerischer Wald (Landkreis Freyung - Grafenau, Bayern). Das sich über eine Horizontaldistanz von 2,9 km erstreckende oberirdische Einzugsgebiet des Forellenbachs reicht von den Hochlagen (1292 m ü. NN) bis in die Talungen (787 m ü. NN) und ist wie der Hauptkamm nach Südwesten exponiert (Abb. 1). Die mittlere Höhenlage von 870 m ü. NN (KLÖCKING et al. 2005) und die mittlere Hangneigung von 12% resultieren aus dem hohen Flächenanteil (69%) der schwach geneigten (3% - 8%) Höhenbereiche bis 900 m ü. NN. Die Koordinaten der Pegelstation zur Verortung des Gebietes lauten 48°56'38"N und 13°25'26"E.

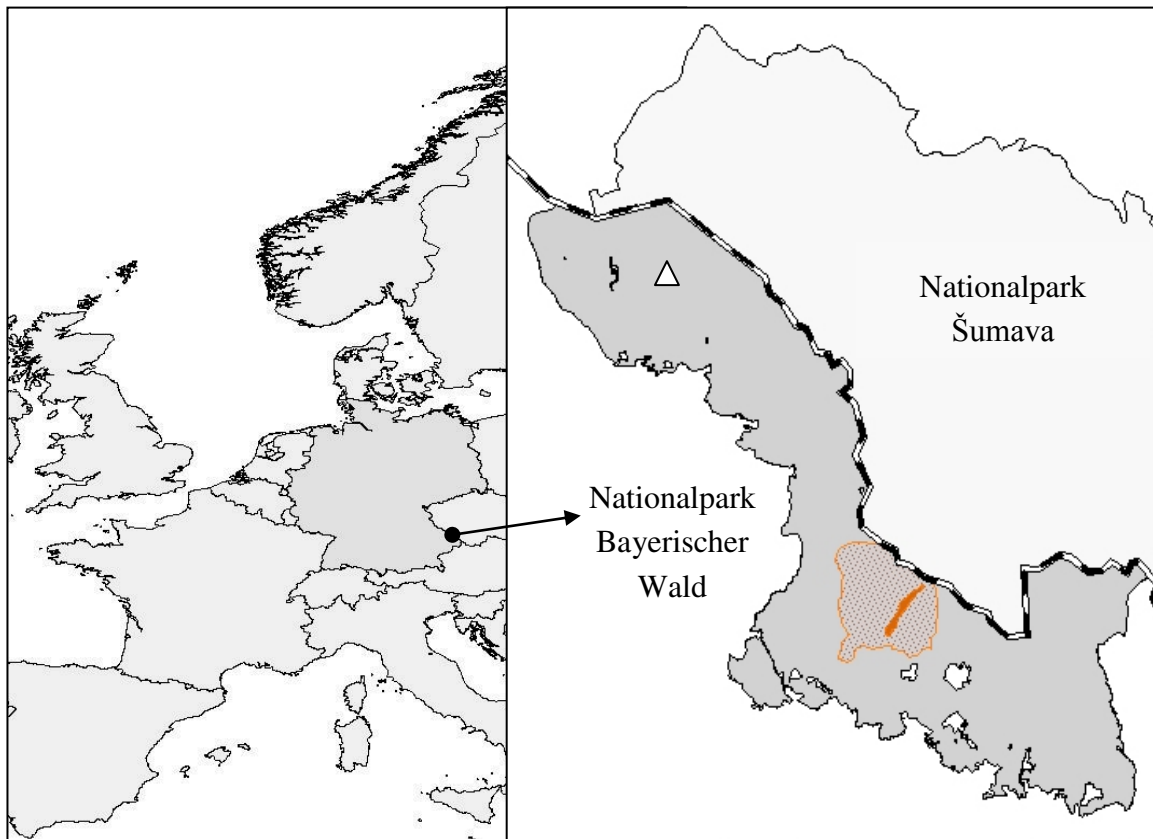


Abb. 1: Lage des Forellenbachgebietes im Einzugsgebiet der Großen Ohe.

Die klimatischen Bedingungen des Untersuchungsgebiets lassen sich anhand der Daten der Wetterstation Waldhäuser (945 m ü. NN, 1973 - 2002) durch niedrige Lufttemperaturen ($5,9 \pm 0,9^{\circ}\text{C}$) und hohe Niederschläge (1390 ± 229 mm/a) kennzeichnen. Für den Untersuchungszeitraum von 1991 bis 2012 lag die mittlere Lufttemperatur bei $6,3 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, der mittlere Gebietsniederschlag betrug 1571 ± 234 mm/a (Abb. 2, s. u.). Weder für den Stationsniederschlag (1973 - 2012) noch für den Gebietsniederschlag (1991 - 2012) liegen signifikante Veränderungen in Verteilung und Menge vor.

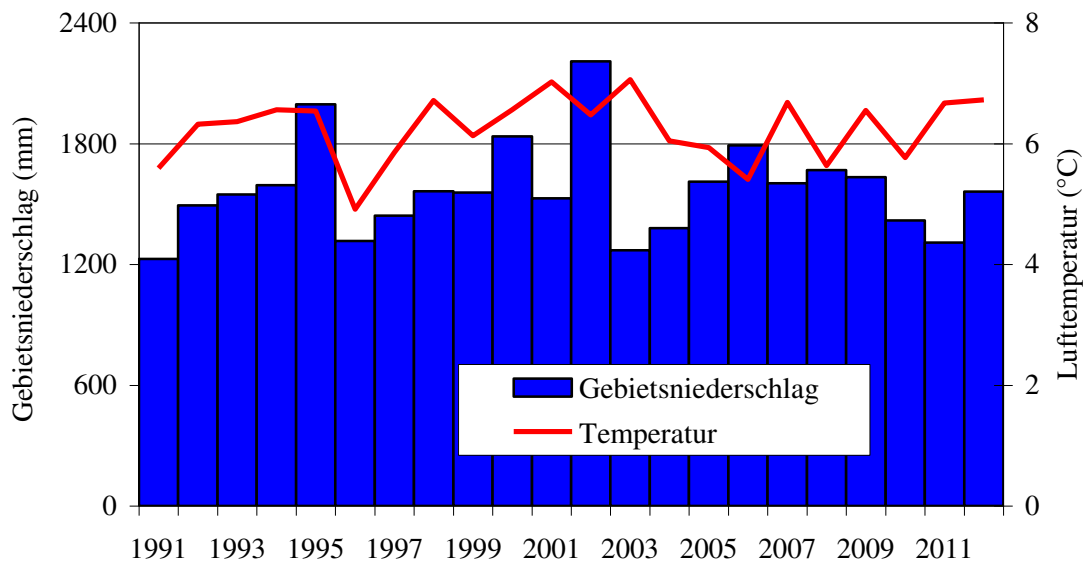


Abb. 2: Jahressummen des Gebietsniederschlags im Forellenbachgebiet und Jahresmittel der Lufttemperatur an der Station Waldhäuser (947 m ü. NN).

Dagegen weisen die Lufttemperaturen zwischen 1973 und 2012 einen positiven Trend von 0,03 K/a für das hydrologische Jahr ($p < 0,05$) auf, für die Monate April und Mai von 0.10 K/a ($p < 0,001$) bzw. 0.06 K/a ($p < 0,01$). Der Untersuchungszeitraum für das Forellenbachgebiet (1991 - 2012) ist trendfrei, wobei in den 1990er Jahren nur 1996, nachfolgend die hydrologischen Jahre 2006, 2008 und 2010 unter dem langjährigen Temperaturmittel lagen.

Die Einträge von Sulfatschwefel als der Hauptkomponente der Säurebelastung über die Atmosphäre erreichten in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre Spitzenwerte von über 50 kg/ha/a unter Fichte in den Hochlagen des Gebietes und immerhin 30 kg/ha/a in den weniger exponierten unteren Hanglagen auf 810 m ü. NN (Abb. 3, s. u.). Wenngleich bereits rückläufig, hielt der starke Höhengradient der Schwefeleinträge unter Fichte von 15 bis 35 kg/ha/a bis in die erste Hälfte der 1990er Jahre an. Gegenwärtig (1998 - 2009) liegen für Hochlagenstandorte nur Messungen aus nahegelegenen Einzugsgebieten des Sumava (Böhmerwald) vor. Die Einträge unter Fichte betragen in einer Höhenlage von mehr als 1300 m ü. NN nur noch 8 - 12 kg S/ha/a (KOPÁČEK and HRUŠKA 2010), entsprechend den Einträgen im Freiland im Forellenbachgebiet in den 1980er Jahren. Unter Buche gingen die Einträge bis 1992 von 20 auf 10 kg S/ha/a zurück (Abb. 3, s. u.). Seit der Jahrtausendwende liegt die Belastung unter Fichte und Buche des Forellenbachgebiets bei etwa 5 kg S/ha/a, ebenso wie im Freiland der Tallage und der Hochlage im Sumava (KOPÁČEK and HRUŠKA 2010). Das Timing dieses Übergangs vom starken zum schwachen Trend stimmt mit den Ergebnissen von Hintergrundstationen im UBA - Messnetz (UBA 2013) und bspw. im Westen Kanadas (FELLER 2008) überein. Die rezeptorabhängige trockene Deposition von Gasen und Partikeln hat beim Sulfatschwefel ihre frühere dominante Bedeutung verloren. Die feuchte Deposition über die Auskämmung von Wolkenwasser in den Fichtenkronen ist nur für die Kammlagen des Mittelgebirges relevant (siehe Exkurs und BEUDERT und BREIT 2012).

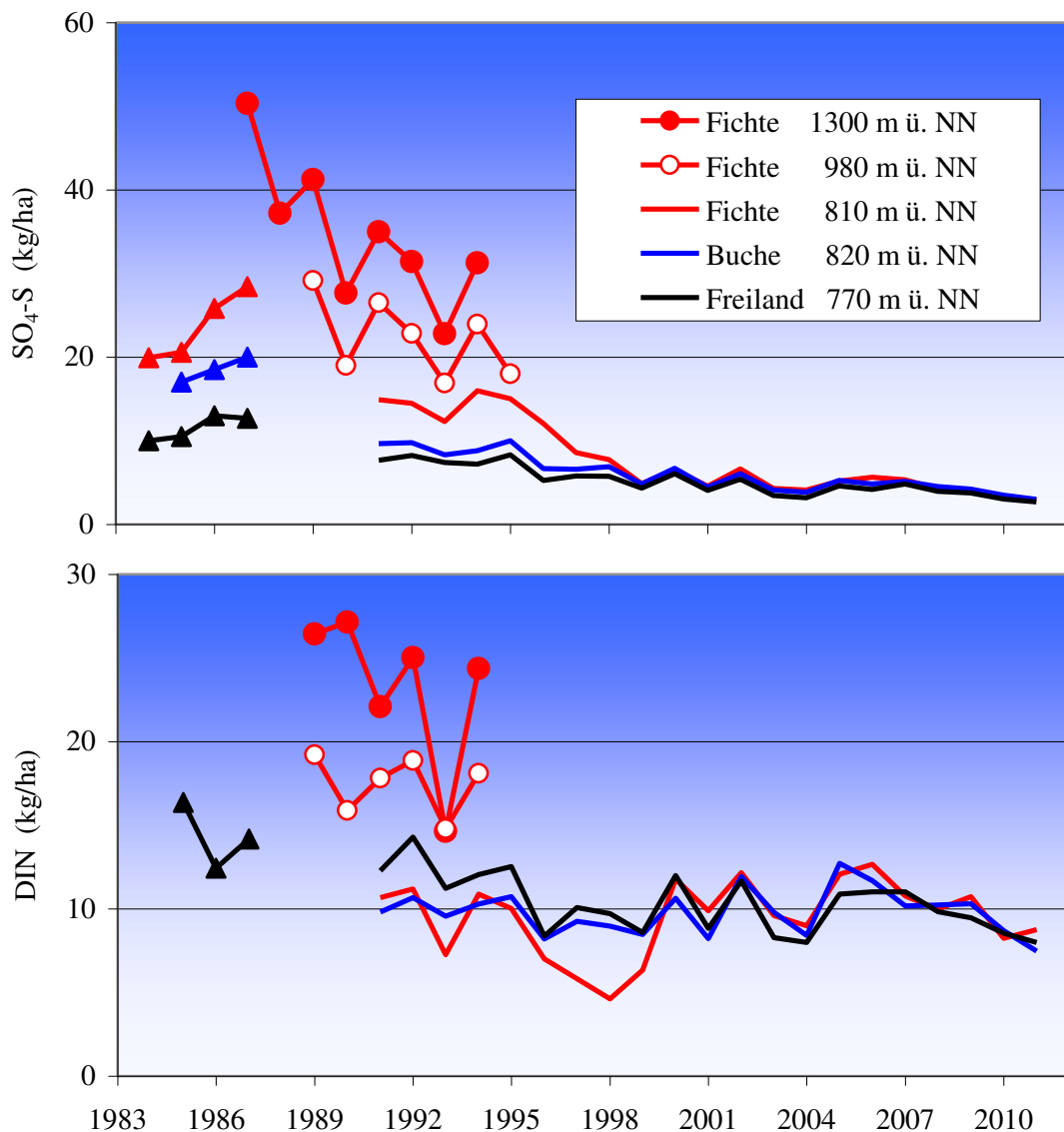


Abb. 3: Stoffeinträge mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag im Forellenbachgebiet (BEUDERT und BREIT 2004, aktualisiert).
 Oben: SO₄-S; unten: DIN (gelöster anorganischer Stickstoff).
 Fichte mit Kreissignatur: LFW (2004); Dreieckssignatur: GIETL (1990).

Die Einträge an gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) mit dem Bestandesniederschlag unter Fichte erreichten in der ersten Hälfte der 1990er Jahre Spitzenwerte von über 25 kg/ha/a in den Hochlagen des Gebietes und 15 - 19 kg/ha/a in Hanglage auf 980 m ü. NN (Abb. 3). Die Einträge im Freiland gingen von etwa 15 kg/ha/a Mitte der 1980er Jahre auf etwa 10 kg/ha/a seit 1996 zurück. Bemerkenswert sind die unveränderten Stickstoffeinträge mit der Kronentraufe in Unterhanglage, die meist gleich oder kleiner als die Deposition im Freiland sind. Die Anwendung verschiedener Modelle zu Abschätzung der Gesamtdeposition erbrachte zusätzliche DIN - Einträge von 2 - 3 kg/ha/a, die betragsmäßig der unmittelbaren Aufnahme im Kroneraum zugeschrieben werden können (vgl. Diskussion in BEUDERT und BREIT (2010)). Die DIN - Einträge im Sumava - Nationalpark (KOPÁČEK and HRUŠKA 2010) sind mit 11 kg N/ha/a im Freiland und unter Fichte (1122 bzw. 1180 m ü. NN) identisch zu jenen im Forellen-

bachgebiet, unter Fichte auf 1330 m ü. NN mit 20 kg N/ha/a allerdings deutlich höher. Auch für den Stickstoffeintrag spielt die Auskämmung von Wolken nur in Kammlage eine besondere Rolle (siehe Exkurs und BEUDERT und BREIT 2012).

Das Forellenbachgebiet war 1990 zu über 95% mit montanen Bergmischwäldern aus Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) und mit kältebedingt reinen Fichtenwäldern der Tal- und Hochlagen bestockt. Der Fichtenanteil betrug etwa 70%.

Das Liegende des Untersuchungsgebietes besteht fast vollständig aus dem Älteren Finsterauer Kristallgranit (BAUBERGER 1977), einem grobkörnigen Granit mit großen Kalifeldspateinsprenglingen. Oberhalb etwa 1050 m ü. NN bedeckt er als Blockstreu bzw. in Form von Blockmeeren die Oberfläche. Im Bereich des Periglazialgebietes unterhalb von etwa 1050 m ü. NN wird der Granit von bis zu mehreren Metern mächtigen Solifluktsdecken überlagert, die im größten Teil des Gebietes das Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind. Der dominierende Bodentyp (58% der Fläche) ist die saure (oligotrophe) Braunerde aus Solifluktsmaterial. Braunerden sind in der Regel von sandig - lehmiger, z. T. schluffig - lehmiger Textur und mindestens 60 - 100 cm tief entwickelt. Die Humusform ist unter Fichte meist Moder bis rohumusartiger Moder, unter Buche Moder. Sie sind in den steilen oberen Hanglagen, im Bereich der stark erodierten blockreichen Hangschuttdecken und dem anstehenden Granit mit Rohböden und Rankern in kleinräumigem Wechsel vergesellschaftet, denen in den Hochlagen Podsole bzw. Podsol - Braunerden von geringer Entwicklungstiefe folgen.

Die untersuchten Böden (Stand 1990), überwiegend Braunerden und Lockerbraunerden mit variablen Podsolierungsmerkmalen, hatten weite C/N - Verhältnisse und waren bei insgesamt geringer Variabilität deutlich versauert mit pH_{H_2O} 3,5 im Auflagehorizont bis pH_{H_2O} 4,4 im darunterliegenden Tiefenbereich (Tab. 1). Die pH_{KCl} als Indikator für das chemische Verhalten bei Säurestress (ULRICH 1981) lagen zwischen 2,8 ($\pm 0,5$) in der Auflage und 3,9 ($\pm 0,2$) im B - Horizont. Die effektive Austauschkapazität (AK_e) betrug in den Auflagen 271 $\mu\text{mol/g}$ Feinerde (± 48) und sank im Mineralboden mit der Tiefe von 127 $\mu\text{mol/g}$ (± 26) auf 82 $\mu\text{mol/g}$ (± 20). Die Basensättigung verringerte sich gleichsinnig von 27% (± 9) in der Auflage auf 4% (± 2) im B - Horizont, während die Sättigung des Austauschkomplexes mit Schwermetallionen und Protonen zunahm. Der mineralische Oberboden befand sich im Aluminium-/Eisenpufferbereich, der B - Horizont im Austauscher-/Aluminium- Pufferbereich.

Tab. 1: Bodenchemische Charakterisierung von sauren Braunerden unterschiedlichen Podsolierungsgrades ($\bar{x} \pm s$, Stand 1990, nach BEUDERT et al. 1994, verändert)
C: Kohlenstoff, N: Stickstoff, AK_e : effektive Austauschkapazität, BS: Sättigung des Austauscherkomplexes mit Basenkationen.

| | | C % | N % | C/N | pH KCl | pH H ₂ O | AK_e $\mu\text{mol/g}$ | Ca % | Ca +Mg % | BS % |
|-----------|------------------|--------|--------|-----|-----------|------------------------|-----------------------------|---------|-------------|---------|
| Auflage | \bar{x} (n=38) | 39 | 1,6 | 25 | 2,8 | 3,5 | 271 | 14,3 | 22,2 | 27 |
| | $\pm s$ | 6 | 0,3 | 4 | 0,5 | 0,6 | 48 | 6,5 | 8,7 | 9 |
| 0 - 5 cm | \bar{x} (n=40) | 11 | 0,5 | 21 | 3,1 | 3,8 | 122 | 2,3 | 5,0 | 8 |
| | $\pm s$ | 3 | 0,1 | 4 | 0,3 | 0,3 | 27 | 1,4 | 2,3 | 3 |
| 5 - 45 cm | \bar{x} (n=32) | 5 | 0,2 | 23 | 3,9 | 4,4 | 83 | 1,3 | 2,2 | 4 |
| | $\pm s$ | 2 | 0,2 | 5 | 0,2 | 0,2 | 20 | 1,1 | 1,5 | 2 |

2.1 Untersuchungsflächen

Die Böden der Dauerbeobachtungsflächen in Buchen- und Fichtenbestand (ausführliche Beschreibung in BEUDERT et al. 1992, 1994) wurden als oligotrophe, schwach podsolige saure Braunerden aus periglazialen Solifluktionmaterial über Granitzersatz angesprochen. Sie sind von sandig-lehmiger, z. T. schluffig-lehmiger Textur, wobei die Schluffanteile (25% unter Buche, 34% unter Fichte) wahrscheinlich auf Einwehung und Verlagerung von Regionallöß zurückzuführen sind (VÖLKELE 1994). Die Gesamtporenvolumina reichen von über 70% im mineralischen Oberboden bis zu 34% in 90 cm Tiefe; dementsprechend sind auch die gesättigten Wasserleitfähigkeiten mit 960 - 41 cm/d sehr hoch. Die Skelettgehalte wurden an der Profilwand mit der Tiefe von 10 auf 40 Volumenprozent ansteigend geschätzt, wobei unter Buche insgesamt höhere Skelettanteile bereits in einer Profiltiefe von 30 cm vorliegen. Die Humusform ist unter beiden Baumarten feinhumusreicher Moder.

Fichtenbestand F1 Schachtenau

Auf der Dauerbeobachtungsfläche F1(50) stockte im Jahr 1990 ein im Mittel 105 Jahre alter Fichtenbestand mit unterständiger Buche (Tab. 2 und Abb. 1, Anhang), der pflanzensoziologisch den bodensauren Rotbuchenwäldern (Luzulo - Fagion) zugeordnet wurde. Die Deckung der Kraut- und Strauchschicht betrug im Jahr 2000 etwa 14%. Der Derbholzvorrat (V) des Fichtenhauptbestands wuchs zwischen 1990 und 1995 von 918 VfmD/ha auf 998 VfmD/ha an.

Nach Stehendbefall durch Buchdrucker in den Jahren 1996/97 verringerte sich die Anzahl lebender Fichten auf einen Baum (4/ha) und den Derbholzvorrat um 99,8% auf nur noch 2 VfmD/ha (2001). Bereits im Winter 1998/1999 gelangten große Mengen toter Wipfel und stehenden Stammholzes durch Schneebruch und Sturmwurf auf den Boden. Im Jahr 2008 waren noch etwa 30% des Stammholzvolumens des Jahres 1995 als stehendes Totholz auf der Untersuchungsfläche.

Auf Basis der Vorratsangaben für diesen Fichtenbestand im Jahr 1995 (BEUDERT und BREIT 2004, Tab. 11, Kap. 4.1) kann abgeschätzt werden, dass etwa 180 t C/ha in Form abgestorbener Biomasse auf und im Boden angefallen sind.

Tab. 2:
Waldwachstumskundliche
Kenngrößen für Fichten
und Buchen des Baum-
bestands F1 (50)
(BEUDERT und BREIT
2010)

| Fichte | | N | d ₁₀₀ | d _g | h ₁₀₀ | h _g | G | V |
|--------|-------|-----|------------------|----------------|------------------|----------------|--------------------|---------|
| Jahr | Alter | /ha | cm | cm | m | m | m ² /ha | VfmD/ha |
| 1990 | 105 | 392 | 56.3 | 44.0 | 35.9 | 34.0 | 59.5 | 918 |
| 1995 | 110 | 376 | 59.4 | 46.6 | 36.5 | 34.6 | 64.1 | 998 |
| 2001 | 116 | 4 | 24.0 | 24.0 | 24.5 | 24.5 | 0.2 | 2 |
| 2008 | - | 0 | | | | | | |
| Buche | | N | d ₁₀₀ | d _g | h ₁₀₀ | h _g | G | V |
| Jahr | Alter | /ha | cm | cm | m | m | m ² /ha | VfmD/ha |
| 1990 | 46 | 228 | 16.7 | 13.1 | 18.0 | 14.5 | 3.1 | 23.2 |
| 1995 | 51 | 240 | 18.2 | 14.1 | 18.1 | 14.1 | 3.7 | 28.4 |
| 2001 | 57 | 220 | 20.2 | 16.3 | 16.8 | 13.7 | 4.6 | 29.2 |
| 2008 | 64 | 212 | 26.8 | 22.5 | 16.2 | 13.8 | 8.4 | 60.1 |

Die nach dem Absterben der Fichten freigestellten Buchen erlitten massive Kronenschäden durch herabfallende Fichtenkronen und Stammabschnitte, die als abnehmende Baumhöhen zwischen 1995 und 2001 erkennbar sind (Tab. 2, s. o.). Durch den Wegfall der Überschildung durch Fichten liegt für die Buchen bei vergleichsweise geringer Stammzahl kein Wettbewerbsdruck vor, der das Höhenwachstum beschleunigen würde.



Abb. 4: Ansichten der Bodendauerbeobachtungsfläche F1(20) im regenerierenden Fichtenbestand Schachtenau.

Auch dies wird sowohl durch die Mittelhöhen (h_g) als auch die Oberhöhen (h_{100}) dokumentiert, die zwischen 2001 und 2008 gleich geblieben waren (Tab. 2, s. o.). Dagegen forcierte sich der Holzzuwachs, der im Mittel bei 0.6 m²/a Grundfläche bzw. 5.1 VfmD/ha/a Derbholzvolumen lag.

Aus dem ehemaligen Fichtenaltbestand mit Buchenunterstand ist ein sich stark mit Fichte verjüngender Buchenbestand geworden. Aufgrund ihrer enormen Wüchsigkeit dürfte sich hier binnen weniger Jahrzehnte ein von Fichten dominierter Mischbestand entwickeln.

Bereits im Jahr 1990 wurde in diesem Bestand unmittelbar angrenzend an die Teilfläche F1(50) eine weitere Teilfläche F1(20) für das bodenchemische Programm und für Untersuchungen zum Abbau von Nadelstreu eingerichtet.

Die erste Bodenprobenahme konnte im damals hallenartigen, unterwuchersarmen Fichtenaltbestand völlig unbehindert nach dem festgelegten Flächenschema mit insgesamt 18 Teilflächen vorgenommen werden. Im Jahr 2011 machten die überaus dichte und flächendeckende Fichtenverjüngung zusammen mit dem liegenden Stammholz und Kronenteilen eine exakte Wiederholung der Probenahme in allen Teilflächen unmöglich (Abb. 4, s. o.). Das Flächenschema und die realisierten Orte der Probenahme im Jahr 2011 können Abb. 3 im Anhang entnommen werden.

Buchenbestand B1 Schachtenebene

Auf der Intensivmessfläche B1(60) stockt ein im Mittel 100 Jahre alter (2008) mehrschichtiger Buchenbestand (Tab. 3 und Abb. 1, Anhang), der pflanzensoziologisch den artenarmen bodensauren Rotbuchenwäldern (Luzulo - Fagion) zuzuordnen ist. Die Deckung der Kraut- und Strauchschicht betrug im Jahr 2000 weniger als 5% und wies gegenüber 1990 keine Veränderungen auf. Zwischen 1990 und 2008 nahm die Stammzahl (N) des Buchenhauptbestandes durch das Absterben unterdrückter Bäume um 80 Bäume von 567 auf 487 pro Hektar ab (Tab. 2). Der Derbholzvorrat (V) wuchs zwischen 1990 (250 VfmD/ha) und 2008 (390 VfmD/ha) im Mittel um 8 VfmD/ha/a an.

Tab. 3:
Waldwachstumskundliche Kenngrößen des Buchenbestandes B1(40) (BEU-DERT und BREIT 2010)

| Buche | | N | d ₁₀₀ | d _g | h ₁₀₀ | h _g | G | V |
|-------|-------|-----|------------------|----------------|------------------|----------------|--------------------|---------|
| Jahr | Alter | /ha | cm | cm | m | m | m ² /ha | VfmD/ha |
| 1990 | 82 | 567 | 34.5 | 22.9 | 23.4 | 20.4 | 23.3 | 250 |
| 1995 | 87 | 527 | 36.1 | 25.0 | 25.0 | 22.1 | 25.8 | 300 |
| 2001 | 93 | 507 | 38.1 | 26.5 | 26.8 | 23.5 | 28.0 | 350 |
| 2008 | 100 | 487 | 39.7 | 28.1 | 27.7 | 24.2 | 30.2 | 390 |

In diesem Buchenbestand wurde im Jahr 1994 unmittelbar angrenzend an die Teilfläche B1(60) eine weitere Dauerbeobachtungsfläche B1(46) eingerichtet. Sie dient der Untersuchung mikrobieller Aktivitäten in der organischen Auflage und zur Abschätzung des Biomasseabbaus von oberflächlich ausgebrachter, mehrjährig exponierter Nadelbiomasse. Sie wurde 2011 in das bodenkundliche Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Das Flächendesign und die realisierten Orte der Probenahme können Abb. 2 im Anhang entnommen werden. Die typische hallenartige Struktur dieses reinen Buchenbestands mit dem schüttereren Unterwuchs lässt sich in Abb. 5 erkennen.



Abb. 5: Bodendauerbeobachtungsfläche B1(46) im Buchenbestand Schachtenebene.

2.2 Methoden

Die Methoden und Messverfahren des Dauerbeobachtungsprogramm, insbesondere zur Erfassung des wassergebundenen Stoffhaushalts, sind ausführlich in BEUDERT et al. (1994) sowie BEUDERT und BREIT (2004) enthalten. Die Lage der Messstationen und Dauerbeobachtungsflächen und die dort durchgeführten Unterprogramme können Abb. 1 und Tab. 1 des Anhangs entnommen werden.

Die bodenchemische Wiederholungsaufnahme im Integrierten Ökosystemmonitoring sollte Aufschluss geben über den bodenchemischen Systemzustand im Hinblick auf Versauerungsparameter, die Nährstoffversorgung des stockenden Baumbestands, die Bevorratung mit Stickstoff (Critical Loads für eutrophierenden, reaktiven Stickstoff) und Kohlenstoff (Senken-/Quellfunktion für Kohlendioxid). Diese Zielstellungen, die zumindest in der Vergangenheit häufig mit jeweils eigenen konzeptionellen und methodischen Vorgaben verbunden waren, verfolgen mit dem ICP Integrated Monitoring auch ICP Forest/EU - Level I und II und die Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Im Hinblick auf die Maximierung des Nutzens wurden diese verschiedenen Vorgaben auf Vereinbarkeit geprüft.

Die BZE II (BMELV 2007) ist bezüglich des Raumkonzepts der Probenahme und der Verfahren wie auch hinsichtlich des Parameterumfangs und der Präzision der methodischen Vorgaben das am stärksten ausgearbeitete und getestete Programm.

Die deutlich geringer ausdifferenzierten inhaltlichen und methodischen Vorgaben des „Manual on Integrated Monitoring“ (EDC 1993, EC - UN/ECE 1994, UNECE ICP Forests 2010) lassen sich damit vollständig einhalten. Die Einteilung der festen Tiefenstufen unterhalb von 10 cm im Mineralboden ist teilweise unterschiedlich, wobei der insgesamt erfasste Tiefenbereich des Unterbodens im ICP IM am kleinsten ist (Tab. 4). Die Tiefenstufen des Jahres 1990 (BEUDERT et al. 1992, EDC 1989) gleichen weitgehend den Vorgaben der BZE II (BMELV 2007); lediglich der Bereich zwischen 10 cm und 30 cm war damals zusätzlich zweigeteilt beprobt worden.

Für die vorliegenden Untersuchungen wurden die Tiefenbereiche auf der 1990 eingerichteten Dauerbeobachtungsfläche F1(20) im aktuell regenerierenden Fichtenbestand Schachtenau und unter Buche (s. u.) nach BZE II eingeteilt und beprobt.

Tab. 4: Tiefenstufenschemata des ICP IM (EDC 1993) und der BZE II (BMELV 2007) im Vergleich mit den auf der Dauerbeobachtungsfläche F1(20) beprobten Tiefenstufen.

| | Horizonte | Tiefenstufen (cm) | | | | | |
|--------------------------|-------------|-------------------|--------|---------|---------|---------|---------|
| BEUDERT et al. (1992) | L/Of, Oh | 0 - 5 | 5 - 10 | 10 - 20 | 20 - 30 | 30 - 60 | 60 - 90 |
| ICP IM (EDC 1993) | Auflage | 0 - 5 | 5 - 10 | 10 - 20 | 20 - 40 | | 60 - 80 |
| BZE II (BMELV 2007) | (L), Of, Oh | 0 - 5 | 5 - 10 | 10 - 30 | | 30 - 60 | 60 - 90 |
| BEUDERT und BREIT (2013) | Of, Oh | 0 - 5 | 5 - 10 | 10 - 30 | | 30 - 60 | 60 - 90 |

Die Fläche ist in die drei Untereinheiten SP-W, SP-M, SP-O als räumliche Wiederholungen geteilt (Abb. 3, Anhang). Die Anzahl der pro Untereinheit und Tiefenstufe zusammengefassten Teilproben kann Tab. 5 (s. u.) entnommen werden.

Tab. 5:
Anzahl der pro Untereinheit und Tiefenstufe zusammengefassten und analysierten Proben im Fichtenbestand F1(20) und im Buchenbestand B1 (2011).

| Horiz./Tiefe | F1(20) | | | B1(40) | B1(46) |
|--------------|--------|------|------|--------|--------|
| | SP-W | SP-M | SP-O | | |
| L/Of | 5 | 5 | 4 | 4 | 5 |
| Oh | 5 | 5 | 4 | 4 | 5 |
| 0 - 5cm | 4 | 4 | 5 | 4 | 5 |
| 5 - 10cm | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 |
| 10 - 30cm | 4 | 4 | 4 | 3 | 5 |
| 30 - 60cm | 4 | 4 | 4 | 3 | 4 |
| 60 - 90cm | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 |

Der Buchenbestand Schachtenebene war nicht Bestandteil des Unterprogramms Bodenchemie und nur durch ein Bodenprofil auf der Intensivmessfläche B1(40) zur Erfassung des Wasser- und Stoffhaushalts bodenchemisch und bodenphysikalisch beschrieben worden. Nachdem zu erwarten war, dass die depositionsbedingten bodenchemischen Veränderungen unter Fichte durch die massiven Umwälzungen im Stoffhaushalt nach dem Absterben des Bestandes überlagert sind, wurden sowohl der nähere Umgriff (Radius 10 m) des Bodenprofils der Teilfläche B1(40) als auch die Teilfläche B1(46) in reduziertem Umfang in die bodenchemischen Untersuchungen des Jahres 2011 integriert. Die Anzahl der pro Untereinheit und Tiefenstufe zusammengefassten Teilproben kann Tab. 5 entnommen werden.

2.2.1 Probenahme und Probenaufbereitung

Im Hinblick auf die Abschätzung von Stoffvorräten im Boden und seiner Qualität als Retentionsraum für Stoffeinträge und Pool pflanzenverfügbarer Nährstoffe, wurden nur volumengetreue Verfahren der Bodenprobenahme zum Einsatz gebracht.

Die Probenahme der organischen Auflage, differenziert nach L/O_F und O_H erfolgte mit einem Stechrahmen (400 cm² * 10 cm, V2A - Stahl, siehe Anhang II). Er wurde nach Beseitigung eines Bewuchses soweit in den Boden getrieben, dass seine Oberkante ebenerdig mit der organischen Auflage abschloss und so als Nullniveau für die nach unten gerichteten Messungen der Horizontmächtigkeiten diente. Das Bodenmaterial wurde bis zur jeweiligen Horizontgrenze portionsweise entnommen und in Polyethylen-tüten verpackt. Die mittlere Horizontmächtigkeit wurde durch jeweils ein bis zwei Messungen auf allen vier Seiten des Stechrahmens bestimmt.

Von dieser durch die Beprobung der organischen Auflage definierten Grenzfläche ausgehend, wurde mineralischer Oberboden mit einem Wurzelbohrer (50,3 cm²) bis zu einer Tiefe von 10 cm entnommen (siehe Anhang II). Der Bohrkern wurde auf einer Halbschale in die Abschnitte 0 - 5 cm und 5 - 10 cm geteilt und in PE-Tüten verpackt.

In diesem Bohrloch wurde eine motorgetriebene Rammkernsonde (15,9 cm²) angesetzt und der Mineralboden bis in 90 cm Tiefe entnommen. Der Bohrkern wurde auf einem Geräteträger nach linearer Korrektur um Stauchungseffekte (Anhang II) in die zu beprobenden Tiefenbereiche 10 - 30 cm, 30 - 60 cm und 60 - 90 cm aufgeteilt und in PE-Tüten verpackt. Die als nachteilig anzusehende undifferenzierte Verteilung der Stauchung über die gesamte Bohrkernlänge (WOLF und RIEK 2006) bringt für den eng

begrenzten lokalen Einsatz (gleiche Bodenformen auf gleichem Ausgangsmaterial) und das Untersuchungsziel kaum Nachteile, weil die Beprobung volumengerecht erfolgte und das gesamte Material getrocknet, aufbereitet und gewogen worden ist. Das Volumen von Fehlstellen wurde in 5% - Stufen vermerkt und berücksichtigt.

Die nachfolgend beschriebenen Arbeitsschritte folgten dem **Handbuch Forstlich Analytik (HFA)**, herausgegeben durch den GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (Loseblattsammlung Stand 2009, www.bmelv.de) und damit dem Regelwerk der BZE II.

Die Trocknung des Bodenmaterials erfolgte nach Wägung der feldfrischen Proben in einem Trockenschrank bei 40°C bis zur Gewichtskonstanz, wobei es vor und während der Trocknung manuell vorsichtig zerdrückt bzw. gekrümelt wurde, um große und harte Trocknungsbrocken zu vermeiden (HFA A1.2.1). Anders als beim Mineralboden enthielten Humusproben nach dieser Trocknung noch nennenswerte Restwassergehalte (8% - 10%), welche durch Nachtrocknung jeweils einer Teilprobe bei 105°C berücksichtigt wurden (HFA A2.1). Der Korrekturfaktor (KF) für die Umrechnung der Elementgehalte der getrockneten Proben (40°C) auf Elementgehalte der absolut trockenen Proben (105°C) errechnet sich nach

$$KF = (100)/(100 - \text{Wassergehalt bei } 105^{\circ}\text{C}).$$

Das getrocknete Material wurde quantitativ durch ein 2 mm - Sieb gesiebt und homogenisiert. Die Gewichte von Feinboden (< 2 mm, FB), Skelett (>2 mm) und Wurzeln und das Skelettvolumen wurden nach HFA A1.3.1 bestimmt. Eine Siebung des Auflagehumus durch ein 2 cm - Sieb zur Ermittlung des Humusvorrats (HFA A2.6) erfolgte nicht. Teilmengen des Feinbodenmaterials wurden mit der Achatmühle analysenfein gemahlen (HFA A1.4.1).

Für die Probenahme im Jahr 1990 (BEUDERT et al. 1992) wurde bis 45 cm Tiefe ein Kernbohrer (20 cm²), darunter bis zu einer Tiefe von 90 cm der Pürckhauer-Bohrstock (2,5 cm²) benutzt. Der geringe Querschnitt vor allem des Pürckhauers lieferte vergleichsweise geringe Bodenmengen pro Einschlag, sodass die Repräsentanz bezüglich Masse und Fläche des untersuchten Bodens im Vergleich zu 2011 geringer war, insbesondere für die unteren Mineralbodentiefen. Die 1990 verwendeten Gerätschaften weisen ein deutlich geringeres Vermögen auf, kleineres Skelett zu durchbrechen, zu passieren oder aufzunehmen als Wurzelbohrer und Rammkernsonde.

Im Hinblick auf die Ermittlung von Stoffvorräten war die Verfahrensweise des Jahres 2011 grundsätzlich besser geeignet, weil die Probenahme volumengerecht und lückenlos bis in 90 cm Tiefe durchgeführt worden ist.

Ein praktisches und je nach Fragestellung durchaus gravierendes Problem ist die Feststellung der Grenze zwischen Auflagehumus und dem darunter liegendem Mineralboden, weil sie durch die Einschätzung verschiedener Bearbeiter und/oder die über die Zeit wandelnde Einschätzung desselben Bearbeiters mit nicht kalkulierbaren Unsicherheiten behaftet ist (FEDERER 1982). Humusaufgabe und Mineralboden der untersuchten Böden sind durch einen etwa 0,5 – 1 cm mächtigen Übergangsbereich verbunden.

In Vorbereitung auf mikrobiologische Untersuchungen wurde die Abtrennung und Abgrenzung der organischen Auflagen vom darunter liegenden Mineralboden auf den Dauerbeobachtungsflächen getestet (BEUDERT 1998), weil eindeutige Indikatoren im feldfeuchten Zustand fehlen: hohe Schluffanteile und eine braunschwarze, durch Humifizierung und DOC - Einwaschung erzeugte Färbung verunsichern Finger und Auge. Für die auf den Untersuchungsflächen vorliegenden Moderauflagen über podsoligen Braunerden konnten die Variationskoeffizienten der Kohlenstoffgehalte dadurch minimiert werden, dass waagrecht streichende mittelstarke Wurzeln ($\varnothing >0,5$ mm) über einem markanten Dichtesprung und das Auftreten gebleichter Sandkörner als Indikatoren der Untergrenze der organischen Auflage genutzt wurden. Mit Einhaltung dieser Prozedur blieben die Kohlenstoffgehalte des Oh - Horizontes auf der Fläche F1(20) oberhalb von 40% (± 8), die Kohlenstoffgehalte des angrenzenden Mineralbodens bei unter 15% (BEUDERT 1998). Die Anwendung dieses Verfahrens führte bei den vorliegenden Untersuchungen (Tab. 7, Kap. 3.1) zu gut vergleichbaren Ergebnissen, während die Kohlenstoffgehalte des Jahres 1990 mit 36% (± 4) und 13% (± 2) für Oh bzw. 0 - 5 cm etwas stärker streuten und geringer waren.

2.2.2 Aufschluss und Analytik

Für die Ermittlung der pH - Werte wurde Feinbodenmaterial im Volumenverhältnis 1:5 mit destilliertem Wasser (HFA A3.1.1.2) bzw. 1 M KCl (HFA A3.1.1.4) versetzt und fünf Minuten kräftig geschüttelt. Nach zwei bis maximal 24 Stunden erfolgte die Messung mit der pH - Glaselektrode. Auf eine Korrektur der pH - Werte des Jahres 1990 mit dem Verfahren von UTERMANN (2009) wurde verzichtet, weil die maximalen Differenzen zwischen originalen und korrigierten Werten bei lediglich einer Zehnteinheit und damit im Bereich der Messfehler liegen.

Die Bestimmung der effektiven Austauschkapazität AK_e erfolgte für Humusauflagematerial durch Austausch der Kationen mit $BaCl_2$ (HFA A3.2.1.9), für Mineralbodenmaterial durch Austausch der Kationen mit NH_4-CL (HFA A3.2.1.1). Die ausgetauschten Ionen im Perkolat wurden mittels ICP OES (aufgelistet in HFA A3.2.1.7b), die ausgetauschten Protonen über die gemessenen pH - Werte der Lösung vor und nach dem Austausch bestimmt (HFA D76.1.5).

Der Aufschluss der Humus- und Mineralbodenproben erfolgte mit Königswasser (HFA A3.3.3). In der Aufschlusslösung wurden gemäß HFA D3.3.3.7b folgende Elemente bestimmt:

- ICP-OES: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Zn:
- ICP-MS: As, Ba, Be, Bi, Cd, Cr, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Sr, Tl, U, Vn, Sn

Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte wurden über Elementaranalyse nach HFA D31.1.2.1 und HFA D58.1.2.1 im Humusmaterial sowie nach HFA D31.1.1.1 und HFA D58.1.1.1 im Mineralboden ermittelt.

Das bodenchemische Labor der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF, Dr. Uwe Blum) betreibt intensive Qualitätssicherung und beteiligt sich standardmäßig an den internationalen Ringversuchen und Interkalibrierungsprogrammen von ICP Forests, ICP Waters und EMEP.

Dies gilt auch für das bodenchemische Labor der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), welches die Bodenanalytik des Jahres 1990 nach den Methoden der BZE I durchgeführt hatte (BEUDERT et al. 1994). Es wird daher davon ausgegangen, dass die damalige Analytik im vorliegenden Konzentrationsbereich der einzelnen Elemente und Ionen ebenso exakte Ergebnisse liefert wie die aktuelle Analytik und die Qualität beider Labors für alle Teilschritte der Untersuchungen gleich hoch ist.

2.2.3 Berechnungen

Zur Berechnung der Trockenrohddichte (TRD_{ges}) wird die gesamte getrocknete Masse M_{ges} einer Tiefenstufe auf das Volumen (V_{ges}) dieser Tiefenstufe bezogen (HFA A2.7):

$$TRD_{ges} = M_{ges} / V_{ges} \quad (\text{g/cm}^3)$$

Die Trockenrohddichte des ökologisch und physiologisch wichtigen Feinbodens (TRD_{FB}) errechnet sich aus der Masse des Feinbodens (M_{FB}) und dem um das Skelettvolumen korrigierten Bodenvolumen (V_{FB}) einer Tiefenstufe (HFA A2.8):

$$TRD_{FB} = M_{FB} / V_{FB} \quad (\text{g/cm}^3)$$

Der Feinbodenvorrat FBV einer Tiefenstufe ergibt sich aus der Masse des Feinbodens (M_{FB}) sowie dem Gesamtvolumen (V_{ges}) und der Höhe (d) der Tiefenstufe (HFA A2.8):

$$FBV = M_{FB} / V_{ges} * d * 10 \quad (\text{kg/m}^2)$$

Die Vorräte an Elementen (austauschbar und gesamt) errechnen sich dann als Produkte aus dem Feinbodenvorrat und den Gehalten des Feinbodens je Tiefenstufe und werden für den zu betrachtenden Bodenraum aufsummiert (kg/m^2 bzw. t/ha).

Der Humusvorrat (HV) wurde abweichend von HFA A2.6 aus der Trockenmasse der gesamten Humusaufgabe (M_H) berechnet.

$$HV = M_H / 400 * 10 \quad (\text{kg/m}^2)$$

Für die Elementvorräte in der organischen Auflage wurden die Gehalte der Siebfraktion $< 2 \text{ mm}$ mit dem Humusvorrat HV verrechnet. Dieses Vorgehen unterstellt gleiche chemische Beschaffenheit der Siebfraktionen. Die daraus resultierenden Fehler sind wegen der geringen Massevorräte der Humusaufgabe insgesamt gering. Sie betreffen allenfalls die wenig zersetzten Fermentationshorizonte mit Grobhumusanteilen von 50%, nicht jedoch die Humifizierungshorizonte ($< 10\%$ Grobhumus, Tab. 2, Anhang).

2.2.4 Datenqualität und Statistik

Auf statistische Verfahren zur gesicherten Feststellung bodenchemischer Veränderungen auf der Dauerbeobachtungsfläche F1(20) wurde verzichtet, weil die hierfür notwendige Zahl analysierter räumlicher Wiederholungen in den Jahren 1990 und 2011 nicht realisiert werden konnte. Zudem unterschieden sich die Verfahren (Geräte und

Probevolumina, räumliche Repräsentanz, siehe Kap. 2.2.1). Zur Beschreibung bzw. Illustration der räumlichen Variabilität wurden daher Standardabweichung, Variationskoeffizient oder 95% - Konfidenzintervall der jeweils drei zusammengesetzten Proben ($N = 4 - 6$) pro untersuchter Tiefe und Jahr verwendet. Überlappung bzw. Nichtüberlappung der Konfidenzintervalle können als Indiz für das Vorhandensein realer Unterschiede bzw. für Veränderungen angesehen werden.

Für die Böden unter Buche B1(40) und B1(46) liegt pro Entnahmetiefe und Bodeneigenschaft jeweils nur ein Messwert aus zusammengesetzten Proben ($N = 3 - 6$) vor; eine Bewertung kann daher nur über einem qualitativen Vergleich mit früheren Ergebnissen vom gleichen Material vorgenommen werden.

Unter der Maßgabe, dass sowohl die Probenahme als auch die Vereinigung der Teilproben zur Sammelprobe volumengerecht erfolgen, können die Ergebnisse der Analyse der zusammengesetzten Probe als repräsentative Mittelwerte für eine Untersuchungsfläche angesehen werden (BALL and WILLIAMS 1968). So fanden CARTER and LOWE (1986) enge korrelative Zusammenhänge zwischen einer zusammengesetzten Probe und dem gewichteten Mittel aus 15 separat analysierten räumlichen Teilproben bei nahezu allen untersuchten Parametern. Die erforderliche Anzahl von Teilproben zur Bildung einer zusammengesetzten Probe hängt jedoch sehr stark von der räumlichen Variabilität einer Bodeneigenschaft ab und differenziert daher zwischen den Bodeneigenschaften (GRIGAL et al. 1991). Entsprechende Informationen über Verteilungsformen und Variationskoeffizienten auf den hier untersuchten Dauerbeobachtungsflächen liegen nicht vor, sodass eine rechnerische Bestimmung (BOONE et al. 1999) nicht möglich ist. Immerhin lässt sich abschätzen, dass drei Teilproben benötigt werden, um ein Ergebnis im Bereich von $\pm 25\%$ um den Mittelwert zu erhalten, wenn der räumliche Variationskoeffizient eines Parameters bei 20% liegt; bei einem Variationskoeffizienten von 60% dagegen würden 26 Teilproben erforderlich sein (BAERT et al. 1998).

Die Analyse zusammengesetzter Proben ($N \geq 3$ bzw. 5 je Entnahmetiefe) entspricht den Vorgaben im forstlichen Umweltmonitoring (UNECE ICP Forests 2010). Damit können kostengünstig präzise und flächenrepräsentative Ergebnisse von Bodeneigenschaften erzeugt werden, die jedoch auf Kosten von Informationen zur räumlichen Variabilität gehen. Dieses Manko sollte im vorliegenden Monitoringprogramm durch jeweils drei räumliche Wiederholungen der zusammengesetzten Proben ($N = 4 - 6$) pro untersuchter Tiefe und Jahr zumindest teilweise ausgeglichen werden.

Auf dieser Basis sind aus den vorliegenden Bodenuntersuchungen wertvolle Informationen und Einsichten zu gewinnen. Dies gilt insbesondere dann, wenn Unterschiede in den Bodeneigenschaften bzw. deren Veränderungen im Kontext der ökosystemaren Rahmenbedingungen plausibel erklärbar sind. Hierfür sind die Daten und Zeitreihen anderer Teilprogramme des Integrierten Monitorings zu nutzen, die in benachbarten Kompartimenten und in enger räumlicher Nähe zu den untersuchten Böden gewonnen worden sind.

3 Ergebnisse

3.1 Vergleichende Darstellung der untersuchten Böden

Die organischen Auflagen auf den drei untersuchten Flächen sind hinsichtlich ihrer Trockenmassen (5,2 - 6,0 kg/m²) ähnlich und lassen somit keine eindeutige Abhängigkeit von der dominierenden Baumart erkennen (Tab. 6). Allerdings ist die Auflage unter Fichte absolut und prozentual feinhumusreicher als unter Buche. Die Trockenmassevorräte der Mineralböden bis 90 cm Tiefe differieren mit 1046 - 1088 kg/m² außerordentlich wenig, unterscheiden sich jedoch in den Feinbodenvorräten. Unter Fichte F1(20) sind sie mit 902 kg/m² wesentlich höher als in B1(40) mit 741 und in B1(46) mit 586 kg/m². Trotz der räumlichen Nähe zueinander variieren die Skelettanteile zwischen 6% in F1(20) und 21% in B1(46) recht deutlich.

Aus den Ergebnissen der drei analysierten Mischproben je Horizont bzw. Mineralbodentiefe (Tab. 5 und Tab. 2, Anhang) lassen sich Vorstellungen zur räumlichen Variabilität im Fichtenbestand F1(20) gewinnen. Die Variationskoeffizienten der Trockenmassevorräte des Gesamtbodens und der Feinbodenfraktion von organischer Auflage und Mineralboden liegen bei $\leq 10\%$, bei der Fraktion > 2 mm zwischen 28% und 18%.

Tab. 6: Trockenmassevorrat in Auflage und Mineralboden des Fichtenbestands F1 und des Buchenbestands B1, differenziert nach Siebfraktionen und Volumenanteil des Skeletts im Mineralboden (in Klammern: Variationskoeffizienten der Höhenmessungen bei Probenahme bzw. der Labormessungen an Mischproben).

| | | Höhe cm | gesamt | < 2 mm kg/m ² | > 2 mm | Skelett Vol. % |
|--------------|--------|------------|----------|-----------------------------|----------|-------------------|
| Auflage | F1(20) | 5,4 (29) | 5,2 (10) | 4,0 (7) | 1,1 (28) | |
| | B1(46) | 6,0 (22) | 6,0 | 3,7 | 2,2 | |
| | B1(40) | 5,7 (15) | 5,4 | 3,4 | 1,9 | |
| Mineralboden | F1(20) | 90 | 1046 (3) | 902 (3) | 143 (18) | 6 (18) |
| | B1(46) | 90 | 1076 | 586 | 486 | 21 |
| | B1(40) | 90 | 1088 | 741 | 341 | 15 |

Eine deutlich größere räumliche Heterogenität lassen die bei den Probenahmen gemessenen Höhen der Auflagehorizonte erkennen. Die Mittelwerte betragen unter Fichte F1(20) 5,4 cm (n = 14) und unter Buche 5,4 cm bzw. 5,7 cm (je n = 5) in B1(40) und B1(46), die Variationskoeffizienten lagen bei 15% in B1(40) bis 29% in Fichte F1(20). Damit liegen sie ohne Veränderungstendenz im Bereich der seit 1990 gemessenen Auflagehöhen auf diesen Dauerbeobachtungsflächen unter Fichte und Buche (BEUDERT et al. 1992, 1994, 2004; BEUDERT 1998).

Die untersuchten Böden weisen mit 12,9% (0 - 5 cm) bis 0,5% (60 - 90 cm) unter Fichte F1(20) sowie 14,1% (0 - 5 cm) bis 2,6% (60 - 90 cm) unter Buche B1(46) enorm hohe Kohlenstoffgehalte auf (Tab. 7, s. u.). Die Unterschiede v. a. im Unterboden könnten der baumartenspezifisch unterschiedlich intensiven Wurzelraumerschließung geschuldet sein. Die Variationskoeffizienten unter Fichte sind unterhalb von 30 cm Tiefe mit 45%

bis 29% für Kohlenstoff und 35% bis 19% für Stickstoff vergleichsweise hoch. Die bodenchemischen Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen erscheinen insgesamt klein, wenngleich die N - Gehalte in der Auflage unter Buche mit 2,2% geringfügig höher und die P – Gehalte mit 1,1 mg/g etwas niedriger als unter Fichte sind. Diese geringen Unterschiede bleiben über die gesamte Profiltiefe erhalten. Es ist zu vermuten, dass die höheren Skelettanteile unter Buche zur Einengung des nutzbaren und passierbaren Raumes und daher zur stärkeren Anreicherung von C, N und P über Wurzelexsudate, verrottende Wurzeln und den Sickerwasserstrom im Feinboden führen.

Tab. 7: Gehalte (%) von Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) und Phosphor (P) - Gehalte (mg/g) im Feinboden der organischen Auflagen und des Mineralbodens im Fichtenbestand F1 und im Buchenbestand B1. (): Variationskoeffizient

| Horiz./Tiefe | F1(20) | | | B1(40) | | | B1(46) | | |
|--------------|-----------|-----------|----------|--------|------|-----|--------|------|-----|
| | C | N | P | C | N | P | C | N | P |
| L/Of | 49,1 (8) | 2,1 (5) | 1,4 (13) | 52,3 | 2,2 | 1,0 | 52,5 | 2,2 | 1,1 |
| Oh | 46,9 (10) | 2,0 (6) | 1,2 (4) | 47,2 | 2,2 | 1,0 | 51,6 | 2,2 | 1,0 |
| 0 - 5cm | 12,9 (15) | 0,6 (14) | 0,6 (15) | 12,0 | 0,6 | 0,6 | 14,1 | 0,7 | 0,6 |
| 5 - 10cm | 6,2 (17) | 0,3 (22) | 0,4 (18) | 6,6 | 0,3 | 0,5 | 7,4 | 0,4 | 0,5 |
| 10 - 30cm | 4,0 (14) | 0,2 (14) | 0,4 (10) | 4,8 | 0,2 | 0,5 | 5,7 | 0,2 | 0,5 |
| 30 - 60cm | 1,9 (45) | 0,1 (35) | 0,5 (7) | 2,8 | 0,1 | 0,6 | 4,0 | 0,2 | 0,6 |
| 60 - 90cm | 0,5 (29) | 0,04 (19) | 0,5 (5) | 1,4 | 0,08 | 0,7 | 2,6 | 0,11 | 0,8 |

Die große bodenchemische Ähnlichkeit umfasst auch den Austauschkomplex und die Azidität (Tab. 8). Die pH_{KCl} steigen von 2,9 - 3,0 im oberen Mineralboden bis auf 4,1 - 4,3 im Unterboden, ohne interpretierbare Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen. Die pH_{KCl} der Of - (2,8) und Oh - Horizonte (2,6) gleichen sich unter Buche, sind dort aber um 0,5 Einheiten (Of) bzw. 0,2 Einheiten (Oh) niedriger als unter Fichte. Die Austauschkapazitäten im oberen Mineralboden liegen unter Fichte bei $192 \mu\text{mol}_c/\text{g}$ (0 - 5 cm) und $148 \mu\text{mol}_c/\text{g}$ (5 - 10 cm) und sind damit deutlich größer als unter Buche mit etwa $130 \mu\text{mol}_c/\text{g}$ bzw. $110 \mu\text{mol}_c/\text{g}$.

Tab. 8: Effektive Kationenaustauschkapazität AK_e ($\mu\text{mol}_c/\text{g}$), Basensättigung BS (%) und pH_{KCl} der Feinbodensubstanz im Mineralboden des Fichtenbestands F1 und des Buchenbestands B1. (): Variationskoeffizient

| Horiz./Tiefe | F1(20) | | | B1(40) | | | B1(46) | | |
|--------------|------------|----------|---------|------------|--------|----|------------|--------|----|
| | pH_{KCl} | AK_e | BS | pH_{KCl} | AK_e | BS | pH_{KCl} | AK_e | BS |
| L/Of | 3,3 | | | 2,8 | | | 2,9 | | |
| Oh | 2,8 | | | 2,6 | | | 2,6 | | |
| 0 - 5cm | 2,9 | 192 (13) | 15 (28) | 3,0 | 133 | 7 | 3,0 | 127 | 9 |
| 5 - 10cm | 3,4 | 148 (14) | 5 (30) | 3,5 | 114 | 4 | 3,4 | 108 | 4 |
| 10 - 30cm | 3,8 | 96 (11) | 4 (17) | 4,0 | 77 | 4 | 3,8 | 85 | 5 |
| 30 - 60cm | 4,1 | 53 (5) | 4 (10) | 4,2 | 50 | 3 | 4,2 | 56 | 5 |
| 60 - 90cm | 4,1 | 47 (3) | 5 (22) | 4,2 | 37 | 4 | 4,3 | 35 | 6 |

Sie sind hier als mittel/hoch (Fichte) bzw. mittel (Buche), im tieferen Mineralboden als mittel (10 - 30 cm) bzw. mittel bis gering (30 - 90 cm) anzusprechen (AK Bodenkunde 1996). Bemerkenswert erscheinen die geringen Variationskoeffizienten von 3% im Unterboden und < 15% im mineralischen Oberboden unter Fichte. Hinsichtlich der Basensättigungsgrade sind die Mineralböden durchgehend als arm zu bewerten (AK Standortskartierung 1996): unmittelbar unter der organischen Auflage weist der Mineralboden Basensättigungsgrade von 15% (Fichte) und 7% bzw. 9% (Buche) auf; darunter liegen sie zwischen 3% und 6%. Mit zunehmender Tiefe gleichen sich die Böden hinsichtlich Austauschkapazität und Basensättigung stark an.

3.2 Zeitliche Veränderungen von stofflichen Eigenschaften

Die deutlichen Veränderungen bei den Stoffemissionen insgesamt (UBA 2013) und bei den Stoffdepositionen in die Wälder haben Wirkungen in den Ökosystemen des Forellenbachgebiets gezeitigt (BEUDERT und BREIT 2011). So ist die episodische, durch Starkregen und Schneeschmelze erzeugte Gewässerversauerung seit wenigen Jahren nicht mehr anthropogen verstärkt, sondern ausschließlich Ergebnis des Eintrags natürlicher organischer Säuren (DOC) ins Fließgewässer (BEUDERT und BREIT 2010). Es sollten daher auch Wirkungen in den Böden als Retentionsraum für eingetragene Stoffe und als Stand- und Versorgungsraum für Waldbestände zu erkennen sein.

Nachfolgend werden Ergebnisse der Bodenuntersuchungen der Jahre 2011 und 1990 miteinander verglichen. Trotz geringer methodischer Unterschiede und nicht vollständiger Flächenabdeckung im Jahr 2011 sind die Vergleiche für die Dauerbeobachtungsfläche im Fichtenbestand F1(20) mit jeweils drei analysierten Sammelpunkten als räumlichen Wiederholungen als aussagekräftig anzusehen.

Im Jahr 2011 sind in den organischen Auflagenhorizonten unter Fichte die pH - Werte um eine halbe (Oh) bis ganze Einheit (Of) höher als in der gesamten Auflage im Jahr 1990 mit pH 3,5 (Abb. 6 oben, s. u.), im oberen Mineralboden immerhin um 0,3 Einheiten. Die sehr engen Konfidenzintervalle in beiden Jahren lassen signifikante Veränderungen über die Zeit vermuten. Ähnlich ausgeprägte pH - Erhöhungen in den Auflagen unter Buche um bis zu 0,8 Einheiten deuten in die gleiche Richtung. Ab dem Tiefenintervall 5 - 10 cm sind in keinem Profil auffällige Veränderungen zwischen 1990 und 2011 erkennbar.

Die effektiven Austauschkapazitäten (Abb. 6 Mitte, s. u.) sind im Jahr 2011 unter Fichte mit 192 (0 - 5 cm) bis 96 $\mu\text{mol}_c/\text{g}$ (10 - 30 cm) deutlich höher als 1990 mit 155 (0 - 5 cm) bis 65 $\mu\text{mol}_c/\text{g}$ (20 - 30 cm). Trotz der teilweise engen Konfidenzintervalle in beiden Jahren können diese Veränderungen nicht interpretiert werden, weil die effektive Austauschkapazität methodisch bedingt kein Maß für die Gesamtheit der Austauschplätze für Kationen liefern kann (BLUM 2013, pers. Mitteilung). Unter Buche sind die Differenzen im oberen Mineralboden mit 127 bzw. 133 $\mu\text{mol}_c/\text{g}$ (0 - 5 cm) gegenüber 81 $\mu\text{mol}_c/\text{g}$ im Jahr 1990, wahrscheinlich durch unterschiedliche Kohlenstoffgehalte bedingt, besonders groß.

Vor diesem Hintergrund erhöhter effektiver Austauschkapazitäten ist die markante Erhöhung der Basensättigungsgrade insbesondere unter Fichte besonders auffällig und bedeutsam. Sie haben sich im mineralischen Oberboden von 7% auf 15% verdoppelt und bleiben auch bis in 30 - 60 cm mit etwa 5% meist doppelt so hoch wie 1990. Bemerkenswert ist, dass sich das Basensättigungsminimum im Profil zwischen 10 und 30 cm fast vollständig aufgelöst hat und die Basensättigung bis zum unteren Rand des Wurzelraums gleich bleibt. Dies lässt sich auch für die Böden unter Buche feststellen, wobei die Differenzen in den Basensättigungsgraden erst in größeren Tiefen augenscheinlich werden, weil die räumliche Auflösung der oberen Profilhälfte im Jahr 1990 zu gering war.

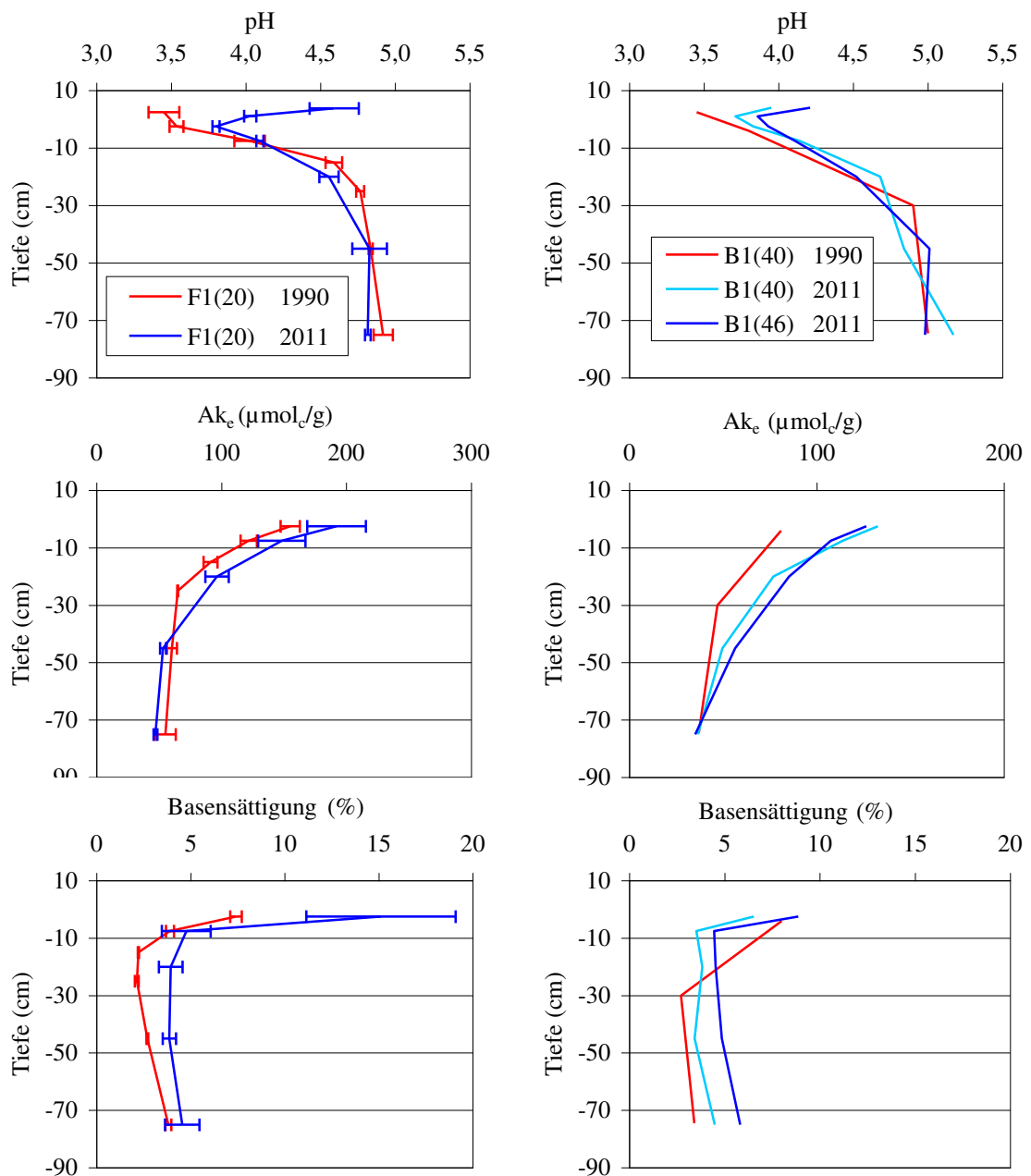


Abb. 6: $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, effektive Kationenaustauschkapazität AK_e und Basensättigung des Feinbodens aus den Untersuchungen der Jahre 1990 und 2011. Links: Fichtenbestand F1 ($\emptyset \pm 95\%$ -Konfidenzintervall), rechts: Buchenbestand B1. Skalierungen bei AK_e sind unterschiedlich zwischen Fichte und Buche.

Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte im Mineralboden unter Fichte F1(20) in den Jahren 1990 und 2011 erscheinen sehr ähnlich (Abb. 7 links). Unter Buche B1(40) sind die Kohlenstoffgehalte des Unterbodens im Jahr 2011 unverändert gegenüber 1990, allerdings niedriger als in B1(46). Die Stickstoffgehalte dagegen sind in B1(40) etwas erhöht, während sie in B1(46) den Stickstoffgehalten von B1(40) des Jahres 1990 gleichen. Die Unterschiede in den organischen Auflagen dürften den bereits angesprochenen methodischen Abweichungen bei Probenahme und -aufbereitung geschuldet sein.

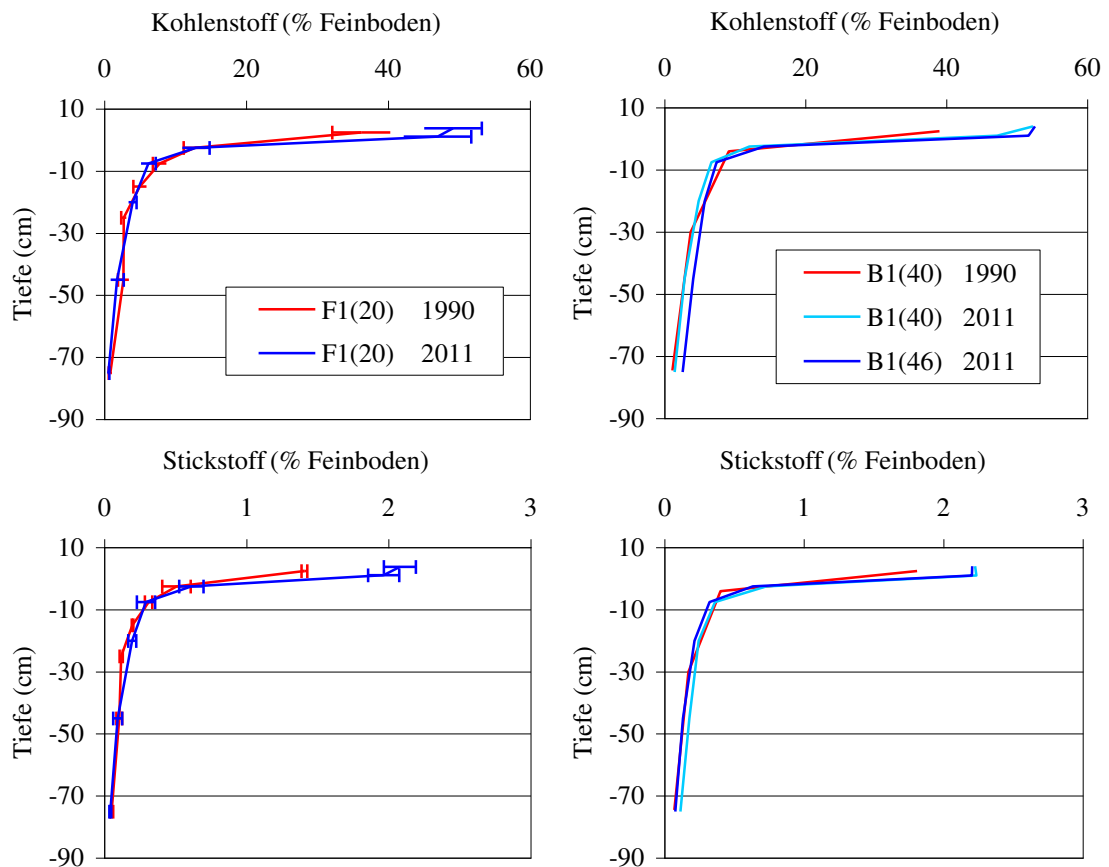


Abb. 7: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in den Jahren 1990 und 2011.
Links: Fichtenbestand F1 ($\emptyset \pm 95\%$ -Konfidenzintervall), rechts: Buchenbestand B1.

Die Verifizierung und Bewertung von Veränderungen über die Zeit lässt sich nur auf der Basis von Vorräten vornehmen, weil geringe Gehaltsunterschiede innerhalb des Profils und zwischen den Jahren je nach der Trockenrohddichte des Feinbodens zu großen Unterschieden führen können.

3.3 Stoffvorräte und Vorratsänderungen in den Böden

Die für Pflanzen kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährstoffvorräte im Boden bis 90 cm Tiefe belaufen sich unter Buche B1(40) bzw. B1(46) auf 181 - 261 kg/ha für Kalzium, 62 - 79 kg/ha für Magnesium und 238 - 266 kg/ha für Kalium (Tab. 9). Verglichen mit den mittleren durchschnittlichen Nährstoffvorräten in Baumhölzern (400, 100 und 400 kg/ha) liegt die Bevorratung im Boden bei etwa der Hälfte und ist demnach als gering einzustufen (AK Standortkartierung 1996). Unter Fichte sind die Nährstoffvorräte im Boden mit 487 kg/ha (Kalzium), 100 kg/ha (Magnesium) und 423 kg/ha für Kalium (Tab. 9) zwar deutlich größer als unter Buche, aber dennoch nur als gering bis mittel zu bewerten (AK Standortkartierung 1996). Die Variationskoeffizienten schwanken unter Fichte F1(20) zwischen 9% und 25% in der organischen Auflage und zwischen 11% und 29% bei den austauschbaren Kationen im Mineralboden (Tab. 3, Anhang).

Tab. 9: Kurz- bis mittelfristig verfügbare Vorräte (kg/ha) an Kalzium, Magnesium und Kalium im Boden, berechnet aus Gesamtgehalten im Aufschluss (Auflagehumus) bzw. austauschbaren Gehalten im Perkolat (Mineralboden).

| Horiz./Tiefe | F1(20) | | | B1(40) | | | B1(46) | | |
|--------------|--------|-----|-----|--------|----|-----|--------|----|-----|
| | Ca | Mg | K | Ca | Mg | K | Ca | Mg | K |
| L/Of | 97 | 15 | 32 | 61 | 15 | 37 | 97 | 19 | 49 |
| Oh | 132 | 24 | 32 | 16 | 11 | 14 | 37 | 10 | 14 |
| 0- 5cm | 108 | 15 | 25 | 9 | 9 | 23 | 15 | 10 | 36 |
| 5- 10cm | 27 | 7 | 19 | 5 | 4 | 16 | 7 | 6 | 23 |
| 10-30cm | 48 | 13 | 57 | 21 | 7 | 38 | 27 | 15 | 60 |
| 30-60cm | 39 | 12 | 107 | 34 | 7 | 45 | 42 | 11 | 48 |
| 60-90cm | 36 | 13 | 152 | 35 | 9 | 65 | 36 | 9 | 36 |
| Gesamt | 487 | 100 | 423 | 181 | 62 | 238 | 261 | 79 | 266 |

Die Kohlenstoffvorräte belaufen sich unter Buche B1(40) und B1(46) auf 243 und 293 t/ha (Abb. 8, s. u.). Sie sind zu mehr als 50% in der organischen Auflage (jeweils 11%) und in den ersten 30 Zentimetern des Mineralbodens (41% bzw. 44%) gespeichert. Über den gesamten Profilverlauf weist B1(46) größere Vorräte als B1(40) auf, die wahrscheinlich auf Unterschiede im Volumenanteil des Skeletts (Tab. 6, s. o.) und im Tongehalt (Tab. 6, Anhang) zurückzuführen sind. Allerdings sind abweichende Nutzungsgeschichten auf diesen Flächen oder Unterschiede in der Bestandesgeschichte nicht auszuschließen. Unter Fichte F1(20) sind die Kohlenstoffvorräte mit 214 t/ha (184 - 244) deutlich kleiner als unter Buche und stärker im organischen Oberboden (12%) und im Mineralboden bis 30 cm (51%) konzentriert. Während der Unterschied zwischen F1(20) und B1(40) nur aus den Vorratsdifferenzen im Unterboden resultiert (60 - 90 cm), liegt er gegenüber B1(46) in jeder Mineralbodentiefe vor. Entsprechend den Kriterien des AK Standortkunde (1996) sind die Kohlenstoffvorräte im Wurzelraum der drei Böden als hoch einzustufen.

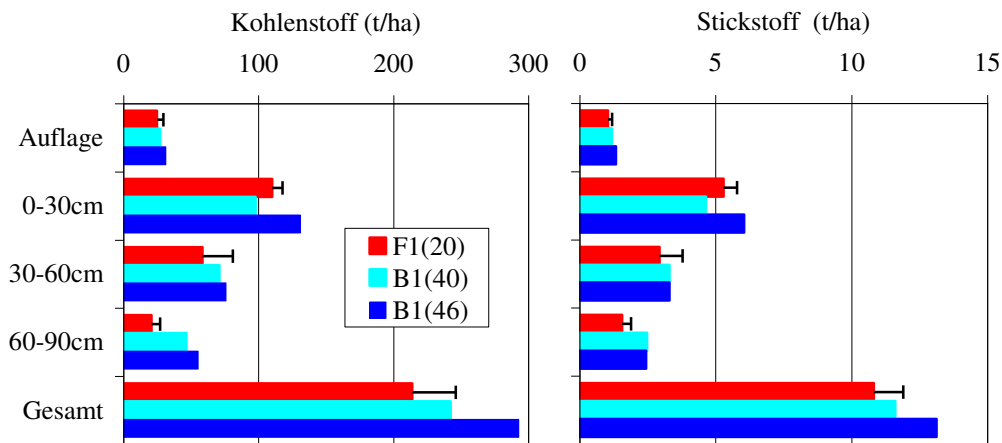


Abb. 8: Tiefenprofile der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Fichtenbestand F1 (Mittelwert + 95%-Konfidenzintervall) und im Buchenbestand B1.

Die Bewertung der Vorräte als hoch trifft auch auf den im Boden gespeicherten Stickstoff zu (Abb. 8): sie reichen von 10,8 t/ha (9,8 – 11,8) unter Fichte bis zu 11,6 t/ha und 13,1 t/ha unter Buche B1(40) bzw. B1(46). Die Stickstoffvorräte unter Fichte erreichen 82% der Vorräte unter B1(46), die Kohlenstoffvorräte dagegen nur 73%. Dies deutet auf engere C/N - Verhältnisse und eine abweichende Stoffdynamik unter Fichte hin. In den organischen Auflagen sind jeweils 10% der Gesamtvorräte gespeichert, im oberen Mineralboden (0 - 30 cm) zwischen 40% in B1(40) und 49% in F1(20).

Die Frage nach möglichen Veränderungen der stofflichen Bevorratung in den untersuchten Böden seit 1990 wurde zweigleisig angegangen. Für Kohlenstoff- und Stickstoff wurden die Stoffgehalte im Feinboden des Jahres 1990 auf die volumengerecht ermittelten Feinbodenvorräte des Jahres 2011 appliziert, wobei dieses Verfahren nur auf die Bodendauerbeobachtungsfläche F1(20) anwendbar ist. Die unterschiedliche Tiefendifferenzierung im oberen Mineralboden wurde durch hälftige Teilung der Feinbodenvorräte von 10 – 30 cm auf die Tiefenbereiche 10 – 20 cm und 20 – 30 cm aufgelöst. Die Ermittlung der Stoffvorräte erfolgte durch Produktbildung jeweils getrennt für die drei räumlichen Wiederholungen (Abb. 3, Anhang) und anschließender Mittelung und Berechnung des Vertrauensbereichs.

Für die kurz- und mittelfristig pflanzenverfügbaren Vorräte an Kationen wurden die Ergebnisse des Jahres 2011 mit den Angaben zum Stoffhaushalt aus BEUDERT und BREIT (2004) verglichen, welche auf den Profiluntersuchungen des Jahres 1990 basieren. Hierfür wurden die Stoffvorräte der Probenahmetiefen des Jahres 2011 in 10 cm mächtige Segmente linear aufgeteilt und über die Probenahmetiefen der Erstbeobachtung summiert. Dieses Vorgehen soll Aufschluss über Veränderungen geben, die ihren Ursprung nicht im Absterben des Fichtenbestands und den nachfolgenden Störungen des Stoffhaushalts haben. Der Buchenbestand B1 war unbeeinflusst von derartigen Störungen, sodass Änderungen im Boden auf veränderte Umwelteinflüsse zurückzuführen sind, die alle Baumbestände betroffen haben müssen.

Die Kohlenstoffvorräte des Jahres 1990 (Abb. 9, links) waren unter Fichte F1(20) mit 250 t/ha (235 - 266) deutlich größer und weniger variabel als 2011 mit 214 t/ha (184 - 244). Sie entsprachen den Vorräten des Fichtenprofils im Jahr 1990 mit 256 t/ha (BEUDERT und BREIT 2004) und jenen unter Buche im Jahr 2011 (Abb. 8, s. o.). Der markanteste Rückgang von 86 t/ha (79 - 94) auf 58 t/ha (37 - 79) ist für den Mineralbodenbereich von 30 - 60 cm erkennbar: drei Viertel (27 t/ha) der gesamten Kohlenstoffverluste von 36 t/ha fanden hier statt.

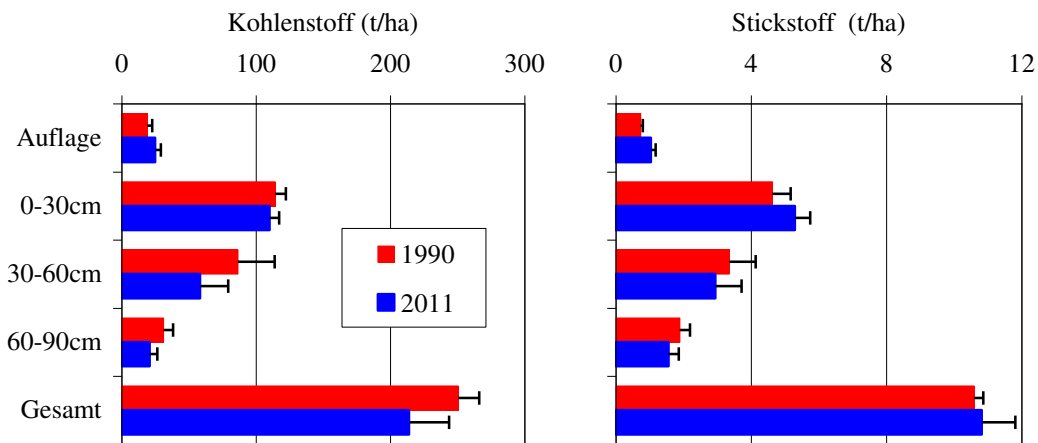


Abb. 9: Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Fichtenbestand F1 im Vergleich der Jahre 1990 und 2011 (Mittelwerte + 95%-Konfidenzintervall).

Die Stickstoffvorräte (Abb. 9, rechts) sind im Jahre 2011 mit 10,8 t/ha (9,8 - 11,8) geringfügig größer und variabler als 1990 mit 10,6 t/ha (10,3 - 10,9). Die Veränderungen in den ausgeschiedenen Tiefen sind bei gleicher Variabilität ebenfalls klein. Kohlenstoff und Stickstoff als bedeutsamste Nährstoffe unterliegen offensichtlich unterschiedlichen Dynamiken, die mit Nettoabbau bei Kohlenstoff und Status quo beim Stickstoff beschrieben werden können. Das Ergebnis ist die Einengung der Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisse (C/N) und mithin eine Veränderung der biochemischen Qualität der organischen Substanz im Mineralboden, die ihre Ursachen im Absterben des Bestands und der Entkoppelung der biogeochemischen Gleichgewichte haben dürften (s. Kap. 4.2). Gegenüber dem Jahr 1990 stiegen die Vorräte pflanzenverfügbarer basischer Nährstoffe bis in ein Meter Tiefe unter Buche B1(40) von 162 auf 193 kg/ha beim Kalzium, von 56 auf 65 kg/ha beim Magnesium und von 252 auf 260 kg/ha beim Kalium (Tab. 10, s. u.). Für die Auflage und den Mineralboden bis 40 cm zusammengenommen ergeben sich bei allen drei Nährstoffen keine Differenzen zwischen den Jahren. Die berechneten positiven Veränderungen für das gesamte Profil bei Kalzium und Magnesium sind ausschließlich der höheren Bevorratung im Unterboden von 40 cm bis 100 cm Tiefe zuzuschreiben. Ungeachtet der fehlenden statistischen Absicherung werden die Verdopplung beim Magnesium und die Verdreifachung beim Kalzium als Indiz für die Verbesserung der Ausstattung unter Buche betrachtet. Die unveränderte Bevorratung bei Kalium kann auf dessen starke Mobilität in biochemischen und hydrochemischen Kreisläufen zurückgeführt werden.

Dieser Befund lässt sich auf das Bodenprofil unter Fichte F1(20) ausdehnen, in dem die Kaliumvorräte mit 460 kg/ha und 474 kg/ha im Jahr 1990 unverändert blieben, wobei die Vorräte im mineralischen Unterboden deutlich zu Lasten der oberen Profildbereiche größer geworden sind. Wie unter Buche erscheinen die Verdoppelung beim Magnesium und die Verdreifachung beim Kalzium im unteren Mineralboden als starke Indizien für eine Verbesserung der Ausstattung. Während beim Magnesium jedoch keine Veränderungen in der Summe aus Auflage und Mineralboden bis 40 cm zu erkennen sind, haben sich die Kalziumvorräte dort von 215 kg/ha im Jahr 1990 auf 425 kg/ha verdoppelt. Besonders markant ist der Anstieg von 24 kg/ha auf 192 kg/ha im Jahr 2011 im oberen Mineralboden, während die organische Auflage nur einen geringen Anstieg aufweist.

Tab. 10: Vergleich der kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährstoffvorräte (kg/ha) im Wurzelraum des Fichtenbestands F1(20) und des Buchenbestands B1(40) zwischen den Jahren 1990 (BEUDERT und BREIT 2004) und 2011. Gesamtvorräte im Aufschluss (Auflagehumus) bzw. austauschbare Vorräte im Perkolat (Mineralboden).

| B1(40) | 1990 | | | 2011 | | |
|---------------|-------------|----|-----|-------------|----|-----|
| | Ca | Mg | K | Ca | Mg | K |
| Auflage | 112 | 27 | 73 | 77 | 26 | 52 |
| 0-40cm | 29 | 20 | 75 | 46 | 23 | 91 |
| 40-70cm | 11 | 5 | 53 | 34 | 8 | 52 |
| 70-100cm | 10 | 4 | 51 | 35 | 9 | 65 |
| Gesamt | 162 | 56 | 252 | 193 | 65 | 260 |

| F1(20) | | | | | | |
|---------------|-----|----|-----|-----|-----|-----|
| Auflage | 191 | 53 | 105 | 229 | 40 | 64 |
| 0-40cm | 24 | 26 | 121 | 196 | 39 | 136 |
| 40-70cm | 12 | 5 | 103 | 38 | 12 | 122 |
| 70-100cm | 8 | 5 | 131 | 36 | 13 | 152 |
| Gesamt | 234 | 89 | 460 | 499 | 105 | 474 |

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich die Kaliumvorräte in den Profilen unter Fichte und Buche nicht verändert haben. Die Kalzium- und Magnesiumvorräte jedoch weisen insbesondere im mineralischen Unterboden besonders hohe relative Zuwächse auf. Diese gleichwohl betragsmäßig geringen Veränderungen resultieren aus der Erhöhung der Basensättigung (Abb. 6, s. o.) und können in beiden Systemen den drastisch verringerten Säureeinträgen und dem verringerten Auswaschungsdruck zugeordnet werden (siehe Kap. 4.1).

Die starke Anreicherung von Kalzium im oberen Mineralboden unter Fichte wie auch die deutlichen Veränderungen beim Kohlstoff bei gleichwohl unveränderten Stickstoffvorräten (Abb. 9, s. o.) weisen dagegen auf massive Veränderungen der biogeochemischen Gleichgewichte hin, die ihre Ursachen im Absterben des Bestands haben müssen.

4 Diskussion

4.1 Verbesserte Standortsqualität durch Entsäuerung und Störung

Gegenüber den Ergebnissen der Untersuchungen im Jahr 1990 hat sich die Qualität der Böden durch die drastische Reduktion der Säureinträge erheblich verbessert. Dies betrifft unmittelbar den Säurestatus in der organischen Auflage und dem unmittelbar anschließenden Mineralbodenbereich, erkennbar an den um eine halbe bis ganze Einheit erhöhten pH - Werten (Abb. 6, Kap. 3.2).

Der abnehmende Säuredruck hat zur Erhöhung der Basensättigungsgrade geführt und das Angebot an pflanzenverfügbaren Kalzium- und Magnesiumionen (Tab. 10, Kap. 3.3) im gesamten Bodenprofil markant verbessert. Dies ist insbesondere dem Rückgang der Sulfatkonzentrationen im Bodensickerwasser des Mineralbodens zuzuschreiben (Abb. 10), die nach dem Konzept der mobilen Anionen (REUSS and JOHNSON 1986) das Ausmaß des Kationenaustrags maßgeblich bestimmen. Die Mediane der Kalzium- und Magnesiumkonzentrationen liegen bei aktuell 7 $\mu\text{mol}_c/\text{g}$ (40 cm Tiefe) bzw. bei 11 $\mu\text{mol}_c/\text{g}$ (100 cm Tiefe). Ein Vergleich mit dem Buchenaltbestand B2 (980 m ü. NN, vgl. Tab. 1, Anhang), der etwa 1,5 km oberhalb des Bestands B1 ebenfalls auf einer sauren Braunerde stockt, eröffnet eine Vorstellung vom Konzentrationsniveau in Mineralbodensickerwässern im Jahr 1990 (Abb. 10). Aufgrund der sehr guten Übereinstimmung der Lösungskonzentrationen im Überlappungsbereich von 1992 bis 1994 lässt sich für den Bestand B1 verlässlich abschätzen, dass das Konzentrationsniveau bei Kalzium und Magnesium im Jahr 1990 fünfmal so hoch, beim Sulfat zwei- bis dreimal so hoch wie im Jahr 2011 war. Die verstärkte Auswaschung von Kationen als Konsequenz saurer Depositionen (RASSMUSSEN et al. 1988, DRISCOLL et al. 2001) hatte demnach Mitte der 1990er Jahre ein Ende gefunden. Nachdem die Niederschläge im Untersuchungszeitraum trendfrei waren (Abb. 2, Kap. 2), können die aktuellen Kalzium- und Magnesiumausträge auf ein Fünftel der damaligen Austräge geschätzt werden.

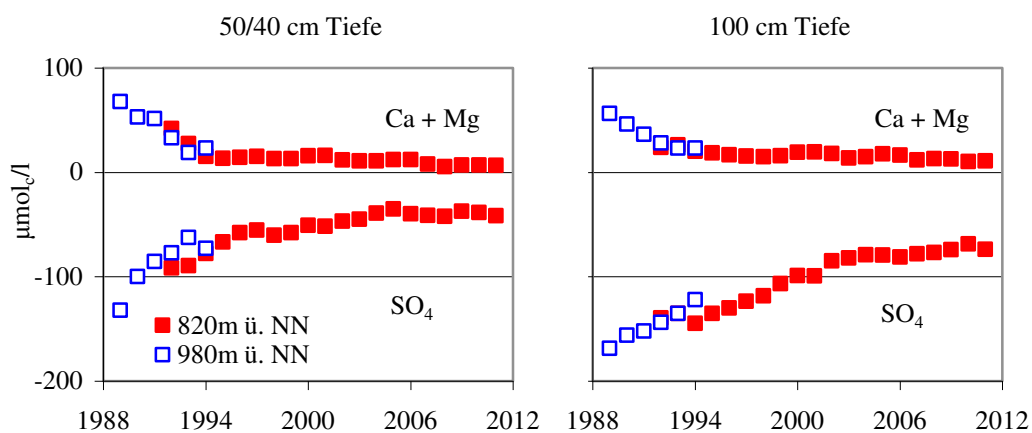


Abb. 10: Mediane Konzentrationen von Nährkationen (Ca + Mg) und Sulfat (SO₄) im Bodensickerwasser unter Buche in den Beständen B1 (820 m ü. NN) und B2* (980 m ü. NN) in 40 cm (B2: 50 cm) und 100 cm Tiefe. *: MORITZ (1997)

In der Tat sind die Systembilanzen für Kalzium mit etwa 2 kg/ha/a (± 1) positiv und für Magnesium ausgeglichen (BEUDERT und BREIT 2011). Auch ohne Berücksichtigung der Kationennachlieferung aus der chemischen Verwitterung, die in der Summe gerade den Kationenverbrauch für den laufenden Holzzuwachs ausgleicht ($\sim 0,45$ kmol_c/ha, BECKER 2002), lässt sich die verbesserte Austauscherbelegung und die Erhöhung der pflanzenverfügbaren Kalziumvorräte im Boden um etwa 30 kg/ha plausibel darstellen. Die Befürchtung, dass mit dem Rückgang des Säuredrucks und seiner mobilisierenden Wirkung auf austauschbare Basenkationen eine Verschlechterung der Nährstoffversorgung der Waldbestände einhergehen könnte (ALEWELL et al. 2000), lässt sich für das untersuchte Buchenwaldökosystem entkräften. Die vorgestellten Stoffkonzentrationen charakterisieren die Qualität des schwach gebundenen Wassers von Grobporen (AG BODENKUNDE 1994) und sind das Nettoergebnis aus Bereitstellung und Verbrauch der Nährstoffe im System. Auf den chemischen Zustand des pflanzenverfügbaren Haftwassers mit anderer Ionenverteilung und höheren Konzentrationen (COZZARELLI et al. 1987) kann daraus nicht geschlossen werden. Allerdings bezeugen die niedrigen Lösungskonzentrationen, die vor allem aus physiologischen Gründen durch Wurzelentzug kaum noch reduziert werden können (GUNDERSEN 1992), dass die Nährstoffversorgung nach wie vor limitiert ist.

Ein weiterer Beleg für die bodenchemische Erholung ist der Ernährungszustand des Buchenbestands, der letztlich die Vitalität und das Wuchspotential bedingt. Die Blattspiegelwerte von Kalzium und Magnesium, die in den 1990er Jahren auf einem geringen bis mangelhaften Niveau lagen (WOLFF und RIEK 1998, STEFAN et al. 1998), weisen eine ansteigende Tendenz sowohl bei den mittleren Werten als auch den kleineren Lagemaßen der Verteilung (Abb. 11). Der Bestand profitiert ganz offensichtlich von einem größeren Nährstoffangebot im Boden und den physiologisch günstigeren Bedingungen, weil geringerer Säuredruck auch geringere Aktivitäten schädlicher Aluminiumionen bedeutet (CRONAN et al. 1989). Er profitiert zudem unmittelbar vom verringerten Säuredruck, weil der Energieaufwand für den Ersatz der Ionen, die bei der Säurepufferung aus dem Blattgewebe ausgewaschen werden, (ULRICH 1983) geringer wird.

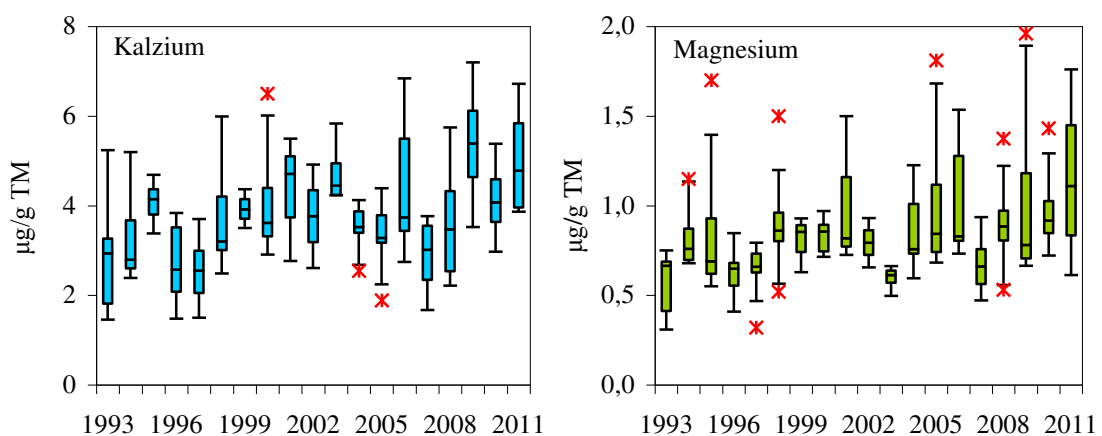


Abb. 11: Boxplots der Kalzium- und Magnesiumblattspiegelwerte ($\mu\text{g/g}$ Trockenmasse) von jährlich acht beprobten herrschenden Buchen im Bestand B1.

Die positiven Veränderungen im bodenchemischen Zustand gegenüber 1990 waren unter Fichte stärker ausgeprägt als unter Buche. Dies betrifft insbesondere die um eine halbe bis mehr als eine ganze Einheit erhöhten pH - Werte, die bis in 30 cm Tiefe erhöhten effektiven Austauschkapazitäten und die bis zum Profilende reichende Erhöhung der Basensättigung (Abb. 6, Kap. 3.2).

Wie Abb. 3 (Kap. 2) zu entnehmen ist, war die Schwefel- und Säurebelastung unter Fichte in den 1980er Jahren weitaus größer als unter Buche, weil die Interzeptionsdeposition von Gasen und Partikeln aufgrund der ganzjährigen und größeren Belaubung bedeutsamer war. Insofern war auch die Entlastung vom Säuredruck ausgeprägter, verstärkt durch den Verlust der interzipierenden Oberfläche nach dem Absterben.

Analog zum Boden unter Buche waren die pflanzenverfügbaren Kaliumvorräte minimal erhöht, während Kalzium- und Magnesiumvorräte im Mineralboden zwischen 40 cm und 100 cm um das Zwei- bis Dreifache angewachsen waren (Tab. 10, Kap. 3.3). Im oberen Mineralboden dagegen, stiegen die austauschbaren Magnesiumvorräte abweichend von den Veränderungen unter Buche um die Hälfte, die austauschbaren Kalziumvorräte sogar um das Achtfache an.

Die Ursachen hierfür sind in den veränderten Stoffkreisläufen nach dem Absterben des Fichtenbestands durch Borkenkäferbefall im Jahr 1996 zu finden. Gemäß der Zusammenstellung in BEUDERT und BREIT (2004) für das Jahr 1995 (Tab. 11) lagen die Vorräte an Kalzium und Magnesium in der Biomasse bei 904 bzw. 140 kg/ha, entsprechend 79% bzw. 61% des potentiell pflanzenverfügbaren Pools im Ökosystem. Lässt man die biologisch nur langsam abbaubaren Kompartimente Derbholz ohne Rinde, Reisholz und Grobwurzeln vollständig unberücksichtigt, gelangten bereits in den ersten Jahren nach dem Absterben mit Derbholzrinde, Nadeln und Feinwurzeln zusammen 394 kg/ha Kalzium, 44 kg/ha Magnesium und 171 kg/ha Kalium auf bzw. in den Oberboden. Für Kalzium war die Derbholzrinde (305 kg/ha) mit mehr als einem Drittel des gesamten in der Biomasse gebundenen Vorrats das bedeutsamste ökosystemare Kompartiment.

Tab. 11: Stoffvorräte in der Biomasse des Fichtenbestands F1 (BEUDERT und BREIT 2004).

| | C t/ha | N | P | K kg/ha | Mg | Ca |
|---------------------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| Derbholz ohne Rinde | 183 | 202 | 18 | 182 | 51 | 238 |
| Derbrinde | 16 | 181 | 16 | 77 | 26 | 305 |
| Reisholz | 23 | 239 | 28 | 175 | 18 | 139 |
| Nadeln | 10 | 254 | 24 | 81 | 14 | 73 |
| Generative Organe | 1,1 | 18,0 | 1,1 | 3,4 | 1,1 | 0,8 |
| Summe oberirdisch | 234 | 895 | 88 | 519 | 110 | 756 |
| Grobwurzeln | 41 | 343 | 31 | 114 | 25 | 132 |
| Feinwurzeln | 3 | 65 | 6 | 13 | 4 | 16 |
| Summe unterirdisch | 44 | 408 | 37 | 128 | 29 | 148 |
| Vorrat Baumbestand | 278 | 1303 | 124 | 646 | 140 | 904 |

Sie lag nach dem Herunterfallen, das bereits während des Absterbeprozesses befallener Fichten einsetzte, zusammen mit Nadeln auf der organischen Auflage. Bei engem Kontakt mit dem feuchten Boden war die Rinde rasch Gegenstand von Fragmentierung und Aufarbeitung durch die Bodenfauna und von mikrobiellen Umsetzungen.

Als Folge der Mineralisation insbesondere im Mineralboden stiegen die Nitratkonzentrationen im Bodensickerwasser in 40 cm und 100 cm Tiefe um mehr als das Hundertfache an (Abb. 12 unten). Der größte Teil der bei der Nitrifikation erzeugten Protonen wurde durch die Freisetzung von Aluminiumionen gepuffert (BEUDERT 1999), ein kleinerer Teil durch den Austausch von Kalzium und Magnesium (Abb. 12). Deren mediane Konzentrationen stiegen in wenigen Jahren auf das Vier- bis Sechsfache an, hatten aber sechs Jahre nach dem Absterben des Bestandes bereits wieder das Ausgangsniveau erreicht. Die Nitrat- und Sulfatkonzentrationen (Abb. 12), die vorübergehend über Gleichgewichtsreaktionen mit metastabilen Festphasen (BEUDERT und BREIT 2011) reduziert waren, folgten diesem Ablaufschema.

Seit 2002 unterliegen sowohl Kalzium und Magnesium als auch Sulfat einem negativen Konzentrationstrend, der die Erholung von Säureinträgen und den Abbau gespeicherter Säure beschreibt.

Allerdings hat erst der starke Überschuss von Biomasse an der Bodenoberfläche und im Oberboden nach dem Absterben die besonders markante Anreicherung von Kalziumionen im Mineralboden ermöglicht. Vergleicht man die störungsbedingten Austräge an Kalzium und Magnesium in Höhe von 40 bzw. 26 kg/ha mit den geschätzten Bruttoeinträgen aus der mineralisierbaren Biomasse (394 bzw. 44 kg/ha), dann ergeben sich Differenzbeträge, die deutlich größer als die gemessenen Vorratsänderungen im Boden zwischen 1990 und 2011 (+ 265 bzw. +16 kg/ha) sind und diese plausibel machen.

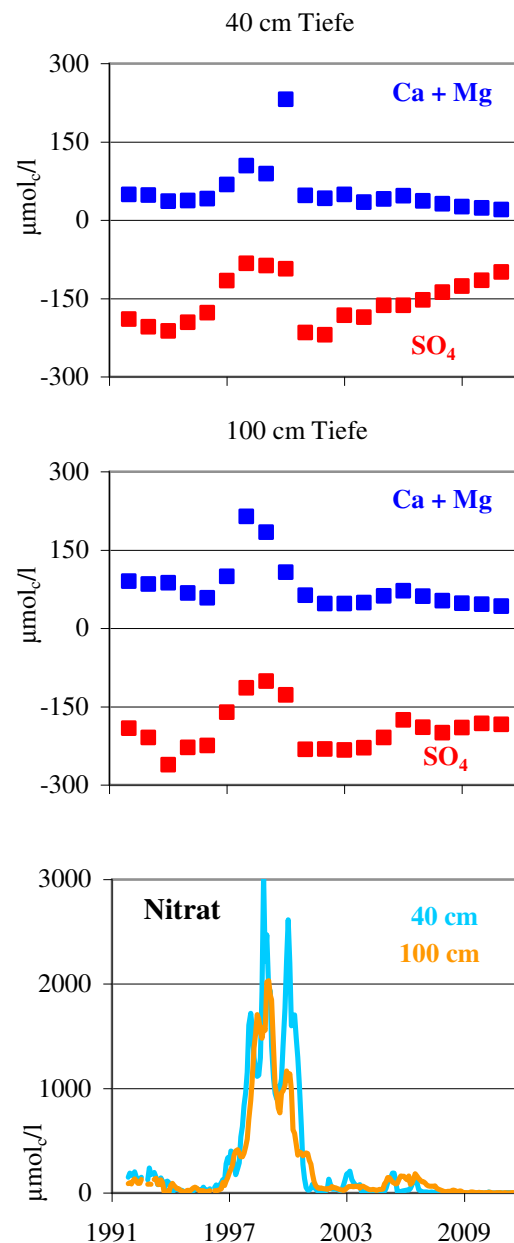


Abb. 12:
Äquivalentkonzentrationen im Bodensickerwasser unter Fichte (F1).
Mediane Basenkationen (Ca + Mg) und Sulfat in 40 cm (oben) und 100 cm Tiefe (Mitte)
Unten: Nitrat, Monatsmittel

Abweichend von Kalzium und Magnesium, blieben die pflanzenverfügbaren Vorräte an Kalium unverändert (Tab. 10, Kap. 3.3). Zudem sind die Kaliumkonzentrationen im Bodensickerwasser (100 cm), verglichen mit dem vitalen Bestand bis 1996, nach wie vor deutlich erhöht (Abb. 13). Demgegenüber liegen die Kaliumkonzentrationen unter Buche nach dem Rückgang in den 1990er Jahren auf einem sehr niedrigen Niveau.

Vergleicht man die zusätzlichen Austräge mit dem Sickerwasser zwischen 1997 und 2011 (34 kg/ha) mit dem Eintrag aus abgestorbenen Feinwurzeln, Nadeln und Rinde von 171 kg/ha (Tab. 11, s. o.), ergibt sich eine Differenz von 9 kg/ha/a, die der Netto-speicherung im Zuwachs der jungen Fichten und der vormals unterständigen Buchen zugeordnet werden müsste. Dies ist bei Speicherraten von 6 kg/ha/a im Stammholz des benachbarten Buchenaltbestands gut darstellbar (BEUDERT und BREIT 2004).

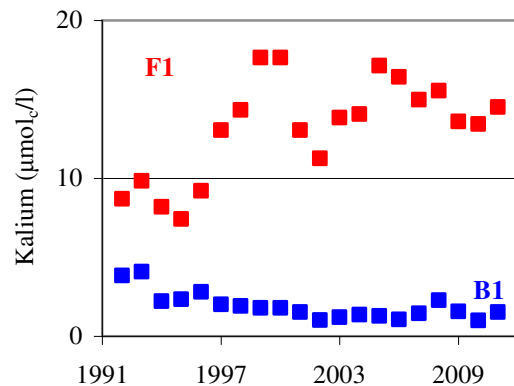


Abb. 13: Mediane Kalium-Konzentrationen im Bodensickerwasser unter Fichte (F1) und Buche (B1) in 100 cm Tiefe.

Im Boden unter Fichte F1 überlagern sich die Prozesse der zusätzlichen Mobilisierung von Nährstoffen aus der Nekromasse des abgestorbenen Bestands, die vorher dem Nährstoffkreislauf entzogen waren, mit der ökosystemaren Entsäuerung infolge erfolgreicher Luftreinhaltemaßnahmen. Gegenüber dem Boden unter Buche hat sich die Nährstoffausstattung insbesondere mit Kalzium überproportional verbessert.

Die enorme Bedeutung des austauschbaren Kalziums und Magnesiums im Boden für die Pufferung eingetragener Säure wurde durch Vergleich von Bodeninventurdaten in Schweden (FALKENGREN-GRERUP et al. 1987) und den USA (JOHNSON et al. 1994) oder durch experimentelle Versauerung auf der Skala von Bodenprofilen (LAWRENCE et al. 1999) und von Einzugsgebieten (FERNANDEZ et al. 2003) belegt. In Umkehrung des Versauerungsprozesses, bei dem Anionen starker Mineralsäuren den Austrag von Kalziumionen mit dem Sickerwasser erzwangen, sind in den vergangenen 20 Jahren Aluminiumionen und Säure am Austauscher gegen Kalzium ersetzt und damit die Pufferfähigkeit verbessert worden.

Basenkationen sind auch in nachgelagerten Kompartimenten von wesentlicher ökosystemarer Relevanz, weil austauschbares Kalzium insbesondere im Kontaktbereich zur organischen Auflage wesentlich zur Aufrechterhaltung positiver Säureneutralisationskapazitäten im Verlauf von Hochwasserperioden beiträgt (WIGINGTON et al. 1996, LAWRENCE 2002). Genau dieser Kontaktbereich ist auch für den Hochwasserchemismus des Forellenbachs von maßgeblicher Bedeutung (SCHWARZE und BEUDERT 2009). Die Analyse von Konzentrations-Abfluss-Beziehungen ergab, dass die anthropogene Komponente der episodischen Gewässerversauerung gegenüber natürlichen Prozessen seit 2008 in den Hintergrund getreten ist (BEUDERT und BREIT 2011).

4.2 Divergierende Kohlenstoffdynamik unter Buche und Fichte

Die Kohlenstoffvorräte sind unter Fichte und Buche B1(40) bzw. B1(46) mit 214 t/ha (184 - 244) und 243 bzw. 293 t/ha (Abb. 8, Kap. 3.3) bis 90 cm Tiefe vergleichsweise sehr groß. Sie entsprechen den oberen 10% bis 5% der im Rahmen der BZE II untersuchten bayerischen Böden, deren Median bei 117 t/ha liegt (SCHUBERT 2010). Vorratsschätzungen für Hessen liegen bei 176 t/ha (MOLDENHAUER 2005), für Deutschland bei 129 t/ha (BARITZ und STRICH 2000). Die Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage unter Fichte und Buche B1(40) bzw. B1(46) liegen mit 33 t/ha (+/- 0,5) und 27 bzw. 31 t/ha (Abb. 8, Kap. 3.3) ebenfalls im oberen Bereich deutscher Moderauflagen (BARITZ 1998). Der Kohlenstoffreichtum ist der nacheiszeitlich annähernd durchgehenden Bewaldung (HEURICH und ENGLMAIER 2005) und dem unvollständigen biologischen Abbau von Biomasse geschuldet, der auf niedrige Temperaturen und hohe Niederschläge (JOBAGGY and JACKSON 2000) und auf die geringe Nährstoffausstattung der Böden zurückzuführen ist.

Für den Boden unter Buche B1(40) lässt sich im Vergleich zum Jahr 1990 (212 t/ha, BEUDERT und BREIT 2004) aufgrund der unterschiedlichen Ansätze nur qualitativ feststellen, dass sich die Kohlenstoffvorräte erhöht haben. Die Steigerung um 29 t/ha fällt jedoch bei anzunehmenden Nettospeicherraten zwischen 20 kg C/ha/a (GAUDINSKI 2000) und 130 kg C/ha/a (AGREN et al. 2008) zu hoch aus. Die Abweichungen sind den variablen Skelettanteilen im Tiefenbereich ab 40 cm zuzurechnen, die auch bei der Beprobung unter Buche im Jahr 2011 sehr unterschiedlich waren (Tab. 6, Kap. 3.1). Dagegen waren die Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus und Mineralboden bis 40 cm Tiefe gleich, wie dies angesichts des kurzen Zeitintervalls zu erwarten war.

Kohlenstofffreisetzung im Fichtenbestand nach natürlicher Störung

Die Kohlenstoffvorräte unter Fichte F1(20) waren im Jahr 2011 mit 214 t/ha (184 - 244) (Abb. 9, Kap. 3.3) deutlich kleiner und variabler als 1990 mit 250 t/ha (235 - 266). Die Differenz entspricht einem Rückgang von 1,8 t/ha/a zwischen den Untersuchungsjahren. Da anzunehmende Nettospeicherraten unter Fichte bei 40 – 80 kg C/ha/a (SCHULZE et al. 2009) bis 130 kg C/ha/a (AGREN et al. 2008) liegen, können Speicheränderungen zwischen 1990 und dem Absterben des Bestands im Jahr 1996 vernachlässigt werden. Die Kohlenstoffvorräte in der Biomasse zum Zeitpunkt des Absterbens betragen 278 t/ha, wobei 234 t/ha oberirdisch und 44 t/ha als Wurzelbiomasse, abgeleitet aus der oberirdischen Biomasse, vorlagen (Tab. 11, s. o.). Bei Nichtberücksichtigung des Derbholzes ohne Rinde, von dem auch nach 15 Jahren noch größere Massen stehen oder dem Boden aufliegen und der Grobwurzeln, verbleiben als Feinstreu 53 t C/ha, die ab Juli 1996 als Einträge im und auf dem Boden anfielen.

Die Summe aus dem Streueintrag und der Vorratsänderung im Boden zwischen 1996 und 2011 ergibt rund 90 t C/ha. Daraus lassen sich mittlere Bodenatmungsverluste von umgerechnet 6 t C/ha/a ableiten.

Die mit Streusammlern aufgefangene Streu der Jahre 1996/1997 bis 2001/2002 betrug mit 26 t C/ha (Abb. 14) nur die Hälfte der allometrisch ermittelten Streu. Ein wesentlicher Grund hierfür ist, dass die Erfassung von Rinde, Borke und Reisig, die stammnah vom Totholz abfallen, mit dem praktizierten Verfahren unzureichend ist. Es lässt sich aber daraus eine Vorstellung über die Chronologie des Streuanfalls gewinnen.

Mehr als die Hälfte des erfassten Kohlenstoffflusses mit der Streu, vor allem Nadeln und Borke, gelangte bereits im ersten Vegetationsjahr nach dem Absterben zu Boden (Abb. 14), während der Anfall von Feinreisig und Zweigen erst zum Jahr 2001 abgeschlossen war.

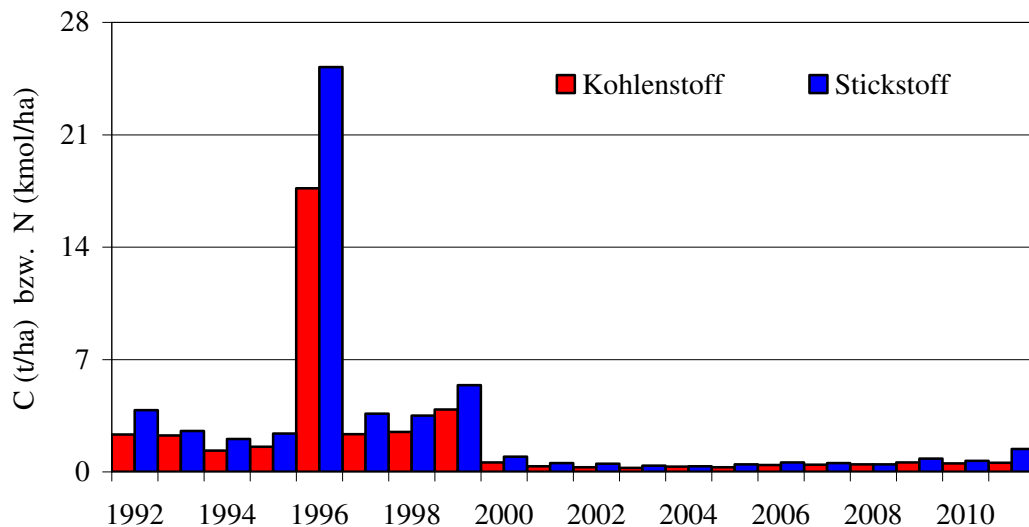


Abb. 14: Jährlicher oberirdischer Eintrag von Kohlenstoff und Stickstoff mit dem Streufall. Zwischen 2002 und 2009 fiel überwiegend Streu des ehemaligen Buchenunterstands an. Die Jahreszahlen kennzeichnen Vegetationsjahre von Mai bis April des Folgejahres: 1996 = 05/1996 - 04/1997.

Abschätzung der Bodenatmungskomponenten im vitalen Fichtenbestand

Der gasförmige Kohlenstofffluss aus dem Boden kann nach RAICH und NADELHOFFER (1989) über den mittleren Kohlenstoffeintrag mit der oberirdischen Streu abgeschätzt werden. Die notwendigen Voraussetzungen für diesen Ansatz, dass sich das Waldökosystem im Gleichgewichtszustand befindet und weitere Kohlenstoffflüsse aus dem Boden hinaus (z. B. als DOC) quantitativ unbedeutend sind, können für den lebenden, über mehrere Jahrzehnte hinweg unberührten Altbestand als erfüllt angesehen werden. Aus dem mittleren Streufall der Jahre 1992 bis 1995 von 1,7 t C/ha/a (Abb. 14) lässt sich über den Algorithmus bei RAICH und NADELHOFFER (1989) der gesamte Kohlendioxidfluss aus dem Boden auf 5,2 t C/ha/a schätzen (Tab. 7, Anhang). DAVIDSON et al. (2002) leiteten unter Einschluss jüngerer Datensätze einen ähnlichen Algorithmus ab, der dasselbe Ergebnis von 5,2 t C/ha/a zeitigt (Tab. 7, Anhang). Sie wiesen auf Probleme bei der Übertragung auf Einzelstandorte hin, wenn die Gleichgewichtsanahme unsicher ist oder nur Ergebnisse weniger oder einzelner Jahre vorliegen.

Die mittleren Bodenatmungsraten zweier Fichtenaltbestände im Netzwerk der bayerischen Waldklimastationen (WUNDERLICH 2012) mit ähnlichen Standortsbedingungen lagen bei 5,3 t C/ha/a ($\pm 0,32$) und 6,7 t C/ha/a. Im Fichtelgebirge wurden unter 47-jähriger Fichte 7,7 t C/ha/a gemessen (BUCHMANN 2000).

Der Kohlendioxidfluss aus dem Boden speist sich aus der Atmung heterotropher Organismen und aus der Wurzelatmung (RAICH und NADELHOFFER 1989), die korrekterweise Rhizosphärenatmung heißen müsste, weil bspw. die mikrobielle Veratmung von Wurzelexsudaten oder Gewebeschuppen nicht von der autotrophen Atmung der Wurzel getrennt werden kann (TRUMBORE 2006). Die jeweiligen Anteile an der gesamten Kohlendioxidabgabe hängen stark vom Nährstoffangebot, insbesondere an Phosphor und Stickstoff und der Wasserversorgung ab. Bei schlechter Nährstoffversorgung des Bestands wird die Kohlenstoffallokation in die Wurzelbiomasse verstärkt (BORKEN et al. 2002, RODEGHIERO and CESCATTI 2006, LITTON et al. 2007).

Der Anteil der Rhizosphärenatmung in Waldböden liegt im globalen Mittel bei 45,8% der gesamten Bodenatmung (HANSON et al. 2000). Einzelne Untersuchungen in temperierten Nadelwäldern weisen Anteile der Wurzelatmung von 30% (BUCHMANN 2000), 50% (SCHULZE 2006) bzw. 16% - 58% (RODEGHIERO and CESCATTI 2006) aus, während in borealen Wäldern Werte zwischen 50% und 65% ermittelt wurden (HÖGGERG et al. 2001). Auf der Basis global verteilter Untersuchungen leiteten BOND-LAMBERTY et al. (2004) einen Algorithmus für die Rhizosphärenatmung als Funktion des gemessenen CO₂-Flusses aus dem Boden ab (Tab. 7, Anhang). Dessen Anwendung auf die Schätzwerte für den Boden im intakten Fichtenbestand F1(20) von 5,2 t C/ha/a ergibt für die Rhizosphärenatmung einen Anteil von 34%, im Bereich der oben angeführten Literaturangaben von 5 bis 7 t C/ha/a von 33% bis 40%.

Veränderungen der Kohlendioxidflüsse nach dem Absterben des Fichtenbestands

Die aus dem Biomassevorrat und der Bodenbilanz abgeschätzten mittleren Atmungsverluste von 6 t C/ha/a nach dem Absterben des Bestands liegen eng bei den berechneten Freisetzungsraten für den vitalen Bestand und insgesamt gut im Rahmen der Literaturangaben für ungestörte Systeme, die keinen Nettoabbau des Kohlenstoffvorrats im Boden aufweisen. Für die ersten Jahre nach dem Absterben des Bestandes, in denen Kohlenstoffassimilation nur von unterständigen Buchen betrieben wurde, und bis zur Etablierung der stammzahlreichen Fichtenverjüngung dürften sich die Anteile der autotrophen Respiration am gesamten Kohlendioxidfluss aus dem Boden massiv zugunsten der heterotrophen Respiration verschoben haben. Die überraschend geringen Differenzen der mittleren Atmungsverluste vor und nach dem Absterben können auf die Kompensation der nur noch minimalen Wurzelatmung durch eine stark erhöhte mikrobielle Atmung zurückgeführt werden (TOLAND and ZAK 1994). Sie finden ihre Entsprechung in ebenfalls unveränderten Atmungsraten in Kahlschlags- (MARRA and EDMONDS 1996, PIETIKÄINEN and FRITZE 1995) und Durchforstungsexperimenten (TANG et al. 2005) sowie in Untersuchungen zur Atmung in lebenden und abgestorbenen Kiefernbeständen in Arizona (MOREHOUSE et al. 2008).

Über die Analyse von eddy-flux-covariance-Chronosequenzen (AMIRO et al. 2010) ließen sich heterotrophe Anteile von bis zu 90% in den ersten Jahren nach einer Baum-ernte ableiten, wenn die Bruttoprimärproduktion bis auf 20% der Ökosystemrespiration reduziert war. Auf dem Lackenberg im Nationalpark Bayerischer Wald wird seit 2008 der Kohlendioxydaustausch über einem vollständig und großflächig vom Sturm Kyrill im Januar 2007 geworfenen Fichtenaltbestand (1308 m ü. NN) untersucht (LINDAUER et al. 2012). Die Bruttoökosystemproduktion stieg zwischen 2009 und 2012 von 53% auf 67% der Ökosystemrespiration von 7,2 t C/ha/a ($\pm 0,5$) an. Modellsimulationen für diesen Windwurf ergaben einen Zeitraum von 10 Jahren bis zu einer ausgeglichenen Bilanz, wie dies für die große Mehrzahl der untersuchten Wälder nach Ernte bei AMIRO et al. (2010) gemessen worden war. Aus der Bruttoprimärproduktion lässt sich nach AMIRO et al. (2010) die autotrophe Atmung des Gesamtsystems am Lackenberg für das Jahr 2012 auf etwa 40% der Ökosystemrespiration schätzen. Die Folgevegetation weist im sechsten Jahr nach der Störung starkes Wachstum auf und erzeugt in den Sommermonaten Nettogewinne an Kohlenstoff. Die heterotrophe Atmung des Ökosystems erreichte demnach 60%, wobei nicht zwischen dem Abbau liegenden Totholzes und dem mikrobiellen Abbau des Kohlenstoffs im Boden unterschieden werden kann.

Zeitliche Dynamik

Es ist sehr wahrscheinlich, dass die aus dem Biomasseanfall für die Jahre 1996 - 2011 abgeleiteten mittleren Bodenatmungsraten einer ausgeprägten zeitlichen Dynamik unterlegen waren, weil die leicht mineralisierbare Nadel- und Feinwurzelstreu schnell umgesetzt war (Abb. 14, s. o.). Darüber hinaus waren die thermischen und hydrologischen Bedingungen für den mikrobiellen Biomasseabbau nach dem Absterben günstig verändert: der Wegfall insbesondere der Nadeln minimierte die Transpirations- und Interzeptionsverluste und erlaubte einen größeren Energiegewinn an der Bodenoberfläche durch direkte Einstrahlung und die Wärmestrahlung des Totholzes. Darauf wurden die hohen CO₂-Nettoverluste in den ersten Jahren nach Störung in kanadischen Nadelwaldökosystemen zurückgeführt (BALDOCCHI 2008). Mit dem rasanten Wachstum der dicht stehenden Fichtenverjüngung nach der Jahrtausendwende dürften sich am Boden erneut und für Jahrzehnte die physikalischen Bedingungen geschlossener Bestände einstellen. Eine vergleichende Analyse des Kohlenstoffkreislaufs in Abhängigkeit vom Bestandsalter (PREGITZER and EUSKIRCHEN 2004) ergab für Wälder temperierter Klimate eine heterotrophe Atmung von 9,7 t C/ha/a für die Altersklasse Null bis 10 Jahre und damit doppelt soviel wie in der Altersklasse 11 bis 30 Jahre und höheren Bestandsaltern.

Der Verlauf der Nitratkonzentrationen im Bodensickerwasser (Abb. 12 s. o.) kann insofern als Proxy für den Verlauf der mikrobiellen Abbauprozesse und der Kohlendioxidfreisetzung angesehen werden, zumal Kohlen- und Stickstoffwechsel eng miteinander verknüpft sind (HART et al 1994). Da gleichzeitig auch andere essentielle Nährstoffe mobilisiert worden sind, kann von allgemein stark verbesserten mikrobiellen Abbaubedingungen auch für weniger leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen und einem

vorübergehend starken Anwachsens der mikrobiellen Biomasse ausgegangen werden. Die Rückkehr der Nitratkonzentrationen auf das frühere Niveau bereits 6 Jahre nach der Störung zeigt das Ende der Überschussmineralisierung und den Verbrauch leicht verfügbarer Kohlenstoffverbindungen pflanzlichen und mikrobiellen Ursprungs an. Auch die Konzentrationschronologien weiterer Mineralstoffe im Bodensickerwasser (Abb. 12, Kap. 4.1) deuten auf einen starken Rückhalt im System seitdem hin. Damit stützen sie den Befund aus weltweit verteilten Gaswechsellmessungen, dass Waldökosysteme schon 10 Jahre nach dem Auftreten massiver Störungen erneut als Nettosenken für Kohlenstoff fungieren können (AMIRO et al. 2010).

Der tiefere Mineralboden als „hot space“ des Vorratsabbaus

Die räumliche Verteilung der Kohlenstoffverluste im Untersuchungszeitraum weist den Mineralbodenbereich von 30 - 60 cm als Schwerpunkt aus. Er stellt mit 27 t/ha etwa 75% des gesamten Vorratsverlusts im Boden (Abb. 9, Kap. 3.3). Dieser Betrag erscheint sehr groß, entspricht jedoch gerade der Standardabweichung von Bodenkohlenstoffvorräten unter Fichte im Harz in jeder Waldentwicklungsphase von Jugend bis Zerfall (JACOBS et al. 2013). Dennoch soll dieser Kohlenstoffverlust wegen seiner Verortung im Mineralboden Gegenstand der Diskussion sein. Sie zielt auf diejenigen Mechanismen und Steuergrößen ab, die über das Absterben des Bestands initiiert oder ausgelenkt wurden und eine Forcierung des Abbaus von bodenbürtigen Kohlenstoff im Unterboden bewirkt haben könnten. Allerdings ist der Kenntnisstand über den Kohlenstoffumsatz im Unterboden und seine Bedeutung für die terrestrischen Kreisläufe derzeit noch wenig entwickelt (RUMPEL and KÖGEL-KNABNER 2011).

Im Gegensatz zum Unterboden war der Vorrat im organischen und mineralischen Oberboden unverändert geblieben. Das untersuchte System „abgestorbener Fichtenwald ohne Beerntung“ hat sich damit gegensätzlich zu vielen beernteten Waldsystemen verhalten, die ähnlich hohe oder auch deutlich größere Kohlenstoffverluste aus den Oberböden aufweisen (COVINGTON 1981, YANAI et al. 2003). Dabei können Art und Umfang der Biomasseentnahme (Einzelbaumernte bis Vollbaumnutzung) markante Auswirkungen auf den Nettoverlust haben (JOHNSON and CURTIS 2000). Insofern ist die im Fichtenbestand F1(20) unveränderte Kohlenstoffbevorratung bis in 30 cm Tiefe das plausible Nettoergebnis aus dem Eintrag von 53 t C/ha mit der Streu nach dem Absterben des Bestands und dem forcierten Abbau in den Folgejahren, während die Anlieferung frischer Streu zunächst deutlich reduziert war (Abb. 14, s. o.).

Untersuchungen von AGNELLI et al. (2004) ließen erkennen, dass zwar die mikrobielle Biomasse (C_{mik}) wie auch der Gehalt an Bodenkohlenstoff (C_{org}) mit der Tiefe zurückgehen, der Anteil des C_{mik} am Bodenkohlenstoff ($C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$) jedoch um das Vierfache anwächst. Auch der metabolische Quotient als Maß für den Energieaufwand der Mikroorganismen für Erhaltung und Wachstum (ANDERSON und DOMSCH 1993) stieg um das Vierfache an. Wenn demnach die verwerteten Kohlenstoffquellen im Unterboden von anderer Qualität als im Oberboden sind, müssen sich die Mikrobengesellschaften auch funktionell unterscheiden. Der Kohlenstoff im Unterboden ist deutlich älter, stick-

stoffreicher und schlechter abbaubar. Angaben für seinen Beitrag zur Bodenatmung liegen bei 10% (RYAN and LAW 2005) oder 25% (STRIEGL and WICKLAND 1998). Er entstammt zu höheren Anteilen dem mikrobiellen Metabolismus als der pflanzlichen Produktion, während die Verhältnisse im Oberboden durch die ständige Zufuhr frischer kohlenstoffreicher Streu völlig anders sind (RUMPEL and KÖGEL-KNABNER 2011).

In den letzten Jahren rückte der Priming-Effekt, die zusätzliche mikrobielle Zersetzung alter, schwerer abbaubarer Kohlenstoffverbindungen durch Nutzung leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen als Energiequelle (FONTAINE et al. 2011), zunehmend in den Blickpunkt der Untersuchungen zum Stoffumsatz im Mineralboden (KUZYAKOV 2010). So führte die Zugabe von Cellulose zur zusätzlichen Erhöhung der CO₂-Abgabe aus Bodenmaterial einer Braunerde (60 - 80 cm Tiefe) um 72%, wobei der umgesetzte Kohlenstoff ein mittleres Alter von 2500 Jahren hatte (FONTAINE et al. 2007). Die Zugabe von Fruktose oder Alanin erhöhte die CO₂-Abgabe aus Material von B-Horizonten eines Podsoles und einer sauren Braunerde unter Wald um das Doppelte (HAMER and MARSCHNER 2005a), noch stärker deren gemeinsame Gabe (HAMER and MARSCHNER 2005b). Priming-Effekte können dabei auch besonders schlecht abbaubare Kohlenstoffverbindungen umfassen, wie die beschleunigte Freisetzung von CO₂ aus Ruß belegte (HAMER et al. 2004). Für den untersuchten Boden im Fichtenbestand F1 ist zu diskutieren, welche leicht verwertbaren Kohlenstoffquellen vorliegen könnten, die ähnlich starke Effekte wie im Laborversuch zeitigen.

Die Konzentrationen des DOC im Auflagesickerwasser (Abb. 15) als Energiequelle erreichten zwischen 1996 (Absterben) und 2006 im Mittel 55 mg/l (± 11) und sind seither auf etwa 30 mg/l gesunken. Im Mineralbodensickerwasser in 100 cm Tiefe wurden in diesem Zeitraum 1,0 mg DOC/l ($\pm 0,2$) gemessen, so dass sich die Verluste im Mineralboden auf etwa 500 kg C/ha/a abschätzen lassen. An den Lösungskonzentrationen in 40 cm Tiefe von 1,6 mg/l ($\pm 0,5$) wird erkennbar, dass die hierfür relevanten Prozesse (Veratmung, Sorption) bereits im kohlenstoffreichen mineralischen Oberboden stattgefunden haben müssen, im Wesentlichen also oberhalb des Bereichs mit den markanten Kohlenstoffverlusten. Ein kausaler Zusammenhang mit den Kohlenstoffverlusten der Modenmatrix über den Priming-Effekt muss daher spekulativ bleiben.

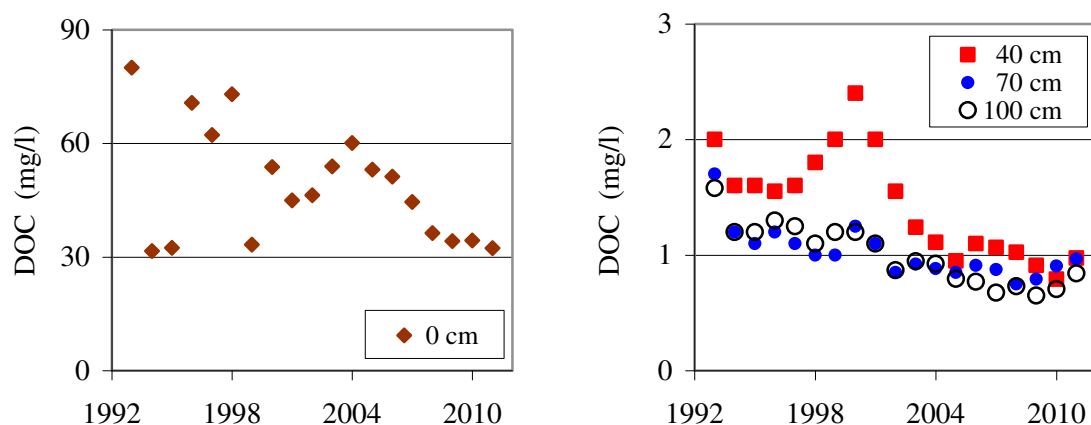


Abb. 15: Mediane DOC-Konzentration im Bodensickerwasser des Fichtenbestands F1(20) unter der Humusauflage (links) und im Mineralboden (rechts).

Als Kohlenstoffquelle stand ferner die Feinwurzelbiomasse (3 t C/ha, C/N - Verhältnis 46, Tab. 11, Kap. 4.1) zur Verfügung, die aber vor allem im Auflagehumus und im oberen Mineralboden und damit oberhalb des Bereichs mit den markanten Kohlenstoffverlusten lokalisiert war. Der Vorrat an Grobwurzelbiomasse (41 t C/ha) war nicht auf den Oberboden beschränkt. Diese dürfte wegen größerer Anteile von Makromolekülen wie Zellulose und Lignin (PATERSON et al. 2009) bei einem weiten C/N - Verhältnis von 343 (Tab. 11, Kap. 4.1) ein Substrat für den Abbau durch Pilze darstellen, wenn leicht verwertbare Kohlenstoffverbindungen die nötige Energie liefern (FONTAINE et al. 2011).

Für das Phänomen massiver Kohlenstoffverluste aus dem tieferen Mineralboden liegen unterstützende Ergebnisse aus zwei Untersuchungen vor. Chronosequenzen von Pflanzungen mit *Pinus radiata* und *Eucalyptus grandis* ließen bereits in den ersten Jahren nach der Pflanzung massive Kohlenstoffverluste erkennen, die ihr Maximum im unteren Mineralboden bis 50 cm Tiefe hatten und auch nach 20 Jahren noch nicht ausgeglichen waren (TURNER and LAMBERT 2000). In einer Chronosequenz von *Picea rubens* in Kanada betrugen die Kohlenstoffverluste bereits 15 Jahre nach der Ernte annähernd 50% des Bodenvorrats des nicht beernteten Altbestands (>125 Jahre), wobei maximale Verluste im Bereich zwischen 25 - 50 cm anfielen (DIOCHON et al. 2009). Im Vergleich dazu sind die Verluste unter Fichte F1(20) mit 30% des Bodenvorrats im Bereich 30 - 60 cm bzw. 14% insgesamt deutlich geringer. Auch in den beiden zitierten Untersuchungen blieb die Frage nach den Ursachen des räumlichen Musters und der energetischen Basis ungeklärt.

Immerhin liegen experimentelle Hinweise vor, dass die Stickstoffverfügbarkeit einen massiven Einfluss auf Kohlenstoffabbau und Stickstoffmineralisation im Unterboden ausüben kann. So fanden GARCIA-PAUSAS et al. (2008) bei der Untersuchung von Unterbodenmaterial saurer Braunerden in den Pyrenäen einen engen Zusammenhang zwischen der Kohlenstoffmineralisationsrate und der Stickstoffnettomineralisationsrate bzw. dem Vorrat an mineralisierbarem Stickstoff, jedoch keinen Zusammenhang zu den leicht verfügbaren Kohlenstofffraktionen. Die molekulare Struktur scheint nicht zwingend die Abbauresistenz von Kohlenstoffverbindungen zu begründen (SCHMIDT et al. 2012), die möglicherweise sogar überwiegend mikrobiellen Ursprungs sind (TORN et al. 2002). Stickstoff- und Phosphordüngergaben erhöhten in systematischen Laborversuchen die Bodenatmung im mineralischen Unterboden bis zwei Meter Tiefe um bis zu 450%, nicht aber im Oberboden (FIERER et al. 2003), während die Variation von Temperatur und Wasserspannung nur im Oberboden zeichnete. Wie Abb. 12 (Kap. 4.1) zu entnehmen war, erhielt der Boden in 30 bis 60 cm eine durchaus starke Düngung mit Stickstoff, Kalzium und Magnesium über das Sickerwasser aus dem darüber liegenden Mineralbodenbereich. Sie könnten von Mikroorganismen genutzt worden sein, auch schlechter abbaubare Kohlenstoffquellen zu verwerten.

Gegenwärtig fehlen Kenntnisse und Konzepte zu den Akteuren und Mechanismen der Kohlenstoffspeicherung und des Kohlenstoffabbaus im tieferen Mineralboden (RUMPEL and KÖGEL-KNABNER 2011), obwohl er mehr als 50% zum globalen Bodenkohlenstoffvorrat beiträgt (JOBAGGY and JACKSON 2000).

4.3 Stickstoffspeicherung und Speicherpotential

Die Stickstoffvorräte sind unter Fichte (Abb. 8, Kap. 3.3) mit 10,8 t N/ha (9,8 - 11,8) und unter Buche mit 11,6 t N/ha B1(40) bzw. 13,1 t N/ha B1(46) vergleichsweise groß (AK Standortskartierung 1996). Ähnliche oder noch größere Stickstoffvorräte werden von den Waldklimastationen Waldstein im Fichtelgebirge (Podsol unter Fichte) mit 7,1 t N/ha und Mitterfels im Vorderen Bayerischen Wald (Saure Braunerde unter Buche) mit 9,7 t N/ha bereits bis in 30 cm Tiefe berichtet (WUNDERLICH et al. 2012). Beide Standorte sind bezüglich Höhenlage, Ausgangsgestein, Bodentyp und Klima den Dauerbeobachtungsflächen im Forellenbachgebiet ähnlich. Die Bodenklasse der Cambisols (FAO 1988), zu denen die sauren, schwach podsoligen Braunerden des Untersuchungsgebiets gehören, weisen im weltweiten Mittel 11,2 t N/ha ($\pm 71\%$) auf (BATJES 1996), im Mittel zentral- und osteuropäischer Länder (BATJES 2002) dagegen 14,8 t N/ha ($\pm 33\%$), jeweils ohne Differenzierung nach Landnutzungsklassen und unter Nutzung gemittelter Skelettanteile berechnet.

Anhaltend effektive Stickstoffretention unter Buche und Fichte

Aus dem Vergleich mit der Angabe von 10,9 t N/ha für das Bodenprofil unter Buche (BEUDERT und BREIT 2004) ergibt sich, dass die Stickstoffvorräte unter Buche mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht geringer, sondern eher größer geworden sind.

Ein sehr starker Beleg hierfür und für die hohe Retentionsfähigkeit des Systems insgesamt ist das Fehlen quantitativ bedeutsamer Stickstoffausträge mit dem Bodensickerwasser. Über 20 Jahre hinweg lagen die medianen Nitratkonzentrationen in 100 cm Tiefe überwiegend deutlich unter 1,2 mg/l (Abb. 16 rechts). Dieses sehr niedrige Konzentrationsniveau ist durchgehend bereits in 40 cm Tiefe erreicht worden (Abb. 16 links).

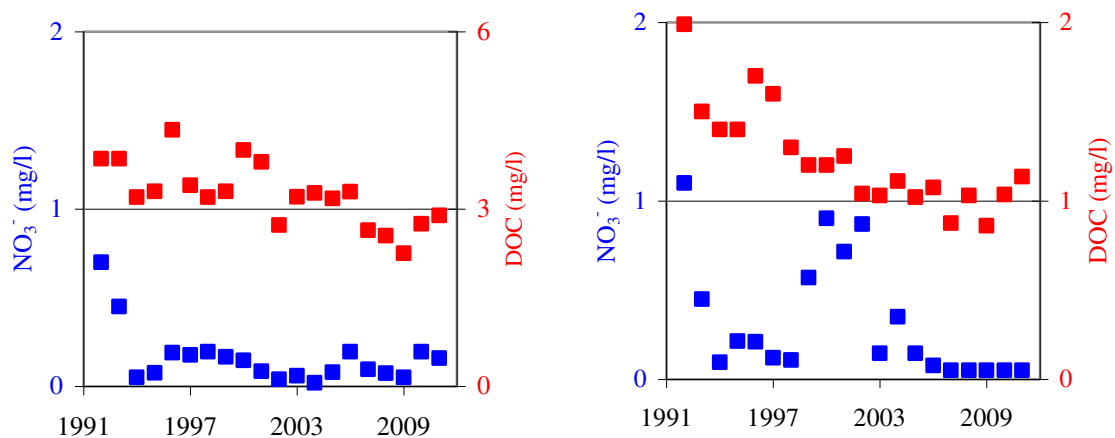


Abb. 16: Mediane Nitrat- und DOC-Konzentration im Bodensickerwasser des Buchenbestands B1(40) in 40 cm Tiefe (links) und 100 cm Tiefe (rechts). Die Skalierung für DOC ist unterschiedlich.

Der gelöste organische Stickstoff (DON), der im Auflagesickerwasser etwa 60% des analysierten Gesamtstickstoffs von 1,3 mg N/l ausmacht (Tab. 8, Anhang), ist bereits in 40 cm Tiefe häufig kaum nachweisbar und mit mittleren Konzentrationen von deutlich weniger als 0,1 mg N/l unbedeutend für dem Austrag.

Nimmt man den Stickstofffluss mit der Kronentraufe als Anhalt für den minimalen Stickstoffeintrag in dieses System (Abb. 3, Kap. 2), ergibt sich ein Nettorückhalt von durchschnittlich 10 kg N/ha/a, entsprechend 90% des Eintrags. Die Senke muss, wie aus den fehlenden Tiefengradienten der Lösungskonzentrationen im Bodensickerwasser deutlich wurde (Abb. 16, s. o.), bereits im mineralischen Oberboden lokalisiert sein. Bis auf den unvermeidbaren Austrag von mineralischem Stickstoff, welcher den hohen, über das gesamte Jahr verteilten Niederschlägen und Bodensickerwasserflüssen geschuldet ist, verbleibt der verfügbare Stickstoff innerhalb des Ökosystems und unterliegt der biologischen Kontrolle durch Mikroorganismen und Pflanzen. Damit ist dieses System in Umkehrung der Definition der Stickstoffsättigung nach ABER et al. (1989) als stickstofflimitiert anzusehen.

Unter der Annahme, dass die abiotische Nitratimmobilisierung allenfalls eine geringe und auf die organischen Oberbodenhorizonte beschränkte Bedeutung haben kann (SCHMIDT and MATZNER 2009), kommt den mikrobiellen Umsetzungen des anorganischen Stickstoffs in Biomassestickstoff und DON und der Einbindung dieser stickstoffreichen Verbindungen in die organische Bodensubstanz eine große Rolle bei der Stickstoff- und Kohlenstoffspeicherung im Mineralboden zu (KNICKER 2011). Der Gradient der DOC-Konzentrationen im Bodensickerwasser ist ein deutlicher Hinweis hierfür. So erfuhren die Konzentrationen des DOC simultan mit Nitrat eine Reduktion von 22 mg/l (± 5) im Auflagesickerwasser auf 1,2 mg/l ($\pm 0,3$) in 100 cm Tiefe (Tab. 8, Anhang und Abb. 16, s. o.). Auch ohne Berücksichtigung von Lösungseinengungseffekten kann von einer Speicherung und/oder einem Verbrauch von mindestens 200 kg C/ha/a zwischen dem oberen und unteren Rand des Mineralbodens ausgegangen werden, überwiegend bereits in den oberen 40 cm. Der Austrag mit dem Sickerwasser ist dann mit weniger 20 kg C/ha/a eine marginale Komponente im Kohlenstoffhaushalt des Buchenbestands.

Die Stickstoffvorräte im Boden unter Fichte wiesen keine Unterschiede zwischen den Jahren 2011 und 1990 auf (Abb. 9, Kap. 3.3), obwohl die Überschussmineralisation nach dem Absterben des Fichtenbestands im Jahr 1996 zu zusätzlichen Austrägen von etwa 550 kg N/ha im Verlauf der nachfolgenden fünf Jahre führte (BEUDERT und BREIT 2010). Dies dürfte der Kompensation über die Nachlieferung aus der organischen Substanz des abgestorbenen Fichtenbestandes geschuldet sein, in der immerhin 1300 kg N/ha insgesamt, davon etwa ein Drittel in mikrobiell leicht abbaubarer Form gespeichert waren (Tab. 11, Kap. 4.1).

Nach der Zeit überschießender Stoffmineralisation und hoher Austräge mit dem Sickerwasser ist das System Fichtenbestand in den Speichermodus zurückgekehrt, wie aus dem Verlauf der Nitrat- (Abb. 12, Kap. 4.1) und DOC-Konzentrationen (Abb. 15, Kap. 4.2) im Bodensickerwasser ersichtlich wird. Die störungsbedingten Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser von etwa 550 kg N/ha erscheinen sehr groß, machen hier jedoch höchstens 5% des Stickstoffvorrats im Boden bzw. weniger als 5% des ökosystemaren Vorrats aus. Sie vermitteln eine Vorstellung über die Größe des labilen, mikrobiell mobilisierbaren Anteils am Stickstoffpool im Boden bzw. im Ökosystem.

Unterstellt man für eine hypothetische Holznutzung an diesem Standort, dass sie dieselbe massive Störung des Stoffhaushalts wie das Absterben nach Borkenkäferbefall darstellt und zu gleich großen Stickstoffverlusten mit dem Sickerwasser führen würde, können zusammen mit den Stickstoffvorräten im Stammholz (Tab. 11, Kap. 4.1) Exporte von etwa 1000 kg N/ha angenommen werden. Diese entsprechen den empirischen Critical Loads von 10 - 15 kg N/ha/a für eine angenommene Umtriebszeit von 100 Jahren (BOBBINK and HETTELINGH 2011) und bestätigen in der Summe die getroffenen Annahmen zu ihrer Ableitung.

Das Konzentrationsniveau nach der Zeit überschießender Stoffmineralisation ist in allen Tiefen geringer als vor dem Absterben des Bestands und entspricht seit dem Jahr 2008 dem Konzentrationsniveau unter Buche (Abb. 16, s. o.). Das Potential zur Speicherung für reaktiven Stickstoff ist unter Fichte offensichtlich ähnlich groß wie unter Buche und dürfte, was bei gleichem Ausgangsmaterial der Bodenbildung und gleicher Nutzungsgeschichte nicht überraschend ist, auf demselben Mechanismus beruhen.

Einengung der C/N - Verhältnisse als Mechanismus der Stickstoffretention

Aus der stofflichen Dynamik des Kohlenstoffs (Nettoverluste) und des Stickstoffs (Status quo) im Boden resultierte unter Fichte eine Einengung der Kohlenstoff-Stickstoffverhältnisse (C/N). Im Vergleich zum 1990, sind die C/N - Verhältnisse bis 2011 in der organischen Auflage von 26 auf 24, im Mineralboden bis 90 cm Tiefe von 23 auf 19 zurückgegangen (Abb. 17 links). Aus der Zusammenschau mit den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, die seit 2008 ebenso niedrig wie unter Buche sind (Abb. 12, Kap. 4.1), und den seit 2002 positiven Eintrags-Austrags-Bilanzen für den analysierten Gesamtstickstoff (BEUDERT und BREIT 2010) lässt sich daher schließen, dass mit der Einengung der C/N - Verhältnisse kein Verlust an Retentionskapazität für mineralischen Stickstoff einhergegangen ist. Die C/N - Verhältnisse unter Buche (Abb. 17 rechts) entsprechen in der Auflage (C/N 23) den Verhältnissen unter Fichte im Jahr 2011, im Mineralboden (C/N 21 bzw. 22) jedoch den Verhältnissen im Jahr 1990.

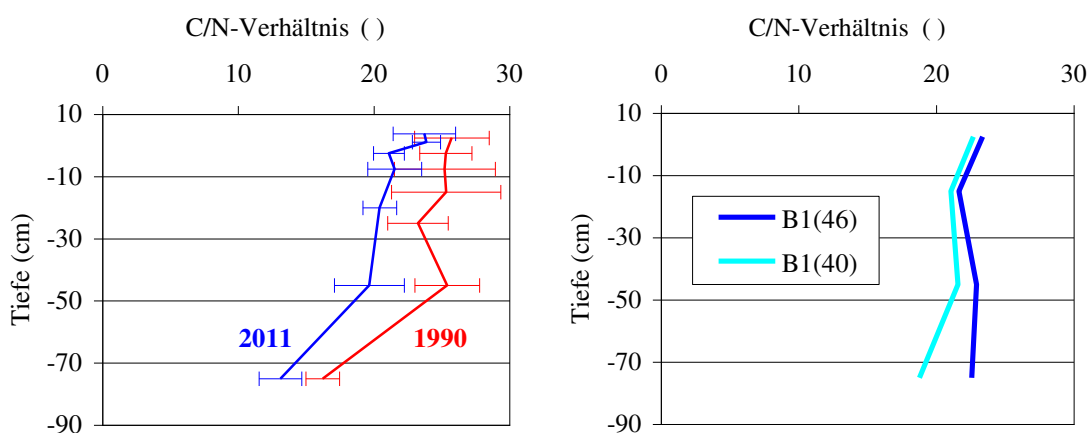


Abb. 17: C/N - Verhältnisse im Boden unter Fichte in den Jahren 1990 und 2011 (links) und unter Buche im Jahr 2011 (rechts).

Demgegenüber betragen die C/N - Verhältnisse in Auflage und Mineralboden bis 30 cm Tiefe unter Fichte am Waldstein im Fichtelgebirge 21 bzw. 16 und unter Buche in Mitterfels im Vorderen Bayerischen Wald 24 bzw. 16 (WUNDERLICH et al. 2012). Diese engeren C/N - Verhältnisse spiegeln wahrscheinlich die stärkere Stickstoffbelastung durch atmosphärische Depositionen wider, die an den nordost-bayerischen Waldklimastationen mehr als das Doppelte der Einträge am Forellenbach (Abb. 3, Kap. 2) erreichen können (RASPE et al. 2013): 15 kg N/ha/a in Rothenkirchen (Frankenwald, Fichte, 1998 - 2012), 16,8 kg N/ha/a in Mitterfels (Bayerischer Wald, Buche, 1991 - 2012) und 23 kg N/ha/a in Goldkronach (Fichtelgebirge, Fichte, 1996 - 2012).

Für die Bodenklasse der Cambisols (FAO 1988), zu denen die hier vorliegenden sauren, schwach podsoligen Braunerden gehören, werden im weltweiten Mittel mit 11,5 ($\pm 44\%$) für den oberen Mineralboden und 9 ($\pm 62\%$) für den Unterboden zwischen 50 und 100 cm weitaus engere C/N - Verhältnisse angeführt (BATJES 1996). Dies gilt auch für Cambisols in zentral- und osteuropäischen Ländern mit mittleren C/N - Verhältnissen um 10 im gesamten Mineralboden bis 100 cm Tiefe (BATJES 2002).

Die Eignung des C/N - Verhältnisses organischer Auflagen als Indikator für das Auswaschungsrisiko von Nitrat aus dem Boden wurde bereits in den 1990er Jahre erkannt (DISE et al. 1998); es gilt auch gegenwärtig als der beste Prädiktor (GUNDERSEN et al. 2006). DISE et al. (2009) entwickelten Algorithmen zur Abschätzung der Nitratausträge aus Waldökosystemen als Funktion des Stickstoffeintrags (Kronentrauf) und der mittleren Jahrestemperatur für C/N - Verhältnisse ≤ 23 und > 23 . Deren Anwendung auf die untersuchten Standorte im Forellenbachgebiet ergibt Austräge von 2 kg N/ha/a. Die gemessenen Austräge liegen im Buchenbestand B1 durchgehend unter diesem geringen Schätzwert, im regenerierenden Fichtenbestand F1 seit 2008 ebenfalls (Abb. 12, Kap. 4.1). Dies unterstützt eindrucksvoll die Annahme vergleichsweise geringer Stickstoffdepositionen.

Die frühere Annahme, dass Stickstoffeinträge über atmosphärische Deposition und/oder Düngemittel in erster Reaktion über Pflanzenaufnahme im System zurückgehalten würden (ABER et al. 1989), wurde durch langfristige Düngungsexperimente und Isotopenstudien relativiert (JOHNSON 1992, TJETEMA et al. 1997, NADELHOFFER et al. 1999, MAGILL et al. 2004). Schätzwerte zum Stickstoffrückhalt im Boden betragen zwei Drittel des Eintrags auch bei hohen Stickstoffbelastungen (FENN et al. 1998, GOODALE and ABER 2001, MATSON et al. 2002, MAGILL et al. 2004). Die gemessene Retention in den Waldökosystemen am Forellenbach liegt bei 90% des Eintrags.

Wenngleich die relevanten Prozesse und Akteure nicht bekannt sind, muss die Einengung des C/N - Verhältnisses im Mineralboden als Schlüsselmechanismus der Stickstoffretention angesehen werden. Die hier untersuchten Ökosysteme entsprechen darin vollständig den Systemen einer Metaanalyse, die mehrere Kontinente und Vegetationsformationen einschloss (TEMPLER et al. 2012): der ökosystemare Stickstoffrückhalt ist positiv mit dem Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt und dem C/N - Verhältnis des Mineralbodens korreliert und, der Beitrag der oberirdischen Biomasse zur Speicherung ist bescheiden.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Erhöhung der pH - Werte in den oberflächennahen Horizonten und die Erhöhung der Basensättigungsgrade im gesamten Wurzelraum der untersuchten sauren und nährstoffarmen Böden des Forellenbachgebiets sind eindeutige Belege für den Fortschritt der tiefgreifenden Entsäuerung der Waldökosysteme in den letzten 20 Jahren, die hydrochemisch in allen Kompartimenten zu erkennen ist (BEUDERT und BREIT 2011).

Die Vorräte an pflanzenverfügbarem Kalzium und Magnesium sind unter Buche angestiegen. Unter Fichte verbesserten zusätzlich aus der Biomasse des abgestorbenen Bestands freigesetzte Ionen, die vorher dem Kreislauf entzogen waren, die Nährstoffbevorratung und damit die Standortsqualität für den Fichtenjungwuchs.

Die überdurchschnittlich hohen Kohlen- und Stickstoffvorräte unterlagen unter Buche und Fichte einer unterschiedlichen Dynamik. Dem Anstieg des Kohlenstoffpools unter Buche standen unter Fichte Verluste von etwa 14% nach dem Absterben des Bestands gegenüber. Die Höhe der störungsbedingten Verluste durch heterotrophe Atmung passte sich plausibel in den Rahmen von Literaturangaben ein. Offen blieb die Frage, warum und auf welche Weise diese Kohlenstoffverluste im mittleren Mineralboden stattfanden.

Die Ergebnisse zur Stickstoffbevorratung im Boden machen eine Zunahme unter Buche sehr wahrscheinlich, zumal die Stickstoffretention im Mittel der letzten 20 Jahre bei mindestens 90% der Deposition lag. Unter Fichte waren die Stickstoffvorräte unverändert hoch, obwohl die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser in den ersten Jahren nach dem Absterben des Bestands in der Summe mehr als 500 kg/ha erreichten. Die mobilisierbaren Stickstoffvorräte des abgestorbenen Bestands reichten offensichtlich aus, diese Auswaschungsverluste zu kompensieren.

Ursächlich für die Kontrolle der Auswaschungsverluste bis auf ein hydrologisch bedingtes Minimum sind wahrscheinlich die hohen Kohlenstoffvorräte bei überdurchschnittlich weiten C/N - Verhältnissen, insbesondere auch im gesamten Mineralboden (>20), die den Einbau des Stickstoff in die organische Bodensubstanz erlauben. Obwohl sich das C/N - Verhältnis im Mineralboden unter Fichte in Folge der Kohlenstoffverluste von 23 auf 19 verengte, waren die Stickstoffauswaschungsverluste nach dem Abklingen der Überschussmineralisation ebenso niedrig wie unter Buche.

Das am Forellenbach erkennbare große Retentionsvermögen für eingetragenen Stickstoff ist in voller Übereinstimmung mit Befunden internationaler Untersuchungen und daraus abgeleiteten Algorithmen zur Abschätzung von Stickstoffausträgen. Darüber hinaus lassen sich die empirischen Critical Loads von 10 - 15 kg N/ha/a mit den Exportraten über die Holzernte und die störungs- bzw. erntebedingten Auswaschungsverluste für diese Region verifizieren. Ihre Einhaltung sichert langfristig die Speicherkapazität der Böden und den Status quo ihrer Vorräte und auf diese Weise nitratarmes Wasser zur Nutzung als Trinkwasser. Dies gilt auch bei unterstellter Holznutzung, wenn die erntebedingten Kohlenstoffverluste des Bodens über lange Umtriebszeiten hinweg ausgeglichen werden können.

Exkurs:

Anthropogene Stickstoffeinträge in montane Fichtenwälder

- Zwischenbericht zum aktuellen Stand des laufenden Sonderprogramms -

Mit dem Ziel, die Informationen zum Eintrag reaktiven Stickstoffs im Forellenbachgebiet räumlich zu komplettieren und damit gleichzeitig einen Beitrag zur flächendeckenden Kartierung der Stickstoffeinträge und zur Validierung der Modellierungsansätze zu leisten (Projekt PINETI des Umweltbundesamtes, FKZ 3710 63 246), wurde im September 2011 ein zeitlich begrenztes Messprogramm an einem Hochlagenstandort im Nationalpark Bayerischer Wald gestartet. Das Untersuchungsdesign wurde darauf ausgelegt, Informationen zur quantitativen Bedeutung der Auskämmung von Nebel- und Wolkentropfen durch Fichtenkronen zu gewinnen. Dieser Eintragspfad wird als feuchte, okkulte oder horizontale Deposition von der nassen und der trockenen Deposition abgegrenzt.

Die ersten Ergebnisse zur Nebel- und Wolkenwasserchemie, zu den Stickstoffeinträgen unter Fichte vor allem in der Kammlage des Mittelgebirges, zum steilen Höhengradienten dieser Einträge zwischen 800 und 1300 m ü. NN und zur angedeuteten sehr großen räumliche Variabilität in Abhängigkeit von den Bestandesstrukturen sind in BEUDERT und BREIT (2012) ausführlich beschrieben und diskutiert. Sie wurden beim Informationstreffen 2013 der nationalen Zentren der wirkungsbezogenen Aktivitäten unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP) in Bochum und am 10. und 11.12.2012 in Dessau am Umweltbundesamt präsentiert. Die Fortführung und Ausdehnung dieses Untersuchungsprogramms wurde für notwendig erachtet, um die Datenbasis zu verbreitern und die ersten Befunde abzusichern.

Nachfolgend werden diejenigen Messplätze und Untersuchungbestände dargestellt, die im Rahmen des Sonderprogramms „Anthropogene Stickstoffeinträge in montane bodensaure Fichtenwälder“ neu eingerichtet worden sind. Es werden Zwischenergebnisse und Ausarbeitungen zur Nebel- und Wolkenwasserchemie und zur Stickstoffdeposition im Jahr 2012 vorgestellt. Sie erlauben auch vor dem Ende der Messungen zum Winterbeginn 2013 erste konkrete Abschätzungen zur Deposition und zur Bedeutung der Eintragspfade von reaktiven Stickstoffverbindungen im Höhengradienten.

Standorte und Bestände

Ausgangspunkt und Basis der Untersuchungen zum horizontalen Eintrag von Wasser und darin gelösten Stoffen sind die Lokalitäten Taferlruck, Schachtenau (Messturm), Weitau (Fichtenbestand) und Waldhäuser des Integrierten Ökosystemmonitorings am Forellenbach (Tab. 12), welche auf Höhen zwischen 762 und 947 m ü. NN liegen. Das „Haus zur Wildnis“ liegt auf einem niedrigen Höhenrücken (680 m ü. NN) am Fuß des Großen Falkenstein (1315 m ü. NN).

Kernstücke der Sonderprogramme zum anthropogenen Stoffeintrag sind die neu eingerichteten Fichtenbestände und Freiflächen am Großen Falkenstein Nord (2011) und Süd (2012) und am Ruckwiesberg (2012), die mit den Messorten im Forellenbachgebiet (Taferlruck, Weitau) die Basis für einen Höhengradienten bilden (Tab. 12 und 13). Zum andern wurde 2012 ein Messplatz zur Sammlung des Nebel- und Wolkenwassers mit Nebelharfe in Oberhanglage am Ruckwiesberg eingerichtet, zusätzlich zur Kammlagenstation am Gipfel des Großen Falkenstein.

Tab. 12: Position und Höhenlage der Messstationen und Fichtenbestände (rot: seit 2012)

| Messplatz | Position (Gauss-Krüger) | |
|-------------------------------|-------------------------|----------------|
| | Rechts | Hoch |
| Taferlruck | 4603611 | 5423153 |
| Weitau | 4604044 | 5423738 |
| Schachtenau Messturm | 4604167 | 5424299 |
| Waldhäuser | 4607438 | 5422369 |
| Haus zur Wildnis | 4591002 | 5436718 |
| Ruckwiesberg | 4593585 | 5440271 |
| Großer Falkenstein Süd | 4593702 | 5439422 |
| Großer Falkenstein Nord | 4593627 | 5439491 |
| Großer Falkenstein | 4593585 | 5439464 |

Den Messplätzen zur Erfassung der Deposition sind meteorologische Messungen auf gleicher Höhenlage zugeordnet. Tab. 13 gibt eine Übersicht, welche Messprogramme an welchem Ort stattfinden. Die verwendeten Sammeleinrichtungen und Messgeräte sowie das methodische Vorgehen von der Probenahme bis zur Überprüfung der analytischen Qualität sind ausführlich bei BEUDERT und BREIT (2012) dargestellt.

Tab. 13: Untersuchungsprogramme und ihre Zuordnung zu Messplätzen. (Rot: in 2012 eingeführt; grau hinterlegt: Forellenbachgebiet; blau hinterlegt: Falkensteinmassiv).

| Messplatz | Höhe ü. NN | Meteorologie | Sichtweite | Niederschlag | Deposition | | |
|-------------------------------|-------------|--------------|------------|----------------|------------|---------|-------|
| | | | | Intensität/Art | Freiland | Bestand | Nebel |
| Taferlruck | 762 | x | | I | x | | |
| Weitau | 782 | | | | | | |
| Schachtenau | 807 | x | x | I, A | | | x |
| Waldhäuser | 947 | x | | I | x | | |
| Haus zur Wildnis | 680 | x | | I, A | | | |
| Ruckwiesberg | 1192 | | | | x | x | x |
| Großer Falkenstein Süd | 1306 | | | | | x | |
| Großer Falkenstein Nord | 1310 | | | I, A | x | x | |
| Großer Falkenstein | 1315 | x | | | | | x |

Der Fichtenbestand auf der neu eingerichteten Depositionsmessfläche Großer Falkenstein Süd (1000 m², Abb.18), die auf gleicher Höhenlage weniger als 100 Meter von der Messfläche Großer Falkenstein Nord entfernt ist, besteht aus umgerechnet 280 Bäumen pro Hektar. Sie sind im Mittel 27 m hoch sind und weisen einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 52 cm auf. Diese Stammdimensionen und der aus ihnen errechnete Stammholzvorrat von 734 Vfm/ha sind für diese Höhenlage als überdurchschnittlich hoch anzusprechen. Die projizierte Schirmfläche des Grundflächenmittelstamms ist mit 20 m² ähnlich hoch wie im Bestand Großer Falkenstein Nord (22 m²), aber deutlich kleiner als im Unterhanglagenbestand Weitau (34 m²).

Die Sammlerpositionen wurden gutachterlich nach dem Kriterium ausgewählt, die verschiedenen Überschirmungssituationen im Bestand abzudecken. Dies schließt die nicht überschirmte Position D (Abb. 18) ein.

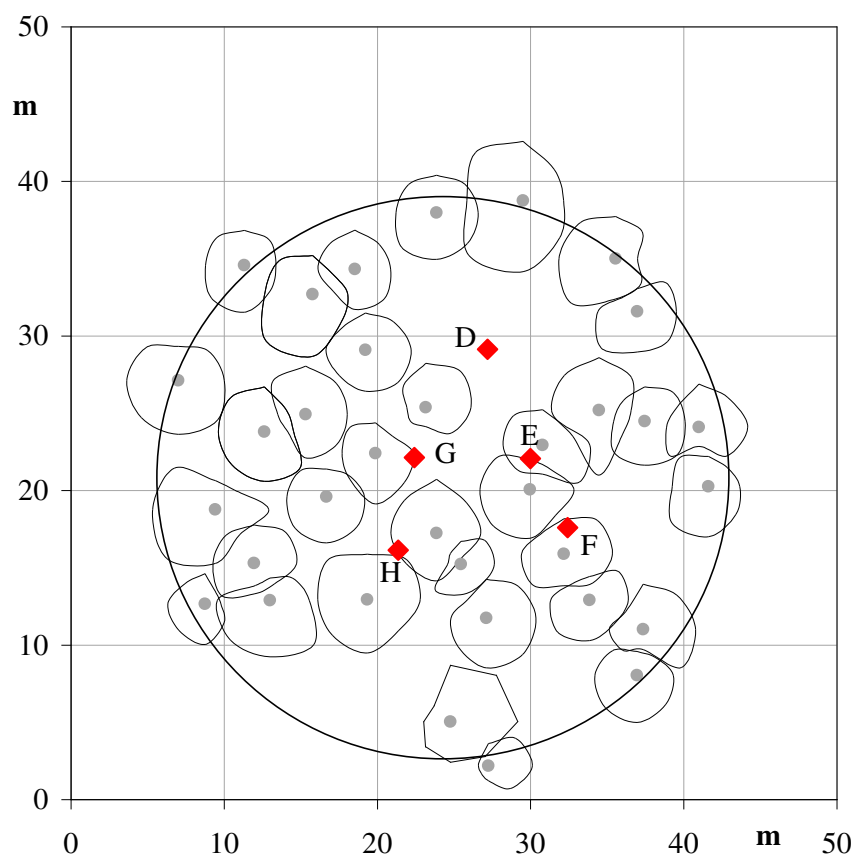


Abb. 18: Stammfußkarte des Fichtenbestands Großer Falkenstein Süd mit den Sammlerpositionen D bis H zur Erfassung des Bestandesniederschlags. Die Kronenschirmflächen der Fichten wurden aus jeweils acht Kronenablotungen berechnet (siehe BEUDERT und BREIT 2012, S. 9).

Der Fichtenbestand auf der neu eingerichteten Depositionsmessfläche am Ruckwiesberg (500 m², Abb. 19, s. u.), die 900 Meter nördlich der Messfläche Großer Falkenstein Nord liegt, besteht aus hochgerechnet 1060 Bäumen pro Hektar. Sie sind im Mittel 18 m hoch sind und haben einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 30 cm. Die Stammdimensionen sind deutlich geringer als am Gipfel der Großen Falkensteins.

Der Stammholzvorrat von 727 Vfm/ha ist dennoch überdurchschnittlich groß, weil die geringen Stammdimensionen durch die große Stammzahl kompensiert werden. Die projizierte Schirmfläche des Grundflächenmittelstamms ist mit 16 m² kleiner in den Beständen Großer Falkenstein Nord (22 m²) und Süd (20 m²), die Gesamtüberschirmung aufgrund der Stammzahlen deutlich größer und durch Mehrfachüberschirmung auch dichter. Die Depositionsmessungen hier wurden am 10.07.2012 begonnen.

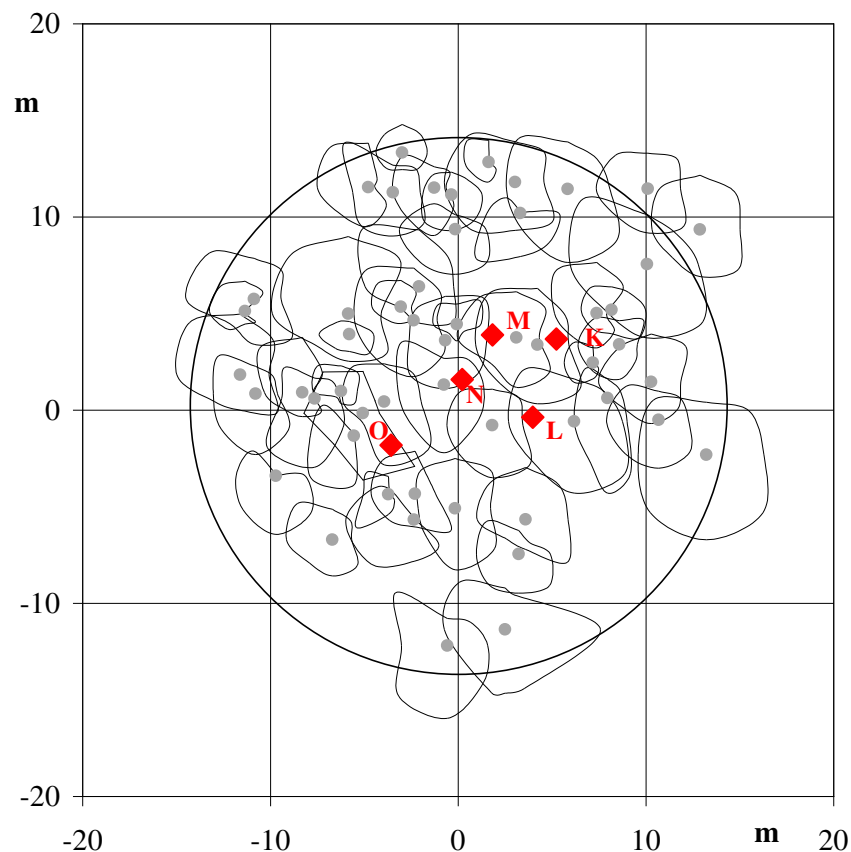


Abb. 19: Stammfußkarte des Fichtenbestands Ruckwiesberg mit den Sammlerpositionen K bis O zur Erfassung des Bestandesniederschlags.

Niederschlagssummen

Der Probenahmezeitraum reichte vom 08.05.2012 bis zum 27.11.2012. Im Fichtenbestand waren nur drei der 29 Kalenderwochen niederschlagsfrei (Abb. 20, s. u.), während im Freiland zwei zusätzliche Wochen im Herbst niederschlagsfrei waren. Lediglich in 10 von 26 Sammelintervallen war die Niederschlagssumme im Freiland größer als unter Fichtenschirm. Die maximalen Wochensummen lagen im Freiland bei 89 mm (Kalenderwoche 28), unter Fichte bei 79 mm (Kalenderwoche 25) im Mittel der acht Sammler. Das Maximum an der Sammelposition C war mit 137 mm deutlich überdurchschnittlich, während das Maximum an der Sammelposition F mit 57 mm nur 42% dieses Wertes erreichte, allerdings nicht in derselben Kalenderwoche. Beide Ergebnisse unterstreichen die enorme Heterogenität des Bestandesniederschlags, die in erster Linie auf die Stammverteilung und komplexe Kronenraumstrukturen zurückzuführen ist.

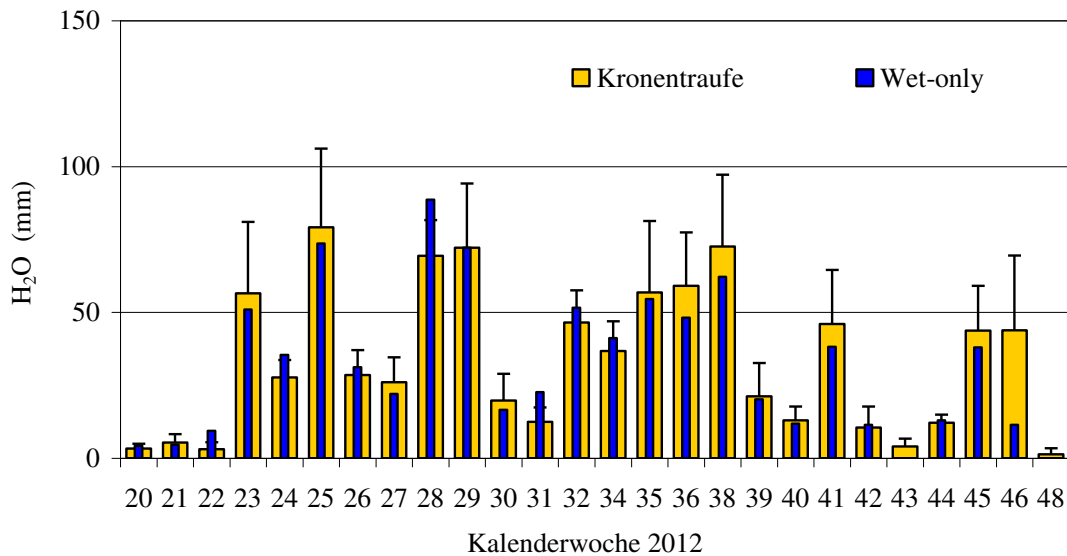


Abb. 20: Niederschlag im Freiland und unter Fichte am Großen Falkenstein (Position A - H).

Insgesamt ergaben sich Niederschlagssummen (Abb. 21 links) von 536 mm (Position F) bis 1450 mm (Position C), im Mittel 871 mm (± 190) unter Fichte und 830 mm im Freiland. Der Median ist mit 835 mm praktisch identisch mit der Summe im Freiland, während das Ergebnis für Position C im Box-Whisker-Plot (Abb. 21 rechts) als Ausreißer qualifiziert ist. Die hohen Summen an Position C traten schon im Jahr 2011 auf und wurden als Ergebnis einer besonderen Übershirmungssituation interpretiert („Tropfpunkt“). Sie repräsentiert damit die Niederschlagssituation eines Raumelements in diesem Fichtenhochlagenwald, dessen Flächenrelevanz nicht bekannt ist. Daher wurde diese Position nicht von weiteren Bearbeitungen ausgeschlossen. Die Messfläche Nord weist insgesamt höhere Niederschlagssummen als die Messfläche Süd auf, wobei sich nur die Positionen C und die Position F, die mit 535 mm große Interzeptionsverluste erkennen lässt, deutlich von den anderen sechs Positionen und vom Freiland abheben.

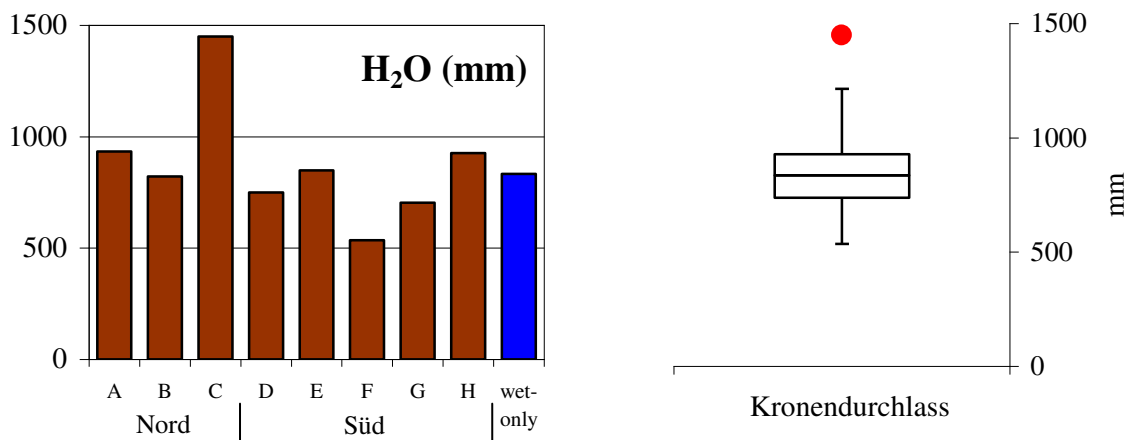


Abb. 21: Niederschlagssumme im Freiland und unter Fichte am Großen Falkenstein vom 05.05. - 27.11.2012. Links: Einzelpositionen; rechts: Boxplot Kronendurchlass.

Die Niederschlagssummen am Ruckwiesberg (nicht dargestellt) summierten sich vom 10.07. bis 27.11.2012 auf 496 mm (bulk-Sammler) im Freiland und auf 447 mm (± 55) unter Fichte. Der Variationskoeffizient ist hier mit 12% sehr viel kleiner als auf dem Gipfelplateau im selben Zeitraum (33%). Er beschreibt die in diesem dichten Bestand zu erwartende geringere räumliche Heterogenität als in den lückigen Hochlagenwäldern.

Stoffkonzentrationen im Niederschlag

Die Konzentrationen des analysierten Gesamtstickstoffs (TNb) lassen große Unterschiede zwischen dem Freiland- und dem Bestandesniederschlag erkennen (Abb. 22 links). Sie liegen im Freiland im Mittel bei 0,5 mg N/l, jeweils zur Hälfte als Nitrat und Ammonium als gelösten anorganischen Stickstoffformen (DIN) und frei von gelöstem organischen Stickstoff (DON). An den Positionen A bis C sowie E bis H unter Fichte sind die Konzentrationen mit 1,5 bis 2,1 mg N/l um das Drei- bis Vierfache höher. Die Anteile des DON, welche der Umwandlung von deponierten DIN und/oder dem Auswaschen gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen (DOC) zuzuordnen sind, nehmen Anteile von 17 bis 32% ein. Bemerkenswert sind die geringe Konzentration und der minimale Anteil des DON an der Position D, der den Niederschlag an dieser Stelle als Freilandniederschlag ausweist. Die Konzentrationen des DOC (Abb. 22 rechts) und weiterer Stoffe, die als Indikatoren der Wechselwirkungen mit dem Kronenraum gelten, lassen keinen Zweifel an dieser Feststellung zu. Die Position D ist zwar tatsächlich eine Lücke im Kronendach (Abb. 18, s. o.), aber nur zwei bis sieben Meter von den Kronenrändern der umgebenden Fichten entfernt. Sie repräsentiert damit ein typisches Raumelement im weitständigen Fichtenhochlagenwald und wird daher von den weiteren Bearbeitungen nicht ausgeschlossen. Die Stickstoffkonzentrationen am Ruckwiesberg (nicht dargestellt) lagen zwischen dem 10.07. und 27.11.2012 im Freilandniederschlag bei 0,6 mg N/l und bei 2,1 mg N/l ($\pm 0,4$) unter Fichte. Der Variationskoeffizient ist mit 17% deutlich kleiner als auf dem Gipfelplateau im selben Zeitraum (27%), wobei dort auch die Konzentrationen mit 1,6 mg N/l geringer waren. Die Unterschiede liegen in den DIN-Konzentrationen begründet, während die Konzentrationen des DON in beiden Beständen mit 0,3 mg N/l gleich sind.

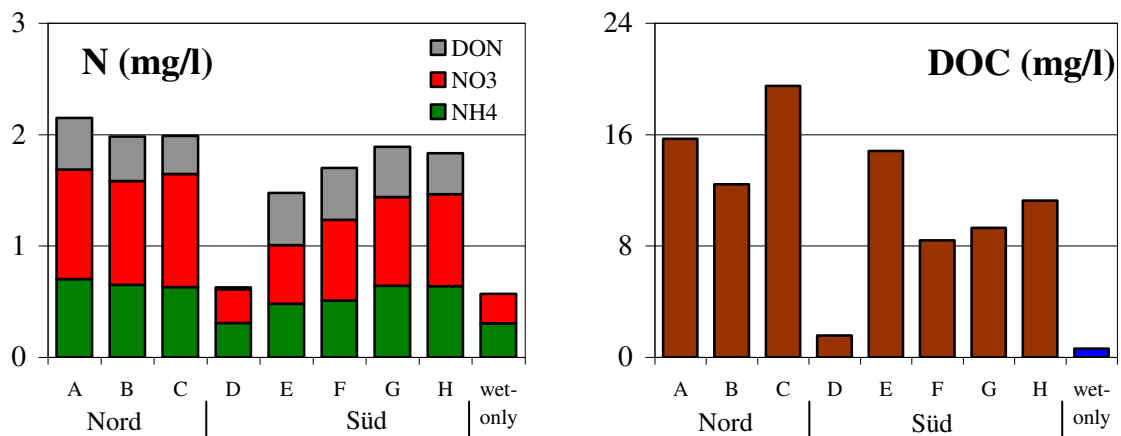


Abb. 22: Mengengewichtete Stoffkonzentrationen im Freiland und unter Fichte am Großen Falkenstein vom 05.05. - 27.11.2012. Links: Stickstoff; rechts: DOC.

Stickstoffkonzentrationen im Nebel- und Wolkenwasser

Die Volumina des mit den Nebelharfen aufgefangenen Nebel- und Wolkenwasser variierten am Gipfel des Großen Falkenstein (1314 m ü. NN) um drei Größenordnungen: im Jahr 2011 zwischen 10 und 950 ml und im Jahr 2012 zwischen 3 und 3370 ml. Ein Beitrag von Niederschlagswasser während gemischter Ereignisse (Berge in Wolken und Niederschlag) ist erkennbar, aber weder eindeutig noch durchgehend. Dagegen ist die Windstärke signifikant mit dem gesammelten Volumen korreliert: sie bedingt die maximale Dimension transportierter Tropfen und steuert den Durchsatz am Sammler (BEUDERT und BREIT 2012). Die Sammelergebnisse am Ruckwiesberg (1192 m ü. NN) fielen mit 7 bis 455 ml wesentlich geringer aus. Während der Messperiode im Jahr 2012 betrug die Anzahl der erfassten Nebelereignisse am Ruckwiesberg 53 (27%) und in Gipfellage 78 (40%) von 197 Tagen bei jeweils täglicher Kontrolle der Sammler. Beide Parameter, Anzahl wie Volumina, verdeutlichen die Bedeutung der Höhenlage und der Exponiertheit für die Bedeutung des horizontalen Eintrags von Wasser.

Die Stickstoffkonzentrationen (gemessener Gesamtstickstoff TN_b) im Nebel- und Wolkenwasser variierten in Gipfellage zwischen ein und 35 mg N/l (2011) bzw. 31 mg N/l (2012). Während Nitrat und Ammonium im Jahr 2011 über den gesamten Konzentrationsbereich annähernd äquimolar vorlagen (Abb. 4, Anhang), zeigte sich im Jahr 2012 ein deutlich von eins verschiedener Regressionskoeffizient in der doppellogarithmischen Auftragung (Abb. 23 links). Im oberen Konzentrationsbereich herrscht Äquimolarität, während Nitrat mit abnehmenden Konzentrationen zunehmend dominiert. Die Ursachen hierfür dürften in der doppelt so langen Messperiode liegen, die eine fünfmal größere Probenzahl ermöglichte und das gesamte Sommerhalbjahr, nicht nur den Herbst umfasste. Insofern waren im Jahr 2012 zusätzliche Großwetterlagen mit abweichenden energetischen Randbedingungen erfasst, welche die Emission, die chemischen Reaktionen und den Transport von Stickstoffverbindungen maßgeblich beeinflussten.

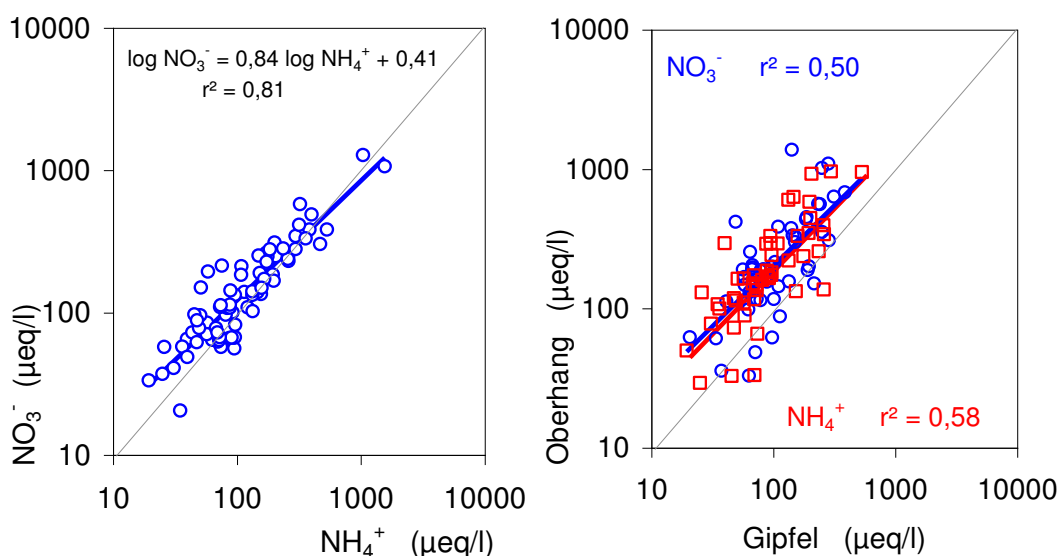


Abb. 23: Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Nebel- und Wolkenwasser (2012).
Links: am Gipfel des Großen Falkenstein (n = 79);
rechts: Oberhang (Ruckwiesberg) versus Gipfel (Großer Falkenstein).

Am Oberhang variierten die Stickstoffkonzentrationen zwischen ein und 30 mg N/l (2012), wie dies wegen der geringen Horizontaldistanz zum Sammler am Gipfel auch der Erwartung entspricht. Allerdings ergibt sich aus dem räumlichen Vergleich über gleiche Sammelintervalle, dass die Konzentrationen der anorganischen Stickstoffspezies am Oberhang durchgehend größer als am Gipfel sind (Abb. 23 rechts, s. o.). Die aufeinanderliegenden Ausgleichsgeraden für Ammonium und Nitrat sprechen dabei für einen gemeinsamen Mechanismus. So könnte der Verdunstung des bereits an den Teflonfäden des Nebelfängers hängenden Wasser als Ursache eine maßgebliche Rolle zukommen, die zur Lösungseinkühlung und Konzentrationserhöhung führen würde. Dieser Effekt würde am tiefer gelegenen Standort mit den wesentlich kleineren ausgekämmten Nebel- und Wolkenwasservolumina, aber höheren Temperaturen stärker zum Tragen kommen als am Gipfel. Aufgrund der Systematik der Konzentrationserhöhung ist nicht davon auszugehen, dass die Reinsertion von Fichtenkronen eine bedeutende Rolle spielt. Die Klärung dieser Frage ist jedoch weiteren Untersuchungen unter Verwendung zusätzlicher chemischer Komponenten vorbehalten.

Niederschlag und Stickstoffeintrag im Höhengradienten

Zusammen mit den Ergebnissen des Dauermessprogramms am Forellenbach lassen sich für den Zeitraum vom 10.07. und 27.11.2012 Höhengradienten des Niederschlags und des Stickstoffeintrags abbilden, die erste Hinweise auf die Bedeutung des horizontalen Eintragspfads in der Region liefern.

Die Niederschlagssumme im Freiland (Abb. 24 links, s. u.) stieg von 410 mm am Unterhang (762 m ü. NN) auf 496 mm und 493 mm am Oberhang (1192 m ü. NN) bzw. auf dem Gipfel (1310 m ü. NN) an. Die Bestandesniederschläge wiesen mit 227 mm, 453 mm und 572 mm einen steilen Höhengradienten auf. Die jeweilige Differenz zum Freilandniederschlag stellt die Nettointerzeptionsrate dar, die sich aus Wassergewinnen und Wasserverlusten im Kronenraum ergibt. Von der Unter- zur Oberhanglage verringern sich die Verluste von -184 mm auf -43 mm. Am Gipfel liegen Gewinne von 79 mm vor, weil mehr Wasser aus der Atmosphäre ausgekämmt wird als über die Interzeptionsverdunstung verloren geht.

Unter der Annahme, dass die Auskämmung von Wolkenwasser im Unterhanglage quantitativ bedeutungslos (BAUMGARTNER 1958) und die Interzeptionsverdunstung von Bestandesoberflächen unabhängig von der Höhelage ist, lässt sich der horizontale Eintrag für diesen Zeitraum auf 141 mm (Oberhang) und 263 mm (Gipfel) schätzen. Dieser bemerkenswert große Unterschied tritt bei einem Höhenunterschied von 120 m und einer Horizontaldistanz von weniger als einem Kilometer auf. Er ist ein Beleg für die früheren Befunde zum horizontalen Wassereintrag an diesem Standort, die BAUMGARTNER (1958) aus Messungen mit GRUNOW-Nebelfängern als Surrogat für die Oberflächen von Fichtenbeständen abgeleitet hat.

Der Stickstoffeintrag mit dem Freilandniederschlag betrug 2,7 bis 2,9 kg/ha und war damit unabhängig von der Höhenlage (Abb. 24 rechts, s. u.).

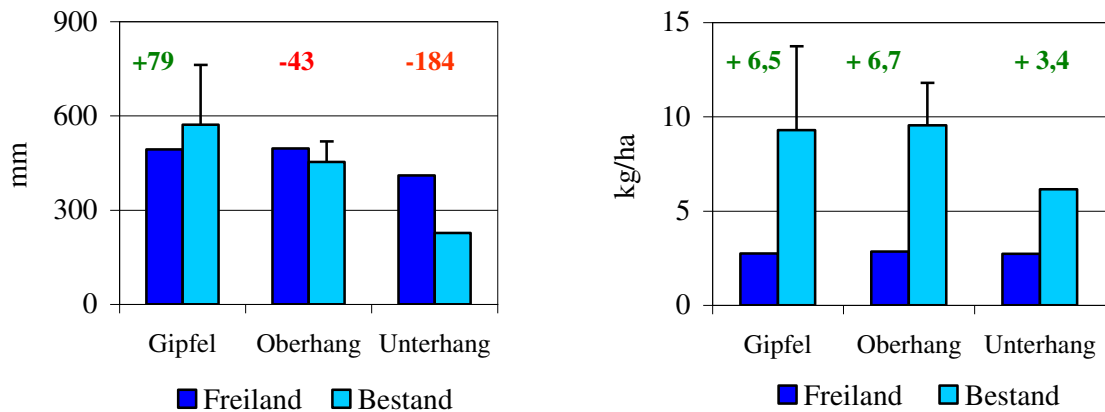


Abb. 24: Höhengradienten des Niederschlags (links) und des Stickstoffeintrags (TNb, rechts) im Freiland und im Bestand vom 10.07. und 27.11.2012. Unterhang: Taferlruck/Weitau; Oberhang: Ruckwiesberg; Gipfel: Großer Falkenstein.

Dies entspricht dem Befund von TEICHMANN (1983) im Einzugsgebiet der Großen Ohe, der eine mit der Höhe zunehmende Verdünnung der Konzentrationen und unveränderte Einträge feststellte.

Der Eintrag unter Fichte ist mit 6,2 kg N/ha am Unterhang und 9,3 bzw. 9,6 kg N/ha in Oberhang- und Gipfellage (Abb. 24 rechts) um das Zwei- bis Dreifache höher als im Freiland. Die zusätzlichen Einträge entstammen der Interzeption von Gasen und Partikeln und der feuchten Deposition. Unter der Annahme, dass die Auskämmung von Wolkenwasser im Unterhanglage quantitativ bedeutungslos (BAUMGARTNER 1958), lässt sich der zusätzliche Eintrag unter Fichte von 3,4 kg N/ha dem trockenen Depositionspfad zuordnen. Unterstellt man simplifizierend weiter, dass dieser Beitrag unabhängig von der Höhenlage ist, dann ergeben sich für die feuchte Deposition 3,1 bzw. 3,3 kg N/ha, insgesamt etwa ein Drittel des Eintrags. Es ist klar, dass der so abgeschätzte Eintrag einen unbekanntem Anteil trocken in der Krone deponierten Stickstoffs enthält, der bei Befeuchtung in Lösung geht und zu Boden fällt. Zudem müssen weitere Quellen und Senken im Kronenraum unberücksichtigt bleiben. Zunächst jedoch kann abgeklärt werden, ob die Stickstoffkonzentrationen der Nebel- und Wolkenwässer hoch genug sind, um die abgeschätzten Einträge über feuchte Deposition plausibel zu machen.

Die Auskämmung von Nebel- und Wolkenwasser wurde für den Zeitraum vom 10.07. bis 27.11.2012 auf 141 mm (Oberhang) und 263 mm (Gipfel) geschätzt, der damit verbundene Stickstoffeintrag auf 3,3 bzw. 3,1 kg N/ha (s. o.). Für die Erzeugung dieses Eintrags sind demnach mittlere Stickstoffkonzentrationen von 2,3 bzw. 1,2 mg N/l im Nebel- und Wolkenwasser erforderlich. Wie Abb. 25 (s. u.) entnommen werden kann, liegen diese Konzentrationen noch unter dem ersten Quartil der Verteilung.

Würde man die gesamte Interzeptionsdeposition von 6,7 bzw. 6,5 kg N/ha (s. o.) der feuchten Deposition zuordnen, betrügen die erforderlichen Konzentrationen 4,8 bzw. 2,5 mg N/l. Diese Konzentrationen liegen noch deutlich unter dem Median der Verteilung (Abb. 25, s. u.).

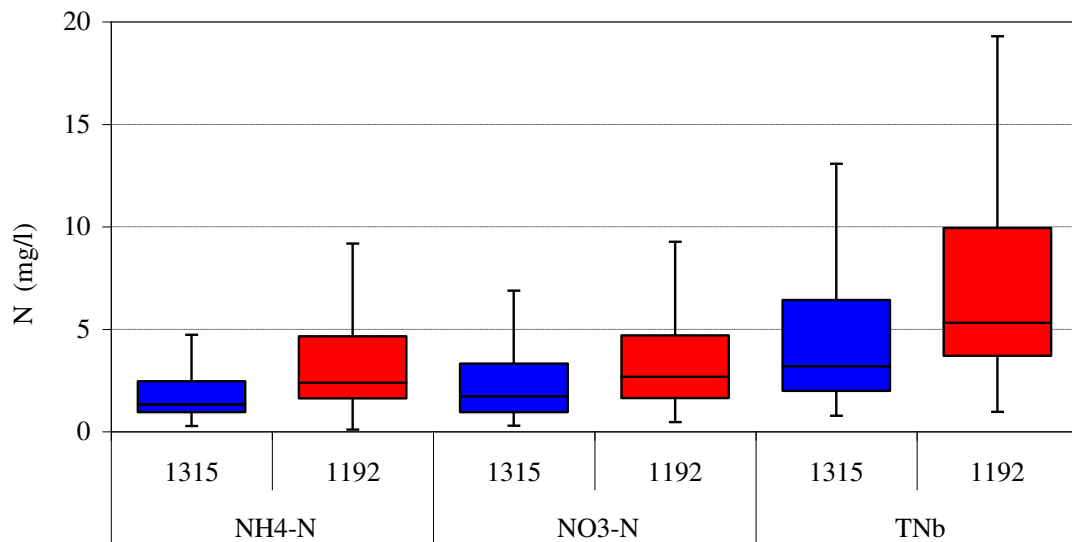


Abb. 25: Box-Whisker-Plots der analysierten Stickstoffkomponenten im Nebel- und Wolkenwasser (10.07. - 27.11.2012). Stationsvergleich: 1192 m ü. NN (Ruckwiesberg, Oberhang) versus 1310 m ü. NN (Großen Falkenstein, Gipfel).

Im Ergebnis bedeutet dies, dass sich die aus dem Höhengradienten der Stickstoffeinträge abgeleiteten Beiträge der feuchten Deposition zwanglos aus den horizontalen Wassereinträgen aus der Kronenwasserbilanz und den gemessenen Konzentrationen im zusammensetzen lassen. Dies gilt wegen der nur geringen erforderlichen Konzentrationen auch dann, wenn die Konzentrationen im Nebel- und Wolkenwasser mit zunehmender Menge des eingetragenen Wassers sinken.

Zusammenfassung

Durch die Erweiterung des Stickstoffmonitorings um zwei neue Untersuchungsbestände am Gipfel des Großen Falkensteins und in Oberhanglage am Ruckwiesberg wurde die Datenbasis zur Abschätzung des Stickstoffeintrags insgesamt und des Höhengradienten deutlich verbreitert und verbessert. Extrapoliert auf ein Jahr ergaben sich daraus maximale Stickstoffeinträge unter Fichte von 15 - 20 kg N/ha/a in Unterhanglage bis 30 kg N/ha/a am Oberhang und in Gipfellage. Die Einträge mit dem Freilandniederschlag waren trotz steigender Niederschlagsmenge unabhängig von der Höhe und dürften 10 kg N/ha/a nicht überschreiten. Die zusätzliche Nebelharfe am Oberhang sammelte im Vergleich zur Nebelharfe am Gipfel seltener und weniger Nebel- und Wolkenwasser, das jedoch identisch erhöhte Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen aufwies. Über die Unterschiede zwischen den Fichtenbeständen wurde der Beitrag der trockenen Deposition grob auf ein Drittel des Stickstoffeintrags mit dem Kronendurchlass geschätzt, ebenso hoch der Beitrag der feuchten/okkulten/horizontalen Deposition. Diese lässt sich zwanglos aus den horizontalen Wassereinträgen in die Bestände (Interzeptionsgewinn) und den im Nebel- und Wolkenwasser gemessenen Konzentrationen erzeugen.

Literaturverzeichnis

- 1) ABER, J.D., NADELHOFFER, K.J., STEUDLER, P. and MELILLO, J. M.: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39(6), 378-386 (1989).
- 2) AG BODENKUNDE: Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland. Hannover (1982, 1994)
- 3) AGNELLI, A., ASCHER, J., CORTI, G., CECCHERINI, M.T., NANNIPIERI, P. and PIETRA-MELLARA, G.: Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA. *Soil Biology and Biochemistry* 36(5), 859-868 (2004).
- 4) ÅGREN, G.I., HYVÖNEN, R. and NILSSON, T.: Are Swedish forest soils sinks or sources for CO₂ - model analyses based on forest inventory data. *Biogeochemistry*, 89(1), 139-149 (2008).
- 5) AK STANDORTSKARTIERUNG (Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung): Forstliche Standortsaufnahme. 5. Aufl., 352 S., Echting (1996).
- 6) ALEWELL, C., MANDERSCHIED, B., GERSTBERGER, P. and MATZNER, E.: Effects of reduced atmospheric deposition on soil solution chemistry and elemental contents of spruce needles in NE-Bavaria, Germany. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 163, 509-516 (2000)
- 7) AMIRO, B.D., BARR, A.G., BARR, J.G., BLACK, T.A., BRACHO, R., BROWN, M., CHEN, J., CLARK, K.L., DAVIS, K.J., DESAI, A.R., DORE, S., ENGEL, V., FUENTES, J.D., GOLDSTEIN, A.H., GOULDEN, M.L., KOLB, T.E., LAVIGNE, M.B., LAW, B.E., MARGOLIS, H.A., MARTIN, T., MCCAUGHEY, J.H., MISSON, L., MONTES-HELU, M., NOORMETS, A., RANDERSON, J.T., STARR, G. and XIAO, J.: Ecosystem carbon dioxide fluxes after disturbance in forests of North America. *J. Geophys. Res.* 115, doi:10.1029/2010JG001390 (2010).
- 8) ANDERSON, T.-H. and DOMSCH, K.H.: The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25 (3), 393-395 (1993).
- 9) BAERT, G., VANMECHELEN, L. and VAN RANST, E.: Critical review of soil sampling methods in the ICP Forests programme. Background document, 19 S., Forest Soil Co-ordinating Centre (FSCC), Geraardsbergen, Belgium (1998)
- 10) BALDOCCHI, D.: 'Breathing' of the Terrestrial Biosphere: Lessons Learned from a Global Network of Carbon Dioxide Flux Measurement Systems. *Australian J. of Botany* 56(1), 1-26 (2008)
- 11) BALL, D.F. and WILLIAMS, W.M.: Variability of soil chemical properties in two uncultivated brown earths. *J. Soil Sci.* 19, 379-391 (1968).
- 12) BARITZ, R. and STRICH, S.: Forests and the national greenhouse gas inventory of Germany. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 4, 267-271 (2000).
- 13) BARITZ, R.: Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 98/1, Eberswalde (1998)
- 14) BATJES, N.H.: Carbon and nitrogen stocks in the soils of Central and Eastern Europe. *Soil Use and Management* 18, 324-329 (2002)
- 15) BATJES, N.H.: Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151-163 (1996)
- 16) BAUBERGER, W.: Geologische Karte von Bayern. Erläuterungen zum Blatt Nr. 7046 Spiegelau und zum Blatt 7047 Finsterau. Bayerisches Geologisches Landesamt. München (1977).
- 17) BAUMGARTNER, A.: Nebel und Nebelniederschlag als Standortsfaktoren am Großen Falkenstein (Bayerischer Wald). *Forstw. Centralblatt* 77, 257-272 (1958).
- 18) BECKER, R.: Berechnung der critical loads für die Baumbestände B1 und F1 des UN/ECE-Integrated Monitoring Projekts im Forellenbachgebiet des Nationalpark Bayerischer Wald. Unveröffentlichter ACCESS-Report (2002, 2004).
- 19) BEUDERT, B. und BREIT, W.: Horizontaler Niederschlag, nasse und feuchte Deposition im Inneren Bayerischen Wald - erste Ergebnisse. Fkz. 351 01 012 des Umweltbundesamtes; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau (2012).
- 20) BEUDERT, B. und BREIT, W.: Hydrochemische Trends und Versauerungsmechanismen im Forellenbachgebiet. Fkz. 351 01 012 des Umweltbundesamtes; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau (2011)

- 21) BEUDERT, B. und BREIT, W.: Untersuchungen zum Stickstoffeintrag und zum wassergebundenen Stickstoffhaushalt des Forellenbachgebiets. Fkz. 351 01 012 des Umweltbundesamtes; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau (2010).
- 22) BEUDERT, B. und BREIT, W.: Zwölf Jahre Integrated Monitoring Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald. Fkz. 351 01 012 des Umweltbundesamtes; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, 307 S., Grafenau (2004).
- 23) BEUDERT, B., BREIT, W., DIEOLDER, U. und KAISER, M.: Errichtung und Betrieb einer Meßstelle für das ECE-Projekt Integrated Monitoring im Rahmen der ECE-Luftreinhaltekonvention. Zwischenbericht zum F+E-Vorhaben 104 02 643 des Umweltbundesamtes. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (1992).
- 24) BEUDERT, B., BREIT, W., DIEOLDER, U. und KAISER, M.: Errichtung und Betrieb einer Messstelle für das ECE-Projekt Integrated Monitoring im Rahmen der ECE-Luftreinhaltekonvention. Abschlussbericht zum F+E - Vorhaben 104 02 643 des Umweltbundesamtes. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (1994).
- 25) BEUDERT, B.: Untersuchungen zu den Variationsursachen mikrobieller Kenngrößen in den Auflagehorizonten saurer Braunerden. In: IBK (INSTITUT FÜR BIOKLIMATOLOGIE): Sicherstellung des Integrated Monitoring-Programms an der Messstelle Forellenbach im Bayerischen Wald (Fkz. 351 01 006/03). Abschlußbericht. Göttingen (1998).
- 26) BEUDERT, B.: Veränderungen im Stoffhaushalt eines abgestorbenen Fichtenökosystems im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. In: Einzugsgebiet Große Ohe – 20 Jahre hydrologische Forschung im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe, Heft 7, 162 S., ISSN 0937-0056, Nationalpark Bayerischer Wald, Grafenau (1999).
- 27) BLAKE, L., GOULDING, K.W.T., MOTT, C.J. and JOHNSTON, A.E.: Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK. *European Journal of Soil Science*, 50(3), 401-412 (1999).
- 28) BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz): Zielsetzung der zweiten Bodeninventur im Wald (BZE II - Konzeptpapier). <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/ZielsetzungKonzeptionBZE.pdf> (2007)
- 29) BOBBINK, R. and HETTELINGH, J.-P. (eds.): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. RIVM report: 680359002, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands, www.rivm.nl/cce (2011)
- 30) BOND-LAMBERTY, B., WANG, C. and GOWER, S.T.: A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration. *Global Change Biology*, 10(10), 1756-1766 (2004).
- 31) BOONE, R.D., GRIGAL, D.F., SOLLINS, P., AHRENS, R.J. and ARMSTRONG, D.E.: Soil sampling, preparation, archiving and quality control. In: ROBERTSON, G.P., COLEMAN, D.C., BLEDSOE, C.S. and SOLLINS, P. (eds.): *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press, New York, 3-28 (1999)
- 32) BORKEN, W., XU, Y.J., DAVIDSON, E.A. and BEESE, F.: Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Global Change Biology*, 8(12), 1205-1216 (2002).
- 33) BUCHMANN, N.: Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11), 1625-1635 (2000).
- 34) CARTER, R.E. and LOWE, L.E.: Lateral variability of forest floor properties under second-growth Douglas-fir stands and the usefulness of composite sampling techniques. *Can. J. For. Res.* 16, 1128-1132 (1986).
- 35) COVINGTON, W.W.: Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* 62(11), 41-48 (1981).
- 36) COZZARELLI, I.M., HERMAN, J.S. and PARNELL, R.A.: The mobilization of aluminum in a natural soil system: Effects of hydrological pathways. *Water Res. Research* 23, 859-874 (1987).
- 37) CRONAN, C.S., APRIL, R., BARTLETT, R.J., BLOOM, P.R., DRISCOLL, C.T., GHERINI, S.A., HENDERSON, G.S., JOSLIN, J.D., KELLY, J.M., NEWTON, R.M., PARNELL, R.A., PATTERSON, H.H., RAYNAL, D.J., SCHAEDELE, M., SCHOFIELD, C.L., SUCOFF, E.I., TEPPER, H.B. and THORNTON, F.C.: Aluminum toxicity in forests exposed to acidic deposition: The Albios results. *Water, Air and Soil Pollution* 48, 181-192 (1989).

- 38) DAVIDSON, E.A., SAVAGE, K., BOLSTAD, P., CLARK, D.A., CURTIS, P.S., ELLSWORTH, D.S. and ZAK, D.: Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113(1), 39-51 (2002).
- 39) DIOCHON, A., KELLMAN, L. and BELTRAMI, H.: Looking deeper: An investigation of soil carbon losses following harvesting from a managed northeastern red spruce (*Picea rubens* Sarg.) forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 413-420 (2009).
- 40) DISE, N.B., ROTHWELL, J.J., GAUCI, V., VAN DER SALM, C. and DE VRIES, W.: Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment* 407, 1798–1808 (2009)
- 41) DISE, N.B., MATZNER, E. and FORSIUS, M.: Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environ. Pol.* 102, 453-456 (1998).
- 42) DRISCOLL, C.T., LAWRENCE, G.B., BULGER, A.J., BUTLER, T.J., CRONAN, C.S., EAGAR, C., LAMBERT, K.F., LIKENS, G.E., STODDARD, J.L. and WEATHERS, K.C.: Acidic deposition in the northeastern United States: sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *BioScience*, 51(3), 180-198 (2001).
- 43) EC-UN/ECE ICP Forests. Manual on methodologies and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Hamburg/Prague (1994).
- 44) EDC (ENVIRONMENTAL DATA CENTRE): Manual for Integrated Monitoring. Programme Phase 1993 - 1996. National Board of Waters and the Environment, Finland (1993)
- 45) EDC (ENVIRONMENTAL DATA CENTRE): Field and Laboratory Manual, International Cooperative Programme on Integrated Monitoring. Programme Centre EDC. National Board of Waters and the Environment, Finland (1989)
- 46) FALKENGREN-GRERUP, U., LINNEMARK, N. and TYLER, G.: Changes in the acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16, 2239-2248 (1987).
- 47) FEDERER, C.A.: Subjectivity in separation of organic horizons of the forest floor. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1090-1093 (1982).
- 48) FELLER, M.C.: Trends in precipitation and streamwater chemistry in East Creek watershed in southwestern British Columbia, 1971–2008. *J. Limnol.* 69 (Suppl. 1), 77-91 (2010).
- 49) FENN, M.E., POTH, M.A., ABER, J.D., BARON, J.S., BORMANN, B.T., JOHNSON, D.W., ... and STOTTLEMYER, R.: Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications* 8, 706-733 (1998).
- 50) FERNANDEZ, I.J., RUSTAD, L.E., NORTON, S.A., KAHL, J.S. and COSBY, B.J.: Experimental acidification causes soil base-cation depletion at the Bear Brook Watershed in Maine. *Soil Science Society of America Journal* 67(6), 1909-1919 (2003).
- 51) FIERER, N., ALLEN, A.S., SCHIMEL, J.P. and HOLDEN, P.A.: Controls on microbial CO₂ production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. *Global Change Biology* 9 (9), 1322–1332 (2003)
- 52) FONTAINE, S., BAROT, S., BARRÉ, P., BDIQUI, N., MARY, B. and RUMPEL, C.: Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, 277-280 (2007).
- 53) FONTAINE, S., HENAULT, C., AAMOR, A., BDIQUI, N., BLOOR, J.M.G., MAIRE, V., ... and MARON, P.A.: Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry* 43(1), 86-96 (2011).
- 54) GARCIA-PAUSAS, J., CASALS, P., CAMARERO, L., HUGUET, C., ... and ROMANYÀ, J.: Factors regulating carbon mineralization in the surface and subsurface soils of Pyrenean mountain grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 40(11), 2803-2810 (2008).
- 55) GAUDINSKI, J.B., TRUMBORE, S.E., DAVIDSON, E.A. and ZHENG, S.: Soil carbon cycling in a temperate forest: radiocarbon-based estimates of residence times, sequestration rates and partitioning fluxes. *Biogeochemistry* 51, 33-69 (2000)
- 56) GIETL, G.: Untersuchungen zur Bulk Deposition im Einzugsgebiet der Großen Ohe. *Landwirtschaftliches Jahrbuch* 67, 123-129, Sonderheft (1990).
- 57) GOODALE, C.L. and ABER, J.D.: The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests. *Ecological Applications* 11(1), 253-267 (2001).
- 58) GRIGAL, D.F., MCROBERTS, R.E. and OHMANN, L.F.: Spatial Variation in Chemical Properties of Forest Floor and Surface Mineral Soil in the North Central United States. *Soil Science* 151(4), 282-290 (1991).

- 59) GUNDERSEN, P., BERG, B., CURRIE, W.S., DISE, N.B., EMMETT, B.A., GAUCI, V., HOLMBERG, M., KJØNAAS, O.J., MOL-DIJKSTRA, J., VAN DER SALM, C., SCHMIDT, I.K., TIETEMA, A., WESSEL, W.W., VESTGARDEN, L.S., AKSELSSON, C., DE VRIES, W., FORSIUS, M., KROS, H., MATZNER, E., MOLDAN, F., NADELHOFFER, K.J., NILSSON, L.-O., REINDS, G.J., ROSENGREN, U., STUANES, A.O. and WRIGHT, R.F.: Carbon-Nitrogen Interactions in Forest Ecosystems – Final Report. Forest & Landscape Working Papers no. 17- 2006, Danish Centre for Forest, Landscape and Planning, KVL, 62 pp (2006)
- 60) GUNDERSEN, P.: Mass balance approaches for establishing critical loads for nitrogen in terrestrial ecosystems. In: GRENNFELT, P. and THÖRNELÖF, E.: Critical loads for nitrogen. *NORD* 1992: 41 (1992).
- 61) GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (Hrsg.): Handbuch Forstlich Analytik (HFA), Stand 2009, www.bmelv.de (2009)
- 62) HAMER, U. and MARSCHNER, B.: Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 445-454 (2005a).
- 63) HAMER, U. and MARSCHNER, B.: Priming effects in soils after combined and repeated substrate additions. *Geoderma* 128(1), 38-51 (2005b).
- 64) HAMER, U., MARSCHNER, B., BRODOWSKI, S. and AMELUNG, W.: Interactive priming of black carbon and glucose mineralization. *Organic Chemistry* 35, 823-830 (2004)
- 65) HANSON, P.J., EDWARDS, N.T., GARTEN, C.T. and ANDREWS, J.A.: Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48(1), 115-146 (2000).
- 66) HART, S.C., NASON, G., MYROLD, D.D. and PERRY, D.A.: Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest: the carbon connection. *Ecology* 75(4), 880-891 (1994).
- 67) HEURICH, M. and ENGLMAIER, K.-H.: The development of tree species composition in the Rachel-Lusen region of the Bavarian Forest National Park. *Silva Gabreta* 16(3), 165-186 (2010).
- 68) HÖGBERG, P., NORDGREN, A., BUCHMANN, N., TAYLOR, A.F.S., EKBLAD, A., HÖGBERG, M.N., NYBERG, G., LOFVENIUS, M.O. and READ, D.J.: Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature* 411, 789-792 (2001).
- 69) JACOB, M., BADE, C., CALVETE, H., DITTRICH, S., LEUSCHNER, C. and HAUCK, M.: Significance of Over-Mature and Decaying Trees for Carbon Stocks in a Central European Natural Spruce Forest. *Ecosystems* 16, 336-346 (2013).
- 70) JOBBÁGY, E.G. and JACKSON, R.B.: The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10(2), 423-436 (2000)
- 71) JOHNSON, A.H., ANDERSON, A.B. and SICCAMA, T.G.: Acid rain and soils of the Adirondacks. I. Changes in pH and available calcium 1930-1984. *Can. J. For. Res.* 24, 39-45 (1994).
- 72) JOHNSON, D.W. and CURTIS, P.S.: Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227-238 (2001).
- 73) KLÖCKING, B., SCHWARZE, R., BEUDERT, B., SUCKOW, F., LASCH, P., BADECK, F. and PFÜTZNER, B.: Auswirkungen des Borkenkäferbefalls auf den Wasser- und Stoffhaushalt zweier Gewässereinzugsgebiete im Nationalpark Bayerischer Wald, Schriftenreihe „Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet der Großen Ohe“, Bd. 8, (2005).
- 74) KNICKER, H.: Soil organic N - An under-rated player for C sequestration in soils? *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1118-1129 (2011).
- 75) KOPÁČEK, J. and HRUŠKA, J.: Reconstruction of acidic deposition in the catchments of Plešné and Čertovo lakes (the Bohemian Forest). *Silva Gabreta* 16(3), 149-163 (2010).
- 76) KUZUYAKOV, Y.: Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1363-1371 (2010).
- 77) LAWRENCE, G.B., DAVID, M.B., LOVETT, G.M., MURDOCH, P.S., BURNS, D.A., STODDARD, J.L., BALDIGO, B.P., PORTER, J.H. and THOMPSON, A.W.: Soil calcium status and the response of stream chemistry to changing acidic deposition rates. *Ecological Applications* 9, 1059-1072 (1999).
- 78) LAWRENCE, G.B.: Persistent episodic acidification of streams linked to acid rain effects on soil. *Atmospheric Environment* 36, 1589-1598 (2002)
- 79) LFW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT): 15 Jahre Integriertes Messnetz Stoffeintrag – Grundwasser. Informationsbericht Nr. 2/2004, München (2004).

- 80) LINDAUER, M., SCHMID, H.P., MAUDER, M., WOLPERT, B. and STEINBRECHER, R.: Net ecosystem exchange of CO₂ in a wind-throw-disturbed upland spruce forest ecosystem – first results. Presentation at AMS 2012, 30th Conference on Agricultural and Forest Meteorology/First Conference on Atmospheric Biogeosciences, May 29th – June 1st, 2012, Boston, USA (2012)
- 81) LITTON, C.M., RAICH, J.W. and RYAN, M.G.: Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology* 13(10), 2089-2109 (2007).
- 82) MAGILL, A.H., ABER, J.D., CURRIE, W.S., NADELHOFFER, K.J., MARTIN, M.E., MCDOWELL, W.H., ... and STEUDLER, P.: Ecosystem response to 15 years of chronic nitrogen additions at the Harvard Forest LTER, Massachusetts, USA. *Forest Ecology and Management* 196(1), 7-28 (2004).
- 83) MARRA, J.L. and EDMONDS, R.L.: Coarse woody debris and soil respiration in a clear-cut on the Olympic Peninsula, Washington, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* 26(8), 1337-1345 (1996)
- 84) MATSON, P., LOHSE, K.A. and HALL, S.J.: The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio* 31(2), 113-119 (2002).
- 85) MOLDENHAUER, K.-M.: Der Kohlenstoffgehalt Hessischer Böden. Johann-Wolfgang-Goethe-Universität Frankfurt am Main. Fachbereich Geowissenschaften/Geographie. Studie im Auftrag des HLUG. Frankfurt am Main (2005)
- 86) MOREHOUSE, K., JOHNS, T., KAYE, J. and KAYE, M.: Carbon and nitrogen cycling immediately following bark beetle outbreaks in southwestern ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management* 255, 2698-2708 (2008).
- 87) MORITZ, K.: Schriftliche Mitteilung. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1997, 2003)
- 88) NADELHOFFER, K.J., DOWNS, M.R. and FRY, B.: Sinks for 15^N-enriched additions to an oak forest and a red pine plantation. *Ecological Applications* 9, 72-86 (1999).
- 89) PATERSON, E.: Comments on the regulatory gate hypothesis and implications for C-cycling in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41(6), 1352-1354 (2009).
- 90) PIETIKÄINEN, J. and FRITZE, H.: Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27(1), 101-109 (1995).
- 91) PREGITZER, K.S. and EUSKIRCHEN, E.S.: Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, 10(12), 2052-2077 (2004).
- 92) RAICH, J.W. and NADELHOFFER, K.J.: Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology* 70(5), 1346-1354 (1989).
- 93) RASMUSSEN, L., VON FREIESLEBEN, N.E. and JÖRGENSEN, P.: Leaching of ions from a forested typic udipsamment by acidified throughfall, Denmark. *Geoderma* 43, S. 33-47 (1988).
- 94) RASPE, S., DIETRICH, H.-P. und ZIMMERMANN, L.: Stickstoffeinträge sind ein Standortsfaktor. *LWF aktuell* 94, 18-22 (2013)
- 95) REUSS, J.O. and JOHNSON, D.W.: Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies* 59. Springer Berlin (1986).
- 96) RODEGHIERO, M. and CESCATTI, A.: Indirect partitioning of soil respiration in a series of evergreen forest ecosystems. *Plant and Soil* 284, 7–22 (2006).
- 97) RUMPEL, C. and KÖGEL-KNABNER, I.: Deep soil organic matter - a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil* 338, 143-158 (2011)
- 98) RYAN, M.G. and LAW, B.E.: Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73(1), 3-27 (2005)
- 99) SCHMIDT, B.H. and MATZNER, E.: Abiotic reaction of nitrite with dissolved organic carbon? Testing the ferrous wheel hypothesis. *Biogeochemistry* 93(3), 291-296 (2009).
- 100) SCHMIDT, M.W., TORN, M.S., ABIVEN, S., DITTMAR, T., GUGGENBERGER, G., JANSSENS, I.A., ... and TRUMBORE, S.E.: Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478(7367), 49-56 (2011).
- 101) SCHUBERT, A.: Organisch gebundener Kohlenstoff im Waldboden. *LWF aktuell* 78, 11-14 (2010)
- 102) SCHULZE, E.-D.: Biological control of the terrestrial carbon sink. *Biogeosci.* 3, 147-166 (2006)
- 103) SCHULZE, K., BORKEN, W., MUHR, J., MATZNER, E.: Stock, turnover time and accumulation of organic matter in bulk and density fractions of a Podzol soil. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 567-577 (2009)

- 104) SCHWARZE, R. und BEUDERT, B.: Analyse der Hochwassergenese und des Wasserhaushalts eines bewaldeten Einzugsgebietes unter dem Einfluss eines massiven Borkenkäferbefalls. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53 (4), 236-249 (2009).
- 105) STEFAN, K., FÜRST, A., HACKER, R. and BARTELS, U.: Forest foliar condition in Europe - Results of large-scale foliar chemistry surveys. EC-UN/ECE, Brüssel, Genf, 207p. (1997).
- 106) STRIEGL, R.G. and WICKLAND, K.P.: Effects of a clear-cut harvest on soil respiration in a jack pine - lichen woodland. *Canadian Journal of Forest Research* 28(4), 534-539 (1998).
- 107) TANG, J., QI, Y., XU, M., MISSON, L. and GOLDSTEIN, A.H.: Forest thinning and soil respiration in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada. *Tree Physiology* 25(1), 57-66 (2005).
- 108) TEICHMANN, U.: Die Ermittlung des Gebietsniederschlages zur Lösung hydrologischer Bilanzen. Schriftenreihe Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe. Heft 1. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau (1984).
- 109) TIETEMA, A., BEIER, C., DE VISSER, P.H., EMMETT, B.A., GUNDERSON, P., KJONAAS, O.J. and KOOPMANS, C.J.: Nitrate leaching in coniferous forest ecosystems: The European field-scale manipulation experiments NITREX and EXMAN. *Global Biogeochemical Cycles* 11, 617-626 (1997).
- 110) TOLAND, D.E. and ZAK, D.R.: Seasonal patterns of soil respiration in intact and clear-cut northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* 24(8), 1711-1716 (1994)
- 111) TORN, M. S., LAPENIS, A. G., TIMOFEEV, A., FISCHER, M. L., BABIKOV, B. V. and HARDEN, J. W.: Organic carbon and carbon isotopes in modern and 100 year old soil archives of the Russian steppe. *Global Change Biology* 8(10), 941-953 (2002).
- 112) TRUMBORE, S.: Carbon respired by terrestrial ecosystems – recent progress and challenge. *Global Change Biology* 12, 141-153 (2006)
- 113) TURNER, J. and LAMBERT, M.: Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management* 133(3), 231-247 (2000).
- 114) UBA: German Informative Inventory Report 2012. <http://iir-de.wikidot.com/explanation-of-key-trends> (2013)
- 115) ULRICH, B.: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: ULRICH, B. and PANKRATH, J. (eds.): *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. Reidel Publishing Company. Dordrecht-Boston-London (1983)
- 116) ULRICH, B.: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144, 289-305 (1981).
- 117) UNECE ICP Forests. Manual on methodologies and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part X: Sampling and analysis of soils. Hamburg, 208 p. (2010)
- 118) UTERMANN, J.: Comparison of pH-measurements in soils according to ISO 10390 and DIN 19684-1. In: GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (Hrsg.): *Handbuch Forstlich Analytik (HFA), Stand 2009*, www.bmelv.de (2009)
- 119) VÖLKEL, J.: Zur Frage der Merkmalscharakteristik periglazialer Deckschichten am Beispiel des Bayerischen Waldes. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 138, Heft 4, 207-217 (1994).
- 120) WIGINGTON, P.J Jr, DEWALLE, D.R., MURDOCH, P.S., KRETZER, W.A., SIMONIN, H.A., VAN SICKLE, J. and BAKER, J.P.: Episodic acidification of small streams in the northeastern United States: ionic controls of episodes. *Ecological Applications* 6(2), 389-407 (1996).
- 121) WOLFF, B. und RIEK, W.: Chemischer Waldbodenzustand in Deutschland. *AFZ* 10, 503-506 (1998).
- 122) WOLFF, B. und RIEK, W.: Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden, Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald. Endbericht einer Studie für das BMELV, Falkenberg (2006).
- 123) WUNDERLICH, S., SCHULZ, C., GRIMMEISEN, W. and BORKEN, W.: Carbon fluxes in coniferous and deciduous forest soils. *Plant and Soil* 357(1-2), 355-368 (2012).
- 124) YANAI, R.D., CURRIE, W.S. and GOODALE, C.L.: Soil carbon dynamics after forest harvest: An ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems* 6, 197-212 (2003).

Anhang I

| | | |
|---------|--|----|
| Tab. 1: | Größe und Höhenlage der Untersuchungsflächen und Messstationen. | 63 |
| Tab. 2: | Physikalische Daten der Bodenuntersuchungen, Trockenrohdichten des Feinbodens (TRD _{FB}) und des gesamten Materials (TRD _{ges}) und berechnete Flächenvorräte der erhobenen Bodenkomponenten. | 65 |
| Tab. 3: | Austauschkapazität (AK _e), austauschbare Kationen, Basensättigung (BS), pH - Werte und Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in der Feinerde..... | 66 |
| Tab. 4: | Elementgehalte der Feinerde im Königwasseraufschluss | 67 |
| Tab. 5: | Variationskoeffizienten (%) der Feinboden- und Stoffvorräte auf der Dauerbeobachtungsfläche F1(20) aus der Untersuchung 2011 (n = 3). | 68 |
| Tab. 6: | Korngrößenverteilung des Feinbodens im Buchenbestand B1..... | 68 |
| Tab. 7: | Algorithmen zur Abschätzung von Atmungsraten | 69 |
| Tab. 8: | Mediane der Lösungskonzentrationen (mg/l) im Bodensickerwasser unter Fichte F1 (oben) und Buche B1 (unten) | 69 |
| Tab. 9: | Position und Höhenlage der Messplätze (rot: ab 2012)..... | 70 |
| | | |
| Abb. 1: | Topographische Karte des Forellenbachgebiets mit den Dauerbeobachtungsflächen und Messstationen sowie den dort durchgeführten Untersuchungsprogrammen (Programmcodes und Flächennummern siehe Tab. 1). | 62 |
| Abb. 2: | Bodendauerbeobachtungsfläche (20 m * 20 m) im Buchenbestand B1 (46) Schachtenebene mit Lokalisationen für Streuabbauversuche und zur Probenahme für chemische und mikrobiologische Untersuchungen..... | 63 |
| Abb. 3: | Bodendauerbeobachtungsfläche (30 m * 15 m) im Fichtenbestand F1 (20) Schachtenau mit Lokalisationen für Streuabbauversuche und zur Probenahme für chemische Untersuchungen. | 64 |
| Abb. 4: | Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Nebel- und Wolkenwasser am Gipfel des Großen Falkenstein (29.09. - 05.12.2011, n = 15). | 70 |

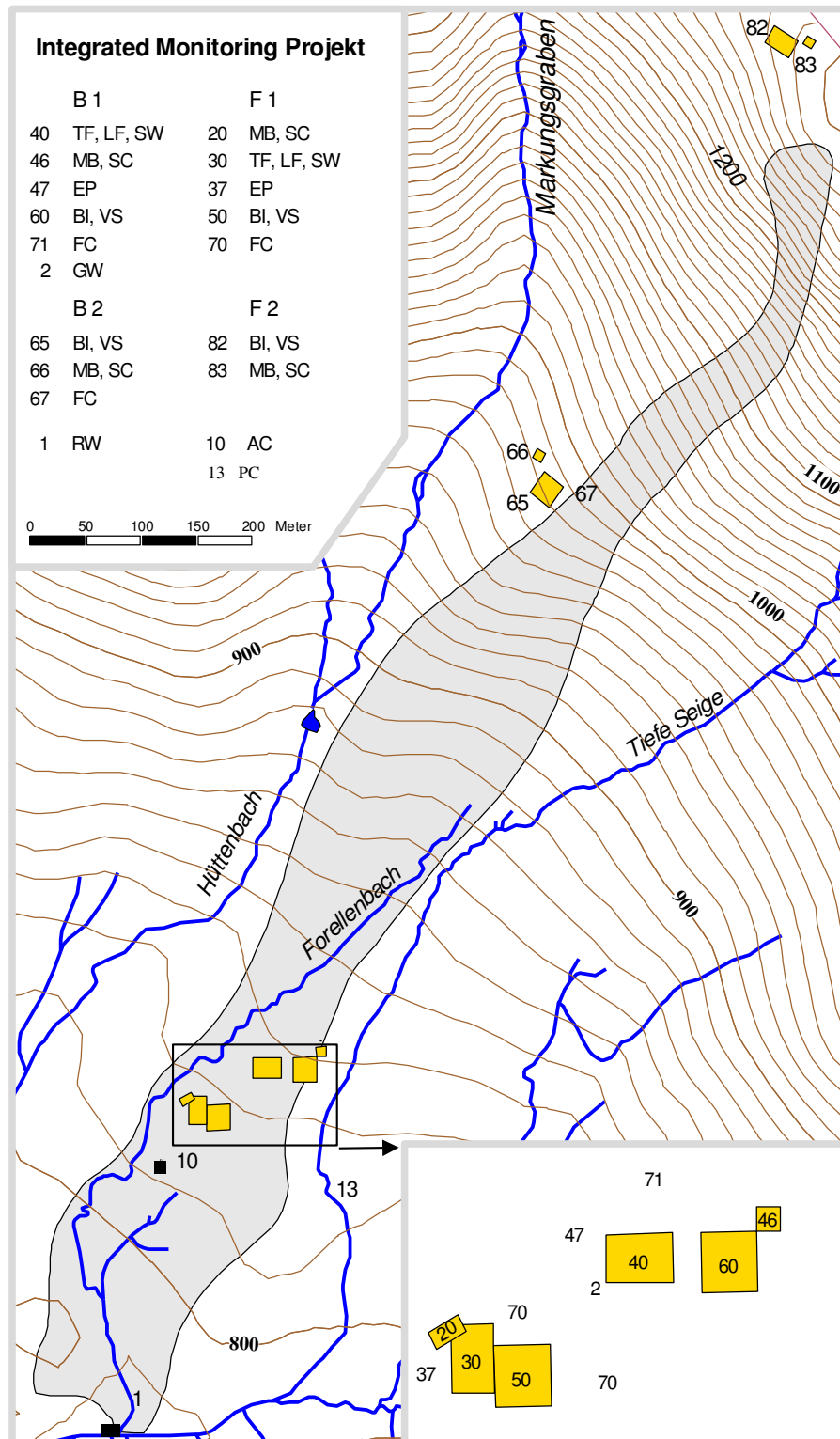


Abb. 1: Topographische Karte des Forellenbachgebiets mit den Dauerbeobachtungsflächen und Messstationen sowie den dort durchgeführten Untersuchungsprogrammen (Programmcodes und Flächennummern siehe Tab. 1).

Tab. 1: Größe und Höhenlage der Untersuchungsflächen und Messstationen.

| Bestand | Fläche/ Station | Höhe ü. NN (m) | Größe (ha) | Untersuchungsprogramme |
|----------------------|--------------------|-------------------|---------------|---|
| Weitau Taferlruck | 01 | 787 | | Vorfluter (RW) |
| | 02 | 820 | | Grundwasser (GW) |
| | 10 | 807 | | Luftchemie (AC) |
| | 13 | 810 | | Niederschlagsdeposition (PC) |
| | 14 | 770 | | Niederschlagsdeposition (PC) |
| B1 Buche | 40 | 820 | 0,240 | Deposition (TF, SF), Streufall (LF), Bodenwasser (SW) |
| | 46 | 825 | 0,040 | Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC) |
| | 47 | | | Epiphyten (EP) |
| | 60 | 820 | 0,250 | Bäume (BI), Vegetation (VS) |
| | 71 | 820 | | Nährstoffversorgung (FC) |
| B2 Buche | 65 | 980 | 0,250 | Bäume (BI), Vegetation (VS) |
| | 66 | 990 | 0,040 | Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC) |
| | 67 | 1010 | | Nährstoffversorgung (FC) |
| F1 Fichte | 20 | 815 | 0,045 | Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC) |
| | 30 | 815 | 0,210 | Deposition (TF), Streufall (LF), Bodenwasser (SW) |
| | 37 | 815 | | Epiphyten (EP) bis 1996 |
| | 50 | 815 | 0,250 | Bäume (BI), Vegetation (VS) |
| | 70 | 815 | | Nährstoffversorgung (FC) |
| F2 Fichte | 82 | 1290 | 0,250 | Bäume (BI), Vegetation (VS) nur 1995 |
| | 83 | 1292 | 0,045 | Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC) |
| F4 Fichte | 10 | ~800 | 0,040 | Bestandesdeposition (TF) |

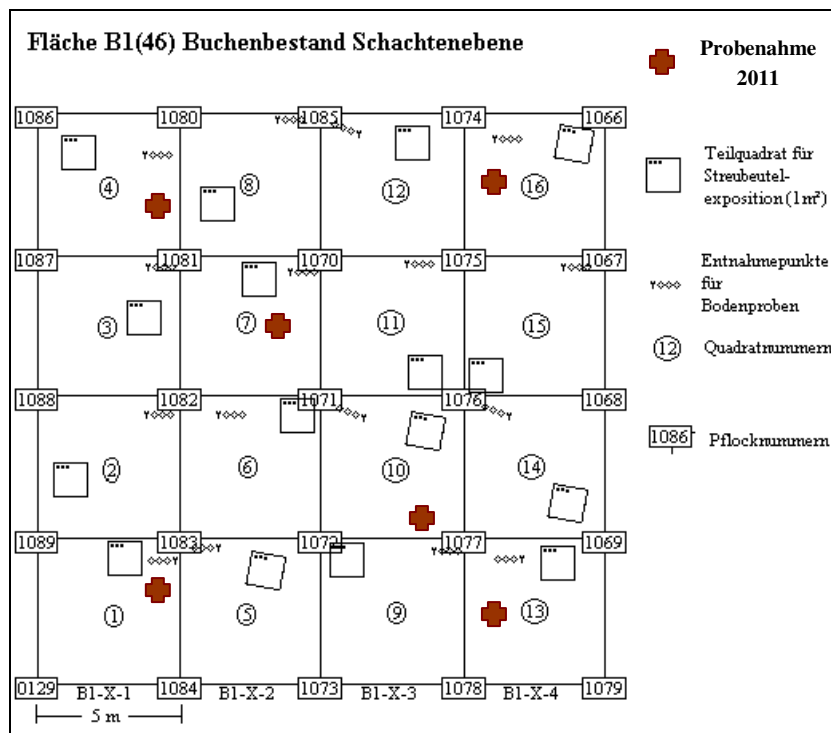


Abb. 2: Bodendauerbeobachtungsfläche (20 m * 20 m) im Buchenbestand B1 (46) Schachtenebene mit Lokalitäten für Streuabbauersuche und zur Probenahme für chemische und mikrobiologische Untersuchungen (aus: BEUDERT und BREIT 1998).

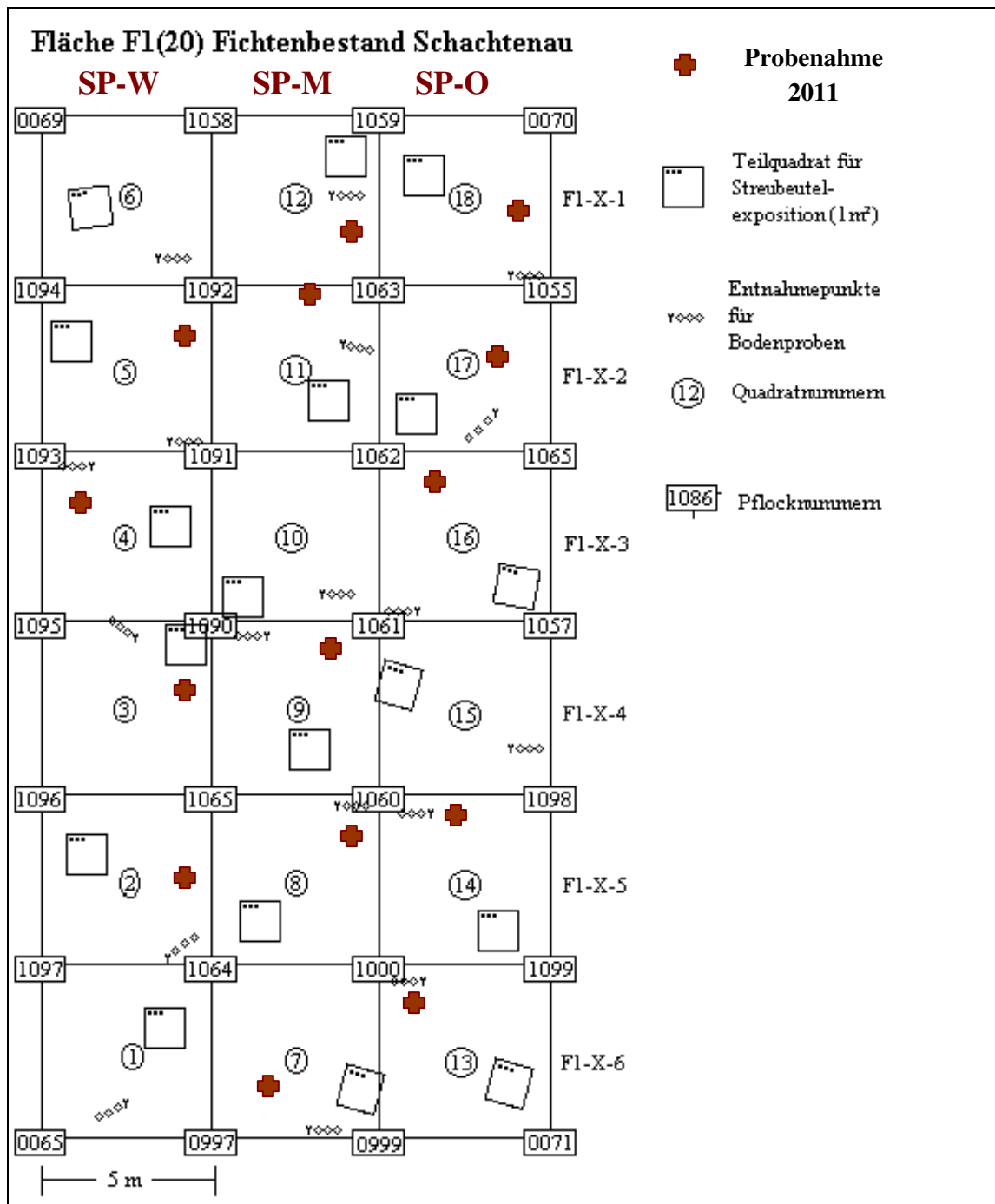


Abb. 3: Bodendauerbeobachtungsfläche (30 m * 15 m) im Fichtenbestand F1 (20) Schachtenau mit Lokalitäten für Streuabbauversuche und zur Probenahme für chemische Untersuchungen (BEUDERT und BREIT 1998).

Tab. 2: Physikalische Daten der Bodenuntersuchungen, Trockenrohdichten des Feinbodens (TRD_{FB}) und des gesamten Materials (TRD_{ges}) und berechnete Flächenvorräte der erhobenen Bodenkomponenten.

| Kennung | Probentyp | Tiefenbereich cm | | Probe- volumen cm ³ | Skelett- volumen cm ³ | Probengewicht | | | | | Trockenraumdichte | | Vorräte | | |
|----------------|--------------|---------------------|-----|--------------------------------------|--|---------------|-----------|--------------|------------------|--------------|---|--|----------------------------|-----------------------------|---------|
| | | | | | | gesamt g | >2mm g | Wurzeln g | Feinwurzeln g | Skelett g | TRD _{ges} g/cm ³ | TRD _{FB} g/cm ³ | <2 mm kg/m ² | > 2 mm kg/m ² | Wurzeln |
| F1(20) SP-W | Of | 5,6 | 2,3 | 6560 | | 445 | 222,1 | | | 0,0 | 0,07 | 0,03 | 1 | 1 | |
| | Oh | 2,3 | 0,0 | 4680 | | 711 | 69,4 | | | 0,6 | 0,15 | 0,14 | 3 | 0 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 1005 | 10,7 | 618,0 | 26,7 | 4,3 | 0,6 | | 0,61 | 0,59 | 29 | 1 | 0,2 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 1005 | 32,5 | 913 | 83,9 | 1,3 | 0,2 | | 0,91 | 0,85 | 41 | 4 | 0,1 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 1241 | 1,2 | 948 | 3,2 | 2,2 | 0,5 | | 0,76 | 0,76 | 152 | 0 | 0,4 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 1837 | 95,2 | 2084 | 246,6 | 0,9 | 0,3 | | 1,13 | 1,05 | 300 | 40 | 0,2 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 1479 | 129,0 | 2207 | 334 | 0,0 | 0,0 | | 1,49 | 1,39 | 380 | 68 | 0,0 |
| F1(20) SP-M | Of | 5,4 | 1,7 | 7400 | | 409 | 170,0 | | | 0,0 | 0,06 | 0,03 | 1 | 1 | |
| | Oh | 1,7 | 0,0 | 3480 | | 570 | 52,7 | | | 1,5 | 0,16 | 0,15 | 3 | 0 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 1005 | 2,4 | 497 | 6,1 | 5,5 | 0,6 | | 0,49 | 0,48 | 24 | 0 | 0,3 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 1005 | 12,5 | 710 | 31,8 | 8,5 | 1,7 | | 0,70 | 0,67 | 33 | 1 | 0,5 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 1121 | 63,8 | 944 | 164,1 | 2,2 | 1,1 | | 0,84 | 0,73 | 139 | 29 | 0,6 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 1909 | 150,0 | 2547 | 393,9 | 0,7 | 0,3 | | 1,33 | 1,22 | 338 | 62 | 0,2 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 1885 | 154,3 | 2850 | 397 | 0,5 | 0,2 | | 1,51 | 1,42 | 390 | 63 | 0,1 |
| F1(20) SP-O | Of | 5,1 | 2,6 | 3920 | | 270 | 86,4 | | | 0,0 | 0,07 | 0,05 | 1 | 1 | |
| | Oh | 2,6 | 0,0 | 4200 | | 510 | 44,1 | | | 7,8 | 0,12 | 0,11 | 3 | 0 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 1508 | 8,6 | 742 | 21,7 | 6,2 | 0,8 | | 0,49 | 0,48 | 24 | 1 | 0,2 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 1257 | 34,6 | 988 | 87 | 3,6 | 0,4 | | 0,78 | 0,73 | 36 | 3 | 0,2 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 1471 | 29,1 | 1004 | 73 | 2,7 | 0,3 | | 0,68 | 0,64 | 126 | 10 | 0,4 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 2386 | 126,2 | 2921 | 324,3 | 6,3 | 0,3 | | 1,22 | 1,15 | 326 | 40 | 0,8 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 1431 | 191,9 | 2263 | 508 | 0,2 | 0,1 | | 1,58 | 1,42 | 368 | 106 | 0,1 |
| B1(46) | Of | 6,0 | 2,0 | 9800 | | 944 | 494,3 | | | 0,0 | 0,10 | 0,05 | 2 | 2 | |
| | Oh | 2,0 | 0,0 | 4720 | | 503 | 46,5 | | | 4,0 | 0,11 | 0,10 | 2 | 0 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 1508 | 93,7 | 990 | 235 | 21,6 | 8,8 | | 0,64 | 0,51 | 24 | 7 | 0,7 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 1131 | 106,3 | 1062 | 269,8 | 7,1 | 3,1 | | 0,93 | 0,76 | 35 | 12 | 0,3 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 1279 | 181,4 | 1287 | 468,1 | 10,3 | 4,6 | | 1,00 | 0,73 | 126 | 72 | 1,6 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 1670 | 334,4 | 1924 | 880,5 | 2,4 | 0,6 | | 1,15 | 0,78 | 187 | 158 | 0,4 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 1360 | 412,4 | 2053 | 1078 | 0,9 | 0,6 | | 1,51 | 1,03 | 215 | 238 | 0,2 |
| B1(40) | Of | 5,7 | 1,1 | 7480 | | 584 | 279,8 | | | 0,0 | 0,08 | 0,04 | 2 | 2 | |
| | Oh | 1,1 | 0,0 | 1720 | | 285 | 27,3 | | | 7,2 | 0,17 | 0,15 | 2 | 0 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 1005 | 13,5 | 504 | 33,9 | 7,3 | 2,4 | | 0,49 | 0,46 | 23 | 1 | 0,4 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 1005 | 67,7 | 781 | 173,2 | 13,7 | 2,5 | | 0,76 | 0,63 | 29 | 8 | 0,7 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 883 | 129,6 | 814 | 335,6 | 9,5 | 1,3 | | 0,91 | 0,62 | 106 | 74 | 2,2 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 907 | 138,1 | 1128 | 360,5 | 2,1 | 0,4 | | 1,24 | 1,00 | 253 | 119 | 0,7 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 907 | 164,9 | 1424 | 425 | 3,7 | 0,5 | | 1,57 | 1,34 | 329 | 140 | 1,2 |

Tab. 3: Austauschkapazität (AK_e), austauschbare Kationen, Basensättigung (BS), pH - Werte und Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in der Feinerde

| Kennung | Probentyp | Tiefenbereich | | pH | | | C | N | BS | Ake | Ca | K | Mg | Na | Al | Fe | Mn | H+ |
|----------------|--------------|---------------|-----|-------------------|------------------|-----|------|-----|----|-----|-----|----|----|----|-----|----|----|----|
| | | cm | | CaCl ₂ | H ₂ O | KCl | | | | | | | | | | | | |
| F1(20) SP-W | L/Of | 5,6 | 2,3 | 3,5 | 4,4 | 3,2 | 52,8 | 2,1 | | | 210 | 32 | 34 | 2 | 9 | 1 | 24 | |
| | Oh | 2,3 | 0,0 | 3,0 | 4,0 | 2,7 | 51,2 | 2,1 | | | 193 | 15 | 36 | 1 | 58 | 5 | 7 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 3,1 | 3,8 | 2,9 | 10,8 | 0,5 | 10 | 163 | 11 | 2 | 3 | 0 | 106 | 13 | 1 | 27 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 3,5 | 4,1 | 3,4 | 5,0 | 0,2 | 3 | 125 | 2 | 1 | 1 | 0 | 110 | 4 | 2 | 5 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 3,9 | 4,5 | 3,9 | 4,2 | 0,2 | 3 | 96 | 1 | 1 | 1 | 0 | 90 | 1 | 1 | 1 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 4,2 | 5,0 | 4,2 | 2,8 | 0,1 | 4 | 51 | 1 | 1 | 0 | 0 | 48 | 0 | 0 | 0 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 4,2 | 4,8 | 4,2 | 0,6 | 0,0 | 4 | 49 | 0 | 1 | 0 | 0 | 47 | 0 | 0 | 0 |
| F1(20) SP-M | L/Of | 5,4 | 1,7 | 3,7 | 4,8 | 3,4 | 49,8 | 1,9 | | | 207 | 31 | 30 | 2 | 11 | 1 | 42 | |
| | Oh | 1,7 | 0,0 | 3,1 | 4,1 | 2,8 | 47,9 | 2,0 | | | 193 | 13 | 27 | 1 | 39 | 7 | 12 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 3,1 | 3,8 | 3,0 | 13,3 | 0,6 | 18 | 202 | 28 | 2 | 5 | 0 | 120 | 15 | 2 | 29 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 3,4 | 4,1 | 3,4 | 6,9 | 0,3 | 6 | 160 | 6 | 1 | 2 | 0 | 135 | 9 | 1 | 6 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 3,9 | 4,6 | 3,9 | 3,3 | 0,2 | 4 | 86 | 2 | 1 | 1 | 0 | 82 | 1 | 0 | 0 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 4,2 | 4,9 | 4,1 | 1,2 | 0,1 | 4 | 53 | 1 | 1 | 0 | 0 | 51 | 0 | 0 | 0 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 4,2 | 4,8 | 4,1 | 0,7 | 0,0 | 4 | 46 | 0 | 1 | 0 | 0 | 44 | 0 | 0 | 0 |
| F1(20) SP-O | L/Of | 5,1 | 2,6 | 3,7 | 4,7 | 3,4 | 44,8 | 2,1 | 60 | | 182 | 27 | 37 | 2 | 26 | 3 | 40 | |
| | Oh | 2,6 | 0,0 | 3,1 | 4,1 | 2,8 | 41,8 | 1,8 | 35 | | 151 | 15 | 35 | 1 | 66 | 9 | 11 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 3,1 | 3,8 | 2,9 | 14,5 | 0,7 | 17 | 211 | 26 | 3 | 7 | 1 | 128 | 16 | 2 | 29 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 3,4 | 4,1 | 3,3 | 6,7 | 0,4 | 5 | 161 | 4 | 2 | 2 | 0 | 139 | 5 | 3 | 6 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 3,6 | 4,5 | 3,8 | 4,4 | 0,2 | 5 | 107 | 2 | 1 | 1 | 1 | 98 | 1 | 2 | 1 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 4,2 | 4,7 | 4,1 | 1,5 | 0,1 | 4 | 56 | 1 | 1 | 0 | 0 | 53 | 0 | 0 | 0 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 4,2 | 4,8 | 4,1 | 0,4 | 0,0 | 6 | 46 | 1 | 1 | 0 | 0 | 43 | 0 | 0 | 0 |
| B1(46) | L/Of | 6,0 | 2,0 | 3,1 | 4,2 | 2,9 | 52,5 | 2,2 | 34 | | 100 | 24 | 26 | 2 | 17 | 3 | 10 | |
| | Oh | 2,0 | 0,0 | 2,8 | 3,9 | 2,6 | 51,6 | 2,2 | 16 | | 71 | 12 | 24 | 2 | 65 | 6 | 4 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 3,1 | 3,9 | 3,0 | 14,1 | 0,7 | 9 | 127 | 3 | 4 | 3 | 1 | 74 | 13 | 0 | 28 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 3,4 | 4,1 | 3,4 | 7,4 | 0,4 | 4 | 108 | 1 | 2 | 2 | 1 | 86 | 9 | 1 | 6 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 3,9 | 4,5 | 3,8 | 5,7 | 0,2 | 5 | 85 | 1 | 1 | 1 | 1 | 76 | 3 | 1 | 2 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 4,2 | 5,0 | 4,2 | 4,0 | 0,2 | 5 | 56 | 1 | 1 | 0 | 0 | 53 | 0 | 0 | 0 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 4,3 | 5,0 | 4,3 | 2,6 | 0,1 | 6 | 35 | 1 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 |
| B1(40) | L/Of | 5,7 | 1,1 | 3,0 | 4,0 | 2,8 | 52,3 | 2,2 | 25 | | 66 | 20 | 23 | 2 | 21 | 4 | 6 | |
| | Oh | 1,1 | 0,0 | 2,7 | 3,7 | 2,6 | 47,2 | 2,2 | 14 | | 35 | 11 | 23 | 2 | 96 | 9 | 2 | |
| | Mineralboden | 0 | -5 | 3,1 | 3,8 | 3,0 | 12,0 | 0,6 | 7 | 133 | 2 | 3 | 3 | 1 | 86 | 14 | 1 | 23 |
| | Mineralboden | -5 | -10 | 3,5 | 4,1 | 3,5 | 6,6 | 0,3 | 4 | 114 | 1 | 1 | 1 | 1 | 99 | 3 | 3 | 5 |
| | Mineralboden | -10 | -30 | 4,0 | 4,7 | 4,0 | 4,8 | 0,2 | 4 | 77 | 1 | 1 | 1 | 0 | 72 | 1 | 0 | 1 |
| | Mineralboden | -30 | -60 | 4,2 | 4,8 | 4,2 | 2,8 | 0,1 | 3 | 50 | 1 | 0 | 0 | 0 | 46 | 0 | 0 | 0 |
| | Mineralboden | -60 | -90 | 4,4 | 5,2 | 4,2 | 1,4 | 0,1 | 4 | 37 | 1 | 1 | 0 | 0 | 35 | 0 | 0 | 0 |

Tab. 4: Elementgehalte der Feinerde im Königswasseraufschluss

| Kennung | Probentyp | Tiefenbereich cm | | mg/g | | | | | | | | | | µg/g | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|-----|------|-----|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-------|-----|-----|-----|------|------|------|-----|------|-------|------|-----|------|-----|-----|------|-----|
| | | | | Al | Ca | Fe | K | Mg | Mn | Na | P | S | Zn | As | Ba | Be | Bi | Cd | Cr | Co | Cu | Mo | Ni | Pb | Rb | Sb | Sr | Tl | U | Vn | Sn |
| SP-W | L+Of | 5,6 | 2,3 | 1,1 | 4,6 | 1,2 | 1,4 | 0,5 | 0,7 | 0,1 | 1,2 | 2,0 | 0,1 | 0,8 | 82,2 | 0,0 | 0,3 | 0,6 | 3,6 | 0,5 | 12,4 | 0,7 | 4,1 | 40,1 | 8,9 | 1,0 | 17,1 | 0,4 | 0,1 | 3,9 | 1,3 |
| SP-W | Oh | 2,3 | 0,0 | 3,0 | 4,0 | 2,7 | 0,8 | 0,6 | 0,2 | 0,1 | 1,0 | 2,1 | 0,1 | 2,6 | 78,5 | 0,1 | 0,4 | 0,6 | 5,9 | 1,2 | 12,7 | 1,0 | 7,6 | 128,5 | 5,3 | 1,7 | 22,0 | 0,3 | 0,2 | 7,8 | 2,9 |
| SP-W | Mineralboden | 0 | -5 | 14,5 | 0,5 | 19,1 | 1,3 | 1,4 | 0,1 | 0,2 | 0,5 | 0,6 | 0,0 | 14,1 | 36,8 | 0,3 | 0,7 | 0,2 | 17,2 | 2,1 | 8,8 | 0,6 | 7,7 | 98,1 | 14,3 | 1,5 | 7,5 | 0,4 | 1,8 | 39,3 | 3,4 |
| SP-W | Mineralboden | -5 | -10 | 19,2 | 0,4 | 26,7 | 1,7 | 2,1 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,1 | 10,0 | 41,8 | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 20,0 | 3,5 | 5,9 | 0,3 | 8,4 | 47,0 | 23,4 | 1,0 | 7,5 | 0,4 | 2,4 | 42,0 | 2,4 |
| SP-W | Mineralboden | -10 | -30 | 25,4 | 0,3 | 33,1 | 1,9 | 2,9 | 0,5 | 0,1 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 8,2 | 44,2 | 0,5 | 0,4 | 0,1 | 24,3 | 5,3 | 5,5 | 0,4 | 10,3 | 30,6 | 29,0 | 0,5 | 6,7 | 0,4 | 2,1 | 46,9 | 2,1 |
| SP-W | Mineralboden | -30 | -60 | 37,2 | 0,6 | 35,1 | 3,0 | 5,0 | 0,4 | 0,2 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 6,4 | 75,2 | 1,1 | 0,3 | 0,1 | 34,4 | 8,8 | 8,8 | 0,4 | 18,3 | 21,8 | 46,2 | 0,3 | 9,3 | 0,5 | 2,4 | 48,1 | 2,1 |
| SP-W | Mineralboden | -60 | -90 | 38,0 | 0,8 | 34,9 | 5,4 | 6,9 | 0,5 | 0,4 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 6,6 | 126,1 | 1,5 | 0,3 | 0,1 | 41,0 | 11,5 | 13,4 | 0,3 | 23,4 | 19,6 | 70,6 | 0,2 | 13,9 | 0,6 | 2,6 | 48,5 | 2,1 |
| SP-M | L+Of | 5,4 | 1,7 | 2,2 | 4,7 | 2,2 | 1,5 | 0,6 | 1,2 | 0,1 | 1,2 | 1,8 | 0,1 | 1,0 | 82,9 | 0,1 | 0,2 | 0,5 | 5,0 | 0,7 | 11,5 | 0,6 | 4,2 | 30,8 | 13,6 | 0,9 | 18,7 | 0,3 | 0,2 | 5,3 | 1,2 |
| SP-M | Oh | 1,7 | 0,0 | 3,6 | 4,2 | 4,4 | 0,8 | 0,6 | 0,3 | 0,1 | 1,0 | 2,0 | 0,1 | 3,3 | 102,3 | 0,1 | 0,4 | 0,5 | 7,2 | 1,2 | 12,9 | 1,0 | 7,2 | 103,9 | 7,6 | 1,5 | 22,5 | 0,3 | 0,3 | 10,6 | 2,8 |
| SP-M | Mineralboden | 0 | -5 | 17,4 | 0,9 | 21,0 | 1,5 | 1,9 | 0,2 | 0,1 | 0,6 | 0,8 | 0,1 | 16,2 | 45,7 | 0,4 | 0,6 | 0,1 | 20,4 | 2,6 | 9,7 | 0,6 | 8,8 | 81,3 | 18,0 | 1,5 | 9,7 | 0,4 | 1,6 | 44,9 | 3,3 |
| SP-M | Mineralboden | -5 | -10 | 24,2 | 0,4 | 35,6 | 1,8 | 2,8 | 0,3 | 0,1 | 0,4 | 0,4 | 0,1 | 12,0 | 45,1 | 0,5 | 0,5 | 0,1 | 27,0 | 4,1 | 6,9 | 0,5 | 11,5 | 58,9 | 26,3 | 1,1 | 8,0 | 0,5 | 2,0 | 53,9 | 2,4 |
| SP-M | Mineralboden | -10 | -30 | 37,5 | 0,5 | 37,4 | 3,4 | 5,5 | 0,5 | 0,2 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 7,8 | 87,1 | 1,3 | 0,3 | 0,1 | 39,8 | 9,5 | 10,7 | 0,5 | 20,4 | 26,7 | 55,4 | 0,4 | 10,0 | 0,6 | 2,4 | 59,2 | 2,2 |
| SP-M | Mineralboden | -30 | -60 | 37,7 | 0,6 | 34,8 | 4,2 | 6,1 | 0,5 | 0,3 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 6,4 | 115,5 | 1,3 | 0,3 | 0,1 | 39,9 | 11,4 | 10,8 | 0,4 | 21,4 | 15,8 | 60,6 | 0,2 | 11,1 | 0,5 | 2,5 | 50,5 | 2,2 |
| SP-M | Mineralboden | -60 | -90 | 37,4 | 0,7 | 34,9 | 4,5 | 6,5 | 0,6 | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 6,4 | 131,6 | 1,6 | 0,3 | 0,1 | 41,6 | 12,5 | 12,4 | 0,4 | 22,8 | 15,4 | 66,6 | 0,2 | 11,9 | 0,5 | 2,6 | 56,2 | 2,2 |
| SP-O | L+Of | 5,1 | 2,6 | 5,8 | 4,0 | 6,1 | 1,7 | 1,1 | 1,2 | 0,1 | 1,4 | 2,0 | 0,1 | 3,3 | 101,7 | 0,2 | 0,4 | 0,6 | 9,9 | 1,9 | 15,7 | 1,0 | 7,8 | 62,7 | 18,6 | 1,6 | 19,0 | 0,5 | 0,4 | 13,5 | 2,6 |
| SP-O | Oh | 2,6 | 0,0 | 6,1 | 3,0 | 6,5 | 1,1 | 0,9 | 0,3 | 0,1 | 1,1 | 1,9 | 0,1 | 4,4 | 90,7 | 0,2 | 0,4 | 0,6 | 10,5 | 1,9 | 13,8 | 1,2 | 9,0 | 95,6 | 11,8 | 1,7 | 19,3 | 0,4 | 0,4 | 15,5 | 3,5 |
| SP-O | Mineralboden | 0 | -5 | 19,1 | 0,8 | 24,5 | 1,8 | 2,1 | 0,2 | 0,2 | 0,7 | 0,9 | 0,1 | 14,1 | 52,6 | 0,3 | 0,6 | 0,2 | 24,4 | 3,5 | 9,7 | 0,9 | 10,9 | 87,7 | 23,7 | 1,6 | 10,2 | 0,5 | 1,5 | 49,1 | 3,8 |
| SP-O | Mineralboden | -5 | -10 | 26,3 | 0,4 | 33,7 | 2,3 | 3,4 | 0,5 | 0,2 | 0,5 | 0,4 | 0,1 | 12,2 | 58,7 | 0,6 | 0,5 | 0,1 | 31,8 | 6,3 | 8,5 | 0,5 | 14,6 | 51,7 | 35,4 | 1,0 | 9,5 | 0,5 | 1,8 | 62,4 | 2,6 |
| SP-O | Mineralboden | -10 | -30 | 30,6 | 0,4 | 35,6 | 2,3 | 3,4 | 0,8 | 0,2 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 9,3 | 68,2 | 0,7 | 0,4 | 0,1 | 32,3 | 7,3 | 7,3 | 0,6 | 14,1 | 35,7 | 36,5 | 0,8 | 9,5 | 0,6 | 1,9 | 61,2 | 2,4 |
| SP-O | Mineralboden | -30 | -60 | 39,0 | 0,7 | 35,7 | 4,0 | 5,8 | 0,6 | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 7,7 | 108,6 | 1,2 | 0,3 | 0,1 | 42,0 | 11,5 | 10,1 | 0,5 | 23,2 | 19,1 | 59,8 | 0,3 | 12,7 | 0,6 | 2,2 | 61,5 | 2,2 |
| SP-O | Mineralboden | -60 | -90 | 37,8 | 0,8 | 35,9 | 5,3 | 7,2 | 0,5 | 0,3 | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 7,1 | 144,4 | 1,7 | 0,4 | 0,1 | 44,2 | 14,3 | 14,9 | 0,4 | 25,4 | 16,1 | 77,8 | 0,2 | 12,8 | 0,6 | 2,7 | 58,5 | 2,3 |
| BS | L+Of | 6,0 | 2,0 | 1,4 | 2,3 | 1,7 | 1,1 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 1,1 | 2,1 | 0,1 | 0,7 | 52,9 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | 4,8 | 0,4 | 11,2 | 0,6 | 4,3 | 22,2 | 11,3 | 0,8 | 14,5 | 0,1 | 0,1 | 4,0 | 1,0 |
| BS | Oh | 2,0 | 0,0 | 2,9 | 1,6 | 2,3 | 0,6 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 1,0 | 2,3 | 0,1 | 2,3 | 95,4 | 0,1 | 0,3 | 0,5 | 5,8 | 0,8 | 8,9 | 1,0 | 6,5 | 80,4 | 6,2 | 1,3 | 15,9 | 0,1 | 0,2 | 6,9 | 2,3 |
| BS | Mineralboden | 0 | -5 | 9,9 | 0,3 | 14,5 | 1,2 | 0,9 | 0,1 | 0,2 | 0,6 | 0,9 | 0,0 | 10,8 | 42,8 | 0,2 | 0,8 | 0,2 | 10,8 | 1,4 | 7,7 | 1,0 | 5,9 | 100,1 | 14,5 | 1,6 | 5,5 | 0,3 | 2,2 | 29,7 | 4,5 |
| BS | Mineralboden | -5 | -10 | 13,3 | 0,3 | 24,3 | 1,4 | 1,3 | 0,2 | 0,2 | 0,5 | 0,5 | 0,0 | 10,6 | 39,4 | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 11,7 | 1,9 | 5,0 | 0,5 | 5,2 | 58,1 | 23,0 | 1,0 | 5,1 | 0,4 | 2,6 | 32,8 | 2,9 |
| BS | Mineralboden | -10 | -30 | 19,2 | 0,4 | 30,7 | 2,0 | 2,1 | 0,3 | 0,2 | 0,5 | 0,3 | 0,1 | 6,5 | 48,3 | 0,4 | 0,4 | 0,2 | 14,4 | 3,1 | 4,7 | 0,4 | 5,6 | 34,6 | 35,0 | 0,6 | 5,0 | 0,4 | 2,7 | 32,0 | 2,6 |
| BS | Mineralboden | -30 | -60 | 26,7 | 0,7 | 28,4 | 2,9 | 3,1 | 0,4 | 0,2 | 0,6 | 0,3 | 0,1 | 3,1 | 67,1 | 0,8 | 0,3 | 0,1 | 18,0 | 4,8 | 4,7 | 0,5 | 7,2 | 15,3 | 47,2 | 0,4 | 6,3 | 0,5 | 3,1 | 32,3 | 2,3 |
| BS | Mineralboden | -60 | -90 | 26,1 | 1,1 | 27,4 | 5,2 | 4,3 | 0,3 | 0,2 | 0,8 | 0,2 | 0,1 | 2,4 | 91,6 | 0,9 | 0,3 | 0,1 | 18,9 | 5,7 | 5,3 | 0,3 | 7,7 | 11,1 | 69,8 | 0,2 | 5,8 | 0,6 | 3,2 | 33,5 | 2,2 |
| BP | L+Of | 5,7 | 1,1 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 0,9 | 0,4 | 0,2 | 0,1 | 1,0 | 2,1 | 0,1 | 0,5 | 46,2 | 0,1 | 0,1 | 0,3 | 3,9 | 0,4 | 9,7 | 0,4 | 3,6 | 13,8 | 9,5 | 0,6 | 14,0 | 0,1 | 0,1 | 3,0 | 0,8 |
| BP | Oh | 1,1 | 0,0 | 4,8 | 0,8 | 4,2 | 0,8 | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 1,0 | 2,4 | 0,1 | 2,6 | 88,5 | 0,1 | 0,3 | 0,5 | 7,0 | 1,2 | 10,1 | 0,9 | 6,6 | 92,1 | 8,8 | 1,2 | 14,5 | 0,2 | 0,4 | 9,4 | 2,6 |
| BP | Mineralboden | 0 | -5 | 12,1 | 0,3 | 18,5 | 1,2 | 1,2 | 0,2 | 0,2 | 0,6 | 0,8 | 0,0 | 10,8 | 35,8 | 0,2 | 0,7 | 0,2 | 12,5 | 1,8 | 5,6 | 0,7 | 5,8 | 78,2 | 19,1 | 1,6 | 5,3 | 0,3 | 1,8 | 31,1 | 3,8 |
| BP | Mineralboden | -5 | -10 | 18,8 | 0,3 | 29,8 | 1,7 | 2,0 | 0,5 | 0,3 | 0,5 | 0,4 | 0,1 | 8,1 | 50,0 | 0,4 | 0,4 | 0,2 | 17,2 | 3,4 | 5,6 | 0,4 | 7,3 | 48,4 | 34,3 | 0,9 | 6,9 | 0,5 | 2,3 | 35,1 | 2,6 |
| BP | Mineralboden | -10 | -30 | 25,7 | 0,5 | 25,6 | 2,3 | 3,1 | 0,4 | 0,2 | 0,5 | 0,3 | 0,1 | 4,3 | 67,6 | 0,7 | 0,3 | 0,2 | 19,7 | 5,1 | 5,4 | 0,4 | 9,0 | 17,6 | 42,1 | 0,4 | 6,0 | 0,5 | 2,1 | 33,1 | 2,1 |
| BP | Mineralboden | -30 | -60 | 33,5 | 0,5 | 29,5 | 3,2 | 4,5 | 0,4 | 0,1 | 0,6 | 0,2 | 0,1 | 4,6 | 80,1 | 1,1 | 0,3 | 0,1 | 25,9 | 7,8 | 6,8 | 0,4 | 13,6 | 13,6 | 54,1 | 0,2 | 7,1 | 0,5 | 2,5 | 37,7 | 2,0 |
| BP | Mineralboden | -60 | -90 | 34,0 | 0,8 | 30,1 | 4,4 | 5,5 | 0,4 | 0,2 | 0,7 | 0,1 | 0,1 | 5,3 | 96,5 | 1,2 | 0,4 | 0,1 | 29,5 | 9,1 | 8,1 | 0,4 | 16,8 | 13,6 | 61,6 | 0,1 | 8,8 | 0,5 | 2,6 | 40,4 | 1,9 |

Tab. 5: Variationskoeffizienten (%) der Feinboden- und Stoffvorräte auf der Dauerbeobachtungsfläche F1(20) aus der Untersuchung 2011 (n = 3).
 Oben: C, N: Elementaranalyse, austauschbare Ionen
 Mitte, unten: Gesamtgehalte im Säureaufschluss

| Tiefenbereich cm | Feinboden | C | N | Ca | K | Mg | Na | Al | Fe | Mn |
|---------------------|-----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| 5,4 2,2 | 14 | 22 | 14 | 21 | 21 | 11 | 11 | 45 | 34 | 23 |
| 2,2 0 | 11 | 19 | 15 | 19 | 20 | 24 | 17 | 32 | 25 | 15 |
| 0 -5 | 12 | 5 | 8 | 37 | 18 | 26 | 19 | 3 | 1 | 28 |
| -5 -10 | 11 | 7 | 16 | 47 | 22 | 31 | 10 | 6 | 37 | 59 |
| -10 -30 | 9 | 15 | 11 | 28 | 10 | 23 | 28 | 9 | 51 | 66 |
| -30 -60 | 6 | 39 | 29 | 4 | 21 | 16 | 40 | 9 | 26 | 56 |
| -60 -90 | 3 | 31 | 21 | 35 | 11 | 32 | 26 | 6 | 65 | 45 |
| 5,4 0 | 10 | 19 | 14 | 19 | 16 | 19 | 13 | 30 | 26 | 19 |
| 0 -90 | 3 | 15 | 10 | 29 | 11 | 22 | 26 | 0 | 7 | 51 |
| Profil | 3 | 15 | 10 | 10 | 9 | 16 | 26 | 1 | 6 | 40 |

| Tiefenbereich cm | Al | Ca | Fe | K | Mg | Mn | Na | P | S | Zn | As | Ba |
|---------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| 5,4 2,2 | 69 | 20 | 68 | 4 | 26 | 23 | 8 | 4 | 14 | 24 | 70 | 4 |
| 2,2 0 | 38 | 20 | 40 | 21 | 26 | 18 | 22 | 12 | 17 | 24 | 24 | 2 |
| 0 -5 | 4 | 16 | 7 | 6 | 11 | 21 | 15 | 8 | 8 | 10 | 11 | 8 |
| -5 -10 | 10 | 8 | 5 | 16 | 18 | 33 | 25 | 12 | 20 | 10 | 4 | 17 |
| -10 -30 | 18 | 18 | 7 | 29 | 36 | 22 | 19 | 7 | 7 | 19 | 7 | 30 |
| -30 -60 | 7 | 12 | 6 | 22 | 16 | 18 | 22 | 1 | 19 | 6 | 13 | 27 |
| -60 -90 | 2 | 5 | 2 | 7 | 2 | 10 | 17 | 4 | 12 | 4 | 2 | 5 |
| 5,4 0 | 46 | 20 | 48 | 9 | 25 | 20 | 11 | 9 | 16 | 24 | 34 | 1 |
| 0 -90 | 5 | 3 | 3 | 6 | 8 | 12 | 2 | 2 | 6 | 5 | 5 | 14 |
| Profil | 5 | 2 | 3 | 6 | 8 | 12 | 2 | 2 | 6 | 5 | 5 | 14 |

| Tiefenbereich cm | Be | Cd | Cr | Co | Cu | Mo | Ni | Pb | Rb | Sb | Sr | U |
|---------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| 5,4 2,2 | 59 | 16 | 39 | 58 | 8 | 19 | 25 | 25 | 23 | 20 | 9 | 57 |
| 2,2 0 | 30 | 26 | 29 | 29 | 11 | 14 | 17 | 27 | 38 | 16 | 14 | 27 |
| 0 -5 | 7 | 39 | 9 | 16 | 6 | 13 | 10 | 21 | 17 | 12 | 5 | 22 |
| -5 -10 | 17 | 26 | 17 | 29 | 15 | 17 | 22 | 3 | 20 | 8 | 12 | 24 |
| -10 -30 | 48 | 13 | 22 | 26 | 32 | 8 | 33 | 12 | 33 | 28 | 16 | 17 |
| -30 -60 | 16 | 12 | 15 | 19 | 16 | 6 | 17 | 10 | 20 | 20 | 20 | 10 |
| -60 -90 | 5 | 9 | 2 | 9 | 6 | 8 | 3 | 13 | 5 | 9 | 7 | 1 |
| 5,4 0 | 38 | 22 | 32 | 36 | 10 | 15 | 18 | 23 | 29 | 16 | 12 | 35 |
| 0 -90 | 12 | 9 | 9 | 13 | 7 | 7 | 9 | 11 | 10 | 16 | 5 | 5 |
| Profil | 12 | 9 | 9 | 13 | 7 | 7 | 9 | 11 | 10 | 16 | 5 | 5 |

Tab. 6: Korngrößenverteilung des Feinbodens im Buchenbestand B1 (KANTOR 2004).

| Tiefenbereich cm | B1(40) %Feinboden | | |
|---------------------|----------------------|---------|-----|
| | Sand | Schluff | Ton |
| 0 - 4 | 56 | 34 | 10 |
| 4 - 8 | 60 | 20 | 20 |
| 6 - 16 | 62 | 29 | 9 |
| 16 - 34 | 63 | 23 | 14 |
| 34 - 60 | 64 | 25 | 11 |
| 60 - 79 | 63 | 26 | 10 |
| 79 - 89 | 62 | 27 | 11 |
| 89 - 110 | 62 | 28 | 11 |

| Tiefenbereich cm | B1(46) %Feinboden | | |
|---------------------|----------------------|---------|-----|
| | Sand | Schluff | Ton |
| 0-5 | 57 | 25 | 19 |
| 5-10 | 64 | 16 | 20 |
| 10-20 | 62 | 20 | 18 |
| 20-30 | 64 | 20 | 15 |
| 30-60 | 64 | 22 | 14 |

Tab. 7: Algorithmen zur Abschätzung von Atmungsraten

RAICH und NADELHOFFER (1989):

Jährliche Bodenatmung (t C/ha) = 1,30 * 2,32 * jährlicher Streufall $r^2 = 0,71$

DAVIDSON et al. (2002):

Jährliche Bodenatmung (t C/ha) = 2,87 * 2,80 * jährlicher Streufall $r^2 = 0,62$

BOND-LAMBERTY et al. (2004):

$\sqrt{R_A} = -7,97 + 0,93 * \sqrt{R_S}$ (t C/ha) $r^2 = 0,87$

R_A : autotrophe Atmung (Rhizospärenatmung), R_S : gemessener CO₂-Fluss aus dem Boden

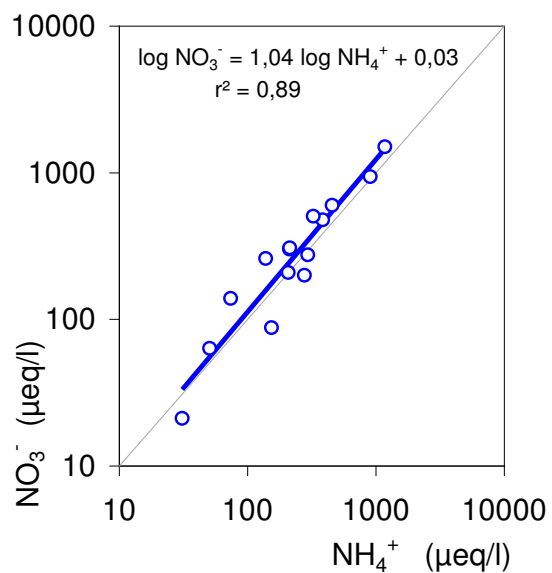
Tab. 8: Mediane der Lösungskonzentrationen (mg/l) im Bodensickerwasser unter Fichte F1 (oben) und Buche B1 (unten)

| | Auflagesickerwasser | | | | 40cm | | | | 70cm | | | | 100cm | | | |
|------|---------------------|--------------------|-----------------|-----|--------------------|--------------------|-----------------|-----|--------------------|--------------------|-----------------|-----|--------------------|--------------------|-----------------|-----|
| | NO ₃ -N | NH ₄ -N | TN _b | DOC | NO ₃ -N | NH ₄ -N | TN _b | DOC | NO ₃ -N | NH ₄ -N | TN _b | DOC | NO ₃ -N | NH ₄ -N | TN _b | DOC |
| 1992 | 1,6 | 1,5 | | 14 | 2,11 | 0,04 | | 2,0 | 0,70 | 0,04 | | 3,2 | 1,38 | 0,04 | | 3,0 |
| 1993 | 0,9 | 1,1 | | 80 | 1,90 | 0,04 | | 2,0 | 0,75 | 0,04 | | 1,7 | 1,19 | 0,04 | | 1,6 |
| 1994 | 0,8 | 0,7 | | 32 | 0,38 | 0,02 | | 1,6 | 0,36 | 0,02 | | 1,2 | 0,54 | 0,03 | | 1,2 |
| 1995 | 0,7 | 0,3 | | 32 | 0,40 | 0,02 | | 1,6 | 0,17 | 0,01 | | 1,1 | 0,38 | 0,02 | | 1,2 |
| 1996 | 2,1 | 1,7 | | 71 | 0,93 | 0,01 | | 1,6 | 0,52 | 0,01 | | 1,2 | 0,38 | 0,01 | | 1,3 |
| 1997 | 2,4 | 1,1 | | 62 | 4,57 | 0,02 | | 1,6 | 2,70 | 0,01 | | 1,1 | 4,85 | 0,02 | | 1,3 |
| 1998 | 6,1 | 3,1 | | 73 | 18,30 | 0,02 | | 1,8 | 13,18 | 0,02 | | 1,0 | 19,85 | 0,01 | | 1,1 |
| 1999 | 4,2 | 1,3 | | 33 | 16,74 | 0,01 | | 2,0 | 8,58 | 0,01 | | 1,0 | 14,36 | 0,01 | | 1,2 |
| 2000 | 3,1 | 1,0 | | 54 | 22,71 | 0,01 | | 2,4 | 9,96 | 0,01 | | 1,3 | 8,24 | 0,01 | | 1,2 |
| 2001 | 1,3 | 0,4 | | 45 | 0,37 | 0,01 | | 2,0 | 1,04 | 0,01 | | 1,1 | 1,96 | 0,02 | | 1,1 |
| 2002 | 1,0 | 0,2 | 2,1 | 46 | 0,45 | 0,01 | 0,5 | 1,6 | 0,75 | 0,01 | 0,8 | 0,9 | 0,56 | 0,01 | 0,6 | 0,9 |
| 2003 | 0,8 | 0,5 | 2,3 | 54 | 1,50 | 0,02 | 1,6 | 1,2 | 1,05 | 0,02 | 1,2 | 0,9 | 0,85 | 0,02 | 0,9 | 0,9 |
| 2004 | 0,7 | 0,2 | 3,0 | 60 | 0,09 | 0,02 | 0,2 | 1,1 | 0,26 | 0,02 | 0,3 | 0,9 | 0,47 | 0,02 | 0,6 | 0,9 |
| 2005 | 0,7 | 0,3 | 2,7 | 53 | 0,65 | 0,01 | 0,8 | 1,0 | 1,78 | 0,01 | 1,9 | 0,9 | 1,50 | 0,01 | 1,6 | 0,8 |
| 2006 | 1,2 | 0,4 | 2,8 | 51 | 0,38 | 0,01 | 0,4 | 1,1 | 1,72 | 0,01 | 1,8 | 0,9 | 2,03 | 0,01 | 2,1 | 0,8 |
| 2007 | 0,5 | 0,1 | 1,7 | 45 | 0,09 | 0,04 | 0,1 | 1,1 | 0,41 | 0,04 | 0,4 | 0,9 | 0,93 | 0,04 | 0,9 | 0,7 |
| 2008 | 0,3 | 0,1 | 1,3 | 36 | 0,06 | 0,04 | 0,1 | 1,0 | 0,05 | 0,04 | 0,1 | 0,8 | 0,22 | 0,04 | 0,3 | 0,7 |
| 2009 | 0,1 | 0,1 | 1,3 | 34 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 0,9 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 0,8 | 0,06 | 0,04 | 0,1 | 0,7 |
| 2010 | 0,1 | 0,1 | 1,1 | 34 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 0,8 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 0,9 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 0,7 |
| 2011 | 0,1 | 0,1 | 1,1 | 32 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 1,0 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 1,0 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 0,8 |
| 1992 | 0,6 | 0,2 | | 14 | 0,16 | 0,04 | | 3,9 | 0,26 | 0,02 | | 1,5 | 0,25 | 0,00 | | 2,1 |
| 1993 | 0,7 | 0,3 | | 13 | 0,10 | 0,05 | | 3,9 | 0,10 | 0,05 | | 2,1 | 0,10 | 0,01 | | 1,5 |
| 1994 | 0,5 | 0,2 | | 19 | 0,01 | 0,07 | | 3,2 | 0,02 | 0,02 | | 1,9 | 0,02 | 0,01 | | 1,4 |
| 1995 | 0,4 | 0,5 | | 16 | 0,02 | 0,04 | | 3,3 | 0,02 | 0,02 | | 2,1 | 0,05 | 0,01 | | 1,4 |
| 1996 | 0,5 | 0,3 | | 16 | 0,04 | 0,07 | | 4,3 | 0,02 | 0,02 | | 2,4 | 0,05 | 0,01 | | 1,7 |
| 1997 | 0,4 | 0,3 | | 25 | 0,04 | 0,04 | | 3,4 | 0,02 | 0,01 | | 2,1 | 0,03 | 0,01 | | 1,6 |
| 1998 | 0,4 | 0,2 | | 25 | 0,04 | 0,05 | | 3,2 | 0,02 | 0,02 | | 2,0 | 0,02 | 0,01 | | 1,3 |
| 1999 | 0,3 | 0,1 | | 24 | 0,04 | 0,02 | | 3,3 | 0,04 | 0,02 | | 1,7 | 0,13 | 0,01 | | 1,2 |
| 2000 | 0,5 | 0,2 | | 18 | 0,03 | 0,04 | | 4,0 | 0,06 | 0,01 | | 1,8 | 0,20 | 0,01 | | 1,2 |
| 2001 | 0,4 | 0,2 | | 23 | 0,02 | 0,05 | | 3,8 | 0,01 | 0,01 | | 1,9 | 0,16 | 0,01 | | 1,3 |
| 2002 | 0,2 | 0,1 | 0,0 | 23 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 2,7 | 0,02 | 0,01 | 0,1 | 1,7 | 0,20 | 0,01 | 0,2 | 1,0 |
| 2003 | 0,3 | 0,1 | 0,7 | 23 | 0,01 | 0,02 | 0,2 | 3,2 | 0,02 | 0,01 | 0,1 | 1,7 | 0,03 | 0,02 | 0,1 | 1,0 |
| 2004 | 0,5 | 0,4 | 1,7 | 18 | 0,00 | 0,02 | 0,2 | 3,3 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 1,7 | 0,08 | 0,02 | 0,2 | 1,1 |
| 2005 | 0,3 | 0,3 | 1,9 | 30 | 0,02 | 0,01 | 0,2 | 3,2 | 0,02 | 0,01 | 0,1 | 1,7 | 0,03 | 0,01 | 0,1 | 1,0 |
| 2006 | 0,4 | 0,2 | 1,5 | 28 | 0,04 | 0,01 | 0,2 | 3,3 | 0,02 | 0,01 | 0,1 | 1,5 | 0,02 | 0,01 | 0,1 | 1,1 |
| 2007 | 0,4 | 0,1 | 1,2 | 19 | 0,02 | 0,04 | 0,1 | 2,6 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 1,6 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 0,9 |
| 2008 | 0,3 | 0,1 | 1,2 | 25 | 0,02 | 0,04 | 0,1 | 2,6 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 1,5 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 1,0 |
| 2009 | 0,4 | 0,1 | 1,1 | 19 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 2,3 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 1,3 | 0,01 | 0,04 | 0,1 | 0,9 |
| 2010 | 0,4 | 0,2 | 1,0 | 19 | 0,04 | 0,04 | 0,1 | 2,8 | 0,03 | 0,02 | 0,1 | 1,5 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 1,0 |
| 2011 | 0,2 | 0,1 | 1,1 | 29 | 0,04 | 0,02 | 0,1 | 2,9 | 0,04 | 0,02 | 0,1 | 1,6 | 0,01 | 0,02 | 0,1 | 1,1 |

Tab. 9: Position und Höhenlage der Messplätze (rot: ab 2012)

| Messplatz | Position (Gauss-Krüger) | | Höhe (m ü. NN) |
|-------------------------|-------------------------|---------|-------------------|
| | Rechts | Hoch | |
| Taferlruck | 4603611 | 5423153 | 762 |
| Weitau Bestand | 4604044 | 5423738 | 782 |
| Schachtenau Messturm | 4604167 | 5424299 | 807 |
| Waldhäuser | 4607438 | 5422369 | 947 |
| Haus zur Wildnis | 4591002 | 5436718 | 680 |
| Hochwiesenruck | 4593585 | 5440271 | 1192 |
| Großer Falkenstein Süd | 4593702 | 5439422 | 1306 |
| Großer Falkenstein Nord | 4593627 | 5439491 | 1310 |
| Großer Falkenstein | 4593585 | 5439464 | 1314 |

Abb. 4:
Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen
im Nebel und Wolkenwasser am Gipfel
des Großen Falkenstein
(29.09. - 05.12.2011, n = 15).



Anhang II

Beschreibung der zur Probennahme verwendeten Geräte und Ausrüstungsgegenstände und Stauchungstabelle (Freundliche Überlassung von A. SCHUBERT und H. HERZIG, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising, 2013)

Probenahme organische Auflage



- Arbeitshandschuhe
- Stechrahmen 20x20x10 cm aus V2A-Stahl
- Schlagholz 8x8x40 cm aus Eiche oder Robinie
- Sitzkissen 30x40x5 cm aus Styrodur
- Markierungsstab aus PVC mit 0,5 cm Durchmesser
- Massband aus Glasfaser 50 m
- Fäustel 1000 g
- Spatel mittel
- Spatel klein
- Meterstab 2 m
- Gartenschere
- Messer mit Wellenschliff
- PE-Flachbeutel 400x600x0,05 mm, farblos

Probenahme oberer Mineralboden (0 cm - 5 cm, 5cm - 10 cm)



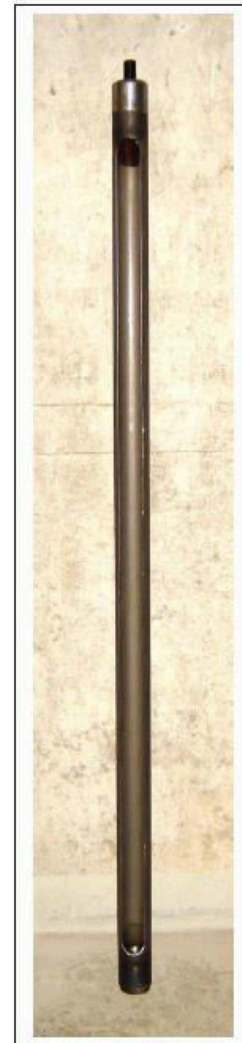
- Spatel mittel
- Spatel klein
- Meterstab 2 m
- Gartenschere
- Wurzelbohrer
- Probeneimer mit PE-Flachbeutel
- PVC-Halbschahle



Probenahme Mineralboden (10 cm - 30 cm, 30 cm - 60 cm, 60 cm - 90 cm)



- Schlaghammer Makita 1400 mit Gehörschutz
- Rammkernsonde mit fester Schneide
- Gewindenippel 22 mm
- Innendurchmesser 4,5 cm
- Länge 1,5 m



- Geräteträger aus Aluminium mit Rammkernsonde und Magnetmassband
- Feldstuhl, Probeneimer mit PE-Flachbäutel und komplettem Probenahmewerkzeug

Stauchungstabelle zur linearen Verteilung von Materialstauchungen in der Rammkernsonde.

Beispiel: Der Bohrkernlänge 72 cm bei Bohrlänge 80 cm entspricht eine Stauchung von 10%, welche auf die Entnahmetiefen 10 - 30 cm (10 - 28 cm), 30 - 60 cm (28 - 55 cm) und 60 - 90 cm (55 - 82 cm)) verteilt werden.

| Probe Tiefe | | | Tiefe | | | | Tiefe | | | |
|---------------|----|-----------|-------|--------|-------|-------|-----------|--------|-------|-------|
| | cm | Stauchung | von | bis | | cm | Stauchung | von | bis | |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 1,25% | -10 | -29,8 | 80 | 21,25% | -10 | -25,8 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 79 | | -29,8 | -59,4 | 63 | | -25,8 | -49,4 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -59,4 | -89,0 | | | -49,4 | -73,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 2,50% | -10 | -29,5 | 80 | 22,50% | -10 | -25,5 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 78 | | -29,5 | -58,8 | 62 | | -25,5 | -48,8 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -58,8 | -88,0 | | | -48,8 | -72,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 3,75% | -10 | -29,3 | 80 | 23,75% | -10 | -25,3 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 77 | | -29,3 | -58,1 | 61 | | -25,3 | -48,1 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -58,1 | -87,0 | | | -48,1 | -71,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 5,00% | -10 | -29,0 | 80 | 25,00% | -10 | -25,0 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 76 | | -29,0 | -57,5 | 60 | | -25,0 | -47,5 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -57,5 | -86,0 | | | -47,5 | -70,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 6,25% | -10 | -28,8 | 80 | 26,25% | -10 | -24,8 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 75 | | -28,8 | -56,9 | 59 | | -24,8 | -46,9 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -56,9 | -85,0 | | | -46,9 | -69,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 7,50% | -10 | -28,5 | 80 | 27,50% | -10 | -24,5 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 74 | | -28,5 | -56,3 | 58 | | -24,5 | -46,3 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -56,3 | -84,0 | | | -46,3 | -68,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 8,75% | -10 | -28,3 | 80 | 28,75% | -10 | -24,3 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 73 | | -28,3 | -55,6 | 57 | | -24,3 | -45,6 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -55,6 | -83,0 | | | -45,6 | -67,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 10,00% | -10 | -28,0 | 80 | 30,00% | -10 | -24,0 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 72 | | -28,0 | -55,0 | 56 | | -24,0 | -45,0 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -55,0 | -82,0 | | | -45,0 | -66,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 11,25% | -10 | -27,8 | 80 | 31,25% | -10 | -23,8 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 71 | | -27,8 | -54,4 | 55 | | -23,8 | -44,4 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -54,4 | -81,0 | | | -44,4 | -65,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 12,50% | -10 | -27,5 | 80 | 32,50% | -10 | -23,5 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 70 | | -27,5 | -53,8 | 54 | | -23,5 | -43,8 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -53,8 | -80,0 | | | -43,8 | -64,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 13,75% | -10 | -27,3 | 80 | 33,75% | -10 | -23,3 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 69 | | -27,3 | -53,1 | 53 | | -23,3 | -43,1 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -53,1 | -79,0 | | | -43,1 | -63,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 15,00% | -10 | -27,0 | 80 | 35,00% | -10 | -23,0 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 68 | | -27,0 | -52,5 | 52 | | -23,0 | -42,5 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -52,5 | -78,0 | | | -42,5 | -62,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 16,25% | -10 | -26,8 | 80 | 36,25% | -10 | -22,8 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 67 | | -26,8 | -51,9 | 51 | | -22,8 | -41,9 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -51,9 | -77,0 | | | -41,9 | -61,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 17,50% | -10 | -26,5 | 80 | 37,50% | -10 | -22,5 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 66 | | -26,5 | -51,3 | 50 | | -22,5 | -41,3 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -51,3 | -76,0 | | | -41,3 | -60,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 18,75% | -10 | -26,3 | 80 | 38,75% | -10 | -22,3 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 65 | | -26,3 | -50,6 | 49 | | -22,3 | -40,6 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -50,6 | -75,0 | | | -40,6 | -59,0 |
| Bohrlänge | 5 | 10 - 30 | 80 | 20,00% | -10 | -26,0 | 80 | 40,00% | -10 | -22,0 |
| Bohrkernlänge | 6 | 30 - 60 | 64 | | -26,0 | -50,0 | 48 | | -22,0 | -40,0 |
| | 7 | 60 - 90 | | | -50,0 | -74,0 | | | -40,0 | -58,0 |