



NW-FVA
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt

AFSV
Arbeitsgemeinschaft
Forstliche Standorts-
und Vegetationskunde



Ergebnisse der Waldökosystemforschung im Solling



Jahrestagung der AFSV
vom 11. - 14. September 2013 im Solling

Impressum

Herausgeber: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen
<http://www.nw-fva.de>

Gesamtredaktion: Dr. Uwe Paar, Dr. Jan Evers und Prof. Dr. Johannes Eichhorn

Layout: Etta Paar

Druck: Printec Offset, Kassel

Titelfotos –

Oben links: Stefan Fleck

Oben rechts: NW-FVA

Mitte rechts: Holger Heinemann

Unten rechts: NW-FVA

Mitte unten: Thomas Ullrich

Unten links: NW-FVA

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Tagungsprogramm	6
Vorstellung des Exkursionsgebietes	9
Wuchsbezirke	11
Klima	11
Boden und Geologie	12
Natürliche Waldgesellschaften	14
Waldgeschichte	14
Kurze Vorstellung der Exkursionspunkte	15
Literatur	16
Ziele des forstlichen Umweltmonitorings in der Waldökosystemforschung	16
Kontinuität und Wandel: Zeittakte im forstlichen Umweltmonitoring	16
Ländlicher Versorgungswald und forstliche Standorte	16
Säureeintrag und forstliche Standorte	17
Forstliches Umweltmonitoring	18
Fazit: Dynamik der forstlichen Standorte	19
Literatur	20
Hauptergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II)	20
Literatur	25
Intensives Waldmonitoring im Solling (Level II)	26
Einleitung	26
Erhebungen im Rahmen des Monitorings	27
Wichtige Erkenntnisse	27
Neue Herausforderungen	28
Literatur	29
Bodenschutzkalkung – Ziele und Bezug zur Standortskartierung	30
Literatur	31
Ergebnisse der Hiebsformenversuche – Umbau von Fichtenreinbeständen	31
Waldbauliche Bewertung	31
Ökologische Bewertung	32
Schlussfolgerung	32
Literatur	32
Standortskartierung – kein Auslaufmodell. Dynamisierung der Standortskartierung	33
Exkursionspunkt 1	
BZE II – Vorstellung eines BZE-Punktes im Solling (E1; Profil 1)	35
Bodenphysik: Schätzung versus Messung	40
Einfluss der Waldkalkung	40
Waldernährung der Buche	41
Literatur	43
Exkursionspunkt 2a	
Die Intensiv-Waldmonitoringflächen mit Buche und Fichte im Solling (E2a; Profil 2)	44
Monitoringflächen	49
Böden	49
Waldbestände	49
Solling, Fichte (F1)	49
Solling, Buche (B1)	49
Vitalität	50
Monitoring von Stoffflüssen	51
Literatur	53

Exkursionspunkt 2b	
Stoffflüsse und -bilanzen eines Buchenbestandes nach Lochhieb und Kalkung (E2b)	54
Versuchsziel und -design	54
Ergebnisse	57
Vegetationsentwicklung	57
Streuersetzung und Mineralisation	58
Sickerwasseraustrag	60
Bilanzen	60
Schlussfolgerungen	61
Literatur	61
Exkursionspunkt 3	
Kalkungsversuche (E3; Profil 3)	62
Einleitung	65
Material und Methoden	65
Ergebnisse	65
Bodenzustand	65
Entwicklung des Bestandes	68
Feinwurzelwachstum der Fichte	70
Literatur	71
Exkursionspunkt 4	
Hiebsformen: Umbau von Fichtenreinbeständen (E4; Profil 4)	72
Versuchsanlass	77
Versuchsanlage	77
Waldbauliche Ergebnisse	78
Ökologische/stoffhaushaltliche Untersuchungen	79
Material und Methoden	79
Ergebnisse	80
Energiehaushalt	80
Wasser- und Spurengashaushalt	80
Nährstoffhaushalt	80
Literatur	81
Exkursionspunkt 5a	
Der Naturwald Limker Strang (E5a; Profil 5)	82
Lage und Größe	82
Geschichte	87
Vegetation und Bestockung	88
Gitternetz und Stand der Untersuchungen	89
Untersuchungsergebnisse	90
Flora	90
Vegetation	90
Fazit	92
Waldstruktur und Gehölzverjüngung	93
Lückendynamik	94
Exkursionspunkt 5b	
Der Naturwald Friedrichshäuser Bruch (E5b)	95
Geologie und Boden	95
Geschichte	96
Vegetation und Bestockung	98
Gitternetz und Forschungsschwerpunkte	99
Untersuchungsergebnisse	100
Waldstruktur und Gehölzverjüngung	100
Fauna und Vegetation	101
Literatur	102

	Seite
Exkursionspunkt 6a	
Waldbau mit Küstentanne und Douglasie (E6a; Profil 6)	103
Versuchsanlage und Behandlungskonzept	108
Läuterung	108
Durchforstung	108
Ziele des Standraumversuchs	109
Ergebnisse	109
Exkursionspunkt 6b	
Waldbau mit Douglasie (E6b; Profil 7)	113
Bestandesbeschreibungen	118
BD 4 „buchenreich“	118
BD 6 „douglasienreich“	118
Exkursionspunkt 7	
Niedermoore im Solling (E7)	120
Landschaftsprägender Charakter der Moore im Solling	121
Entwässerung der Niedermoore	122
Renaturierung der Niedermoore im Solling	122
Decision-Support-System Waldmoorschutz (DSS-Wamos)	123
Niedermoore im Solling: Teichwiesen	124
Lage	125
Aufbau des Moores	125
Vegetation und Geschichte	126
Renaturierung 2008	126
Monitoring	128
Exkursionspunkte	128
Schlussfolgerungen	130
Weblinks	130
Exkursionspunkt 8	
Hochmoore im Solling (E8)	131
Flora und Fauna	132
Literatur	134
Teilnehmerliste	135
Zeitplan	137

Jahrestagung der AFSV vom 11. - 14. September 2013 im Solling

Ergebnisse der Waldökosystemforschung im Solling

Tagungsort: Landhotel Am Rothenberg GmbH & Co. KG
37170 Uslar/Ortsteil Volpriehausen, Rothenbergstraße 4;
Tel: 05573 959-0; Fax: 05573 959-100, <http://www.am-rothenberg.de>

Tagungsprogramm

Mittwoch, 11. 09. 2013

Ab 12.00 Uhr – Anmeldung im Tagungsbüro im Hotel

Vortragsveranstaltung

14.00 Uhr – Begrüßung und Grußworte

Prof. Dr. Wolfgang Hetsch, 1. Vorsitzender AFSV
Prof. Dr. Hermann Spellmann, Direktor der NW-FVA
Dr. Klaus Merker, Leiter Niedersächsische Landesforsten
Thomas Reulecke, FAL Dassel und Walter Hennecke, FAL Neuhaus

(Vortragsdauer 20 Minuten, 10 Minuten Diskussion)

14.30 Uhr

Dr. Uwe Paar

Vorstellung des Exkursions- und Forschungsgebietes

15.00 Uhr

Prof. Dr. Johannes Eichhorn

Ziele des forstlichen Umweltmonitorings in der Waldökosystemforschung

15.30 Uhr

Dr. Jan Evers, Dr. Uwe Paar

Hauptergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II)

16.00 Uhr

Dr. Henning Meesenburg, Prof. Dr. Johannes Eichhorn

Intensives Waldmonitoring im Solling (LEVEL II)

16.30 Uhr

Dr. Karl Josef Meiwes, Dr. Michael Mindrup

Bodenschutzkalkung – Ziele und Bezug zur Standortkartierung

17.00 -17.30 Uhr – Kaffeepause

17.30 Uhr

Dr. Karl Josef Meiwes, Dr. Uwe Klinck, Dr. Hendrik Rumpf

Ergebnisse der Hiebsformenversuche – Umbau von Fichtenreinbeständen

18.00 Uhr

Dr. Marc Overbeck

Standortkartierung – kein Auslaufmodell. Dynamisierung der Standortkartierung

Exkursionen

Donnerstag, 12.09.2013

8.00 Uhr – Abfahrt mit Bussen am Hotel

8.30 - 10.00 Uhr

Dr. Uwe Paar, Dr. Jan Evers, Inge Dammann

BZE II - Vorstellung eines BZE-Punktes im Solling (E1; Profil 1)

- Einfluss der Kalkung
- Trockenrohdichten und Skelettanteile
- Waldernährung der Buche

10.30 - 12.30 Uhr

Dr. Henning Meesenburg, Prof. Dr. Johannes Eichhorn, Dr. Norbert Bartsch

LEVEL II-Flächen (E2a; Profil 2) und Lochhiebe (E2b)

- Intensives forstliches Monitoring
- Langjährige Wasser- und Stoffbilanzen
- Bodenveränderungen
- Baumartenvergleich

13.00 - 14.00 Uhr – **Mittagspause** (Jugendherberge in Silberborn)

14.30 - 16.00 Uhr

Dr. Karl Josef Meiwes, Dr. Michael Mindrup

Kalkungsversuche (E3; Profil 3)

- Tiefenverlauf der Entsauerung
- Wachstum
- Durchwurzelung

16.30 - 18.00 Uhr

Dr. Uwe Klinck, Dr. Karl Josef Meiwes, Dr. Hendrik Rumpf

Hiebsformenversuche (E4; Profil 4)

- Stoffbilanz
- Mikroklima auf Kleinkahlschlagflächen
- Wachstum von Kultur und Altbestand

19.00 Uhr – Abendessen

20.00 Uhr – Mitgliederversammlung im Tagungsraum des Hotels

Freitag, 13.09.2013

8.00 Uhr – Abfahrt mit Bussen am Hotel

8.30 - 12.30 Uhr

Dr. Peter Meyer, Dr. Marcus Schmidt, Prof. Dr. Wolfgang Schmidt

Die Naturwälder Limker Strang (E5a; Profil 5) und Friedrichshäuser Bruch (E5b)

- Vegetation
- Waldgesellschaften
- Nutzungsgeschichte
- Totholz
- Lückendynamik
- Renaturierung
- Neophyten
- Waldbindung der Arten

13.00 - 14.00 Uhr – **Mittagspause** (Köhlerhütte am Rothenberg)

14.30 - 17.00 Uhr

Prof. Dr. Hermann Spellmann, Ralf-Volker Nagel, Peter Wollborn

Waldbau mit Küstentanne (E6a; Profil 6) und Douglasie (E6b; Profil 7)

Geeignete Standorte

Wuchsrelationen Douglasie/Küstentanne

Steuerung der Qualitätsentwicklung unter Berücksichtigung des Standortes

18.30 Uhr – **Abendessen**

Samstag, 14.09.2013

8.00 Uhr – Abfahrt mit Bussen am Hotel

8.30 - 12.30 Uhr

Kai Conrad und Philipp Kuchler

Niedermoore im Solling (E7)

und

Ulrich Schlette, Dr. Gerfried Caspers

Hochmoorrenaturierung (E8)

Vorstellung des Exkursionsgebietes

Uwe Paar

Der Solling ist das Waldgebiet des Jahres 2013. Er liegt im südlichen Niedersachsen und ist nach dem Harz das zweitgrößte zusammenhängende Waldgebiet Niedersachsens. Die Waldlandschaft, bestehend aus 50 % Nadelwald und 50 % Laubwald, gehört zum Wuchsgebiet „Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland“.

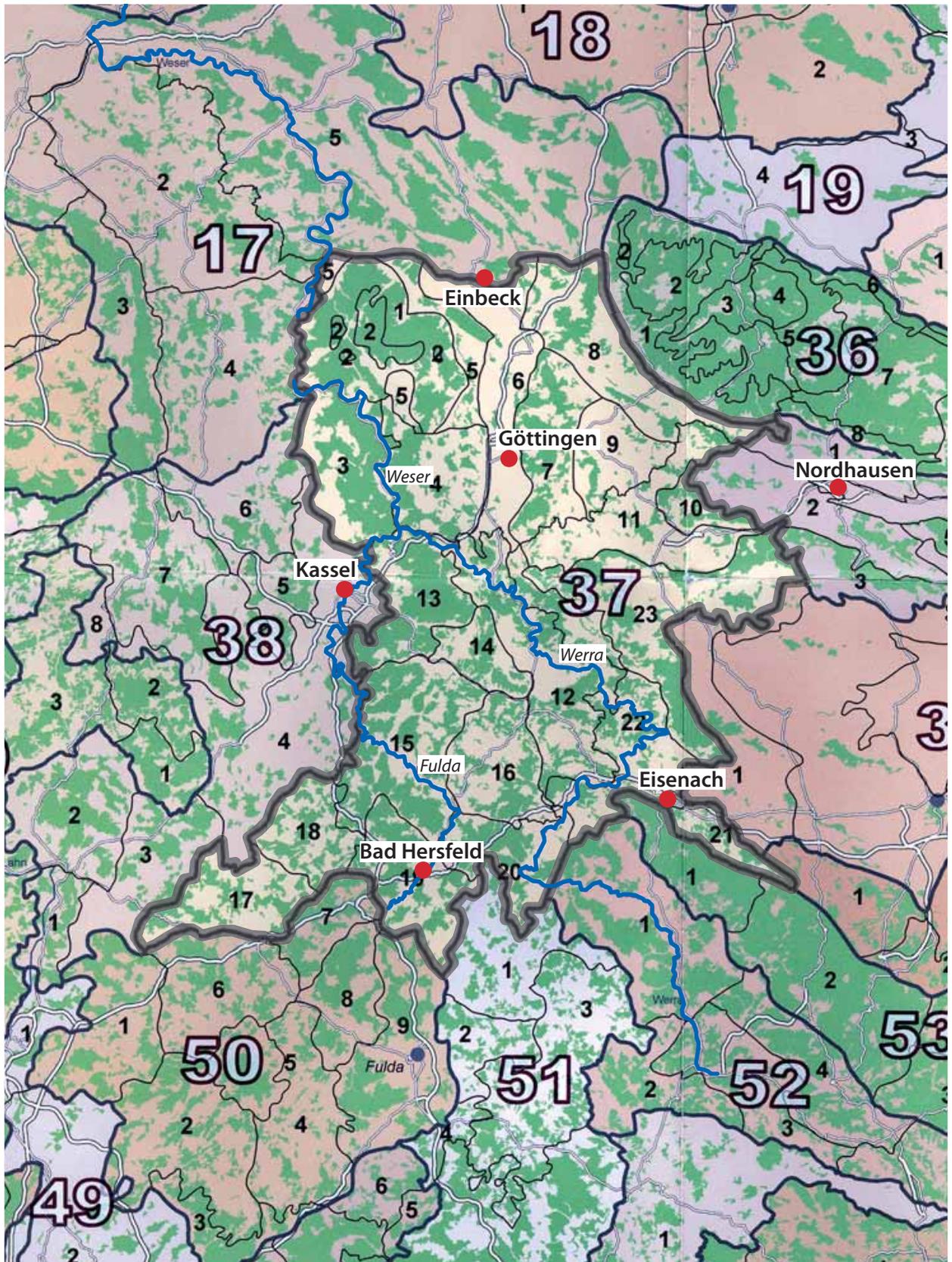
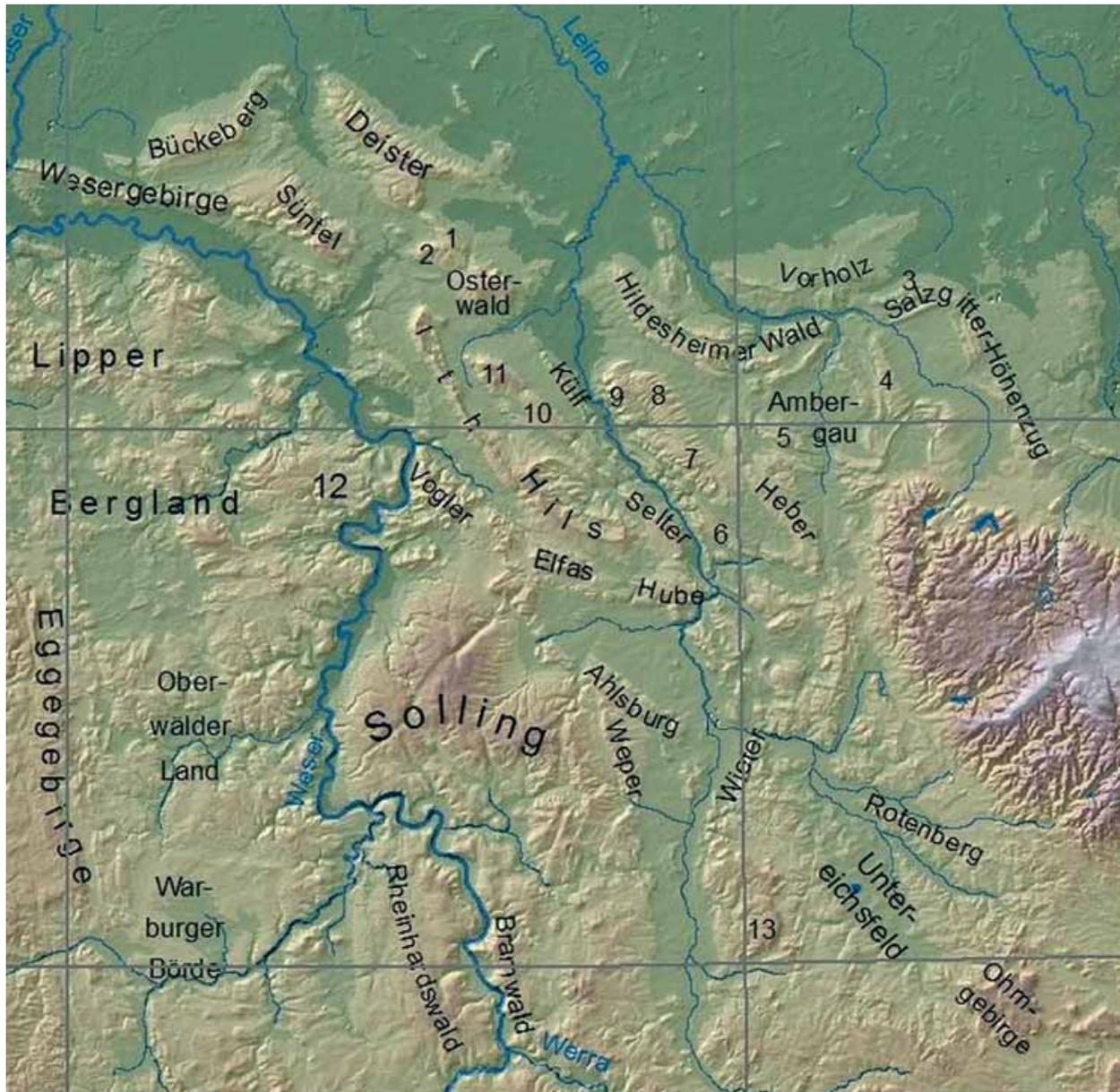


Abb. 1: Wuchsgebiet Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland (37) aus: Aldinger et al., 2005; verändert – mit 1= Unterer Solling, 2= Hoher Solling, 5= Sollingvorland

Das Wuchsgebiet erstreckt sich über Teile der Länder Niedersachsen, Hessen und Thüringen. Der niedersächsische Anteil umfasst den gesamten bergigen Landschaftsteil zwischen Weser und Harzrand. In Thüringen bilden das Ohmgebirge und Eichsfeld die nordöstliche, der Hainich-Dün Komplex und die Waltershäuser Vorberge die östliche Begrenzung zum Thüringer Becken. In Hessen stellt die Hessische Senke im Westen, das Vogelsbergmassiv und die Rhön im Süden eine natürliche Grenze dar (Aldinger et al., 2005).

Die Waldlandschaft des Sollings umfasst 38500 Hektar. Die Waldflächen steigen von Osten aus gleichmäßig bis auf über 500 m an. Von den Hochlagen fällt die Waldfläche nach Westen recht sanft, im Südwesten dagegen schroff zum Wesertal ab.



- | | |
|---------------------|-------------------|
| 1 - Kleiner Deister | 6 - Helleberg |
| 2 - Nesselberg | 7 - Sackwald |
| 3 - Lichtenberge | 8 - Vorberge |
| 4 - Hainberg | 9 - Sieben Berge |
| 5 - Harplage | 10 - Duinger Berg |

- 11 - Thüster Berg
- 12 - Ottensteiner Hochfläche
- 13 - Göttinger Wald

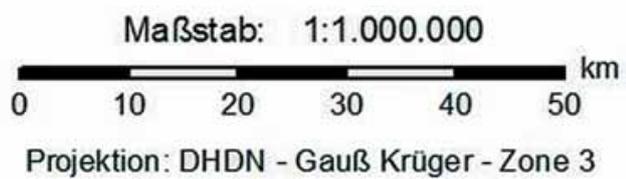


Abb. 2: Niedersächsisches Bergland (Ausschnitt, verändert). Quelle: Wikimedia Commons

Wuchsbezirke

Der Solling lässt sich in 3 Wuchsbezirke unterteilen.

Der „Hohe Solling“ liegt oberhalb 400 m ü. NN und umfasst die höchsten Lagen im Zentrum des Sollings. Er weist Extremstandorte (quellige Bereiche und Moore) auf 10 % der Fläche auf.

Das Waldgebiet des Sollings gehört zu großen Teilen zum „Unteren Solling“. Er erstreckt sich über eine Höhenlage von ca. 200–400 m ü. NN. Auffallend sind hier die landschaftlich reizvollen, langgestreckten Wiesentäler.

Der Wuchsbezirk „Solling Vorland“ ist ein klimatisch und geologisch begünstigter Raum mit dem Vorkommen von Löss, Kalk und Röt. Vorrangig werden diese Flächen landwirtschaftlich genutzt.

Klima

Im „Hohen Solling“ herrscht ein ausgeprägt humides Klima mit Jahresniederschlägen über 1000 mm vor. Die klimatischen Verhältnisse im „Unteren Solling“ können als „feucht und kühl“ eingestuft werden (Jahresniederschläge: 900 mm; durchschnittliche Jahrestemperatur: 7,5 °C (Durchschnittsdaten von 1931 bis 1960, Deutscher Wetterdienst 1964)). Das „Solling Vorland“ ist gekennzeichnet durch die geschützte Leelage und die Warmluftzufuhr aus dem Leinetal.

Tabelle 1: Temperatur- und Niederschlagsentwicklung im Solling am Beispiel der Station Torfhaus (500m über NN, Hoher Solling)

Zeitraum	Tj°C	Tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	Feuchtigkeits-Index (i)
1931-1969	6,4	13,5	1088	471	-	20,0
1961-1990	7,2	13,8	950	391	142	16,5
1981-2010	7,7	14,2	1020	414	146	17,1

Die Klimakennwerte für die Station Torfhaus belegen eine Erhöhung der Jahresmitteltemperaturen von 6,4 °C (Zeitraum 1931-1969) auf 7,7 °C (Zeitraum 1981-2010).

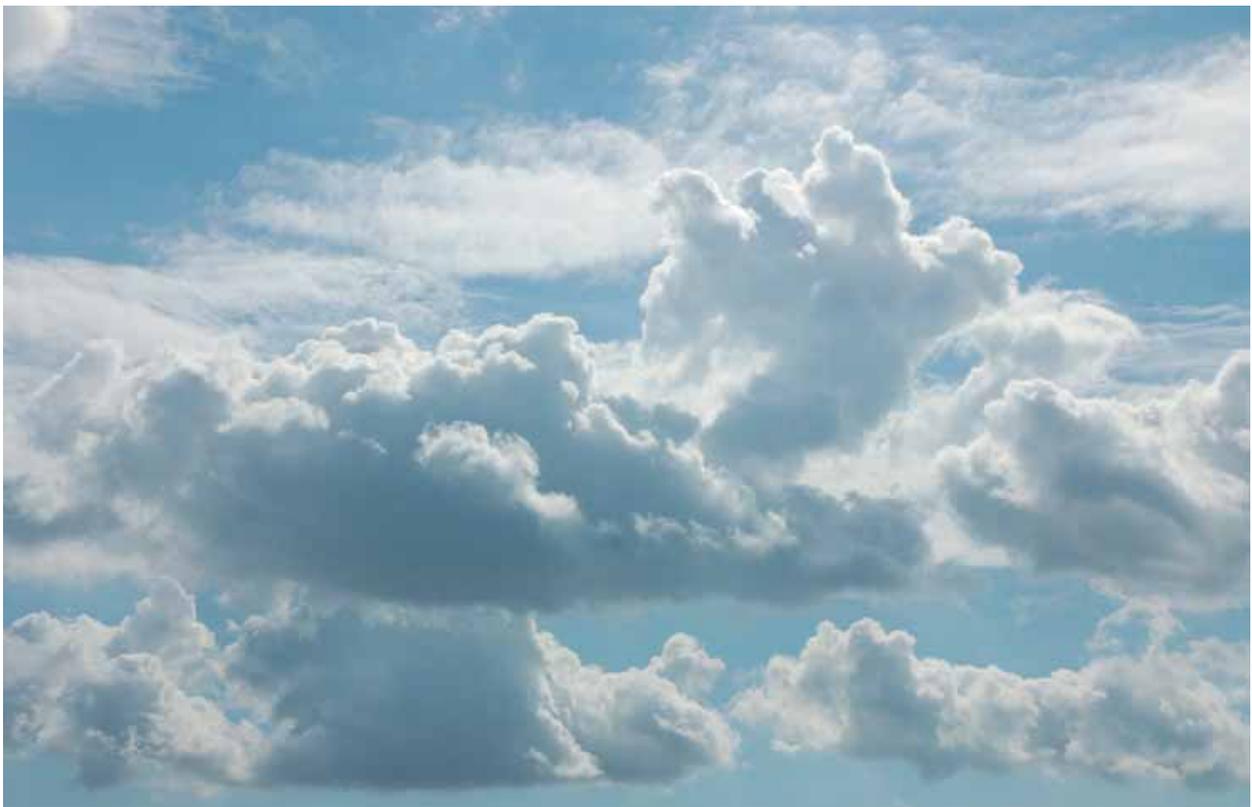


Foto: Jan Evers

Boden und Geologie

Mit Ausnahme einiger Schichten, die an den tektonischen Grabenbrüchen Muschelkalk und tertiäre Sedimente zutage treten lassen, ist der Solling ein einheitlich von Buntsandstein geprägtes Gebiet. Folgende Buntsandsteinformationen sind anzutreffen (Otto, 1991):

- Volpriehauser Sandstein, die Volpriehauser Wechselfolge mit z.T. tonigen Komplexen
- Detfurther Folge mit dickbankigen Sandsteinen und feinplattigen Lehmen und Lettentonen
- die plattig-feinsandige Hardegser Wechselfolge, der Hardegser Ton
- und die Sollingfolge (früher Bausandstein, sm2).

Für die Oberbodenbildung im Solling sind durchweg geologische Prozesse, die vornehmlich im Quartär (die letzten 2,6 Mill. Jahre) stattfanden, verantwortlich. So stehen die durch Wind (äolisch) abgelagerten Flugstäube (Löß) und durch Frostverwitterung entstandenen Schuttdecken (Solifluktsdecken, Lagen) im Vordergrund. Sie können als quasi homogene Sedimente oder als Gesteinsgemische vorliegen.

Die jährlichen Schneeschmelzen und die Steilheit der Hänge ließen nur eine sehr begrenzte Erhaltung der Flugstäube im Gebirge zu. Das anstehende Gestein wurde oberflächennah vom Wechsel von Frost und Tauen zerstört, da ein Teil des Tauwassers in die Risse und Klüfte des Festgesteins eindrang und später wieder gefror. Mit der Volumenzunahme des Eises wurde das Gestein gesprengt und durch den wiederholten täglichen und jahreszeitlichen Wechsel nach und nach zerrüttet. Bis zur alljährlichen Auftautiefe bildete sich allmählich eine Decke aus Gesteinsschutt über dem unzerstörten Festgestein aus. Das sommerliche Auftauwasser konnte aber nicht in den gefrorenen Untergrund versickern, sondern durchfeuchtete den Schutt, der sich dann ganz langsam hangabwärts bewegte. Parallel dazu konnte auch der vom Wind eingetragene Löß, der nicht abgespült wurde, in den Gesteinsbrei eingearbeitet werden.

Dieser Prozess der Schuttdeckenbildung wurde wiederholt durch Klimaveränderungen innerhalb der Kaltzeiten unterbrochen. Vor allem unter feuchteren klimatischen Bedingungen konnte die Schuttdecke abgetragen werden, bevor nach einer erneuten Wandlung des Klimas sich eine neue Schuttdecke ausbildete. Die konkaven Unterhänge waren von der Erosionsgefährdung weniger betroffen, sodass die Schuttdecken der einzelnen Phasen hier übereinander geschichtet erhalten blieben. Je steiler und konvexer die Hänge, desto gravierender der Abtrag des Feinmaterials, aber auch der Schuttdecken selbst.

Wir können im Mittelgebirge drei Schuttphasen unterscheiden. Als ältester Schutt liegt basal ein Gesteinsschutt, der keine äolischen Komponenten hat. Offenbar gab es zur Zeit der Bildung dieser „Basislage“ keine größeren Staubstürme. Es folgt darüber ein markant lößreicher Schutt, der als „Mittellage“ bezeichnet wird, wegen des Lößanteils sehr abtragungsgefährdet ist und daher nur noch in sehr geschützten Reliefpositionen erhalten ist. Die jüngste Schuttbildungsphase erfolgte ganz am Ende der letzten Kaltzeit, deren Weiterentwicklung durch die Wiedererwärmung und das Aufkommen einer dichten Vegetation gestoppt wurde. Da kein Abtrag erfolgte, ist diese Schuttdecke als „Hauptlage“ i.d. R. überall verbreitet. Sie enthält Löß. Ihre Mächtigkeit beträgt 30 bis 60 cm, was der durchschnittlichen Auftautiefe der damaligen Zeit entsprochen haben muss (Beitrag von Sabel in: Paar et al. 2013; BZE Bericht Hessen, in Bearbeitung).

Es ist hervorzuheben, dass der Solling aufgrund der Mineralstoffarmut seines vorherrschenden Grundgesteins standörtlich als bedeutend schwächer einzustufen ist als z.B. große Teile des Harzes.

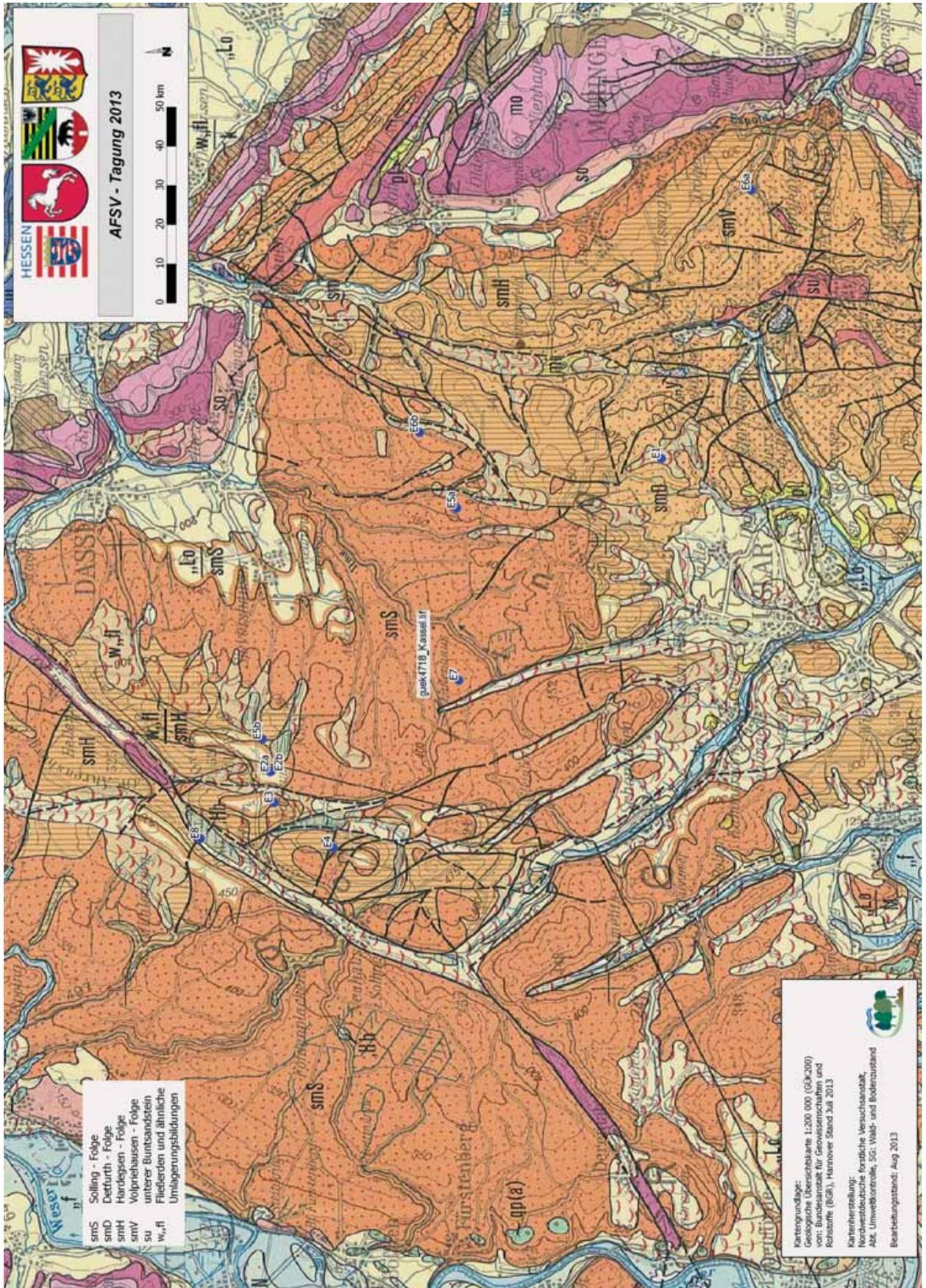


Abb. 3: Die Geologie des Sollings

Natürliche Waldgesellschaften

Der Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*) ist auf knapp 90 % der Waldfläche des Sollings die potentiell natürliche Vegetation.

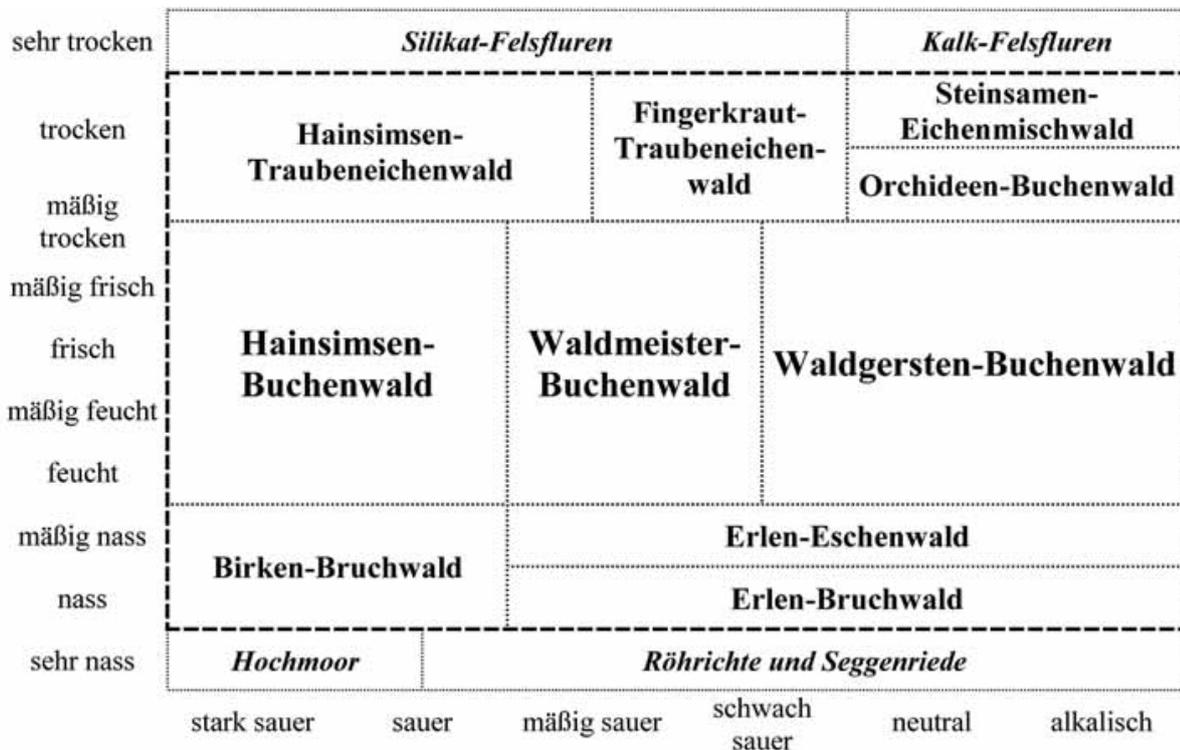


Abb. 4: Zusammengefasstes Ökogramm der Waldgesellschaften in der submontanen Stufe (M. Schmidt, verändert nach Ellenberg 1996)

Dabei sind folgende Untereinheiten vorkommend (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1996):

- Luzulo-Fagetum* mit Rasenschmiele
- Luzulo-Fagetum* Frauenfarn
- Luzulo-Fagetum* mit Flattergras
- Luzulo-Fagetum typicum*
- Luzulo-Fagetum* mit Flechten.

Waldgeschichte

Erste erkennbare anthropogene Veränderungen der natürlichen Buchenwälder treten ab dem 8. Jahrhundert nach Chr. auf (Ellenberg 1996). Während der mittelalterlichen Rodungsperiode im 11. und 12. Jahrhundert besiedelte die Bevölkerung im westlichen Solling auch höhere Lagen. Zwischen 1200 und 1400 wurden die meisten Siedlungen wieder aufgegeben. Ab dem 15. Jahrhundert werden für den Solling starke Waldverwüstungen durch:

- Viehweide bis etwa 1850
- Bauholznutzung
- Streunutzung
- Glashütten (Blütezeit: 1650-1800)
- Köhlerei

beschrieben.

Der Solling wurde zum „parkähnlichen offenen Bauernwald“ (Ende des 17. Jahrhunderts).

Ab dem 9. Jahrhundert war der Solling Königswald. Durch die Reichsgesetze von Kaiser Friedrich II (1220 und 1232) wurden die Hoheitsrechte auf die Landesfürsten übertragen. Aus den landesherrlichen Forsten sind die heutigen landeseigenen Wälder hervorgegangen (86 % Landeswald).

Kurze Vorstellung der Exkursionspunkte

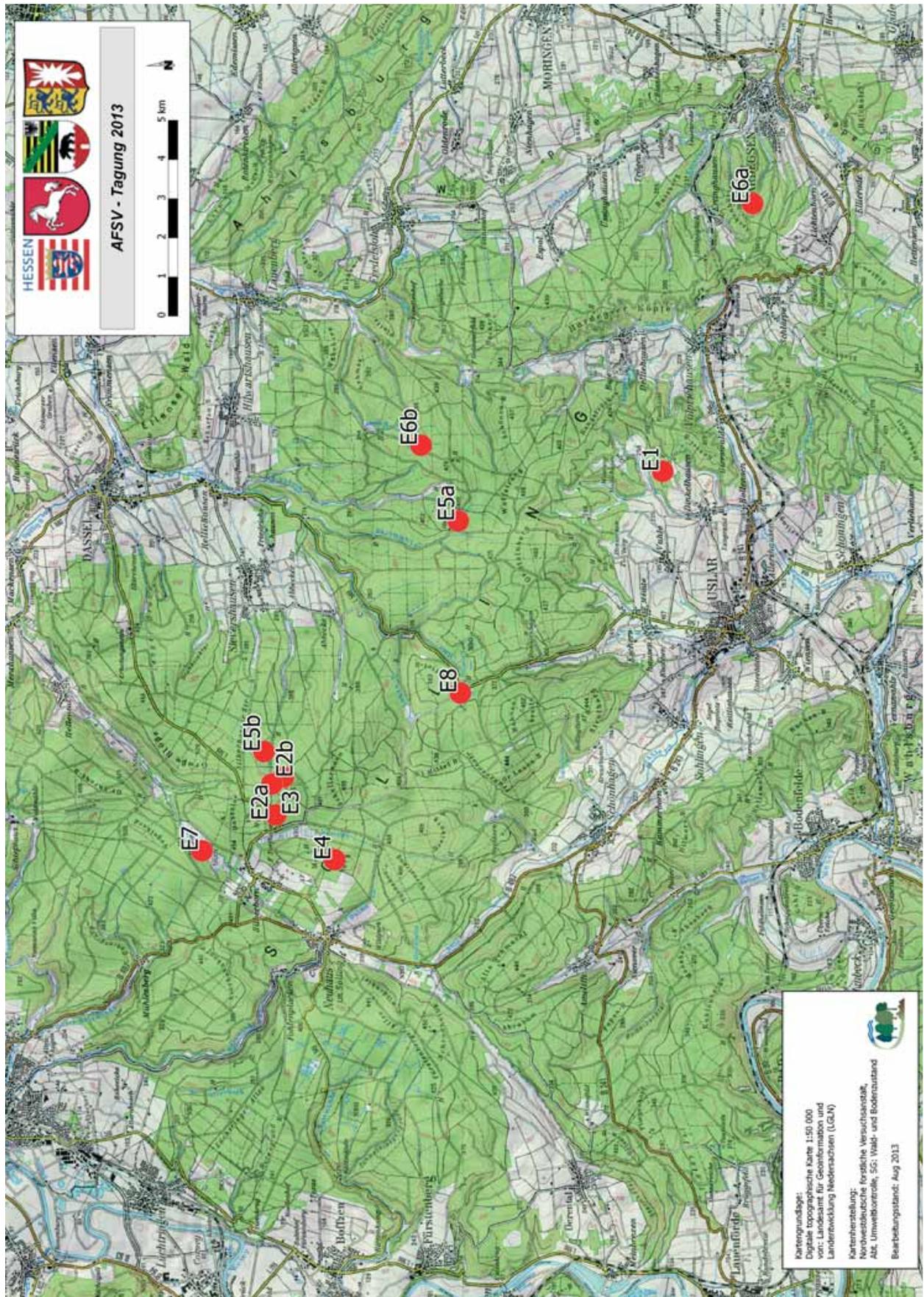


Abb. 5: AFSV-Exkursionspunkte im Solling

Literatur

Karte Niedersächsisches Bergland:

Quelle: http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Karte_Niedersaechsisches_Bergland.jpg

uselang=de#file. Stand: 18.7.2013, Lizenz: <http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/deed.de>

Geologische Übersichtskarte 1:200 000 (GÜK 200), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, Stand Juli 2013.

Aldinger, E. et al., 2005: Beschreibung der waldökologischen Naturräume. In: Waldökologische Naturräume Deutschlands. Mitteilungen der Vereins für Forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung, 43 (2005), S. 193.

Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., 1996.

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1996): Waldentwicklung Solling. Fachgutachten, Heft 5, S. 149

Otto, H.-J., 1991: Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten, Bd. 2. Aus dem Walde, 43 (1991)

Paar, U., Evers, J., Dammann, I., König, N., Schulze, A., Ullrich, T., Eichhorn, J. (2013): BZE Bericht Hessen, in Bearbeitung

Ziele des forstlichen Umweltmonitorings in der Waldökosystemforschung

Johannes Eichhorn

Nature is a mutable cloud which is always and never the same.

(Natur ist eine wandelbare Wolke, immer gleich und doch immer unterschiedlich)

Ralph Waldo Emerson, 1841

Kontinuität und Wandel: Zeittakte im forstlichen Umweltmonitoring

Für das forstliche Umweltmonitoring, die Dauerbeobachtung des Waldes, ist Zeit nicht nur ein Messintervall. Vielmehr ist Zeit auch der Maßstab des zeitlichen Verlaufs von Ereignissen und die Grundlage für Bewertungen von Kontinuität oder Wandel. Die Wahrnehmung von Zeit wird definiert als die Fähigkeit, eine Dauer bestimmter Abläufe von Vorgängen richtig abzuschätzen und einzuordnen. Wie wissenschaftliche Ergebnisse zeigen, ist die zeitliche Wahrnehmung eng mit persönlicher und emotionaler Empfindung verknüpft - etwa durch Momente der Freude oder der Sorge. Lange Zeiträume, die die Phase zeitlicher Empfindungen übersteigen, bleiben abstrakt und sind daher nur schwer einzuordnen (HILDEBRAND, 2006).

Mit welchen Zeiträumen beschäftigen wir uns in der forstlichen Umweltkontrolle? Modelle und die Beschreibung von Variabilitäten sowie Abläufen von Prozessen in Waldökosystemen nutzen in der Regel Daten in hoher zeitlicher Auflösung. So werden Veränderungen der Witterung auf Versuchsflächen, wie die Windgeschwindigkeit sekundenweise erfasst und in 15-Minuten-Werten aggregiert dargestellt. Dagegen erfordert eine Bewertung der Veränderung von Waldökosystemen oft lange Zeiträume. Als Bezugsgröße für Klimaveränderungen und deren Wirkungen findet die Klimanormalperiode Anwendung. Sie wird gegenwärtig als 30-jähriger Zeitraum 1961-90 definiert. In den Sozialwissenschaften ist der Begriff des Generationenabstandes üblich (POHLMANN, 1997). Er wird als Durchschnitt der Altersdifferenz einer nachfolgenden Generation zur einer vorhergehenden verstanden. Der Generationenabstand von Waldbäumen umfasst im bewirtschafteten Wald eine Zeitspanne von etwa 100 Jahren. Die Verwendung dieser Zeitspanne stellt eine wichtige Perspektive für forstliche Umweltveränderungen dar, die nachfolgend erläutert wird.

Ländlicher Versorgungswald und forstliche Standorte

Im 18. Jahrhundert - vor nur drei Baumgenerationen - war Wald als Versorgungswald essentieller Bestandteil des ländlichen Lebens. Die Produktion von Holz war im Vergleich zur Nutzung anderer Güter aus dem Wald eher nachrangig. Im Einzelnen kompensierte die Waldweide die zu geringe Offenlandweide, die Eichelschweinemast das knappe Schweinefutter, die Waldstreunutzung das fehlende Stroh, die Futterlaubgewinnung den

Heuengpass und der Waldfeldbau den Mangel an Ackerfläche und Dünger. Köhlerei produzierte Holzkohle als Hochtemperatur-Energiequelle (STUBER und BÜRGI, 2000). Waldgüter sicherten den Bedarf der Landwirtschaft für die Ernährung der Bevölkerung in Zeiten der Überbrückung im Winter und Frühling, wenn der Heuvorrat aufgebraucht und das Gras noch nicht aufgetrieben war (IRNIGER, 1991). Die historische Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzungen im ländlichen Versorgungswald kann kaum überschätzt werden.

Gleichwohl entstanden durch diese Waldinanspruchnahme Veränderungen der Standorte und des Stoffhaushalts, die teilweise bis heute nachwirken. Langjährige Nutzungen der Waldstreu entnahmen beispielsweise bis zu 2.000 kg N/ha (KREUTZER, 1972). Derartige Eingriffe lassen sich bis heute in Stickstoffbilanzen nachweisen. Schäden durch Weide im Wald bewirkten für forstliche Böden und Standorte oft lang anhaltende Bodenverdichtung und Erosionen mit Spätfolgen für den Jungwuchs und den Baumzuwachs (GROSSMANN, 1927).

Die große Zahl devastierter Standorte führte nach 1800 zu einem Umdenken in der Landnutzung. An die Stelle von Calluna-Heiden auf den übernutzten und verarmten Standorten des bäuerlichen Versorgungswaldes trat erfolgreich eine systematische Aufforstung und Bewirtschaftung. So entstanden großflächig Nadelwälder. Die Anbaumethode wurde durch die forstliche Reinertragslehre und den steigenden Holzbedarf infolge der Industrialisierung und des Bevölkerungswachstums unterstützt. Die neue Waldstruktur veränderte und verbesserte vielerorts die forstlichen Standorteigenschaften des ländlichen Versorgungswaldes. Mit großflächig reinen Nadelwäldern in Altersklassenwäldern entstand ein neuer Waldaufbau, aber auch eine neue Qualität von Risiken. Zu den Risiken zählten insbesondere eine langsame Zersetzung von Nadelstreu, Insekten, Stürme und Bodenfreilagen; Situationen in der Bestandesentwicklung mit verändernder Folge für Humus, Mineralboden und Standort.

Säureeintrag und forstliche Standorte

Um 1970 – vor einer halben Baumgeneration – erreichte die Belastung der Wälder durch die aus der Nutzung fossiler Energieträger emittierten Luftschadstoffe Schwefel und Stickstoff ihren Höhepunkt.

ULRICH und KHANNA (1979) wiesen auf Grundlage zehnjähriger Messreihen zum Stoffhaushalt von Wäldern im Solling nach, dass in einer, als Reinluftgebiet ausgewiesenen Region, fernab von Siedlungen und Industrie, hohe atmogene Säure- und Stickstoffbelastungen aus der Luft auftraten. Diese Einträge führten nachweisbar zu einer fortlaufenden Versauerung der Böden unter Freisetzung toxisch wirkender Substanzen, zur Verarmung der Böden an den Nährstoffen Magnesium, Calcium und Kalium bei gleichzeitiger Stickstoff-Eutrophierung der Waldökosysteme (BEESE, 1992). Die sich daraus ergebenden stofflichen Veränderungen der Waldstandorte fanden nicht nur in der forstlichen Wissenschaft und Verwaltung sondern auch in weiten Teilen der Gesellschaft Beachtung.

Die Reaktionsmuster der Böden auf Stoffeinträge unterschieden sich auf verschiedenen Standorten vor allem nach ihrem chemischen und biologischen Ausgangszustand. ULRICH (1981) beschrieb diese Muster als Puffersysteme. Er entwickelte zudem ein methodisches Konzept von Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldökosystemen (ULRICH et al., 1984).

Wesentlich geprägt durch die Ergebnisse der Waldökosystemforschung in Göttingen fand Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre eine politische Entscheidungsfindung zu Gunsten besserer Luftqualität statt. Die Genfer Luftreinhalte Konvention der Vereinten Nationen CLRTAP (1979) und die Großfeuerungsanlagen-Verordnung (1979; heute: Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, 2001) bewirkten den drastischen Rückgang der SO₂-Emissionen. Ein verändertes waldbauliches Grundverständnis im Sinne eines an natürliche Prozesse angenäherten Waldbaus in Verbindung mit Bodenschutzkalkungen half den Wäldern in einer Zeit hoher Säureeinträge. Mit dem Nachlassen der Säureeinträge stellte sich eine Entlastung der Boden- und Standorteigenschaften ein. Nachwirkungen der hohen Säureeinträge zeigen sich allerdings bis heute in bodenchemischen Prozessen des Schwefel- und Säurehaushalts der Waldböden.

Parallel dazu wurde 1983 von SCHÖPFER, HRADETZKY (1983) sowie GÄRTNER (1987) maßgeblich das Konzept der bundesweiten, flächenrepräsentativen Waldzustandserhebung (WZE) entwickelt, die den Blick auf die Vitalität von Waldbäumen, den Einfluss biotischer Schadfaktoren und auf Absterbeerscheinungen lenkte. Das Verfahren fand Anfang der 90er Jahre mit der Bodenzustandserhebung und ihrer Wiederholung 2007 eine wesentliche Ergänzung.

In den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts richtete sich das forstliche Augenmerk auf langjährig hohe Stickstoffeinträge. In früheren Zeiten war Stickstoff stets Minimumfaktor der Waldentwicklung, frühe Wald- und Streunutzungen verarmten die forstlichen Standorte weiter an diesem Element. Im 20. Jahrhundert stiegen jedoch die Stickstoffeinträge aus der Verbrennung fossiler Energie und der intensiven Landwirtschaft regelmäßig an und erreichten um 1970 maximale Werte. In den nachfolgenden Jahrzehnten sind Reduktionen der zu hohen Einträge nachweisbar. Stickstoff hat in Wäldern eine Zweigesichtigkeit. Er fördert das Wachstum, verändert aber gravierend eine Vielzahl standörtlicher Bedingungen (EICHHORN, 1995).

Forstliches Umweltmonitoring

Das im Solling entwickelte Stoffhaushaltskonzept von Ulrich und die Methodik einer Erfassung des Baum-, Wald- und Bodenzustandes (WZE und BZE) sind die wesentlichen Grundlagen des heutigen Forstlichen Umweltmonitoringsystems in Deutschland und des ICP Forests auf europäischer Ebene. Das Forstliche Umweltmonitoring bietet im Kontext der Bundeswaldinventur und weiterer naturschutzfachlicher Erhebungen zeitlich und räumlich differenziert wesentliche Informationen zum Umweltaspekt der Waldentwicklung.

Grundlage des forstlichen Umweltmonitorings ist heute ein gekoppeltes System aus

- Übersichtserhebungen auf einem systematischen Raster (Level I: im Regelfall 8 km x 8 km)
- intensivem Umweltmonitoring (Level II) an ausgewählten Waldstandorten sowie
- experimentellen Untersuchungen zu Waldernährung und Bodenschutzkalkung (Level III)

Die Erforschung der Waldökosysteme zeigt die Notwendigkeit, Wälder als Ganzes zu sehen. Messbereiche im forstlichen Umweltmonitoring umfassen daher den Kronenzustand, biotische Einflussfaktoren, den Bodenzustand, das Baumwachstum, Elementgehalte von Blättern und Nadeln, die Bodenvegetation, den Eintrag von Luftschadstoffen in den Wald (Deposition), Säure- und Elementgehalte im Boden und im Sickerwasser, die Streu, die Luftqualität sowie meteorologische und phänologische Daten.



Typisches Wiesental im Solling (Foto: Kai Conrad)

Die Monitoringverfahren sind methodisch im ICP-Forests-Handbuch (Manual ICP Forests, 2010) und für chemische Analysen in dem Handbuch des Gutachterausschusses Forstliche Analytik (KÖNIG et al., 2009) beschrieben.

Die Dauerbeobachtung des Stoffhaushalts im Solling begann 1966, die Zeitreihen blicken heute auf eine Länge von fast 50 Jahren zurück. Die Buchen- und die Fichtenfläche des Sollings sind europaweit die intensiven Monitoringflächen mit den längsten, sehr gut dokumentierten Zeitreihen. Die Solling-B1-Fläche (Buche) erfüllt heute zudem als Core Plot die nach europäischem Standard höchsten Mess-Anforderungen im forstlichen Umweltmonitoring. Insgesamt zählen heute 19 Flächen zum Bestand des intensiven Monitorings an der NW-FVA, darunter auch die international renommierten Buchenflächen Göttinger Wald und Zierenberg (EICHHORN, 1995; MEESENBURG und BRUMME, 2009).

Der Aufwand für den langfristigen Betrieb der Messtechnik und die Sicherung der Datenqualität sind hoch. Dabei braucht Erkenntnisgewinn oft einen langen Atem.

Mit der Länge der Zeitreihen steigt ihr Wert. Die langen Zeitreihen des forstlichen Umweltmonitorings in Nordwestdeutschland, insbesondere 50 Jahre Messungen im Solling und 30 Jahre Waldzustandserhebung stehen für großen Erkenntnisgewinn und Entscheidungshilfe für die Trägerländer der NW-FVA.

Als wesentliche Ziele der forstlichen Umweltkontrolle sind gegenwärtig zu nennen:

- Dokumentation von Veränderungen in Waldökosystemen in Raum und Zeit
Erfassung räumlicher und zeitlicher Variabilität von Waldökosystemzuständen unter verschiedenen Standort- und Baumartbedingungen. Dazu zählen: Luftschadstoffe, Witterungsextreme, biotisch bedingte Störungen, forstlichen Nutzungsformen sowie veränderte gesellschaftlicher Ansprüche
- Verbessertes Verständnis natürlicher Prozesse in bewirtschafteten Waldökosystemen
Dazu zählen: Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Nährstoffhaushalt, ökophysiologische Reaktionsmuster in Bezug auf Resilienzeigenschaften von Waldökosystemen
- Erforschung von Bedingungen und Förderung der nachhaltigen Waldproduktivität (Holz)
Insbesondere: Beiträge zur Produktivität der Wälder, Standort-Leistungs-Funktionalität Standort-Risiko-Funktionalität, Nutzungsformen bei verschiedenen Nährstoff-Szenarien und unterschiedlichen Klimaszenarien, Definition von Bewertungskriterien
- Quantifizierung des Kohlenstoffspeichers Wald
- Entscheidungshilfe für waldpraktische und forstpolitische Fragen sowie Umsetzung mit Partnern
- Weiterentwickelter Informationstransfer
Messflächen des forstlichen Umweltmonitorings werden zu einer Informationsplattform verschiedener Wissenschaftsdisziplinen, an denen mit Partnern skalenübergreifend Fragen der Umsetzung von Erkenntnissen zu erarbeiten sind.

Fazit: Dynamik der forstlichen Standorte

Der Forstliche Standort ist definiert als die „Gesamtheit der für das Wachstum der Waldbäume wichtigen Umweltbedingungen, wie sie im Gelände durch Lage, Klima und Boden“ bestimmt wird (Forstliche Standortaufnahme; 2003).

Die Waldgeschichte allein der letzten drei Baumgenerationen (im 18. Jahrhundert und davor: ländlicher Versorgungswald; im 19. Jahrhundert: altersklassenweiser Nadelholzanbau; im 20. und 21. Jahrhundert: Säure- und Stickstoffeintrag sowie beginnender Klimawandel) verdeutlicht eine doch sehr rasche Aufeinanderfolge von gravierenden Einflüssen auf die forstlichen Standortseigenschaften.

Ein wesentliches Ziel der forstlichen Umweltkontrolle in der Waldökosystemforschung ist es, diese Veränderungen zahlenmäßig in Raum und Zeit abzubilden. Daraus ergibt sich auch die Notwendigkeit, Standortbedingungen als Grundlage forstlichen Handelns in Zukunft präziser zu fassen und zu klassifizieren. Waldmanagement kann nur erfolgreich sein, wenn es über eine qualitativ hochwertige, naturale Waldinformation verfügt, in der ökosystemare Veränderungen dynamisch abbildbar sind.

In Anlehnung an Ralph Waldo Emerson (1841): *Der forstliche Standort ist wie eine wandelbare Wolke, immer gleich und doch immer unterschiedlich.*

Literatur

- Arbeitskreis Standortkartierung (2003): Forstliche Standortaufnahme. 6. Aufl. 352 pp.
Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (2001)
(auch: Grossfeuerungs Anlagen-VO)
- Beese, F. (1992): Umweltbelastungen und Standort AGF-Umweltvorsorge: Boden, Wasser, Luft. Bonn. Forst und Holz 46, 3–12.
- Eichhorn, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg. Habilitationsschrift. Ber. D. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 124
- Emerson, R.W. (1841) Circles. books.google.com
- Gärtner, E.J. (1987): Beobachtungseinrichtungen des hessischen Untersuchungsprogrammes „Waldbelastungen durch Immissionen - WDI“ (Konzeption und Aufbau). For. Ber. Hess. Forstl. Versuchsanstalt. Bd. 1, 110 pp.
- Grossmann, H. (1927): Die Waldweide der Schweiz. ETH Zürich - Dissertation, 123 S.
- Hildebrand, E. (2006). Die zeitliche Ordnung biologischer Prozesse und unsere subjektive Zeitempfindung. Gemessene Zeit-gefühlte Zeit: Tendenzen der Beschleunigung, Verlangsamung und subjektiven Zeitempfindens;[Matreier Gespräche zur Kulturrethologie 2004], 79.
- Imniger, M. (1993): Wald und Waldnutzung im Umbruch des 18. Jahrhunderts. Geographica Helvetica (1993) Nr. 2
- König,N., Blum,U., Symossek, F., Bussian, B., Ellinghaus, R., Furtmann, K., Gärtner, A., Gutwasser, F., Hauenstein, M., Kiesling, G., Klingenberg, U., Klinger, T., Möller, A., Nack, T., Reichelt, L., Schimming, C., Stahn, M., Trefz-Malcher, G., Utermann, J. und Wies, K.: (2009): Handbuch Forstliche Analytik (4. Ergänzung 2009)
- Kreutzer, K. (1972): Über den Einfluß der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen (Pinus silvestris L.) - Forstwissenschaftliches Centralblatt, 1972 – Springer
- Manual ICP Forests (2010: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>)
- Meesenburg, H.; Brumme, R. (2009): General Description of Study Sites. In: Brumme, R.; Khanna, P. K. (Eds.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems, Ecological Studies 208, 7-11
- Pohlmann, F. (1997). Zur Bevölkerungsentwicklung während der Industrialisierung. In: Die europäische Industriegesellschaft (pp. 121-142). VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Schramm (2012): Zeit online. „Wie wir ticken“. DIE ZEIT vom 6.12.2012 Nr. 50
- Schöpfer W. und Hradetzky J. (1984): Analyse der Bestockungs- und Standortmerkmale der terrestrischen Waldschadenserhebung Baden-Württemberg 1983. Mitt. FVA Bad.-Württbg., H. 110, 148 S.
- Stuber, M. und Bürgi, M.(2000): Hüeterbueb und Heitisträhl. Traditionelle Formen der Waldnutzung in der Schweiz 1800 bis 2000. Bern, 2011, in: H-Soz-u-Kult
- Ulrich, B. und Khanna, P. K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen des Sollings. Schr. Forstl. Fakultät Univ. Göttingen. 58, 291 S.
- Ulrich, B. (1981): Zur Stabilität von Waldökosystemen. Forstarchiv, 52. 165-170
- Ulrich, B., Meiwes, K. J., König, N. und Khanna, P.K. (1984). Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen im Waldboden. Forst- und Holz 11, 279-286

Hauptergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II)

Jan Evers und Uwe Paar

Zu den Übersichtserhebungen (Level I) im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings gehören die Bodenzustandserhebungen.

In der Zeit zwischen 2007 und 2009 fand in den Wäldern der Trägerländer der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE II) statt. Sie folgt der ersten Waldbodenzustandserhebung (BZE I), die in den Jahren 1991 bis 1993 durchgeführt wurde. Die BZE-Daten aus Schleswig-Holstein standen für diese Auswertung noch nicht zur Verfügung.

Die bundesweit systematische Stichprobeninventur der BZE zum Zustand der Waldböden als integraler Bestandteil des forstlichen Umweltmonitorings gibt ein umfassendes und flächendeckendes Bild hinsichtlich des aktuellen Zustandes und der Veränderungen der Waldökosysteme und der Erfüllung der Waldbodenfunk-

tionen. Die vielfältigen Zielsetzungen der BZE sind verschiedentlich ausführlich dargelegt [5, 12, 13]. Darüber hinaus liefern die BZE-Ergebnisse wichtige Grundlagen für die Standortkartierung, die Kalkungsplanung und/oder die Waldbaukonzepte und Nutzungsstrategien der Länder. An 388 in den Trägerländern gelegenen BZE II-Punkten wurden u. a. die austauschbaren Kationen (Ake, Perkolat mit NH_4 , [11]), die Trockenrohdichte des Feinbodens und der Skelettgehalt im Mineralboden laboranalytisch nach den BZE-Tiefenstufen bestimmt. Daraus wurden die Ake, die Basensättigung und die Elementvorräte für Calcium, Magnesium und Kalium bis 90 cm Bodentiefe ECO-Datenbank-gestützt berechnet [9, 10]. Zusätzlich wurden zu diesen Daten die jeweiligen Vorräte im Auflagehumus (Königswasseraufschluss) addiert [Methoden siehe 6, 7, 8, 12].

Die vielfältigen Waldstandorte der BZE sind in den folgenden Auswertungen in Substratgruppen (BZE-Punkte mit ähnlichen Merkmalsausprägungen im Mineralboden) gegliedert, um ökologisch relativ einheitliche Einheiten besser abbilden zu können. Diese Einheiten finden sich z. B. auch in Angaben der Forstlichen Standortkartierung wieder ([1, 4], Tab. 1):

Tabelle 1: Beschreibung der Substratgruppen [4]

	Substrate/Bodenarten	Kriterien/Merkmale/Herkunft
Granit	grusig, sandig, schluffige Lehme	Plutonite
Tonschiefer	überwiegend lehmige Tone	z. B. devonische Schieferformationen, Hunsrückschiefer
Grauwacke	sandige bis tonige Lehme	z. B. unterkarbonische Grauwacken, Kulmgrauwacken
Zechstein/Rotliegendes	verlehnte Sande bis tonige Lehme	Perm: Dolomite, Kalk- bzw. Sandsteine, Konglomerate
Buntsandstein	reine Sande bis schluffig, lehmige Sande, tw. mit Tonsteinwechsellagerung	kalkfreie Buntsandsteinformationen
Substratuntergruppe: Buntsandstein (tonig)	im Unterboden: sandige Lehme, tonige Lehme, sandige Tone, stark lehmige Sande, tonige Sande	kalkfreie Buntsandsteinformationen
Substratuntergruppe: Buntsandstein (sandig)	über alle Bodentiefen reine Sande, schwach schluffige Sande bis schwach lehmige Sande	kalkfreie Buntsandsteinformationen
Quarzit	schluffige Lehme; sandige, tonige Schluffe	devonische Quarzite
Kalk	überwiegend lehmig Tone bis tonige, schluffige Lehme	z. B. Muschelkalk, Keuper, Jura, Geschiebemergel, Kalkgehalt mind. C4 (karbonatreich)
Kreidesandstein	schwach verlehnte bis verlehnte Sande	z. B. Hilssandstein, untere Kreidezeit
Basalt/Diabas	überwiegend schluffige Lehme	silikatreiche tertiäre Ergussgesteine und devonische Diabase
unverlehnte Sande	Sande und Kiese, Reinsande, schwach schluffige Sande; geringmächtige schluffige Bänder toleriert	Flugsande, Talsande: Wasserabsätze Rheinweiß- (Kalk) und Flugaschenstandorte, Mergelsande und -kiese; Pleistozän und Holozän
schwach verlehnte Sande	schwach lehmige Sande, schluffige Sande	Geschiebedecksande, Sandlöss; Wasserabsätze > 20 cm Rheinweiß- (Kalk) und Flugaschenstandorte, Mergelsande und -kiese; Pleistozän und Holozän
verlehnte Sande	verlehnte Sande, schluffige Sande, tonige Sande	Geschiebedecksande, Lösssande; Wasserabsätze > 50 cm Rheinweiß- (Kalk) und Flugaschenstandorte, Mergelsande und -kiese; Pleistozän und Holozän
Lehm	stark lehmige Sande bis tonige Lehme	Hochflutlehme, Auenlehme, Geschiebelehme; Pleistozän und Holozän
Ton/Tonstein	sandige, schluffige, lehmige Tone bis reine Tone	Röt, tertiäre Tone, Marschen, Beckenablagerungen, hier werden auch schluffige Feinstsande toleriert
Lösslehm	feinsandig lehmige Schluffe bis schluffig-schwach tonige Lehme	Mächtigkeit > 70 cm (auch Kolluvien) über silikatarmem oder silikatreichem Ausgangssubstrat; Pleistozän und tw. Holozän
organisch geprägte Standorte	organisch geprägte Standorte über diversen Substraten	Hochmoortorf, Niedermoortorf, Übergangsmoor bis Quellmoor, auch Anmoor; Spätpleistozän und Holozän

Die chemische Analyse der Auflage und des Mineralbodens im Rahmen der BZE II bestätigt die Einteilung der Substratgruppen und liefert damit der Praxis und Standortkartierung Rahmenwerte für die genauere Einschätzung der Nährstoffausstattung in Waldböden. Hinsichtlich der effektiven Austauschkapazität, der Basensättigung und der Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte zeigen sich typische Muster. Dies ist beispielhaft für die effektive Austauschkapazität und Basensättigung für die Substratgruppen dargestellt (Abb. 1 und 2) [4].

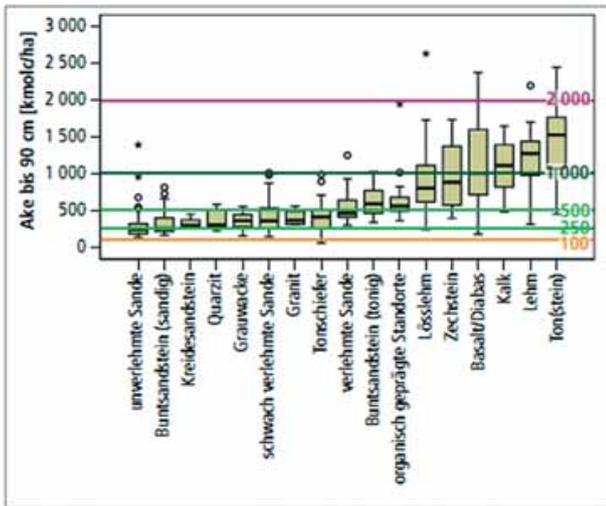


Abb. 1: Verteilung der effektiven Austauschkapazität im Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe der Substratgruppen

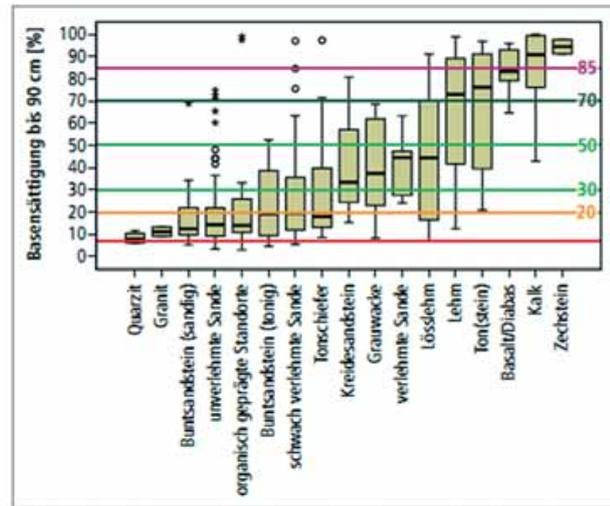


Abb. 2: Verteilung der Basensättigung im Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe der Substratgruppen

Tabelle 2: Anzahl und prozentuale Verteilung der Substratgruppen in den jeweiligen Bundesländern der BZE II [4]

Substratgruppe	Hessen		Niedersachsen		Sachsen-Anhalt		Summe
	N	%	N	%	N	%	
unvertehmte Sande	8	6	63	37	39	51	110
Lösslehm	20	14	18	11	8	11	46
schwach verlehmt Sande	5	4	23	13	5	7	33
Tonschiefer	16	11	7	4	7	9	30
Buntsandstein (sandig)	22	16	6	4	0	0	28
Buntsandstein (tonig)	17	12	4	2	0	0	21
Basalt/Diabas	20	14	0	0	1	1	21
Kalk	4	3	14	8	0	0	18
organisch geprägte Standorte	0	0	16	9	2	3	18
Grauwacke	7	5	5	3	2	3	14
Lehm	4	3	6	3	3	4	13
Ton(stein)	7	5	4	2	0	0	11
verlehmt Sande	1	1	4	2	4	5	9
Quarzit	4	3	0	0	1	1	5
Zechstein (Rotliegendes)	3	2	0	0	1	1	4
Granit	1	1	1	1	2	3	4
Kreidesandstein	0	0	2	1	1	1	3
Summe	139	100	173	100	76	100	388

Die Verteilung der Substratgruppen innerhalb der einzelnen Bundesländer ist sehr verschieden. In Hessen dominieren die Buntsandstein-, Lösslehm- und Basalt/Diabase, in Niedersachsen die Sande, Lösslehme und Kalkstandorte und in Sachsen-Anhalt überwiegen die Sande und Lösslehme (Tab. 2). Die unterschiedliche Verteilung der Substratgruppen in den Ländern ist für die Interpretation der BZE von großer Bedeutung. Allein

die Feinbodenvorräte hängen stark von den Substratgruppen ab: Basalt/Diabas-Standorte haben aufgrund hoher Skelettgehalte und relativ geringer Trockenrohdichten viel geringere Feinbodenvorräte als beispielsweise Sandstandorte, die aufgrund geringer Skelettgehalte und hoher Trockenraumdichten viel höhere Feinbodenvorräte aufweisen.

Die Kenntnis der Nährstoffausstattung forstlicher Standorte ist eine entscheidende Grundlage für eine nachhaltige, ökologisch begründete Waldwirtschaft. Informationen zur Nährstoffausstattung von Waldböden sind im Wesentlichen aus den forstlichen Standortskartierungen der Länder, den Ergebnissen der Bodenzustandserhebung (BZE), den Bodenuntersuchungen auf Experimental- und Forschungsflächen sowie dem intensiven Monitoring ableitbar. Die Verknüpfung der Nährstoffausstattung auf Basis der Bodenzustandserhebung mit den Trophiestufen aus der Standortskartierung der Länder Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt zeigt, dass sich die Trophiestufen aus der Standortskartierung der Länder im Wesentlichen bestätigen [3].

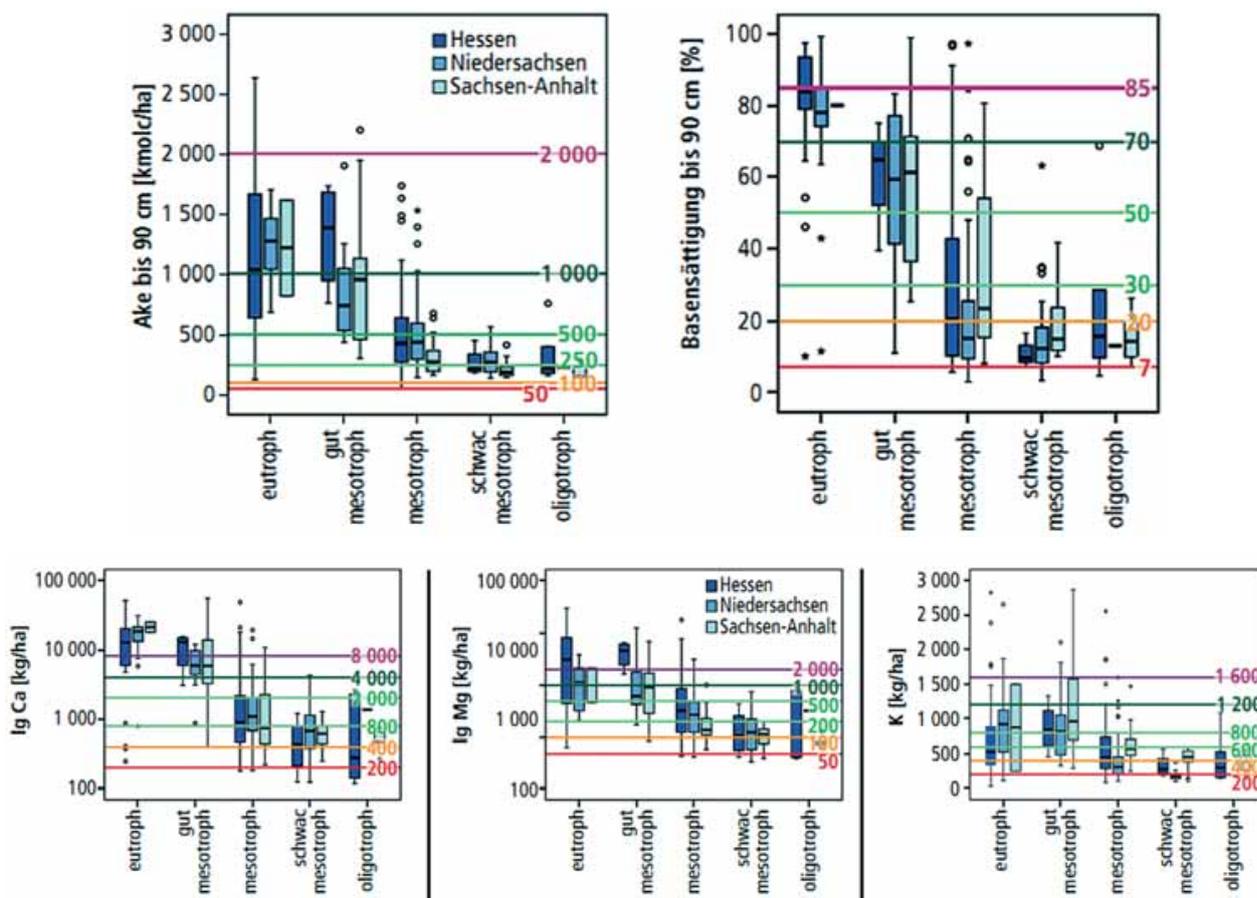


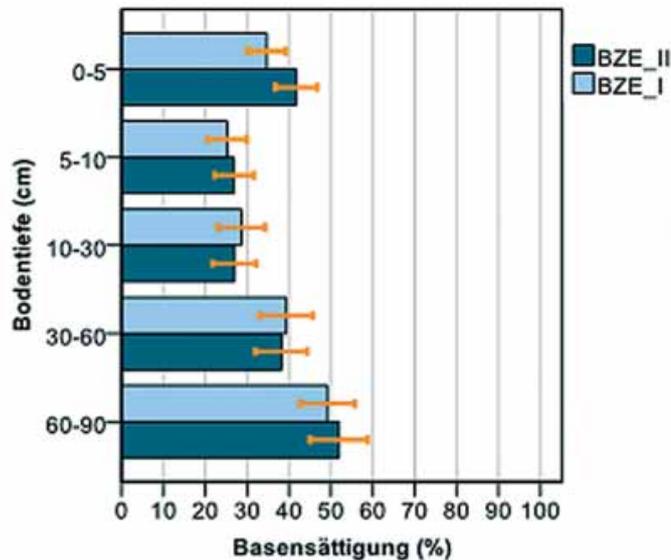
Abb. 3: Ake, Basensättigung, Calcium-, Magnesium und Kaliumvorräte der BZE-Punkte nach Trophiestufen aus der Standortskartierung (Maßstab logarithmisch für Ca und Mg, eingezeichnet sind die jeweiligen Grenzen der Bewertungsbereiche für die Elemente aus der Forstlichen Standortsaufnahme (2003))

Deutlich lassen sich die besseren Trophiestufen und die schwächeren Trophiestufen vom mittleren Trophiebereich abgrenzen. Zwischen dem oligotrophen und mesotrophen Bereich konnten allerdings keine gesicherten Unterschiede festgestellt werden. Standorte mit mittlerer Trophieeinschätzung wiesen überwiegend auch mittlere Werte bei der Ake sowie dem Calcium- und Magnesiumvorrat auf. Dies liegt darin begründet, dass die Ake eng an den Tongehalt, das Ausgangssubstrat sowie den Kohlenstoffgehalt im Mineralboden gekoppelt ist. Diese Eigenschaften sind mit der Standortskartierung einschätzbar. Da Calcium und Magnesium im Gegensatz zu Kalium relativ fest am Austauscher gebunden sind, sind auch diese Elemente mit der Ake korreliert. Beim mobileren Kalium sind die tatsächlichen Vorräte im Unterschied zu Calcium und Magnesium in den jeweiligen Trophiestufen auffallend geringer, die gemessenen Kaliumvorräte liegen deutlich unter den entsprechenden Trophiebewertungsstufen für die jeweilige Trophiestufe. Dieses ist besonders vor dem Hintergrund der Biomassenutzung zu beachten. Die Basensättigung zeigt, dass die aktuelle Belegung des Austauschers in den mesotrophen und ungünstigeren Trophiestufen deutlich im basenarmen Bereich liegt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass diese Standorte durch lang anhaltende Säurebelastungen, historisch intensive Nutzungen und/oder relativ geringer Mineralverwitterungsraten aktuell kritische Zustände im Wurzelraum aufweisen.

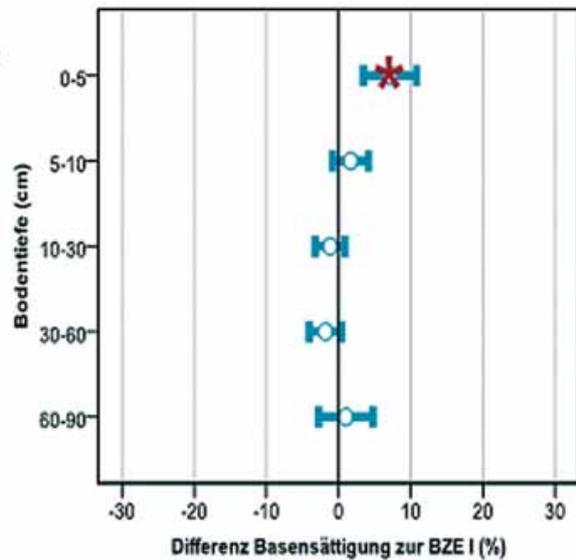
Über die Substratgruppen und die Trophie aus der forstlichen Standortskartierung können Ergebnisse aus der BZE operational auf forstliche Standorte übertragen werden. Daraus ergeben sich unter anderem Einschränkungen oder auch Möglichkeiten für die forstliche Nutzung und die Planung von Kalkungsmaßnahmen. Die Waldböden sind infolge der jahrzehntelangen Säureinträge belastet. Filter- und Regulationsfunktionen der Böden sind gestört, erhebliche Säuremengen in den Böden gespeichert und Nährstoffe mit dem Sickerwasser ausgetragen. Durch die sauren Einträge wurde die bodenwühlende Fauna beeinträchtigt, was die Bildung von Humusaufgaben und damit die Versauerung des Mineralbodens weiter verstärkt. Andererseits hat die Belastung der Waldböden vor allem mit Schwefelsäure auf Grund der Luftreinhaltemaßnahmen deutlich nachgelassen. Viele Waldstandorte sind gekalkt worden, um die sauren Einträge zu kompensieren. Der Eintrag von säurewirksamem luftbürtigem Stickstoff ist jedoch immer noch hoch. An vielen Waldstandorten ist die aktuelle Säurebelastung für den Waldboden immer noch höher, als durch die natürlichen ökosysteminternen Prozesse abgepuffert werden kann. Viele Waldböden sind tiefgründig versauert und an Calcium und Magnesium verarmt, die Magnesium- und Calciumversorgung dieser Waldbestände ist schlecht.

Zentrales Anliegen der BZE ist es, vor diesem Hintergrund den aktuellen Bodenzustand und die Veränderungen zur ersten Erhebung zu ermitteln, Ursachen für diese Veränderungen zu identifizieren und hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz zu bewerten. Die Wirkungen von Maßnahmen zum Schutz der Waldböden sollen

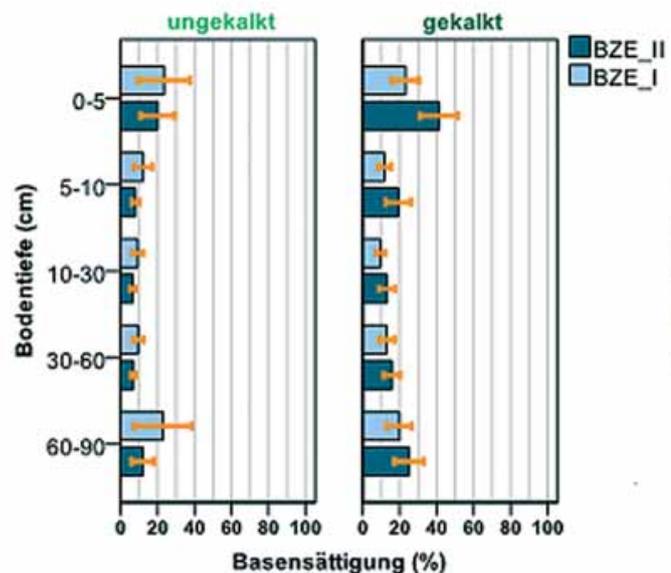
Hessen insgesamt



Veränderung BZE I zu II



Buntsandstein (gekalkt und ungekalkt)



Veränderung BZE I zu II

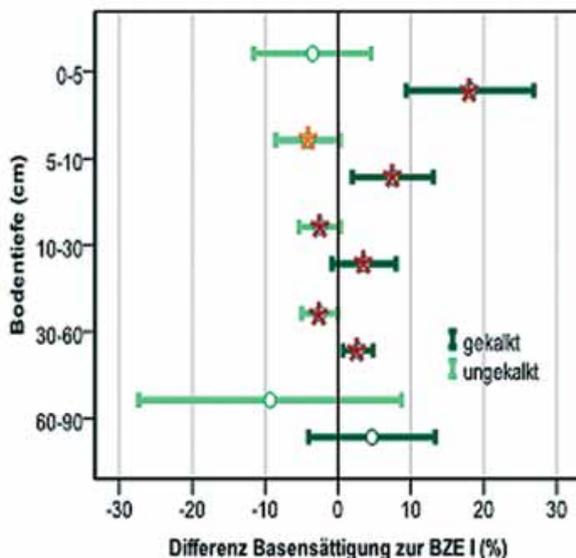


Abb. 4: Ergebnisse für die Basensättigung nach Tiefenstufen (BZE-Hessen)

evaluiert sowie die Kenntnisse über die Waldböden vertieft werden. Schließlich kann daran die weitere Planung und Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sowie des Nährstoffangebotes im Waldboden anknüpfen.

Die BZE II zeigt nun, dass für die gekalkten Standorte die Ziele der Bodenschutzkalkung erreicht wurden: Schutz des Waldbodens vor weiterer Versauerung, Verhinderung einer in die Tiefe fortschreitenden Versauerung und die Verbesserung des chemischen und biologischen Bodenzustandes. Dies wird mit dem Beispiel Buntsandstein in Hessen anhand des Parameters Basensättigung belegt (Abb. 4).

Für Hessen insgesamt zeigt sich eine signifikante Erhöhung der Basensättigung in der Tiefenstufe 0-5 cm um 7 %-Punkte, in den anderen Tiefenstufen sind die Veränderungen deutlich geringer und als zufällig anzusehen. Innerhalb der Substratgruppe Buntsandstein mit der Unterteilung gekalkt und ungekalkt zeigen sich deutliche Veränderungen: Im Kollektiv der gekalkten Buntsandstein-Standorte hat sich die Basensättigung bis in 60 cm Bodentiefe signifikant erhöht. Dabei erhöhten sich die oberen Tiefenstufen stärker als die darunter liegenden. Im nicht gekalkten Kollektiv verringerte sich die Basensättigung.

Die Ergebnisse der BZE decken sich mit denen der Untersuchungen zu den Stoffeinträgen und -bilanzen, die auf Standorten mit basenarmem Silikatgestein eine Säurebelastung ausweisen, die oberhalb der Säurepufferaten der Böden liegen. Wenn auch in der Luftreinhaltepolitik und in der Waldbewirtschaftung große Erfolge zur Entlastung der Waldböden erzielt worden sind, sind doch weitere Maßnahmen erforderlich, um die Belastung der Waldökosysteme auf ein tolerierbares Maß zu verringern.

Literatur

- [1] Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (2003): Forstliche Standortsaufnahme 6. Auflage, IHW-Verlag u. Verlagsbuchhandlung, Eching, 352 S.
- [2] Evers, J.; Paar, U. (2012): Bodenzustandserhebung (BZE I und BZE II) - Wie hat sich der Bodenzustand in Hessens Waldböden verändert? In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.): Waldzustandsbericht 2012 für Hessen, S.31-35
- [3] Evers, J.; Paar, U.; Eichhorn, J. (2013): Bestätigt die BZE die Trophieeinschätzung der forstlichen Standortkartierung? AFZ-DerWald, Nr. 14, S. 11-15.
- [4] Evers, J.; Paar, U.; Schmidt, W.; Eichhorn, J.(2013): Substratgruppen in der BZE als Brücke zur forstlichen Standortkartierung. AFZ-DerWald, Nr.14 S. 16-20.
- [5] Kölling, C. (2005): Gesunder Boden – gesunder Wald. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), 10 S.
- [6] König N. u. Fortmann H. (1996) Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Bd. 49. Reihe B. Göttingen. 435 S.
- [7] König, N. u. Fortmann, H. (1999): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Bd. 58-59. Reihe B. Göttingen.
- [8] König, N.; Fortmann, H.; Lüter, K.L. (2009): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 2. Ergänzung: 1999-2008. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Bd. 75-78. Reihe B. Göttingen. http://www.nw-fva.de/fileadmin/user_upload/Verwaltung/Publikationen/2009/BerForschZBand75ReiheB.pdf
- [9] Schulze, A.; Evers, J.(2013): Konzeption und Realisierung einer übergreifenden Datenorganisation für die Bodenzustandserhebung, AFZ-DerWald, Nr. 14, S. 21-24
- [10] Schulze, A.; Evers, J.; Hövelmann, T. (2013): Grundlagen und Möglichkeiten der Verwaltung und Auswertung der Daten der Bodenzustandserhebung (BZE), Bodeninventuren (Intensives Monitoring) und Standortkartierungen im Zuständigkeitsbereich der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. NW-FVA Göttingen, Abt. Umweltkontrolle, interne Dokumentation
- [11] Ulrich, B.; Meiwes, K. J.; König, N.; Khanna, P. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen. Der Forst- und Holzwirt 39, Nr. 11, S. 278-286

- [12] Wellbrock, N.; Aydin, C.-T.; Block, J.; Bussian, B.; Deckert, M.; Diekmann, O.; Evers, J.; Fetzner, K. D.; Gauer, J.; Gehrman, J.; Kölling, C.; König, N.; Liesebach, M.; Martin, J.; Meiwes, K.J.; Milbert, G.; Raben, G.; Riek, W.; Schäfer, W.; Schwerhoff, J.; Ullrich, T.; Utermann, J.; Volz, H. - A.; Weigel, A.; Wolff, B. (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Hrsg. BMELV. Berlin. 413 S.
- [13] Wolff, B.; Riek, W. (1996): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Band 1 Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), 144 S.
- [14] Wolff, B.; Hölzer, W.; Bonk, D.; Frömdling, D.; Baritz, R. (1999): Harmonisierung von Ergebnissen der forstlichen Standortskartierung. Forst und Holz 54 Nr. 10, S. 291-298



Foto: Kai Konrad

Intensives Waldmonitoring im Solling (Level II)

Henning Meesenburg und Johannes Eichhorn

Einleitung

Als 1966 im Rahmen des Internationalen Biologischen Programms (IBP) mit den Untersuchungen auf den Waldflächen im Solling begonnen wurde, war ein Waldmonitoring im heutigen Sinne weder bekannt noch Intention der Studien. Vielmehr legten die anerkannten forstlichen Paradigmen nahe, dass die Standortseigenschaften weitgehend konstant sind und die Walddynamik daher nur durch die Witterung und biotische Risiken gesteuert wird; somit ein Monitoring nicht erforderlich ist.

Dennoch zeigten insbesondere die Arbeiten von Ulrich und Mitarbeitern anhand von Flüssebilanzen nach vergleichsweise kurzer Beobachtungszeit, dass sich die Waldökosysteme im Solling nicht im Gleichgewicht befanden und unter dem Einfluss atmosphärischer Stoffeinträge massive Standortveränderungen zu erwarten waren (u.a. Ulrich et al. 1979a).

Durch die Integration der Hauptuntersuchungsflächen in das niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm (Höper u. Meesenburg 2012) und als Level II-Flächen in das Europäische intensive Waldmonitoring unter ICP Forests (Haußmann u. Lux 1997) wurde einerseits eine Verstärkung der Erhebungen erreicht, andererseits eine Methodenharmonisierung und damit vergleichende Auswertungsmöglichkeit geschaffen. Das Monitoringprogramm umfasst heute eine Kombination von Zustands- und Prozessbeschreibung (Tabelle 1). Die Vernetzung mit anderen Umweltmonitoringprogrammen wie der Umweltprobenbank des Bundes (Koschorreck et al. 2012), der Lufthygienischen Überwachung Niedersachsen (LÜN, Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim 2013) sowie Forschungsnetzwerken wie dem Long Term Ecological Research Network (Müller et al. 2010) erlaubt integrierende Auswertungen über verschiedene Ökosystemtypen und Umweltmedien.

Erhebungen im Rahmen des Monitorings

Die Zustandsbeschreibung umfasst die periodische Inventur von Vorräten und Zuständen wie Bodenzustand, Biomassevorräte, Kronenzustand und Bodenvegetation. Als Prozessbeschreibung werden Flüsse von Energie, Wasser und sonstigen Stoffen erfasst. Änderungen von Ökosystemfunktionen können mittels Flüssebilanzen i.d.R. sensitiver erfasst werden als über die Änderung von Pools. Als wesentliche Flüsse über die Ökosystemgrenzen werden für die wichtigsten Nähr- und Schadstoffe die atmogene Deposition, die Mineralverwitterung, die Biomasseaufnahme und der Sickerwasseraustrag angesehen (Ulrich 1994). Damit können dann Elementbilanzen als wichtige Indikatoren für die Nachhaltigkeit forstlicher Bewirtschaftung berechnet werden.

Tabelle 1: Monitoringprogramm auf den Level II-Flächen Solling, Buche und Solling, Fichte (a=Jahr, d=Tag)

Monitoringprogramm	Zeitliche Auflösung
Elementflüsse	kontinuierlich
• Freilandniederschlag	"
• Kronentraufe	"
• Stammablauf (nur Buche)	"
• Streufall	"
• Bodenlösung (5 Tiefenstufen)	"
meteorologische Messungen (Lufttemperatur, rel. Feuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit, Windrichtung)	15 min.
Hydrologische Messungen (Bestandesniederschlag, Matrixpotenzial, Bodenwassergehalt, Bodentemperatur)	15 min.
Luftschadstoffe (SO ₂ , NH ₃ , NO ₂ , O ₃)	kontinuierlich
chemische Bodeninventur	10 a
• Nährstoffe	"
• Schwermetalle	"
• Radionuklide	"
• mikrobielle Biomasse	"
• organische Schadstoffe	"
ertragskundliche Erhebung	5 a
• Umfangmessung (Permanent-Umfangmessbänder)	1 a
• Umfangmessung (kontinuierlich)	15 min.
Blatt-/Nadelanalyse	1 a
Kronenzustand	1 a
Phänologie (Austrieb, Herbstfärbung, Blattfall)	1/3 d – 1Wo
Bodenvegetation	1 a

Wichtige Erkenntnisse

Durch das aus Forschungsaktivitäten entstandene Waldmonitoring im Solling wurden vielfältige Erkenntnisse über Prozesse in Waldökosystemen abgeleitet, die teilweise heute zum Allgemeingut gehören, zu Beginn der Messungen jedoch keineswegs selbstverständlich waren. Von großem Nutzen war dabei, dass mit Buche und Fichte zwei verschiedene Baumarten unter sehr ähnlichen Standortverhältnissen vergleichend beobachtet werden konnten. Im Folgenden werden einige wesentliche Ergebnisse des Monitorings erläutert.

Bezüglich des Wasserhaushalts wurden markante Unterschiede zwischen Buche und Fichte festgestellt (Benecke 1984). Bei vergleichbarer Transpiration sind unter Fichte erheblich größere Interzeptionsverluste als unter Buche zu verzeichnen. Damit treten unter Fichte wesentlich geringere Sickerraten auf.

Waldbestände üben einen starken Einfluss auf die Höhe der atmogenen Deposition aus (Ulrich et al. 1979b).

Dabei unterscheiden sich Buche und Fichte wiederum deutlich. Die Deposition von Luftverunreinigungen in Waldbeständen ist aufgrund ihrer großen äußeren Oberfläche und ihrer Oberflächenrauigkeit deutlicher höher als bei anderen Landnutzungsformen. Dabei liegen die Stoffeinträge unter Fichte über denen der Buche.

Der atmogene Eintrag von Säuren, anderen Schadstoffen, aber auch wichtigen Nährstoffen führt bereits im Kronenraum zu vielfältigen Interaktionen wie Adsorption, Aufnahme und Auswaschung von Stoffen. Die Erkenntnisse aus den Messungen von Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammablauf im Solling nutzte Ulrich (1983, 1991, 1994) für die Entwicklung eines Kronenraumbilanzmodells zur Trennung der internen und externen Flüsse im Kronenraum, welches auch derzeit noch verbreitet zur Abschätzung von Depositionsraten in Wäldern genutzt wird.

Die realitätsnahe Trennung interner und externer Flüsse war auch zur Ableitung des Einflusses atmogener Depositionen auf Ökosystemfunktionen notwendig. Aufbauend auf den Flussmessungen im Solling und als Erweiterung des Kronenraumbilanzmodells wurde von Ulrich (1991, 1994) ein Schema zur Berechnung der Säurequellen und -senken in Waldökosystemen vorgelegt. Dabei wurde die besondere Bedeutung der Anionen starker Säuren („mobile Anionen“-Konzept, Reuss u. Johnson 1985) für die Bodenversauerung und den Austrag von Säuren in benachbarte Ökosysteme herausgestellt. Die aus Flussmessungen abgeleiteten Versauerungsraten dienen auch dem Postulat einer Destabilisierung von Waldökosystemen im Zusammenhang mit den „neuartigen Waldschäden“ (Ulrich et al. 1979). Im Zusammenhang mit angegliederten Experimentalstudien konnten auch Erkenntnisse zur Bedeutung der hohen Stickstoffeinträge für die Stickstoffsättigung der Waldökosysteme im Solling gewonnen werden (Corre u. Lamersdorf 2004, Meesenburg et al. 2004, Evans et al. 2009).

Die fortlaufenden Messungen der luftbürtigen Stoffeinträge dienen auch der Erfolgskontrolle der eingeleiteten Luftreinhaltungsmaßnahmen (Meesenburg et al. 1995). Weiterhin stellen die Ergebnisse des Monitorings einen idealen Datensatz für die Parametrisierung und Validierung von Ökosystemmodellen dar (van Grinsven 1995, Hörmann u. Meesenburg 2000, Bonten et al. 2011).

Neue Herausforderungen

Aufgrund von veränderten Umweltbedingungen wie z.B. Klimawandel oder reduzierte Säureinträge ergeben sich neue Fragestellungen und damit auch neue Anforderungen an das Waldmonitoring. Aufgrund des Klimawandels ist u.a. mit einer veränderten Wasserverfügbarkeit für die Wälder und mit veränderten Kohlenstoffumsätzen zu rechnen. Dies erfordert ein intensiviertes Monitoring des Bodenwasserhaushalts (Raspe et al. 2013) sowie der Kohlenstoffflüsse, die mit den klassischen Verfahren der Flussmessungen nicht abgedeckt werden (Meiwes et al. 2007). Weiterhin müssen die Reaktionen der Bäume auf diese Umwelteinflüsse spezifischer erfasst werden.

Für die Buchen- und Fichtenmonitoringflächen im Solling konnte gezeigt werden, dass in den vergangenen 50 Jahren einerseits die Bodenwasserverfügbarkeit während der Vegetationsperiode abnahm, andererseits während der Vegetationsruhe vermehrt Wassersättigung auftrat (Fleck et al. 2012). Dies deckt sich mit den meisten Projektionen für die zukünftige Klimaentwicklung. Für das Durchmesserwachstum der Bestände haben beide Entwicklungen negative Effekte (Fleck et al. 2012).

Für die Klimaberichterstattung im Rahmen des Kyoto-Protokolls sind sowohl die oberirdische wie die unterirdische Kohlenstoffspeicherung von Belang. Die Streufallmessungen haben ergeben, dass die Anlieferung von Kohlenstoff an den Boden während der letzten 30 Jahre sowohl unter Buche wie unter Fichte zugenommen hat. Dies ist vermutlich auf erhöhte Fruktifikationsraten zurückzuführen. Die im Jahr 2003 aufgenommenen In-Situ-Bodenrespirationsmessungen lassen aufgrund der Kürze der Zeitreihen noch keinen Trend erkennen (Meiwes et al. 2007). Aus bodenbiologischen Erhebungen kann abgeleitet werden, dass sich die mikrobielle Aktivität auf beiden Flächen in den letzten 10 Jahren erhöht hat (Mindrup u. Höper 2012). Unklar ist, auf welchem Niveau sich die Boden-Kohlenstoffvorräte unter den veränderten klimatischen Bedingungen einstellen werden. Hier können Ökosystemmodelle eine Hilfe darstellen, wobei wiederum die Länge der Zeitreihen und die Vollständigkeit der Datensätze aus dem Solling nützlich sind (Jochheim et al. 2009).

Aufgrund der veränderten Umweltbedingungen und des zunehmenden Bedarfs an Biomasse für energetische Nutzung sind forstliche Anpassungsstrategien erforderlich. Als Entscheidungshilfe hierfür können wiederum Daten aus dem Waldmonitoring genutzt werden. In Form von Szenarien können die forstlichen Handlungsoptionen getestet werden, wenn ein entsprechender Vorlauf zur Kalibrierung der erforderlichen Modelle vorhanden ist. Sollen die Erhebungen im Rahmen des Monitorings für die Ermittlung von Stoffflüssen eingesetzt werden, ist zu prüfen, ob alle relevanten Flüsse des betrachteten Stoffes erfasst werden. Durch

Studien im Solling konnte gezeigt werden, dass einige vorher nicht beachtete Flüsse in einer nicht zu vernachlässigen Größenordnung auftreten können, z.B. Lachgasemissionen aus dem Waldboden (Brumme et al. 1999) oder partikuläre organische Substanz in der Kronentraufe, die mit den üblicherweise genutzten Messeinrichtungen nicht erfasst wird (Le Mellec et al. 2009).

Literatur

- Benecke, P. (1984): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nieders. Forstl. Versuchsanst.* 77.
- Bonten, L.T.C.; Groenenberg, J.E.; Meeseburg, H.; de Vries, W. (2011): Using advanced surface complexation models for modelling soil chemistry under forests: Solling forest, Germany. *Environmental Pollution* 159, 2831-2839, doi:10.1016/j.envpol.2011.05.002.
- Brumme, R.; Borken, W.; Finke, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emissions in forest ecosystems. *Glob. Biochem. Cycles* 13, 1137-1148.
- Corre, M.D.; Lamersdorf, N.P. (2004): Reversal of nitrogen saturation after long-term deposition reduction: Impacts on soil nitrogen cycling. *Ecology* 85, 3090-3104.
- Evans, C.D.; Goodale, C.L.; Caporn, S.J.; Dise, N.B. Emmett, B.A.; Fernandez, I.J.; Field, C.D.; Finlay, S.E.G.; Lovett, G.M.; Meeseburg, H.; Moldan, F.; Sheppard, L.J. (2008): Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments. *Biogeochemistry* 91, 13-35.
- Fleck, S.; Meeseburg, H.; Wagner, M.; Ahrends, B.; Hassdenteufel, M.; Höper, H.; Schäfer, W. (2012): Klimafo- genmonitoring. In: Höper, H.; Meeseburg, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Nieder- sachsen. *Geoberichte* 23, 233-241.
- Grinsven van, H. J. M. (Hrsg.), (1995): Modelling Water, Carbon and Nutrient Cycles in Forests. *Ecological Modelling* 83 (1-2), 1- 293.
- Haußmann, T.; Lux, W. (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II: Erste Ergeb- nisse. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.).
- Höper, H.; Meeseburg, H. (Hrsg.) (2012): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Geoberichte* 23, 254 S.
- Hörmann, G.; Meeseburg, H. (2000): Die Erfassung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Rahmen des Level II-Programms in der Bundesrepublik Deutschland. *Forstarchiv* 71, 70-75.
- Jochheim, H.; Puhlmann, M.; Beese, F.; Berthold, D.; Einert, P.; Kallweit, R.; Konopatzkiy, A.; Meeseburg, H.; Meiwes, K.-J.; Raspe, S.; Schulte-Bisping, H.; Schulz, C. (2009): Modelling the carbon budget of intensive forest monitoring sites in Germany using the simulation model BIOME-BGC. *iForest* 2, 7-10 [online: 2009- 01-21] URL: <http://www.sisef.it/iforest/show.php?id=475>, DOI: 10.3832/ifor0475-002.
- Koschorreck, J.; Conrad, A.; Körner, A.; Rütther, M.; Schröter-Kermani, C.; Mohaupt, V.; Kolossa-Gehring, M.; Fliedner, A.; Rüdell, H. (2012): Die Umweltprobenbank: Umweltbeobachtung mit Proben von Mensch und Umwelt. Umweltbundesamt.
- Le Mellec, A.; Meeseburg, H.; Michalzik, B. (2010): The importance of canopy-derived dissolved and particu- late organic matter (DOM and POM) – comparing throughfall solution from broadleaved and coniferous forests. *Ann. For. Sci.* 67, DOI: 10.1051/forest/2009130.
- Meeseburg, H.; Meiwes, K.J.; Rademacher, P. (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 611-616.
- Meeseburg, H.; Merino, A.; Meiwes, K.J.; Beese, F.O. (2004): Effects of long-term application of ammonium sulphate on nitrogen fluxes in a beech ecosystem at Solling, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4, 415-426.
- Meeseburg, H.; Puhlmann, M.; Raspe, S.; Schulte-Bisping, H.; Schulz, C.; Suckow, F. (2007): Kohlenstoffumsatz in Waldökosystemen und deren Böden: Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung von Modellen. *AFZ-DerWald* 20/2007, 1075-1077.
- Meiwes, K.J.; Badeck, F.-W.; Beese, F.; Berthold, D.; Einert, P.; Jochheim, H.; Kallweit, R.; Konopatzky, A.; Lasch, P.; Meeseburg, H.; Puhlmann, M.; Raspe, S.; Schulte-Bisping, H.; Schulz, C.; Suckow, F. (2007): Kohlenstoffum- satz in Waldökosystemen und deren Böden: Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung von Modellen. *AFZ/DerWald*, 20, 1075-1077
- Meiwes, K.J.; Meeseburg, H.; Eichhorn, J.; Jacobsen, C.; Khanna, P.K. (2009): Changes in C and N contents of soil under beech forests over a period of 35 years. In: R. Brumme; P.K. Khanna (Hrsg.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, *Ecol. Studies* 208, 49-64.

- Mindrup, M.; Höper, H. (2012): Bodenbiologische Untersuchungen. In: Höper, H.; Meesenburg, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Geoberichte 23, 79-94.
- Müller, F.; Baessler, C.; Schubert, H.; Klotz, S. (Hrsg.) (2010): Long-Term Ecological Research: Between Theory and Application. Springer, Dordrecht.
- Raspe, S.; Bastrup-Birk, A.; Fleck, S.; Weis, W.; Mayer, H.; Meesenburg, H.; Wagner, M.; Schindler, D.; Gartner, K. (2013): Meteorology. In: Ferretti, M.; Fischer, R. (Hrsg.): Forest Monitoring: Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia, Developments in Environmental Science, Vol. 12, Amsterdam, Elsevier, 319-336.
- Reuss, J.O.; Johnson, D.W. (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. J. Environ. Qual. 14, 26-31.
- Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim (Hrsg.) (2010): Erläuterungen und Hinweise zu den Daten des Lufthygienischen Überwachungssystems Niedersachsen (LÜN), Version V1.3. Zentrale Unterstützungsstelle Luftreinhalte, Lärm und Gefahrstoffe - ZUS LLG, Hildesheim.
- Ulrich, B. (1983): Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkalis and chloride. In: Ulrich, B.; Pankrath, J. (Hrsg.): Accumulating air pollutants in forest ecosystems, Reidel Publ.
- Ulrich, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen: Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B 24, 204-210.
- Ulrich, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. Hüttermann, A.; Godbold, D.L. (Hrsg.): Effects of acid rain on forest processes. New York, Wiley, 1-50.
- Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. (1979a): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstl. Fak. der Univ. Göttingen und der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt 58, 291 S.
- Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. (1979b): Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 601-615.

Bodenschutzkalkung – Ziele und Bezug zur Standortskartierung

Karl Josef Meiwes, Michael Mindrup und Jörg Ackermann

Der Zugang zu fossiler Kohle vor gut 150 Jahren führte zu einer Substitution von Holz durch Kohle (Brennstoff) und Stahl (Werkstoff). Hierdurch und durch die Verfügbarkeit von Mineraldüngern in der Landwirtschaft hat eine beispiellose Erholung der forstlichen Standorte und der Wälder eingesetzt. Dieser Prozess wurde in Regionen mit starker Devastierung, wie z.B. im norddeutschen Tiefland, durch Meliorationsmaßnahmen unterstützt, um die großflächigen Aufforstungen in produktive Wälder zu überführen.

Seit einigen Jahrzehnten gibt es jedoch parallel zu diesem Erholungsprozess auch eine gegenteilige Tendenz. Die luftbürtigen Säureeinträge der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts haben zu einer bis dahin unbekannt flächenhaften Ausdehnung der Nährstoffverarmung in Waldböden geführt. Mittlerweile ist das Problem der hohen luftbürtigen Schwefeleinträge gelöst, jedoch nicht das der Bodenversauerung. Infolge der im Boden gespeicherten Schwefelmengen sowie der weiterhin hohen Stickstoffeinträge muss die Bodenversauerung als problematisch betrachtet werden. Mit der Versauerung ist die Verarmung der Böden an Calcium und Magnesium verbunden. Vielfach reichen die Verwitterungsraten nicht aus, um in einem absehbaren Zeitraum eine Erholung der Böden aus eigener Kraft zu ermöglichen.

Um den oben genannten und insgesamt gestiegenen Ansprüchen an den Nährstoffhaushalt der Wälder und einer nachhaltigen Nutzung der Ökosysteme gerecht werden zu können, sind standörtlich differenzierte Kalkungsmaßnahmen erforderlich.

Ziel der Bodenschutzkalkung ist es, die im Folgenden genannte Wirkungskette zu unterstützen:

- Risiken aus bereits abgelaufener und aktueller Bodenversauerung zu verringern,
- Erhöhung der Speicherfähigkeit der Böden für Nähr- und Schadstoffe,
- Wiederherstellung eines guten Ernährungszustandes,
- Verbesserung der Vitalität der Bestände (Belaubungs- und Vergilbungsgrad),
- Förderung der Durchwurzelung des Mineralbodens,
- Förderung der Bodenvegetation,
- Förderung der bodenwühlenden Fauna und der Entwicklung hin zu Mineralboden-Humusformen.

Um diese Wirkungskette zur Entfaltung zu bringen, sind lange Zeiträume (Jahrzehnte) und ausreichend hohe Mengen an Kalk erforderlich. Die Lösungsraten von Kalk sind niedrig ($< 1 \text{ t/ha/a}$). Initiale Veränderungen des chemisch/biologischen Zustandes des Auflagehumus und auch der Bodenvegetation sind nach relativ kurzer Zeit messbar; eine tief in den Mineralboden reichende Entsauerung erfordert dagegen Jahre bis Jahrzehnte. Dazu sind aber Kalkdosen erforderlich, die der Säuremenge im Boden und der Säurebelastung entsprechen (Guckland et al. 2012, Mindrup 2001).

In Gebieten mit stark versauerten Böden, in denen seit etwa 30 Jahren Bodenschutzkalkungen durchgeführt wurden, sind unter den heutigen Bedingungen detaillierte Informationen über die bisher durchgeführten Kalkungsmaßnahmen erforderlich. Hierzu dient z.B. im Solling das digitale Kalkungskataster, das als Ergänzung der klassischen Standortkarte aufgefasst werden kann. Dieses Kataster dient als eine wichtige Grundlage bei der Planung von zukünftigen Kalkungen. Es stellt ferner aktuelle und punktgenaue Informationen zum Säure-Basen-Zustand der Böden dar. Damit wird gewissermaßen die Zustandsform beschrieben, während die Standortkartierung auf die Stammform abzielt.

Literatur

- Guckland A., Ahrends B., Paar U., Dammann I., Evers J., Meiwes K., Schönfelder E., Ullrich T., Mindrup M., König N., Eichhorn J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming: results from long-term experiments. *European Journal of Forest Research* 131, 1869-1887
- Mindrup M. (2001): Das Lösungs- und Neutralisationsverhalten von dolomitischen Kalken in sauren Waldböden. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, Bd. 175, Reihe A. 308 S

Ergebnisse der Hiebsformenversuche – Umbau von Fichtenreinbeständen

Ralf-Volker Nagel, Hendrik Rumpf, Uwe Klinck, Karl Josef Meiwes

Nach wie vor zählt die Vermehrung von Laub- und Mischwäldern zu den vorrangigen waldbaulichen Zielen in Niedersachsen. Nadelholzreinbestände sollen dabei möglichst kahlschlagfrei im Zuge von Zielstärkennutzungen überführt werden. In starkholzreichen Altbeständen, in windwurfgefährdeten Lagen oder bei der Überführung in Eichenbestände kann jedoch die Abkehr von einer reinen Zielstärkennutzung und eine raschere Räumung durch Femel- oder Saumhiebe bis hin zu kleineren Kahlschlägen waldbaulich sinnvoll sein. Für eine differenzierte Empfehlung muss die Wahl der Hiebsform und die daran geknüpfte Form der Verjüngung im Voraus waldbaulich und ökologisch bewertet werden.

Zu diesem Zweck hat die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) in Zusammenarbeit mit den Niedersächsischen Landesforsten im Winter 2003/2004 zwei „Hiebsformen-Versuche“ im Solling eingerichtet. In den jeweiligen Fichtenreinbeständen wurden Kleinkahlschläge (inkl. Umfassung 2,6 ha), Zielstärkennutzungen und auf einem der Versuche auch Saumschläge ausgeführt, gezäunt, mit Douglasie und Buche in verschiedenen Verbänden bepflanzt und mit unbehandelten Kontrollparzellen verglichen.

Waldbauliche Bewertung

Der Gesamtvorrat je Hektar wurde über die Saumschlagvariante spätestens mit dem 2. Eingriff deutlich stärker als in der Zielstärkennutzung abgesenkt. Bei den Wuchsleistungen der gepflanzten Verjüngung zeigten Buche und Douglasie auf den Kahlflächen sowie im 2004 angelegten Außen- und Innensaum die besten Zuwächse. Die Douglasie reagierte auf eine Verbesserung des Lichtangebotes mit einer größeren Zunahme des Höhen- und Durchmesserwachstums als die Buche, wobei sich dieser Effekt mit zunehmendem Alter verstärkte. Bei längerer, dichter Überschirmung (unbehandelter Saum, Zielstärkennutzung) und fehlendem Seitenlicht blieb das Wachstum der Douglasie gegenüber dem der Buche hingegen auffallend zurück.

Die Ausschaltung der Altbestandswurzelkonkurrenz über Wurzeltrenngräben führte zu einer signifikanten Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes und der Nährstoffversorgung der jungen Buchen und Douglasien.

Beide Baumarten zeigten eine größere Wachstumssteigerung unter den günstigen Beleuchtungsverhältnissen im Innensaum. Die Douglasie reagierte auf die Beseitigung der Wurzelkonkurrenz durch Altfichten mit einer Zunahme des Längenwachstums bereits bei dem deutlich niedrigeren Strahlungsniveau in der Zielstärkennutzung und durchweg stärker als die Buche.

Ökologische Bewertung

In der Diskussion um den Kahlschlag als Hiebsform werden aus ökologischer Sicht häufig die damit verbundenen Nährstoffverluste geltend gemacht, die zu einer Verringerung der Leistungsfähigkeit des Standorts führen können. Als Hauptgründe für die Verluste gelten hohe Stickstoff-Mineralisationsraten, fehlende oder nur geringe Nährstoffaufnahme durch die Vegetation und hohe Nitratausträge mit dem Sickerwasser. Getrieben werden diese Prozesse vom Energie- und Wasserhaushalt, der auf Kleinkahlschlägen infolge der Randeffekte differenzierter als auf großen Kahlflächen ausgeprägt ist.

Bedingt durch die nur spärliche Vegetation unmittelbar nach Anlage der Versuchsflächen sank die Verdunstung auf den Kleinkahlschlägen in den ersten Jahren gegenüber dem Altbestand ab. Infolge der erhöhten Bodenwassergehalte waren die Lachgasemissionen und die Methanaufnahme auf den Freiflächen deshalb zunächst als ungünstig zu bewerten. Verjüngung und Bodenvegetation kamen jedoch rasch auf und glichen die einstrahlungsbedingte starke Differenzierung der sommerlichen Bodentemperaturen teilweise aus.

Die Stickstoffbilanz im 2. (2005) bis 4. Jahr (2007) nach Kahlhieb zeigte deutlich verringerte Einträge bei zunächst hohen Austrägen. Durch die aufgekommene Vegetation war der Saldo aber alsbald ausgeglichen. Im Gegensatz zu Altbestand und Zielstärkennutzung fand auf dem Kleinkahlschlag eine Stickstoffabreicherung und damit eine Verringerung des Potenzials zukünftiger Nährstoffverluste durch Nitrat statt. Die Zielstärkennutzung zeigte im Vergleich zur Kontrolle nur moderat verringerte Einträge bzw. erhöhte Austräge, befand sich innerhalb des gesamten Verjüngungszeitraums von 15-20 Jahren aber erst am Anfang des Umbaus und noch fern eines neuen ökosystemaren Gleichgewichtszustandes. Zielstärkennutzung und Altbestand reagierten deutlich auf das besonders regenreiche Jahr 2007, während der Kleinkahlschlag seinen Saldo entgegen diesem Trend weiter konsolidierte. Der Export von Calcium, Kalium und Magnesium mit dem Sickerwasser war selbst im 2. Jahr (2005) nach Anlage des Kleinkahlschlags vom Sulfat dominiert, was als Folge der in den 1960-1990er Jahren als „saurer Regen“ eingetragenen Schwefelmengen zu interpretieren ist.

Schlussfolgerung

Die untersuchte initiale Phase nach dem Kahlschlag gibt für den Standort im Solling und die dort herrschende Witterung keine Hinweise dafür, dass gravierende Belastungen für das Ökosystem selbst und dessen Umwelt entstanden sind. Es besteht daher kein triftiger Grund den Kahlschlag als eine waldbauliche Option pauschal abzulehnen. Die im Vergleich zur starken, aber kurzfristigen Störung bei Kahlhieben eher moderaten Störungen von Zielstärkennutzungen und Saumschlägen müssen zwingend über den gesamten Umtriebszeitraum von 15-20 Jahren bewertet und in Relation gesetzt werden.

Literatur

- Fröhlich, D., Klinck, U. (2011): Beiträge zu Stoff-, Energie- und Wasserhaushalt nach Kahlschlag. Südwestdeutscher Verlag für Hochschulschriften. Saarbrücken. ISBN: 978-3838119090.
- Klinck, U., Fröhlich, D., Meiwes, K. J., Beese, F. (2013): Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Kleinkahlschlag. Forstarchiv 84/3. 93-101.
- Meiwes, K. J. (2009): Abschlussbericht zum DFG-Forschungsprojekt ME 2078/1-1 und 2 - „C- und N-Haushalt entlang von Transekten durch Kleinkahlschläge in Fichtenwäldern unter besonderer Berücksichtigung des Schlagabraumes“. Göttingen, unveröffentlicht.

Standortskartierung – kein Auslaufmodell. Dynamisierung der Standortskartierung

Marc Overbeck

Die Standortskartierung ist eine entscheidende Grundlage zur Beurteilung der Anbauwürdigkeit verschiedener Baumarten. In Niedersachsen basiert die flächenbezogene Empfehlung konkreter Baumarten auf der Grundlage eines zweistufigen Verfahrens:

Für Waldbauregionen mit weitestgehend homogenen klimatischen Bedingungen werden unter Verwendung der Standortskartierung in Abhängigkeit des Wasserhaushaltes, der Nährstoffeinschätzung und der bodenbildenden Ausgangssubstrate Baumartenempfehlungen formuliert. Hierbei wird von einer Standortskonstanz ausgegangen. Im Hinblick auf Stoffeinträge und projizierter Veränderungen des globalen Klimasystems erscheint dieser statische Ansatz nicht länger geeignet, waldbauliche Fragestellungen hinsichtlich Standort-Leistungs-Bezug, biotischer und abiotischer Risiken sowie die Entwicklung entsprechender waldbaulicher Strategien hinreichend zu unterstützen.

Insbesondere der Wasserhaushalt von Waldstandorten spielt angesichts des Klimawandels zunehmend eine bedeutsame Rolle in der Waldbauplanung.

Daher erscheint es notwendig, Informationen der Standortskartierung hinsichtlich des Wasserhaushaltes mit sich verändernden Klimakennwerten zu koppeln und hierdurch die Standortskartierung zu dynamisieren.

Auf Basis der forstlichen Standortskartierung liegen qualitative Aussagen über den Wasserhaushalt großer Gebiete in hoher Auflösung vor. Problematisch ist jedoch, dass sich die für die Kennzeichnung des Wasserhaushaltes verwendeten kategorialen Bezeichnungen (z. B. „frisch“, „trocken“) inhaltlich zwischen den einzelnen Bundesländern unterscheiden, subjektiv überprägt sind und sich auf verschiedene Betrachtungsebenen (Bodenwasserhaushalt, reliefbedingter Wasserhaushalt, Gesamtwasserhaushalt oder ökologische Feuchtestufe) beziehen. Eine genauere Berücksichtigung des Bodenwassers in klimasensitiven Waldwachstumsmodellen, bei der Waldbauplanung auf standörtlicher Grundlage oder bei der Beurteilung von Risiken erfordert daher die Ableitung numerischer Größen (beispielsweise der nutzbaren Feldkapazität (nFK)) aus der kategorialen

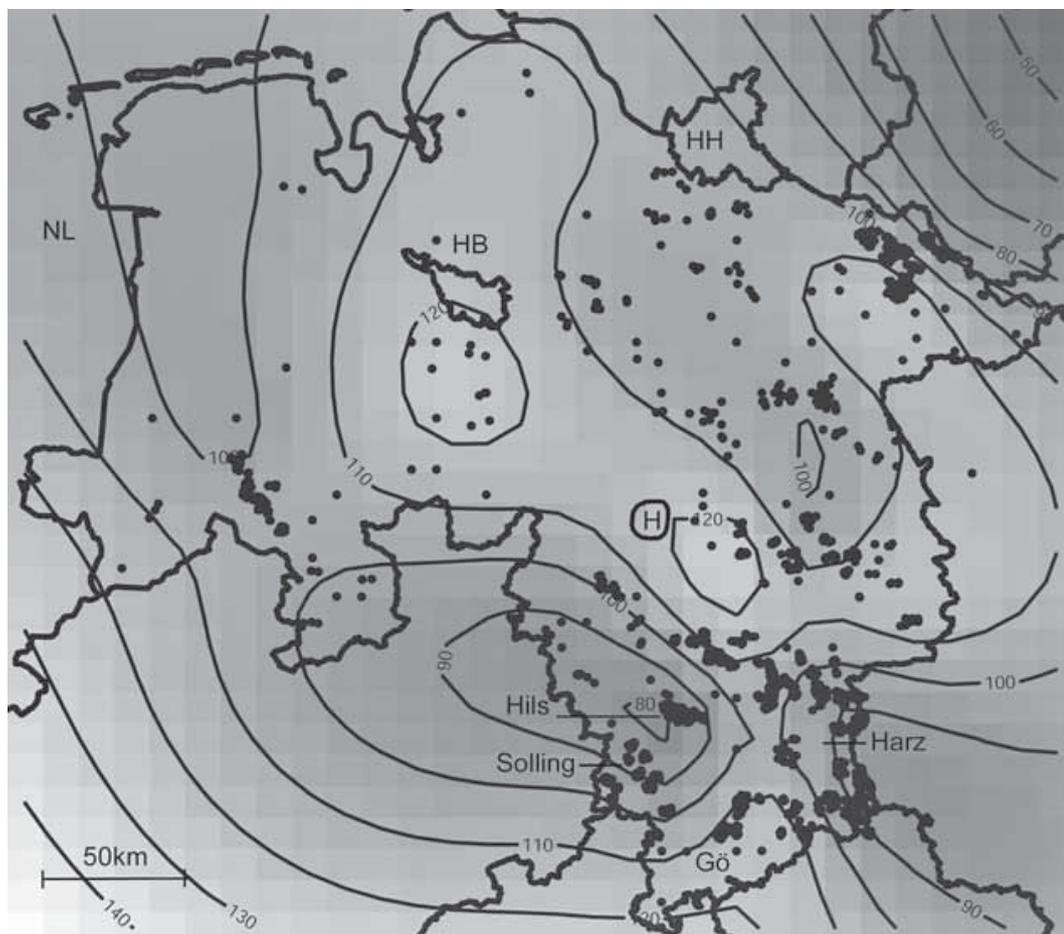


Abb. 1: Lage der Bodenprofile und Effekt des räumlichen Trends auf die nFK einer konkreten Standortseinheit

Ansprache der Standorte. Aus diesem Grund wurde ein Verallgemeinertes Additives Regressionsmodell (gam) mit einer Datenbasis von 4.101 Bodenprofilen parametrisiert. Die nFK kann mithilfe des Modells unter Verwendung von qualitativen Bodenparametern der forstlichen Standortskartierung Niedersachsens und der geographischen Lage hoch aufgelöst regionalisiert werden.

Im Modell weisen die qualitativen Standortmerkmale „Wasserhaushalt“ und „Boden bildendes Substrat“ hoch signifikante Effekte auf die nutzbare Feldkapazität auf. Darüber hinaus wird die auftretende räumliche Autokorrelation durch die Modellierung einer zweidimensionalen Trendfunktion erfasst (Abb. 1). Das Bestimmtheitsmaß des Modells liegt bei 0,78. Zudem zeigt eine Kreuzvalidierung, dass das Modell robust ist. Das entwickelte Modell kann dazu genutzt werden, Karten der nutzbaren Feldkapazität zu produzieren (Abb. 2). Auf deren Grundlage ist die Parametrisierung von standort- und damit klimasensitiven Waldwachstumsmodellen über eine Verschneidung mit Einzelbauminformationen aus Inventuren und ertragskundlichen Versuchsflächen möglich. In Verbindung mit Klimaprojektionen kann zudem das Risiko durch Wasserdefizit baumartenspezifisch hoch aufgelöst dargestellt werden.

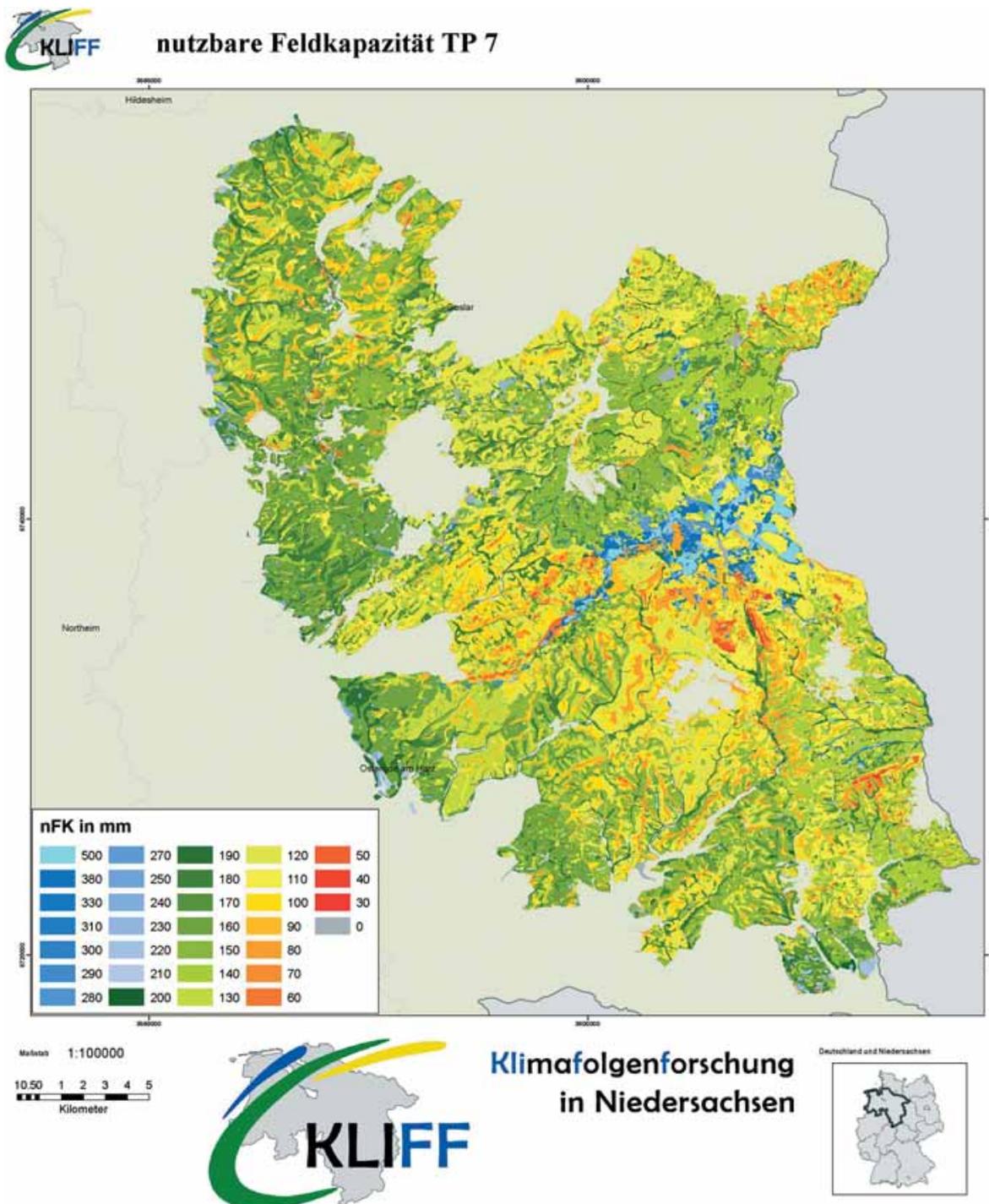


Abb. 2: nFK-Karte der KLIFF Modellregion Niedersächsische Harz

Exkursionspunkt 1

BZE II - Vorstellung eines BZE-Punktes im Solling (E1; Profil 1)

Uwe Paar, Jan Evers, Inge Dammann

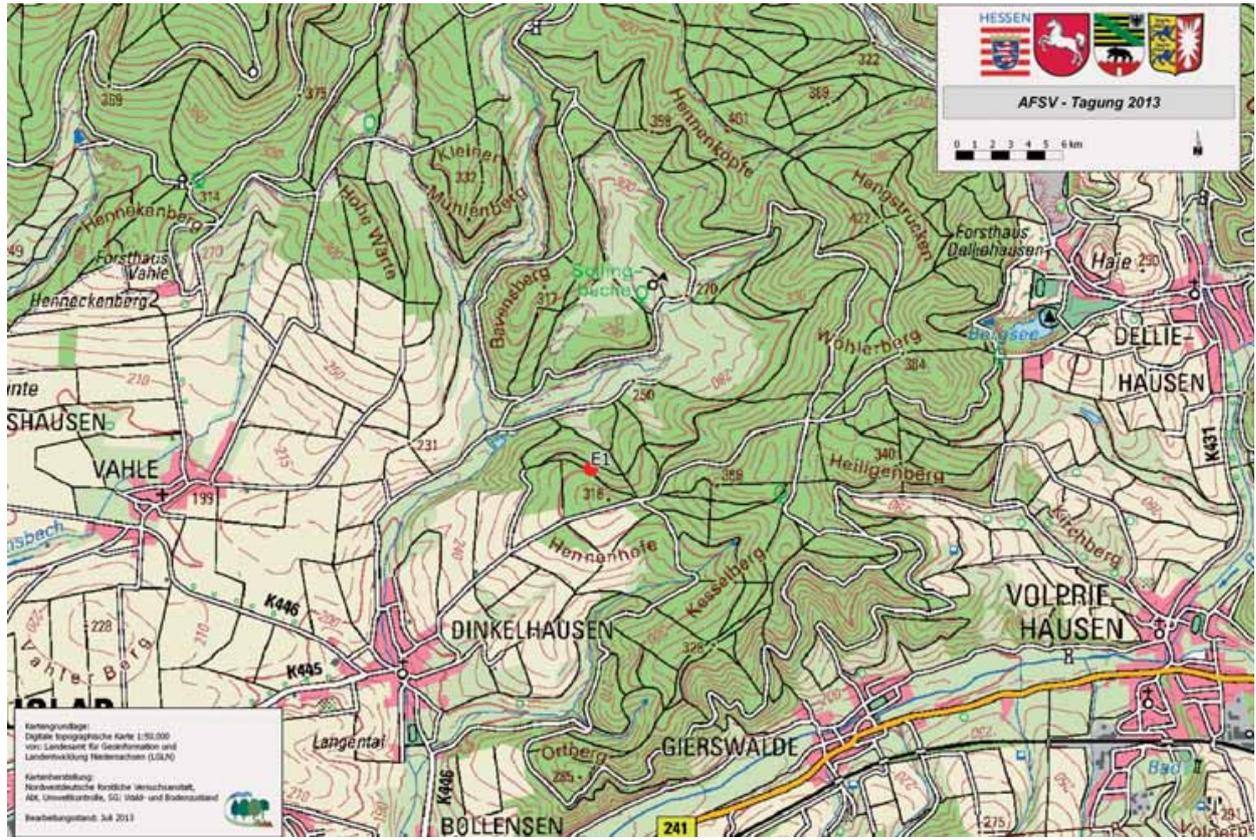


Abb. 1: Lageskizze

Schema des Inventurdesigns am BZE II-Punkt

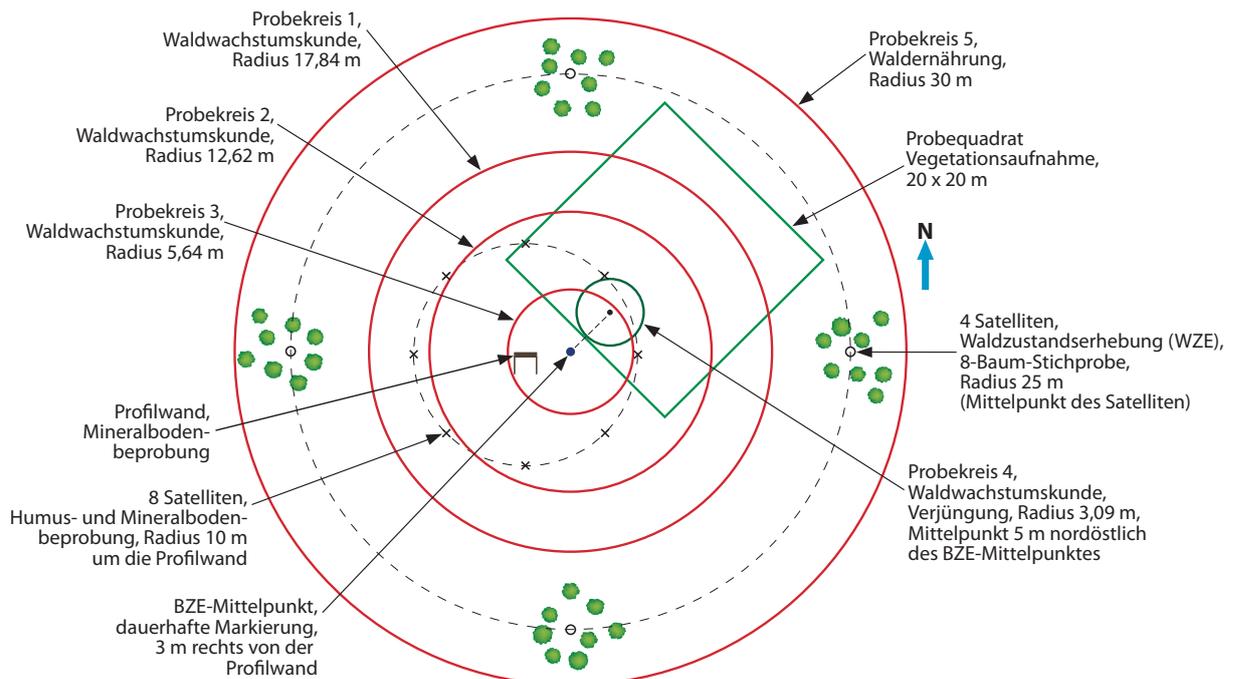


Abb. 2: Untersuchungsdesign

Tabelle 1: Standortbeschreibung

Exkursionspunkt: E 1		Standortsaufnahme							
Forstamt:	Dassel	Betrieb:	Staatswald						
Waldort:	Abt. 1594	Lage im Bestand:	R 3548085 H 5726981						
Profil Nr.:	1	Standortschätzer:	Stüber, Paar, Evers, Dammann, Hövelmann	Datum:	13.05.13				
Lage	Wuchsgebiet		Wuchsbezirk		Teilwuchsbezirk				
	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland		Unterer Solling		-				
	m über NN	Exposition	Hangneigung		Geländeform				
	251 m	Nord	mittel geneigt (9 Gon)		Mittelhang				
Klima	Bezugsstation(en)		Zeitraum	tj°C	tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	i
	Regionalisierte Klimadaten von umliegenden Niederschlags- und Klimastationen des dt. Wetterdienstes		1961 - 1990	8,2	14,6	799	343	147	13,9
			1981 - 2010	8,7	15,1	840	357	151	14,2
	Wuchszone				Klimafeuchte				
Submontan - Untere Buchenmischwaldzone				schwach subkontinental / schwach subatlantisch					
Boden	Geologie/Stratigraphie		Ausgangsmaterial der Bodenbildung						
	Pleistozän über Trias		kolluvial überprägter Lößlehm / Fließerde über Buntsandstein						
	Humusform		Bodenart(en)						
	mullartiger Moder		mittel-toniger Schluff über sandig-lehmigem Schluff über mittel-tonigem Sand						
	Bodenskelettanteil		Gefüge		Physiol. Gründigkeit		Durchwurzelung		
	10 - 50%		Subpolyeder		> 150 cm		> 150 cm		
Boden-Subtyp		kolluvialgeprägte Parabraunerde							
Vegetation	Weiserpflanzen, ökolog. Gruppe		Oxalis acetosella (II-IV,2-4); Rubus idaeus (02, II 3a); Rubus fruticosus ag.(02); Gymnocarpium dryopteris (III 3); Athyrium filix-femina (III 3); Dryopteris carthusiana (III 2); Dryopteris dilatata (III 3); Impatiens noli-tangere (III 4a); Juncus effusus (IV 2-3);						
	Potentielle natürliche Waldgesellschaft		Hainsimsen-Buchenwald						
	Waldbestand mit derz. Bonitäten		BU 85, Bonität 1,0, Baumartenanteil 95% und SEI 85, Bonität 0,4, Baumartenanteil 5% (2008)						
Forstgeschichte		gekalkt in 1990							
Gelände-wasser-haushalt	vorratsfrisch, betont frisch		Trophie	mesotroph +					
	154 mm nWSK (bis 90 cm)								
Standort	Geländewasserhaushalt, Waldgesellschaft und Boden-Subtyp (-Form)								
	Hessen: untere BMZ - schwach subatlantisch - betont frisch - mesotroph + (3 4 2 2)								
	Nds.: vorratsfrisch, mäßig nährstoffversorgt, mit basenarmen Material vermischter Feinlehm Boden (19.4+.3.1 f TK)								
Waldbau	Standörtl. Mögl. Baumarten		BU, FI, KTA, DGL, ELA, TEI						
	Betriebszieltypen		BU, BU/FI, BU/ELA, BU/TEI, BU/DGL						

Tabelle 2: Profilbeschreibung

Horizont- und Schichten-symbole	Tiefen- und Mächtigkeitsangaben (cm)	Bodenfarbe, Bodenart, Bodenskelettanteile, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Makrogefüge und Lagerungsdichte, Fleckung, Konkretionen, Durchwurzelung, Horizontbegrenzung
Humusauflage:		
L	3,6 - 1,7	Blattstreu
Of	1,7 - 0,2	verklebte Blattstreu
Oh	0,2 - 0	bröckelige, zersetzte Blattstreu
Mineralboden:		
I Ah	0 - 4	braunschwarzer, mittel-toniger Schluff; 8 % Skelett; mittelhumos; kohärentes Gefüge; starke Feindurchwurzelung; welliger, deutlicher Übergang
I AIBv + M	4 - 35	rötlich-brauner, mittel-toniger Schluff; 8 % Skelett; sehr schwach humos; Subpolyedergefüge; mittlere Feindurchwurzelung; deutlich welliger Übergang
II Btv	35 - 70	schwach gebleichter, rötlich-brauner, sandig-lehmiger Schluff; 20 % Skelett; humusfrei; Subpolyedergefüge; schwache Feindurchwurzelung
III Bv + Cv	70 - 100	braun-rötlicher, schluffiger Lehm; 30 % Skelett; Polyedergefüge; sehr schwache Durchwurzelung
IV Cv	100 - 140	rötlicher, mittel-toniger Sand; 50 % Skelett; Subpolyedergefüge



Abb. 3: Profilfoto (NW-FVA)

Tabelle 3: Bodenchemie und -physik (BZE I und BZE II)

Bewertungsrahmen nach der Forstlichen Standortskartierung (AK Standortskartierung 2003)										
(eff. Wurzelraum mit Auflagehumus)		sehr gering	gering	gering mittel	mittel	mittel hoch	hoch	sehr hoch		
Basensättigung (%)		7	20	30	50	70	85			
Ake (kmolc/ha)		50	100	250	500	1000	2000			
Ca (kg/ha)		200	400	800	2000	4000	8000			
Mg (kg/ha)		50	100	200	500	1000	2000			
K (kg/ha)		200	400	600	800	1200	1600			
C (t/ha)		50		100	200		400			
N (t/ha)		2,5		5,0	10,0		20,0			
C/N		35	25	20	16	12	10			
Pufferbereiche pH (H ₂ O)		Fe-Oxid	Al-Oxid	Austauscher	Kohlensäure/Silikat	Carbonat				
		3,5	4,2	5,0	6,2					
nutzbare Feldkapazität (mm)		äußerst gering	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch	äußerst hoch		
		30	60	90	120	180	240			

Mineralboden: effektive Austauschkapazität NH ₄ Cl, Auflage BaCl ₂										
Tiefe	BS I	BS II	AK I	AK II	Ca I	Ca II	Mg I	Mg II	K I	K II
cm	%	%	kmol(c)/ha	kmol(c)/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Auflage	86	91	15	6	163	84	48	13	23	10
0 - 5	39	62	38	46	170	409	65	79	36	34
5 - 10	10	22	38	43	45	109	10	40	21	24
10 - 30	6	17	107	116	34	223	24	79	69	57
30 - 60	5	9	130	148	40	97	14	56	73	93
60 - 90	6	14	136	201	51	257	14	106	119	162
90 - 140		38		400		1824		594		473
0 - 90	9	18	448	553	339	1096	126	360	318	370
Summe 1	11	18	463	559	502	1180	174	372	341	380

Elementaranalyse					Königswasseraufschluss			
Tiefe	C I	C II	N I	N II	C/N I	C/N II	P I	P II
cm	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	-	-	kg/ha	kg/ha
Auflage	14,9	5,4	0,70	0,20	21	27	106	13
0 - 5	18,4	21,1	1,14	1,26	16	17	228	219
5 - 10	5,1	10,7	0,37	0,63			112	190
10 - 30	17,5	16,0	1,44	1,28				
30 - 60	16,7	12,0	1,55	1,27				
60 - 90	11,7	12,0	1,40	1,35				
90 - 140		3,1		0,60				
0 - 90	69,4	71,8	5,90	5,79				
Summe (90)	84,3	77,2	6,60	5,99				

Tiefe	(TRD I)	TRD Fb II	(GBA I)	GBA II	(Masse I)	Masse II	nFK
cm	g/cm ³	g/cm ³	Vol%	Vol%	t/ha	t/ha	mm
Auflage					41	12	
0 - 5	1,30	0,94	15	6	553	441	13
5 - 10	1,30	1,15	31	8	553	533	12
10 - 30	1,70	1,20	35	13	2210	2097	43
30 - 60	1,80	1,33	23	23	4050	3092	49
60 - 90	1,90	1,52	15	23	4845	3541	37
90 - 140		1,48		27		5418	
0 - 90	1,76	1,34	23	19	12210	9704	154

Steindichte: 2,64 g/cm³

Bodenphysik: Schätzung versus Messung

Bei der BZE I (1990) wurden für diesen Plot geschätzte Trockenrohdichten und Grobbodenanteile für die Berechnung der Vorräte verwendet, im Rahmen der BZE II wurden die Trockenrohdichte des Feinbodens und der Grobbodenanteil gemäß der BZE II-Methoden gemessen. Es zeigt sich, dass sowohl die Trockenrohdichten als auch die Grobbodenanteile der Schätzung deutlich über den Werten der Messung liegen. Dies kann sich bei der Berechnung der Feinbodenvorräte ausgleichen (siehe Tiefenstufe 5-10 cm), führt aber in diesem Beispiel überwiegend zu höheren Feinbodenvorräten bei der Schätzung. Bezogen auf das ganze Profil liegen die Feinbodenvorräte mit 12.210 t/ha um 26 % höher als die Feinbodenvorräte der BZE II mit 9.704 t/ha (bezogen auf die BZE II). Die höchsten Abweichungen gibt es in der Tiefenstufe 60 – 90 cm mit 37 %. Je nach Konzentration in der jeweiligen Tiefenstufe wirken sich diese Unterschiede direkt auf die Elementvorräte aus und erschweren einen Zeitvergleich der Elementvorräte. Zusätzlich ist die Güte der Schätzung stark vom Einschätzer abhängig, was sowohl die zeitliche (zwischen 2 Inventuren) als auch die zeitgleiche (innerhalb einer Inventur) Vergleichbarkeit einschränkt. Im Rahmen der BZE sind daher die Messwerte der BZE II hinsichtlich der Trockenrohdichte und der Grobbodenanteile auch für die BZE I verwendet worden (sofern nicht auch Messwerte bei der BZE I vorlagen). Auf diese Weise wurden die Möglichkeiten des Nachweises für einen Zeitvergleich deutlich verbessert, zumal sich die Grobbodenanteile in den betrachteten Zeiträumen gar nicht und die Trockenrohdichten eher wenig verändern.

Tabelle 4: Bodenphysik BZE I [1990] und BZE II [2007], Plot NI00044

Tiefe	(TRD I)	TRD Fb II	(GBAI)	GBAI II	(Masse I)	Masse II	Diff.
cm	g/cm ³	g/cm ³	Vol%	Vol%	t/ha	t/ha	%
0 - 5	1,30	0,94	15	6	553	441	25
5 - 10	1,30	1,15	31	8	553	533	4
10 - 30	1,70	1,20	35	13	2210	2097	5
30 - 60	1,80	1,33	23	23	4050	3092	31
60 - 90	1,90	1,52	15	23	4845	3541	37
0 - 90	1,76	1,34	23	19	12210	9704	26

Einfluss der Waldkalkung

Diese Waldfläche ist kurz vor den Aufnahmen der BZE I (1990) mit 3 t/ha kohlenstoffreichem Magnesiumkalk gekalkt worden, dabei sind rechnerisch rund 600 kg/ha Calcium ausgebracht worden. Über die Art der Ausbringung ist nichts bekannt.

Im Zeitvergleich der beiden BZE-Erhebungen zeigt sich

- eine Abnahme der pH (H₂O) und Zunahme der pH (KCl) in der Auflage und
- eine leichte Zunahme der pH Werte im Mineralboden (Ausnahme 5-10 cm),
- ein Anstieg der Basensättigung bei der BZE II bei einer nur leichten Erhöhung der Ake,
- eine deutliche Erhöhung der Calcium- und Magnesiumvorräte,
- Abnahme des C- und N-Vorrates in der Auflage und Zunahme im Mineralboden.

Tabelle 5: Bodenchemie (C und N) BZE I [1990] und BZE II [2007], Plot NI00044

Tiefe	Elementaranalyse			
	C I	C II	N I	N II
cm	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha
Auflage	14,9	5,4	0,70	0,20
0 - 5	18,4	21,1	1,14	1,26
5 - 10	5,1	10,7	0,37	0,63
10 - 30	17,5	16,0	1,44	1,28
Summe bis 30 cm	55,9	53,2	3,65	3,37
30 - 60	16,7	12,0	1,55	1,27
60 - 90	11,7	12,0	1,40	1,35
Summe bis 90cm	84,3	77,2	6,60	5,99

Waldernährung der Buche

Ergebnisse zur Ernährungssituation der Waldbäume sind wichtige Grundlagen zur Bewertung von Versauerung und Eutrophierung, für die Erfolgskontrolle von Luftreinhaltemaßnahmen und für die Waldbewirtschaftung (z. B. Kalkung, Energieholznutzung).

Blattanalysen für die Buchen am Exkursionspunkt 1 wurden 1990 (BZE I), 1996 und 2007 (BZE II) durchgeführt.

Bewertet nach der AK Standortskartierung (2003) sind 2007 die Stickstoff- und die Magnesiumgehalte hoch, für Calcium und Kalium liegen mittlere Gehalte vor, die Phosphorversorgung ist gering (Tab. 4). Bei der Erhebung 1990 waren die Calcium- und Magnesiumgehalte noch unzureichend, nach der Kalkung 1990 stiegen die Gehalte und zeigen auch 2007 eine gute Versorgung an. Das N/P-Verhältnis ist bei allen drei Erhebungen (bewertet nach FLÜCKIGER & BRAUN 2003) nicht ausgewogen, das N/K-Verhältnis entfällt nur 1996 auf den harmonischen Bereich, das N/Mg-Verhältnis ist im Anschluss an die Kalkung ausgewogen.

Tabelle 6: Elementgehalte (mg/g TS) und -verhältnisse in Buchenblättern (BZE-Plot 44) in den Jahren 1990, 1996 und 2007. Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG 2003: grün = sehr hoch, blau = hoch, gelb = mittel, orange = gering. Bewertung der Elementverhältnisse nach FLÜCKIGER & BRAUN 2003: grau = unausgewogenes Verhältnis.

	N	P	K	Ca	Mg	N/P	N/K	N/Mg
1990 (BZE I)	26	1,30	6,1	5,0	0,74	20,2	4,3	35,4
1996	20	1,16	6,9	6,9	1,50	17,7	3,0	17,7
2007 (BZE II)	23	1,17	5,9	6,4	1,25	19,6	3,9	18,4

Für den Standort am Exkursionspunkt 1 wurde die Substratgruppe „Löblichm“ abgeleitet. Viele Löblichmstandorte in Niedersachsen sind gekalkt. Blattanalysen für alle drei Erhebungszeitpunkte liegen für 9 gekalkte (und 2 ungekalkte, nicht dargestellt) BZE-Punkte der Substratgruppe „Löblichm“ in Niedersachsen vor (Abb. 4).

Die untersuchten Buchen auf Löblichm waren überwiegend gut mit Stickstoff versorgt. Die Phosphorversorgung ist bereits 1990 unzureichend, eine Veränderung ist seitdem nicht festzustellen. Die Kaliumgehalte sind leicht zurückgegangen. Die Calcium- und Magnesiumgehalte sind nach der Kalkung verbessert und liegen 2007 überwiegend oberhalb der Mangelgrenzen.



Foto: Winfried Klotz

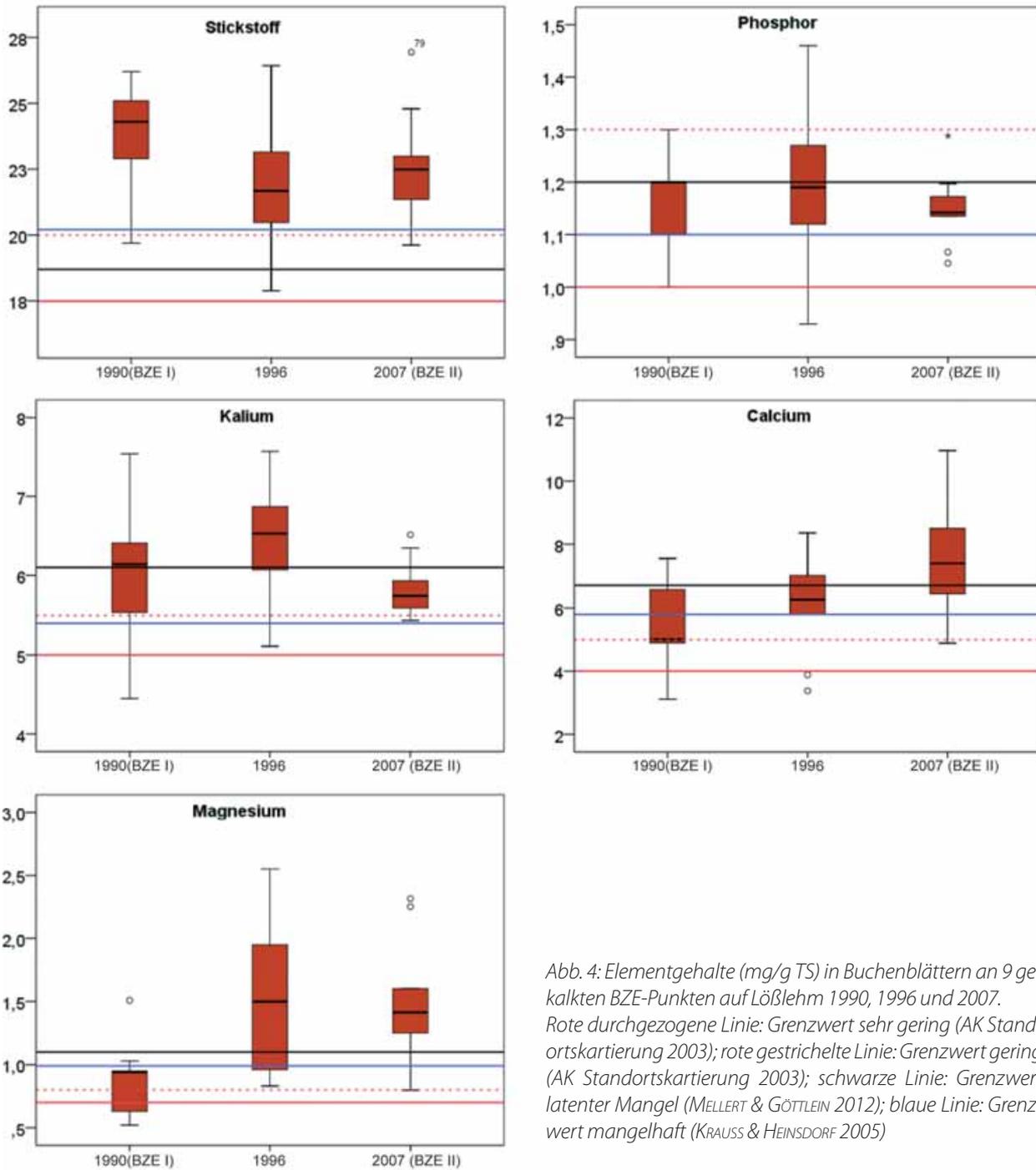


Abb. 4: Elementgehalte (mg/g TS) in Buchenblättern an 9 gekalkten BZE-Punkten auf Lößlehm 1990, 1996 und 2007. Rote durchgezogene Linie: Grenzwert sehr gering (AK Standortkartierung 2003); rote gestrichelte Linie: Grenzwert gering (AK Standortkartierung 2003); schwarze Linie: Grenzwert latenter Mangel (MELLERT & GÖTTLEIN 2012); blaue Linie: Grenzwert mangelhaft (KRAUSS & HEINSDORF 2005)

An insgesamt 14 BZE-Punkten in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt wurden 2007 Buchen auf ungekalkten Lößlehmstandorten beprobt. Hier zeigt sich, dass die Phosphorversorgung insgesamt unzureichend ist, das N/P-Verhältnis ist nicht ausgewogen. Die Kaliumversorgung zeigt kein Defizit, die N/K-Verhältnisse liegen innerhalb der empfohlenen Spanne. Für Calcium und Magnesium ist die Spanne sehr weit, es sind sowohl Mangelsituationen als auch gute Versorgung festzustellen. Ein Kalkungsvergleich mit 17 gekalkten und 14 ungekalkten BZE-Punkten in Niedersachsen und Hessen zeigt keine Kalkungseffekte für Stickstoff und Phosphor. Die Kaliumgehalte auf den gekalkten BZE-Punkten sind signifikant niedriger als auf den ungekalkten, die Kaliumversorgung ist bei der Kalkungsplanung zu berücksichtigen. Die Calcium- und Magnesiumgehalte liegen auf den gekalkten BZE-Punkten höher als auf den ungekalkten, für Magnesium ist dieser Effekt signifikant (DAMMANN et al. 2013). Die Phosphorgehalte der Buche sind unabhängig von der Substratgruppe in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt überwiegend gering. Darüber hinaus wurden in der Schweiz (FLÜCKIGER et al. 2011) und in Frankreich (DUQUESNAY et al. 2000) abnehmende Trends der Phosphorversorgung festgestellt. Die Verfügbarkeit von Phosphor im Boden und der Einfluss von Stickstoff auf die Phosphorversorgung müssen näher untersucht werden, bevor eine aussagekräftige Bewertung der Phosphorgehalte der Buche erfolgen kann.

Die Lößlehme in Niedersachsen sind durch eine hohe Heterogenität der Basensättigung sowie der Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte im Boden gekennzeichnet (EVERS et al. 2013). Auch die Ernährungssituation der Buche auf Lößlehm zeigt weite Spannen. Für diese Substratgruppe sind weitere standörtliche und chemische Untersuchungen notwendig, um lokale Empfehlungen zur Waldbewirtschaftung (wie Kalkung und Energieholznutzung) geben zu können.

Literatur

- AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Auflage. IHW-Verlag, Eching. 352 S.
- DAMMANN, I.; EVERS, J.; PAAR, U.; EICHHORN, J. (2013): Ergebnisse der BZE II in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt: Ernährungssituation von Buche und Kiefer in Nordwestdeutschland. AFZ-DerWald, Nr. 14, S. 4-10.
- DUQUESNAY, A.; DUPOUEY, J.L.; CLEMENT, A.; ULRICH, E.; LE TACON, F. (2000): Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. *Tree Physiology*, 20, S. 13-22.
- EVERS, J.; PAAR, U.; SCHMIDT, W.; EICHHORN, J. (2013): Substratgruppen in der BZE als Brücke zur forstlichen Standortskartierung. AFZ-DerWald, Nr.14 S. 16-20.
- FLÜCKIGER, W.; BRAUN, S. (2003): Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. Additional Documents – Working Group Presentations. S. 273-280.
- FLÜCKIGER, W.; BRAUN, S.; MAINIERO, R.; SCHÜTZ, K.; THOMAS, V. (2011): Auswirkungen erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. <http://www.bafu.admin.ch/wald/>
- KRAUSS, H.H.; HEINSDORF, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 39 (4), S.172-179.
- MELLERT, K H.; GÖTTLEIN, A. (2012): Comparison of new foliar nutrient thresholds derives from van den Burg's literature compilation with established central European references. *Eur J Forest Res*

Exkursionspunkt 2a

Die Intensiv-Waldmonitoringflächen mit Buche und Fichte im Solling (E2; Profil 2)

Henning Meesenburg, Uwe Klinck, Inge Dammann, Bernd Ahrends, Birte Scheler, Heike Fortmann, Stefan Fleck

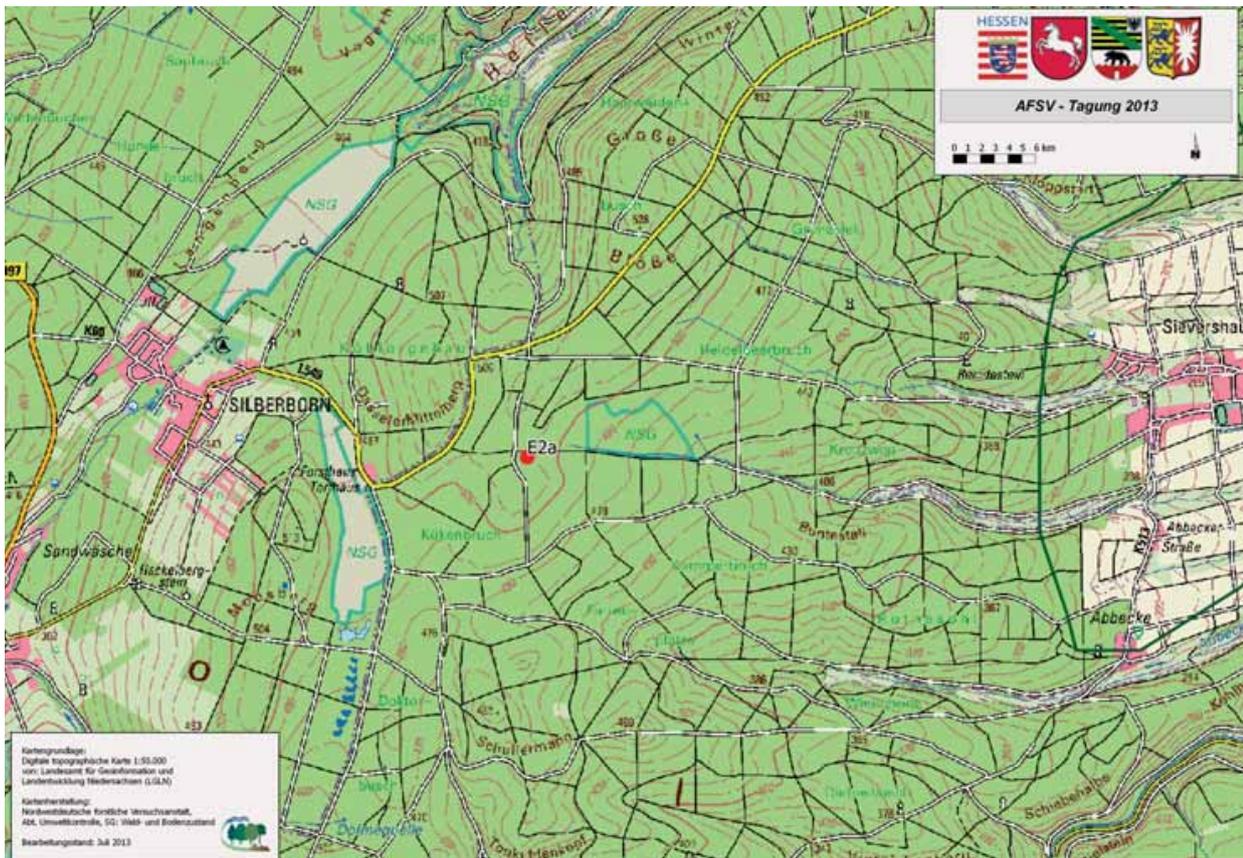


Abb. 1: Lageskizze



Foto: NW-FVA

Tabelle 1: Standortbeschreibung

Exkursionspunkt: E 2a		Standortsaufnahme							
Forstamt:	Dassel	Betrieb:	Staatswald						
Waldort:	Abt. 28	Lage im Bestand:	R 3540094 H 5736873						
Profil Nr.:	2	Standortschätzer:	Stüber, Paar, Evers, Dammann, Hövelmann	Datum:	15.05.13				
Lage	Wuchsgebiet		Wuchsbezirk		Teilwuchsbezirk				
	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland		Hoher Solling		-				
	m über NN	Exposition	Hangneigung		Geländeform				
	500	-	sehr schwach bis schwach geneigt (2 - 9%)		Plateau				
Klima	Bezugsstation(en)		Zeitraum	tj°C	tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	i
	Regionalisierte Klimadaten von umliegenden Niederschlags- und Klimastationen des dt. Wetterdienstes		1961 - 1990	7,2	13,7	906	375	142	15,8
			1981 - 2010	7,7	14,2	953	392	147	16,2
	Wuchszone				Klimafeuchte				
montan - Untere Buchenzone				schwach atlantisch - mäßig subatlantisch					
Boden	Geologie/Stratigraphie		Ausgangsmaterial der Bodenbildung						
	Pleistozän über Trias		Lößlehm über Buntsandstein						
	Humusform		Bodenart(en)						
	feinhumusreicher, rohhumusartiger Moder		schwach toniger Schluff und schluffiger Lehm über tonigem Lehm						
	Bodenskelettanteil		Gefüge		Physiol. Gründigkeit		Durchwurzelung		
	5 - 60 %		kohärent-subpolyedrisch über subpolyedrisch-polyedrisch		> 110 cm		> 110 cm		
Boden-Subtyp		schwach podsolierte, schwach pseudovergleyte, lessivierte Braunerde							
Vegetation	Weiserpflanzen, ökolog. Gruppe		Polytrichum formosum (II 2a); Dryopteris carthusiana (III 2); Oxalis acetosella (II - IV, 2-4); Rubus fruticosus (02); Vaccinium myrtillus (II 1); Trientalis europaea (III 2); Epilobium angustifolium (II 2c);						
	Potentielle natürliche Waldgesellschaft		Artenarmer montaner Hainsimsen-Buchenwald						
	Waldbestand mit derz. Bonitäten		FI 128, Bonität 2,1 (2010)						
Forstgeschichte		-							
Gelände-wasser-haushalt	vorratsfrisch, betont frisch		Trophie	mesotroph					
	184 mm nWSK (bis 100 cm)								
Standort	Geländewasserhaushalt, Waldgesellschaft und Boden-Subtyp (-Form)								
	Hessen: Untere Buchenzone - subatlantisch - betont frisch - schwach mesotroph								
	Nds.: vorratsfrischer, im Unterboden schwach staufrischer, mäßig bis ziemlich gut mit Nährstoffen versorgter Standort, mit basenarmem Material vermischter Feinlehm Boden; 9(s).3.(3-).3.1 (3.5)								
Waldbau	Standörtl. Mögl. Baumarten		FI, BU, DGL, KTA						
	Betriebszieltypen		FI/BU, DGL/BU, KTA/BU						

Tabelle 2: Profilbeschreibung

Horizont- und Schichten-symbole	Tiefen- und Mächtigkeitsangaben (cm)	Bodenfarbe, Bodenart, Bodenskelettanteile, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Makrogefüge und Lagerungsdichte, Fleckung, Konkretionen, Durchwurzelung, Horizontbegrenzung
Humusauflage:		
OL	11 - 9	Fichtenstreu, locker
Of	9 - 4	schichtige Nadelförna
Oh	4 - 0	schwarzbraune, brechbare Humussubstanz
Mineralboden:		
Ahe	0 - 10	dunkelbrauner, schwach toniger Schluff; 5% Skelett; mittelhumos; kohärentes bis subpolyedrisches Gefüge, starke Durchwurzelung
Bsv	10 - 15	kräftig-brauner, schwach toniger Schluff, 5% Skelett, schwach humos; kohärentes bis subpolyedrisches Gefüge; starke Durchwurzelung;
S / AIBv	15 - 40	gelblich-brauner, schluffiger Lehm; 5% Skelett; kohärentes bis subpolyedrisches Gefüge; schwache Durchwurzelung
Btv	40 - 75	hell rötlich-brauner, schluffiger Lehm; 20% Skelett; subpolyedrisches bis polyedrisches Gefüge; sehr schwache Durchwurzelung
II SwdBtv / BvCv	> 75	rötlich-brauner, toniger Lehm; 25% Skelett; subpolyedrisches bis polyedrisches Gefüge; sehr schwache Durchwurzelung

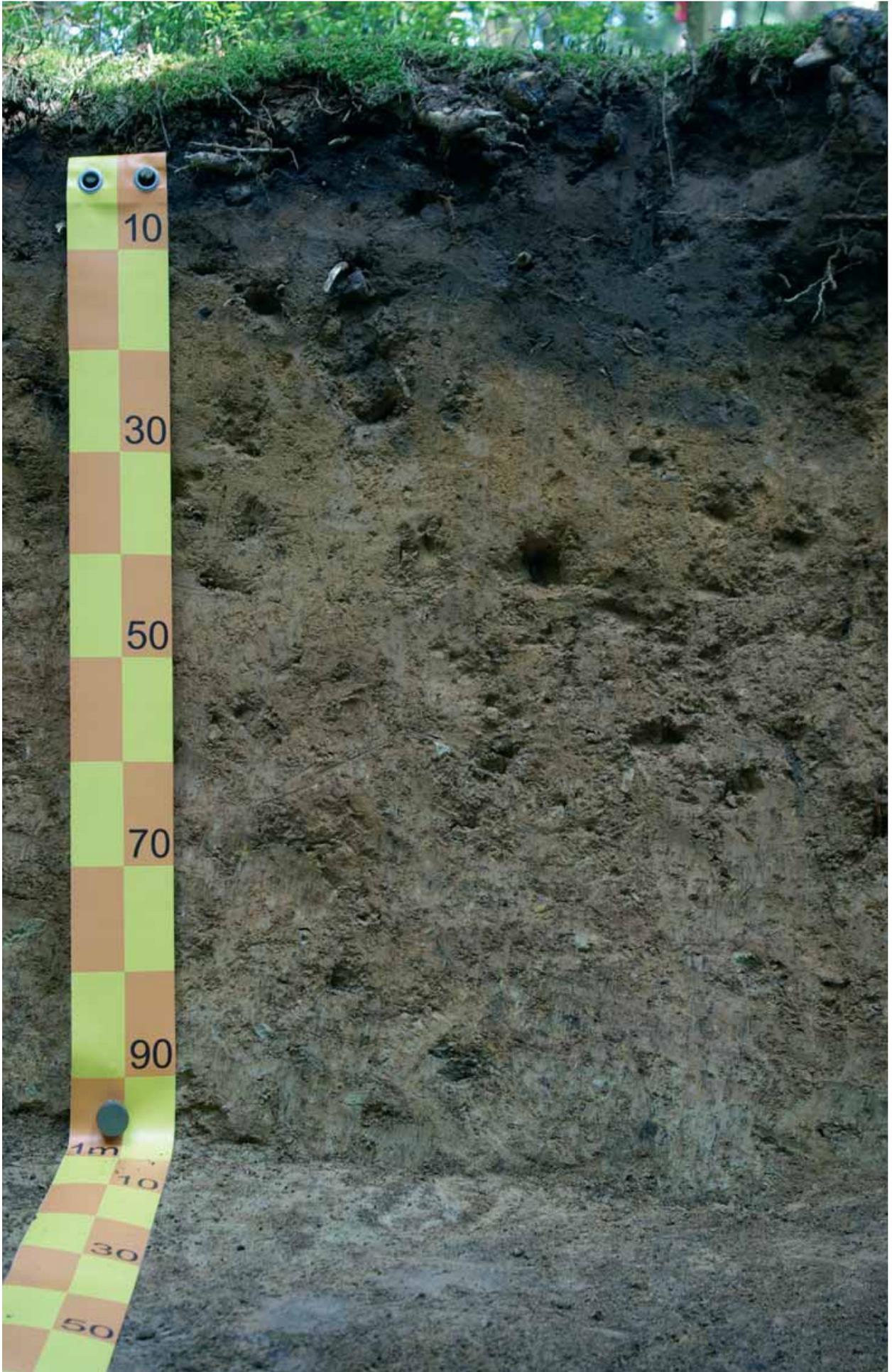


Abb. 2: Profilfoto (Winfried Klotz)

Tabelle 3: Bodenchemie und -physik (BDF-Inventuren 2001 und 2010)

Tiefe cm	pH I (DIN-H ₂ O)	pH II (DIN-H ₂ O)	pH I (DIN-KCl)	pH II (DIN-KCl)	Bewertungsrahmen nach der Forstlichen Standortskartierung (AK Standortskartierung 2003)										
					(eff. Wurzelraum mit Auflagehumus)		sehr gering	gering	gering mittel	mittel	mittel hoch	hoch	sehr hoch		
Auflage	3,51	3,71	2,71	2,86	Basensättigung (%)	7	20	30	50	70	85				
0 - 5	3,35	3,58	2,66	2,83	Ake (kmol(c)/ha)	50	100	250	500	1000	2000				
5 - 10	3,57	3,86	3,01	3,18	Ca (kg/ha)	200	400	800	2000	4000	8000				
10 - 20	3,95	4,27	3,54	3,67	Mg (kg/ha)	50	100	200	500	1000	2000				
20 - 30	4,19	4,47	3,94	4,04	K (kg/ha)	200	400	600	800	1200	1600				
30 - 40	4,24	4,54	4,02	4,15	C (t/ha)	50		100	200		400				
40 - 50	4,21	4,46	3,97	4,12	N (t/ha)	2,5		5,0	10,0		20,0				
50 - 70	4,13	4,40	3,81	3,99	C/N	35	25	20	16	12	10				
70 - 80	4,15	4,34	3,74	3,88	Pufferbereiche	Fe-Oxid	Al-Oxid	Austauscher	Kohlensäure/Silikat	Carbonat					
80 - 100	4,11	4,32	3,70	3,84	pH (H ₂ O)	3,5	4,2	5,0		6,2					
100 - 150	4,07		3,68		nutzbare Feldkapazität (mm)	äußerst gering	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch	äußerst hoch			
150 - 200	4,14		3,69			30	60	90	120	180	240				

Mineralboden: effektive Austauschkapazität(NH ₄ Cl, Auflage BaCl ₂)										
Tiefe cm	BS I %	BS II %	AK I kmol(c)/ha	AK II kmol(c)/ha	Ca I kg/ha	Ca II kg/ha	Mg I kg/ha	Mg II kg/ha	K I kg/ha	K II kg/ha
Auflage	30	43	42	28	111	116	18	19	41	51
0 - 5	4	5	65	61	29	21	8	8	21	22
5 - 10	3	3	62	59	13	12	5	5	19	19
10 - 20	3	4	92	88	17	20	7	7	32	34
20 - 30	4	5	62	63	13	24	4	5	33	35
30 - 40	4	6	50	48	10	20	3	4	35	36
40 - 50	4	5	51	52	9	12	3	3	43	43
50 - 70	4	4	142	136	20	20	8	7	140	113
70 - 80	5	4	90	93	14	11	6	5	95	92
80 - 100	5	4	177	183	32	26	15	13	197	179
100 - 150	5									
150 - 200	6									
0 - 100	4	5	791	782	157	166	59	57	615	573
Summe 1	5	6	833	809	267	283	77	76	656	624

Druckaufschluss mit Salpetersäure		Ca I	Ca II	Mg I	Mg II	K I	K II	
Auflage	168	134	85	45	262	129		
Summe 2	Auflage und Mineralboden bis 100 cm		325	301	144	102	878	702

Elementaranalyse					Druckaufschluss s.o.			
Tiefe cm	C I t/ha	C II t/ha	N I t/ha	N II t/ha	C/N I	C/N II	P I kg/ha	P II kg/ha
Auflage	51,9	37,5	2,0	1,5	27	28	103	68
0 - 5	25,8	21,5	1,2	1,2	21	19	196	192
5 - 10	16,4	14,3	0,9	0,8	18	17	185	177
10 - 20	23,0	20,6	1,3	1,3	17	16	367	332
20 - 30	14,6	16,6	1,0	1,2	14	14	364	369
30 - 40	8,9	9,4	0,8	0,8	11	11	346	340
40 - 50	5,6	5,4	0,5	0,6	12	9	299	290
50 - 70	6,0	6,3	0,6	0,9	10	7	576	561
70 - 80	2,0	1,8	0,4	0,5	6	4	369	367
80 - 100	2,3	2,5	0,7	0,9	3	3	797	802
0 - 100	104,6	98,3	7,5	8,2			3498	3430
Summe	158,4	135,8	9,5	9,7			3601	3498

Tiefe cm	TRDF g/cm ³	GBA Vol%	Masse t/ha	nFK mm
Auflage		(120 (2001)/77)		
0 - 5	0,82	1	406	14
5 - 10	1,02	5	485	14
10 - 20	1,05	5	1000	26
20 - 30	1,13	5	1070	20
30 - 40	1,09	3	1057	20
40 - 50	1,19	15	1048	18
50 - 70	1,34	22	2077	33
70 - 80	1,57	23	1216	13
80 - 100	1,56	23	2406	26
0 - 100	1,27	14,40	10765	184

Die Monitoringflächen

Seit nahezu 50 Jahren werden im Solling Waldökosysteme kontinuierlich beobachtet. Die Monitoringflächen befinden sich im Zentrum des Solling-Plateaus auf ca. 500 m ü. NN unter gut vergleichbaren Standortbedingungen (Tab. 4). Die Fichten- und Buchenflächen wurden 1966 im Rahmen des Internationalen Biologischen Programms (IBP) unter den Namen F1 (Fichte) und B1 (Buche) eingerichtet (Ellenberg et al. 1986). Beide Monitoringflächen wurden 1992 in das niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm (Höper u. Meesenburg 2012) und 1994 als Level II-Flächen in das Europäische Intensive Waldmonitoring unter ICP Forests (Haußmann u. Lux 1997) aufgenommen. Das Monitoringprogramm umfasst eine Kombination von Zustands- und Prozessbeschreibung.

In unmittelbarer Nachbarschaft zu den Monitoringflächen wurde eine Vielzahl von Versuchsflächen zur experimentellen Untersuchung von Fragen zur Kalkung, Düngung, Bodenversauerung und zum forstlichen Management angelegt. Erste Kalkungsversuche wurden bereits 1973 als Ergänzung zu den Hauptuntersuchungsflächen angelegt (Flächen BD und FD). Zur Frage der Melioration von tiefgründig versauerten Standorten wurde 1982 in einem Buchenbestand die BK-Fläche mit 30 t ha⁻¹ dolomitischem Kalk beaufschlagt (Meesenburg et al. 2009). Eine andere Buchenfläche (BN) wurde von 1983 bis 1993 jährlich mit 140 kg ha⁻¹ Stickstoff in Form von Ammoniumsulfat zur Induktion einer zusätzlichen Versauerung gedüngt (Meesenburg et al. 2004).

Böden

Die Böden der Monitoringflächen sind nach WRB-Klassifikation als Dystric Cambisols einzustufen mit typischem Moder (Buche) bzw. rohhumusartigem Moder (Fichte) als Humusaufgabe (Tab. 4, Deutschmann 1994). Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind Löß-Fließerden von 60 bis 80 cm Mächtigkeit, die von einer Übergangszone (bis ca. 95 cm) und umgelagerten Buntsandsteinmaterial (bis 135 - 150 cm) unterlagert werden. Eine Lage von stark verwittertem Tonstein bildet die Basis des Profils. Die Textur wird aufgrund des Lößanteils von Schluff dominiert. Die Hauptwurzelzone ist auf die organische Auflage und den oberen Mineralboden beschränkt. Die hydraulischen Eigenschaften werden durch die Zweischichtigkeit der Böden geprägt. Sowohl das Gesamtporenvolumen wie auch die hydraulische Leitfähigkeit nehmen mit der Tiefe ab, wodurch insbesondere auf der Fichtenfläche häufig Staunässe auftritt (Benecke 1984). Ein permanenter Grundwasserspiegel befindet sich in mehr als 40 m Tiefe.

Die Waldbestände

Solling, Fichte (F1)

Die Fichten-Monitoringfläche ist mit einem derzeit 129 Jahre alten Reinbestand bewachsen, der aus einer Aufforstung einer früheren Weide mit Fichte (*Picea abies* (L.) Karst) hervorgegangen ist. Seit 1968 wurden Bäume nur aufgrund von Windwurf oder krankheitsbedingt entnommen. Daher ist der Bestand heute sehr dicht (Tab. 4). Nahezu alle Bäume sind aufgrund von Schältschäden durch Rotwild mit Rotfäule infiziert. *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa*, und *Dropteris dilatata* sind die Arten der spärlichen Bodenvegetation mit den höchsten Deckungsanteilen. Die natürliche Vegetation kann als *Luzulo-Fagetum typicum* klassifiziert werden (Ellenberg et al. 1986).

Solling, Buche (B1)

Die Monitoringfläche mit einem derzeit 164 Jahre alten Reinbestand aus Buche (*Fagus sylvatica* L.) ist aus Naturverjüngung hervorgegangen. Auch hier fanden Baumentnahmen seit 1968 nur bedingt durch Windwurf oder Sanitätshiebe statt, so dass auch dieser Bestand heute einen hohen Bestockungsgrad aufweist. In der nur spärlich vertretenen Bodenvegetation, die als *Luzulo-Fagetum typicum* eingestuft wird, dominieren *Oxalis acetosella* und *Luzula luzuloides* (Ellenberg et al. 1986).

Tabelle 4: Beschreibung der Intensiv-Monitoringflächen im Solling

	Einheit	Solling Fichte F1	Solling Buche B1
Breite	[°]	N51°46'	N51°46'
Länge	[°]	E09°34'	E09°34'
Höhe	[m] ü. NN	508	504
Neigung	[°]	0-2	0-3
Exposition		Osten	Süden
Waldbestand	Art	<i>Picea abies</i> (Karst.)	<i>Fagus sylvatica</i> (L.)
Bestandesalter (2013)	[Jahre]	129	164
Bestandesdichte (2010)	[Bäume/ha]	354	139
Mittlerer BHD Dg (2010)	[cm]	43,5	48,5
Mittlere Höhe Hg (2010)	[m]	32,4	30,1
Vorrat (2010)	[m ³]	732	393
natürliche Vegetation	PNV	Luzulo-Fagetum	Luzulo-Fagetum
Geologie		Sandstein mit Lössauflage	Sandstein mit Lössauflage
Bodentyp (WRB)		Dystric Cambisol	Dystric Cambisol
Humusform		rohhumusartiger Moder	typischer Moder
Niederschlag	[mm]	1168*	1168*
Niederschlag (Mai - Okt.)	[mm]	504	504
mittlere Temperatur	[°C]	7,3	7,3
mittl. Temperatur (Mai - Okt.)	[°C]	12,7	12,7

* gemessene Freilandniederschläge mit LWF-Regensammlern (Zeitraum: 1969-2011)

Vitalität

Die Vitalität der Bestände wurde mittels Kronenansprache seit 1984 auf der Fichten-Monitoringfläche (F1) und seit 1987 auf der Buchenfläche (B1) eingeschätzt. Später wurden auch gekalkte Parzellen (FD, BD) einbezogen (Abb. 3). Beide Monitoringflächen zeigten eine ansteigende Kronenverlichtung bis Ende der 1980er Jahre. Bei der Fichte zeigten sich seitdem nur geringe Änderungen. Auf der Buchenfläche waren jährliche Schwankungen ausgeprägter, in den letzten 2 Jahren wurde ein erhöhtes Niveau der Kronenverlichtung festgestellt. Die gekalkten Flächen wiesen zu Beginn der gleichzeitigen Beobachtung einen günstigeren Kronenzustand auf und haben sich seitdem an das Niveau der Kronenverlichtung der ungekalkten Flächen angeglichen (Abb. 3).

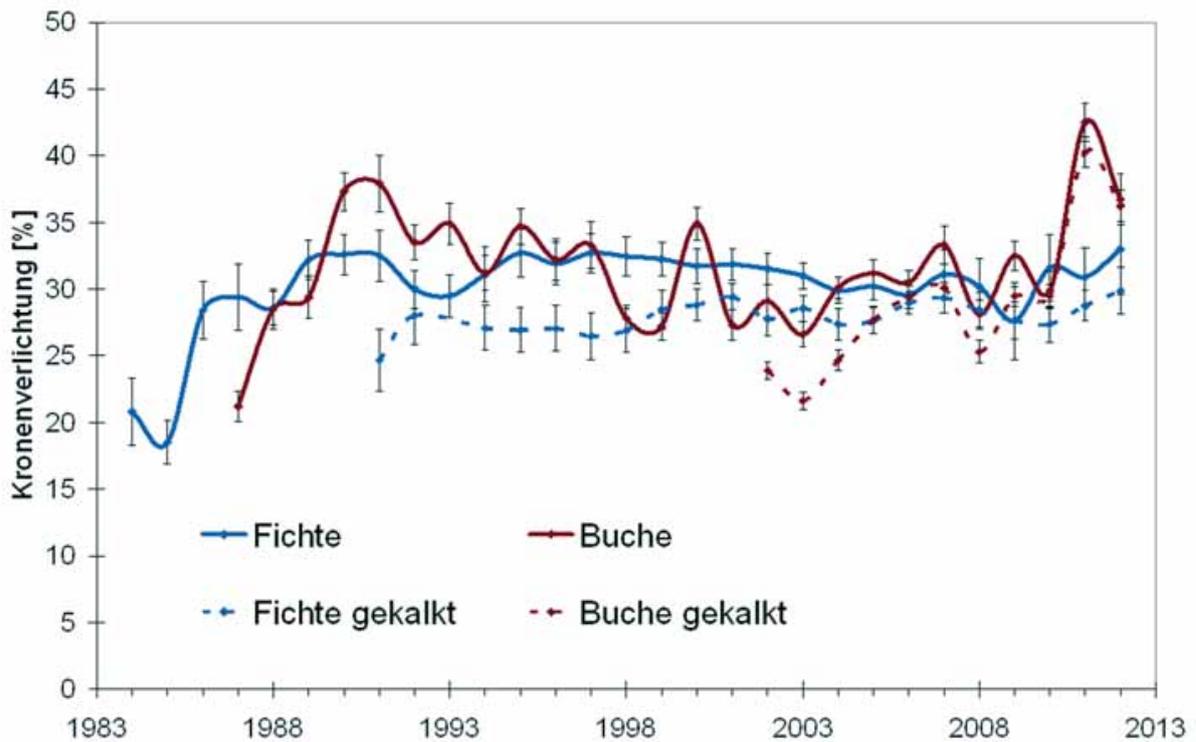


Abb. 3: Kronenverlichtung auf ungekalkten und gekalkten Monitoringflächen im Solling (Mittelwerte \pm Standardfehler des Mittelwertes)

Monitoring von Stoffflüssen

Mit dem Monitoring der Stoffflüsse mit Freilandniederschlag, Kronentraufe, Stammablauf und Bodenlösung wurde 1968 begonnen (Bodenlösung in F1 1973). Damit gehört dieser Datensatz heute zu den weltweit längsten Zeitreihen von Stoffflüssen in Waldökosystemen.

Die Flüsse fast aller Elemente mit der atmosphägen Deposition haben während der letzten drei Jahrzehnte im Solling abgenommen. Signifikante Trends wurden für SO_4 , Azidität, Cl, Mg, Ca, Mn und verschiedene N-Spezies beobachtet. Die SO_4 -Flüsse nahmen aufgrund von Emissionsminderungsmaßnahmen in Deutschland in der gleichen Größenordnung sogar um mehr als 80 % ab (Abb. 4). Die Einträge basischer Kationen nahmen seit Beginn des Monitorings deutlich ab, was auf die Reduktion von Staubemissionen in Mitteleuropa zurückgeführt werden kann (Abb. 5). Im Gegensatz dazu haben die Stickstoffeinträge bis Ende der 1980er Jahre gar nicht und seitdem nur leicht abgenommen (Abb. 5). Dabei stieg der Anteil von NH_4 am Gesamt-N-Eintrag kontinuierlich an, so dass NH_4 auch einen bedeutenden Anteil an der Säurebelastung einnimmt. Dieser beträgt aktuell 50 bis 85 % der Gesamtsäurebelastung, während er in den 1970er Jahren nur 10 bis 40 % ausmachte.

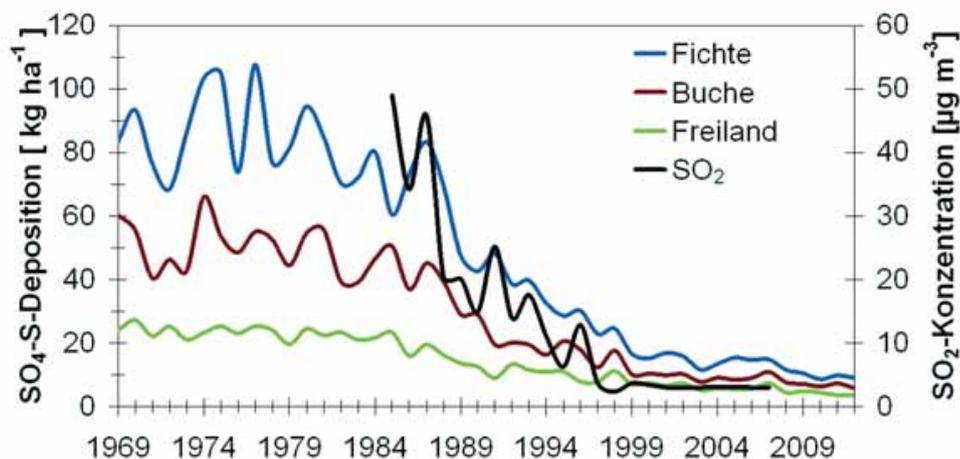


Abb. 4: SO_2 -Luftkonzentration und Sulfat-Schwefeldeposition ($\text{SO}_4\text{-S}$ kg ha^{-1}) im Freiland sowie unter Buchen- und Fichtenbeständen im Solling von 1969 bis 2012

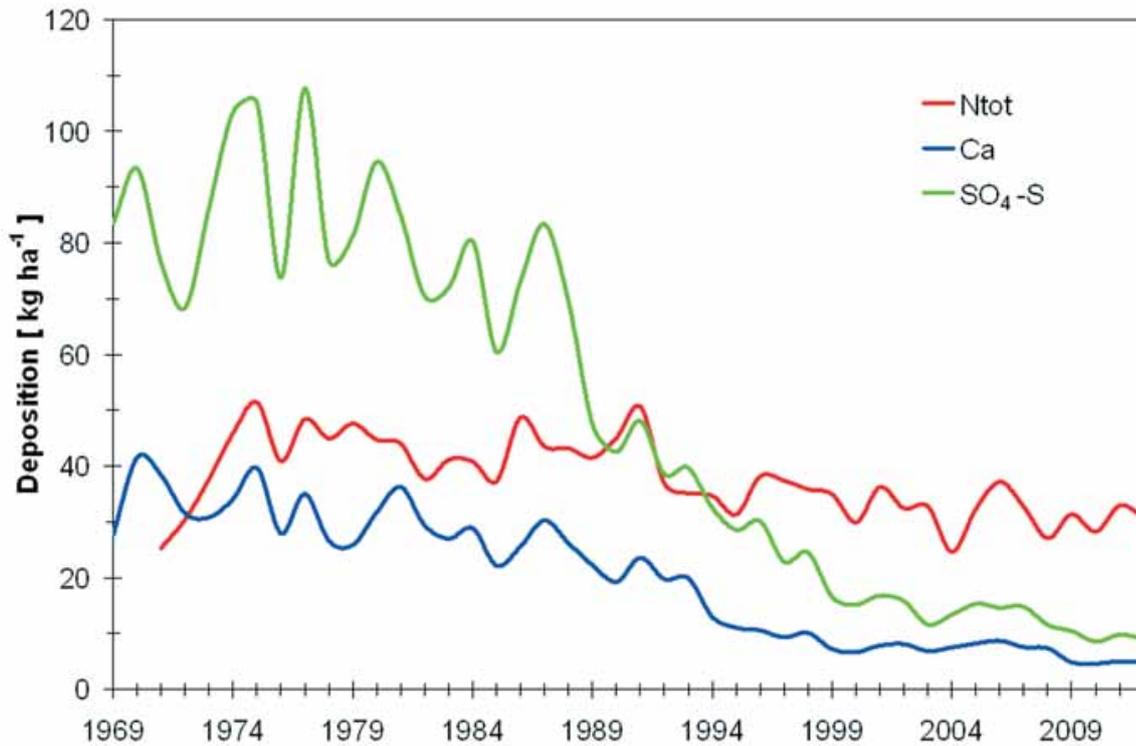


Abb 5: Kronentraufedeposition von Sulfat-Schwefel ($\text{SO}_4\text{-S}$), Calcium (Ca) und Gesamt-Stickstoff (Ntot) im Fichtenbestand im Solling von 1969 bis 2012

Die langjährigen Stoffbilanzen zeigen für beide Monitoringflächen jeweils unabhängig von der angenommenen Nutzungsintensität positive Bilanzen für Stickstoff und Kalium, d.h. eine Anreicherung dieser Elemente im Ökosystem (Abb. 6, Klinck et al. 2012). Für Stickstoff kann dies auf eine Zunahme der Vorräte in der Humusauf-lage zurückgeführt werden (Meiwes et al. 2009, Fortmann et al. 2012). Im Falle von Kalium kann keine Anreicherung im Ökosystem durch Vorratsinventuren nachgewiesen werden. Abnehmende Nadel-/Blattgehalte deuten sogar auf eine verschlechterte Verfügbarkeit von Kalium hin (Mindrup et al. 2012). Möglicherweise wurden die Freisetzungsraten von Kalium durch Silikatverwitterung überschätzt.

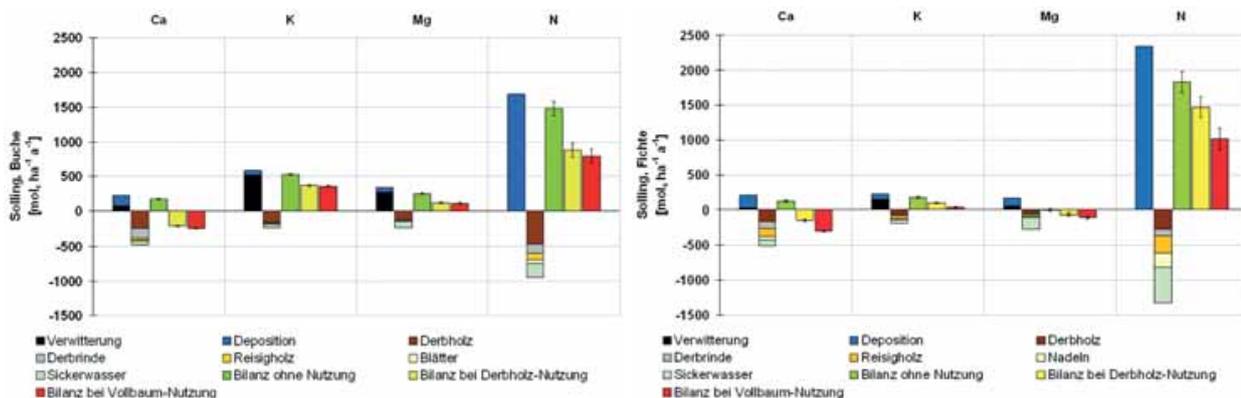


Abb. 6: Elementbilanzen von Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Stickstoff (N) für die Level II-Flächen Solling, Buche (links) und Solling, Fichte (rechts) (Median \pm Standardfehler 1992 bis 2009)

Calcium zeigt sowohl bei Buche wie bei Fichte nur bei Annahme einer nutzungs-freien Bewirtschaftung eine positive Bilanz. Derbholz- oder Vollbaumnutzung könnte ohne Calcium-Rückführung (z.B. durch Kalkung) nicht nachhaltig betrieben werden (Abb. 6). Für Magnesium ergeben sich für die Buchenfläche für alle Nutzungs-optionen positive Bilanzen, für die Fichtenfläche bei angenommener Derbholz- oder Vollbaumnutzung negative Bilanzen.

Literatur

- Benecke, P. (1984): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nieders. Forstl. Versuchsanst. 77.
- Deutschmann, G. (1994): Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Buntsandsteinuntergrundes eines Waldökosystems im Solling. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A118.
- Ellenberg, H.; Mayer, R.; Schauer, J. (Hrsg.) (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projekts. Stuttgart, Ulmer.
- Fortmann, H.; Rademacher, P.; Groh, H.; Höper, H. (2012): Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. In: Höper, H.; Meeseburg, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Geoberichte 23, 48-69.
- Haußmann, T.; Lux, W. (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II: Erste Ergebnisse. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.).
- Höper, H.; Meeseburg, H. (Hrsg.) (2012): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Geoberichte 23, 254 S.
- Klinck, U.; Rademacher, P.; Scheler, B.; Wagner, M.; Fleck, S.; Ahrends, B.; Meeseburg, H. (2012): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Höper, H.; Meeseburg, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Geoberichte 23, 163-174.
- Meeseburg, H.; Brumme, R.; Jacobsen, C.; Meiwes, K.J.; Eichhorn, J. (2009): Soil properties. In: R. Brumme; P.K. Khanna (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems, Ecol. Studies 208, 33-47.
- Meeseburg, H.; Merino, A.; Meiwes, K.J.; Beese, F.O. (2004): Effects of long-term application of ammonium sulphate on nitrogen fluxes in a beech ecosystem at Solling, Germany. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4, 415-426.
- Meiwes, K.J.; Meeseburg, H.; Bartens, H.; Rademacher, P.; Khanna, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling: Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst und Holz 57, 428-433.
- Mindrup, H.; Dammann, I.; Talkner, U.; Meiwes, K.J. (2012): Zeitliche Entwicklung und Bewertung der Baumernährung. In: Höper, H.; Meeseburg, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Geoberichte 23, 121-132.

Exkursionspunkt 2b

Stoffflüsse und -bilanzen eines Buchenbestandes nach Lochhieb und Kalkung

Norbert Bartsch und Jürgen Bauhus

Versuchsziel und -design

Waldbauliche Eingriffe in Buchenreinbestände beschränken sich auf kleinflächige Auflichtungen des Kronendachs bei Bestandespflege, Verjüngung und Holznutzung. Auf bodensauren Standorten kann zusätzlich bei der Einleitung der Verjüngung eine Kalkung und Bodenbearbeitung erfolgen.

Um die Effekte der Managementmaßnahmen auf Stoffflüsse zu untersuchen (Abb. 1), wurden im Oktober 1989 vier Lochhiebe (Durchmesser 30 m) in einem Buchenreinbestand (Tab. 1) angelegt, der unmittelbar an den seit 1966 im Rahmen des IBP-Programms untersuchten gleichaltrigen Buchenaltbestand B1 angrenzt. Der Hallenbestand wird seit 1967 nicht mehr forstlich genutzt. Nach der Anlage der Lochhiebe wurde die 8,2 ha umfassende Versuchsfläche gezäunt und Stammholz und Schlagabraum wurden aus den Lochhieben entfernt. Zwei Lochhiebe und ein sie umgebender 40 m breiter Bestandesstreifen wurden mit fein gemahlenem Dolomit (3 t ha^{-1} , $10,6 \text{ mol IÄ kg}^{-1} \text{ CaCO}_3$, $11 \text{ mol IÄ kg}^{-1} \text{ MgCO}_3$, 90 % < 0,2 mm) gekalkt (Abb. 2). Der Kalk wurde mit einem Schwinggrubber oberflächlich eingearbeitet.

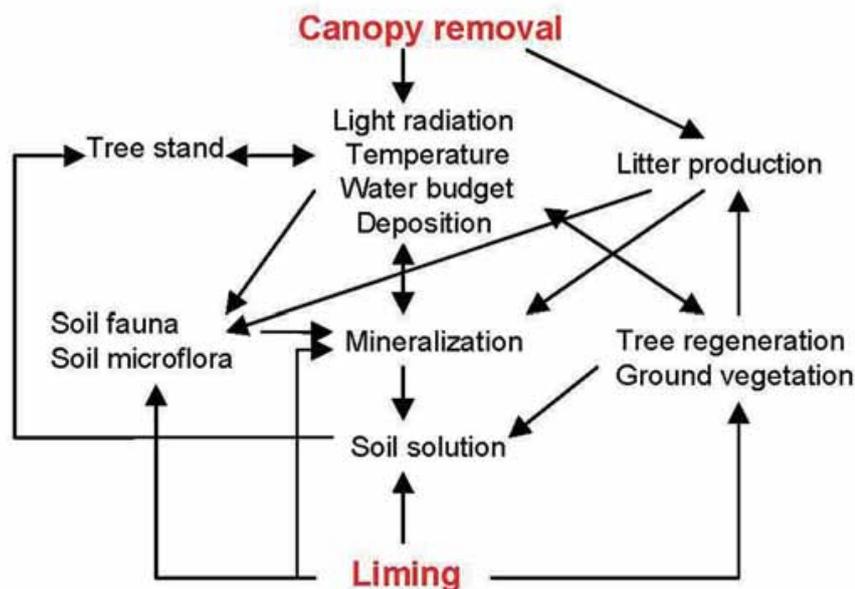


Abb. 1: Untersuchte Effekte von Lochhieb und Kalkung

Tabelle 1: Standorts- und Bestandeskennwerte vor Versuchsbeginn (1988)

Mittl. Jahresniederschlag	1032 mm
Jahresmitteltemperatur	6,4°C
Ausgangssubstrat	Mittlerer Buntsandstein mit Lössauflage (40-80 cm)
Humusform	Typischer Moder
Bodenart	Schluffiger Lehm
Bodentyp	Podsolige Braunerde
Pufferbereich	Aluminium
Ake	138 (0-5 cm) - 44 (30-40 cm) $\mu\text{mol IÄ g}^{-1}$
Basensättigung	< 5 %
Flächengröße	8,2 ha
Bestandesalter	145 Jahre
Stammzahl ha^{-1}	199
dg; hg	45,6 cm; 29,7 m
Grundfläche	32,5 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$
Vorrat	488 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$

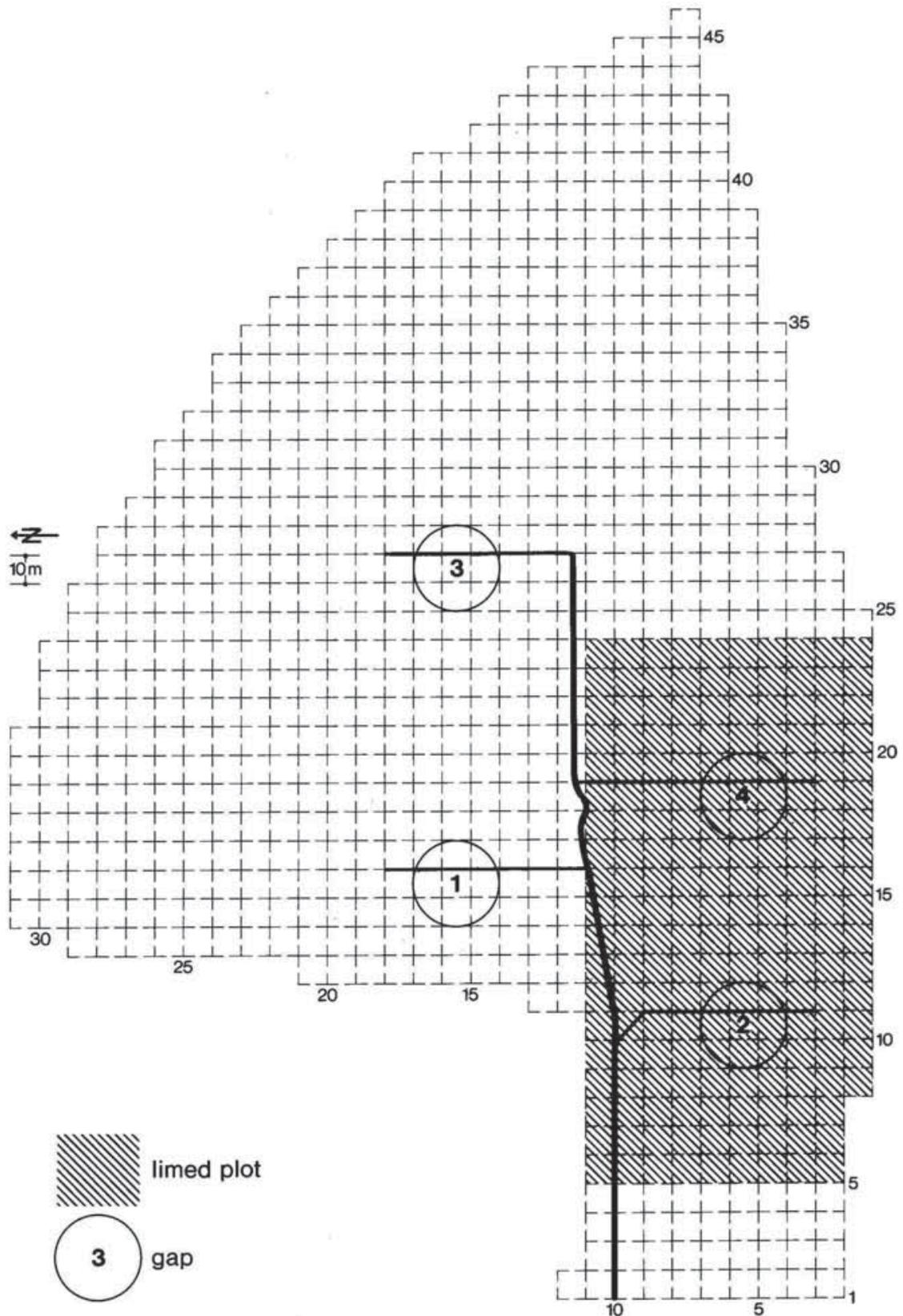


Abb. 2: Lage der Lochhiebe und der Kalkungsfläche

Die Deposition wurde mit Bulksammlern (PVC, 327 cm²) auf einem Messturm oberhalb des Kronendachs (Freilandniederschlag), im Bestand unterhalb des Kronendachs (Kronentraufe, Stammablauf) und in Bereichen der Lochhiebe erfasst (Abb. 3). Bodenlösungen wurden in 10 x 10 m großen Probeflächen in dreifacher Wiederholung mittels keramischer Lysimeter (KPM, Berlin Typ 80), an die mit Vakuumpumpen ein ständiger Unterdruck von 0,5 bar angelegt wurde, gewonnen, und zwar jeweils im Zentrum eines gekalkten und eines ungekalkten Lochhiebs sowie im geschlossenen Buchenaltbestand. Die Lysimeter wurden in 0, 5, 10, 15 und 80 cm Mineralbodentiefe installiert. Als Systemoutput wurden die Sickerwasserkonzentrationen in 80 cm

Tiefe betrachtet, da sich diese Tiefe unterhalb des Wurzelraumes der Altbuchen befindet. Die Proben wurden zweiwöchentlich entnommen und anteilmäßig zu Monatsmischproben vereinigt. Die Bodensaugspannung wurde mit automatisch registrierenden Tensiometern in 5, 15 und 80 cm Mineralbodentiefe in dreifacher Wiederholung auf den Lysimeter-Plots aufgezeichnet. Mit einem Wasserhaushaltsmodell, bei dem eine Simulation an die gemessenen Bodensaugspannungen angepasst wird, wurden die Sickerwasserkonzentrationen als Flüsse quantifiziert.

Mikrobielle Biomasse und N-Mineralisation wurden im Zentrum der Lochhiebe und auf zwei Transekten im Bestand durch in situ-Inkubation in Stahlrohren bestimmt (Abb. 4). N₂O-Emissionen aus dem Boden wurden mit Gaswechselhauben gemessen. Im März 1992 und im Mai 1996 wurden Netzbeutel (litterbags) (10 x 10 mm, Maschenweite 1,8 mm) mit Wurzeln und Blättern von Buche und Epilobium angustifolium für 4, 8, 12 und 16 Monate in den Oberboden ausgelegt, um über den Gewichtsverlust die Zersetzung abzuschätzen.

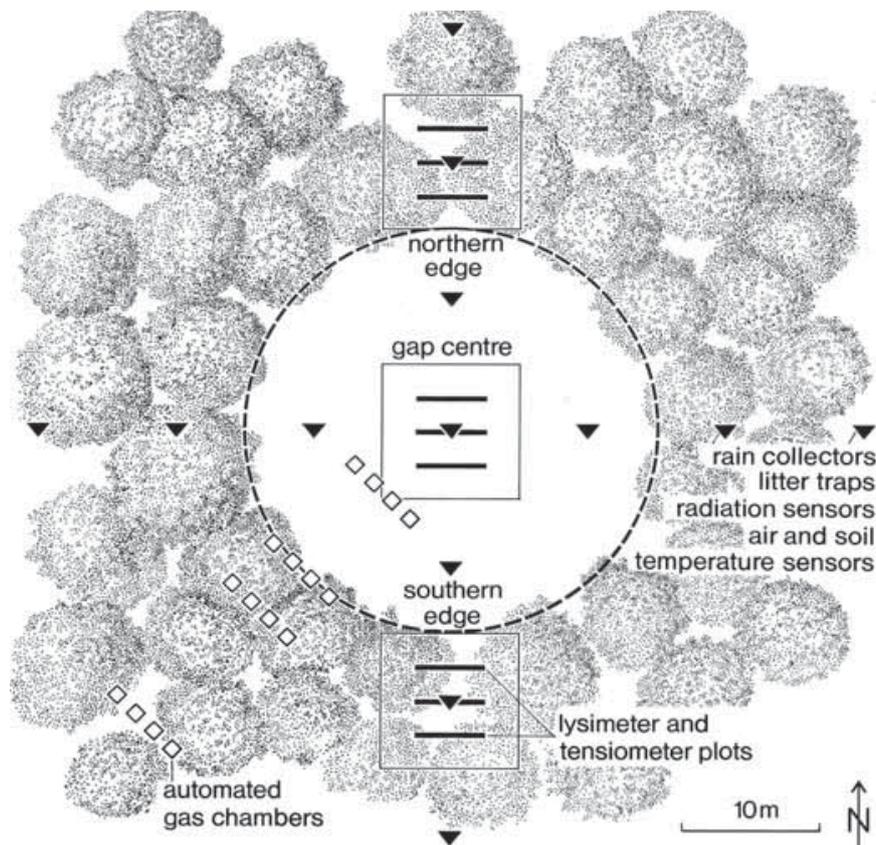


Abb. 3: Probestellen und Messeinrichtungen im Lochhieb

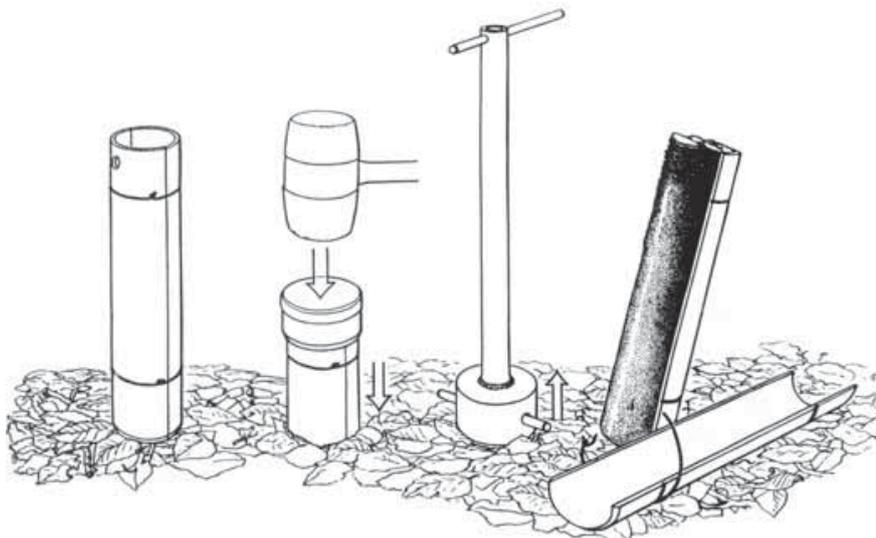


Abb. 4: Einsetzen und Entnahme der Rohre bei der in situ-Inkubation zur Bestimmung der N-Mineralisation

Ergebnisse

Vegetationsentwicklung

Die Lochhiebe wurden 1989 in Bestandesbereiche gelegt, die weitgehend frei von Bodenvegetation waren (Deckungsgrad < 5 %). Die ungekalkten Lochhiebe besiedelten sich stark zeitverzögert (Abb. 5) und fast ausschließlich durch Verjüngung der Buche (Abb. 6). Im vierten Jahr betrug die ober- und unterirdische Biomasse der Bodenvegetation im Zentrum des Lochhiebs etwa 600 kg ha⁻¹, im siebten Jahr waren es 1.400 kg ha⁻¹. Dies entspricht einer N-Speicherung von 9,5 kg ha⁻¹ bzw. 22,2 kg ha⁻¹. Nach Kalkung fand sich eine Krautvegetation aus nitrophilen Arten. *Epilobium angustifolium* war mit bis zu 80 % an der Gesamtdeckung beteiligt. Die Dominanzstrukturen verschoben sich in den gekalkten Lücken mit der Zeit stark. Pioniergehölze (*Salix caprea*, *Sorbus aucuparia*, *Populus tremula*) sowie *Rubus fruticosus*, *R. idaeus* und *Urtica dioica* breiteten sich ab dem dritten Jahr aus, während *Epilobium* zurückging. Im siebten Jahr (1997) bildeten die Pioniergehölze einen lichten, ca. 4 m hohen Schirm. Die nach der Auflichtung aufgelaufene Buchennaturverjüngung wurde durch die Begleitvegetation im Zentrum des gekalkten Lochhiebs verdrängt. Die Biomasse der Bodenvegetation stellte im gekalkten Lochhieb einen großen Nährstoffzwischenpeicher dar. Im August der vierten Vegetationsperiode nach dem Lochhieb betrug die ober- und unterirdische Biomasse der Bodenvegetation im Zentrum des gekalkten Lochhiebs ca. 600 kg ha⁻¹, im siebten Jahr waren es 1,420 kg ha⁻¹. Dies entspricht Stickstoffspeicherungen in der Bodenvegetation von 63 kg N ha⁻¹ und 118 kg N ha⁻¹.

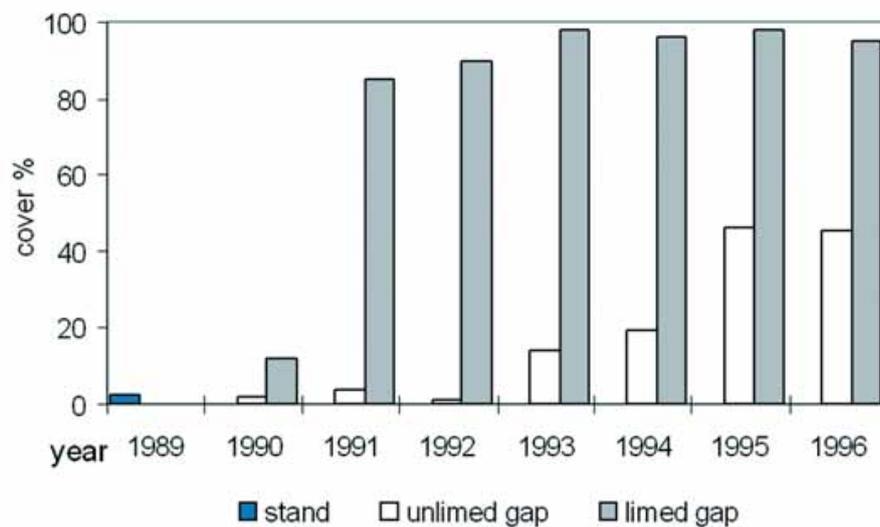


Abb. 5: Deckungsgrad der Bodenvegetation

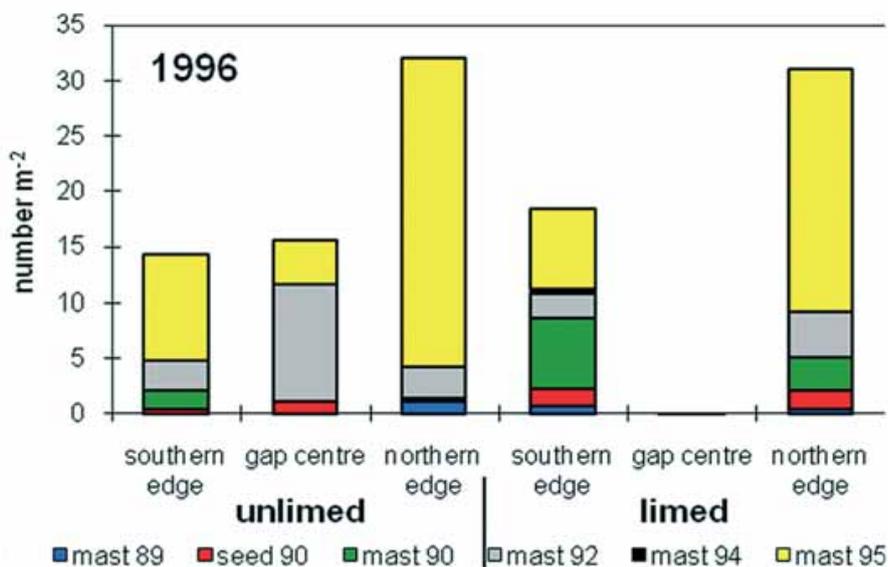


Abb. 6: Pflanzenzahlen der Buchenverjüngung im Jahr 1996

Streuzersetzung und Mineralisation

Die Raten der N-Mineralisation waren in den Lochhieben geringer als im Bestand (Abb. 7). Erklärbar ist dies durch die nur geringfügig höheren Bodentemperaturen und die hohen Bodenwassergehalte (Abb. 8) in den Lochhieben, die saisonal zu anaeroben Bedingungen geführt haben. Im Gegensatz zur Mineralisation wurde die Nitrifikation durch Auflichtung und Kalkung gefördert. $\text{NO}_3\text{-N}$ hatte in den gekalkten Lochhieben einen Anteil von 69 % (1991/92) und 83 % (1996/97), in den ungekalkten Lochhieben von 41 % und 62 % und im Bestand von 20 % und 49 %. Zu den niedrigeren N-Mineralisationsraten in den Lochhieben haben auch höhere gasförmige N-Verluste durch Denitrifikation beigetragen.

Die Kalkung förderte die Regenwurmfauna und die Streuzersetzung. Obwohl die Umsatzrate von 3,8 Jahren für die Blattstreu der Buche in den gekalkten Lochhieben noch länger ist als für Mullstandorte, ergab sich innerhalb von 8 Jahren ein Wechsel in der Humusform vom typischen Moder zu einem mullartigen Moder. Dies war verbunden mit einem Anstieg der C- und N-Konzentrationen im oberflächennahen Mineralboden (1-10 cm).

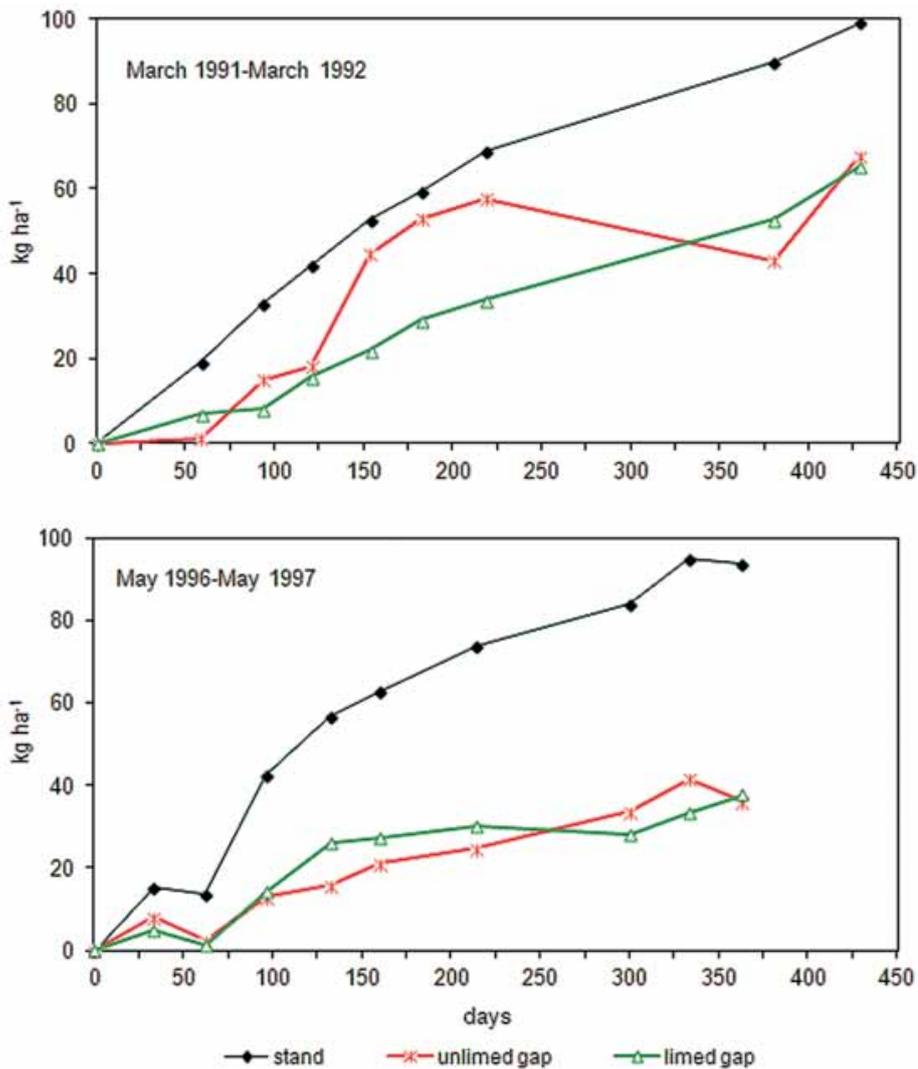


Abb. 7: Kumulative N-Mineralisation (kg ha^{-1}) von März 1991 bis Mai 1992 und von Mai 1996 bis Mai 1997 im Bestand, im Zentrum des ungekalkten Lochhiebs und im Zentrum des gekalkten Lochhiebs

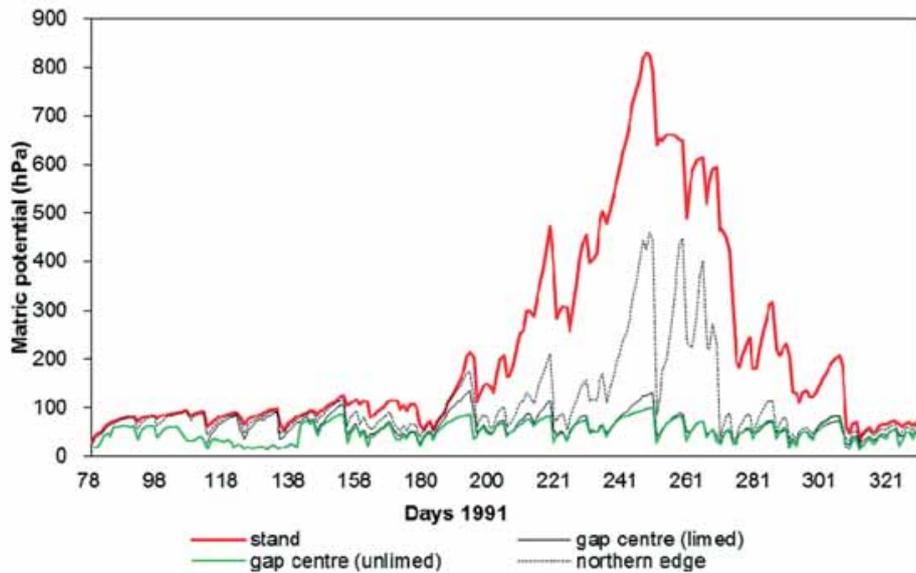


Abb. 8: Bodenwasserpotenzial (hPa) in 15 cm Bodentiefe in 1991 im Bestand, am nördlichen Bestandesrand, im Zentrum des ungekalkten Lochhiebs und im Zentrum des gekalkten Lochhiebs

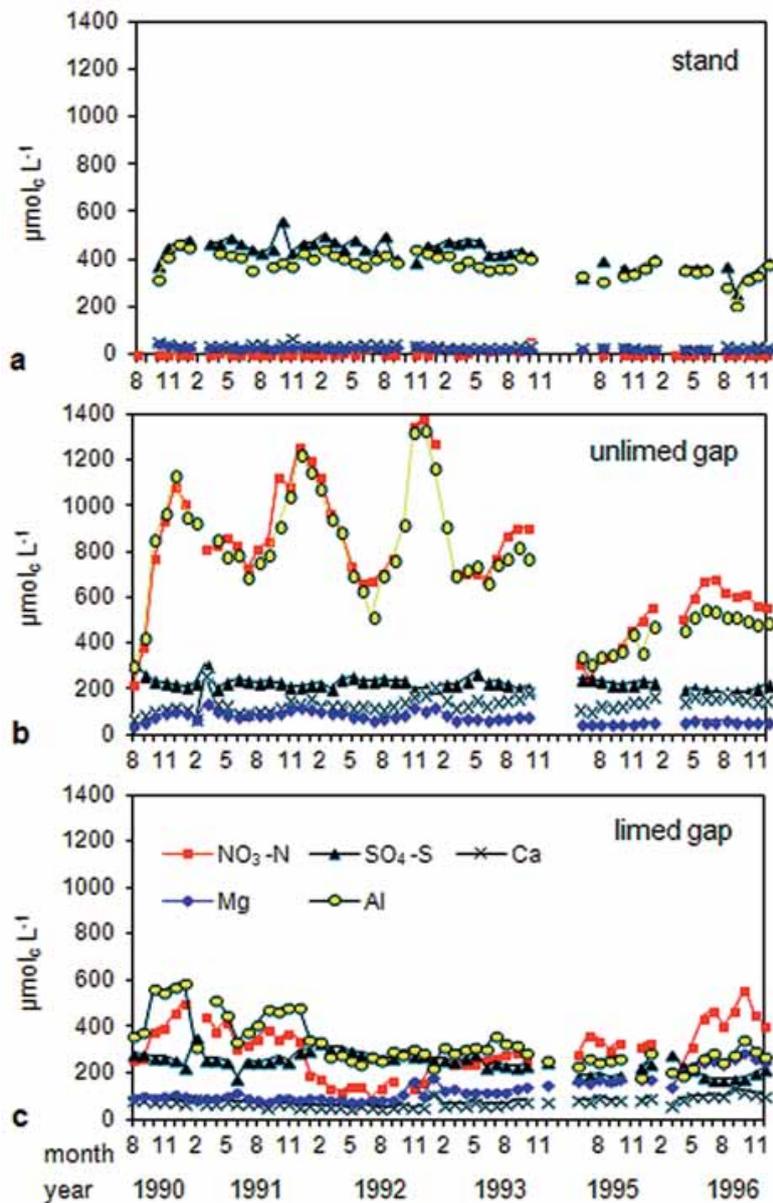


Abb. 9: Konzentrationen ($\mu\text{mol}_e \text{L}^{-1}$) von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{SO}_4\text{-S}$, Al, Ca und Mg in der Bodenlösung unterhalb der Wurzelzone (80 cm) für den Bestand (a), das Zentrum des ungekalkten Lochhiebs (b) und das Zentrum des gekalkten Lochhiebs (c)

Sickerwasseraustrag

Im Buchenaltbestand sind die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone vernachlässigbar, während in den Lochhieben hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge auftraten (Abb. 9). Im ungekalkten Lochhieb überstiegen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen den EU-Grenzwert für Trinkwasser in den ersten 4 Jahren. Die Kalkung reduzierte die Austräge um mehr als die Hälfte. Im sechsten Jahr waren die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im ungekalkten Lochhieb auf das Niveau des gekalkten Lochhiebs gesunken. Die N-Sickerwasserausträge betragen im ungekalkten Lochhieb zwischen $118 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 1991 und $64 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 1996, im geschlossenen Bestand sind es nur um $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Als begleitendes Kation fand sich vor allem Al, das in nahezu äquivalenten Mengen ausgetragen wurde. Ebenso erhöhte sich die Auswaschung basischer Kationen, deren Verlust durch die Kalkung kompensiert wurde. Im Gegensatz zu den Lochhieben ist im Bestand $\text{SO}_4\text{-S}$ das vorherrschende Anion. Die Mobilität der Schwermetalle Zn und Cd war in den Lochhieben erhöht. Die Cd-Konzentrationen überstiegen den EU-Grenzwert für Trinkwasser in den ersten drei Jahren. Die Kalkung verringerte die Löslichkeit von Cd und Zn.

Bilanzen

Input-Output-Bilanzen wurden berechnet aus den Elementflüssen im Niederschlag und den Austrägen unterhalb der Wurzelzone (Abb. 10). Nur K wurde in den Lochhieben akkumuliert. Nettoverluste ergaben sich für Mg, Ca, N, S and Al. Im ungekalkten Lochhieb entsprechen die N-Verluste denen großflächiger Kahlschläge. Die Kalkung reduzierte die N-Verluste bis auf die Hälfte des N-Eintrags.

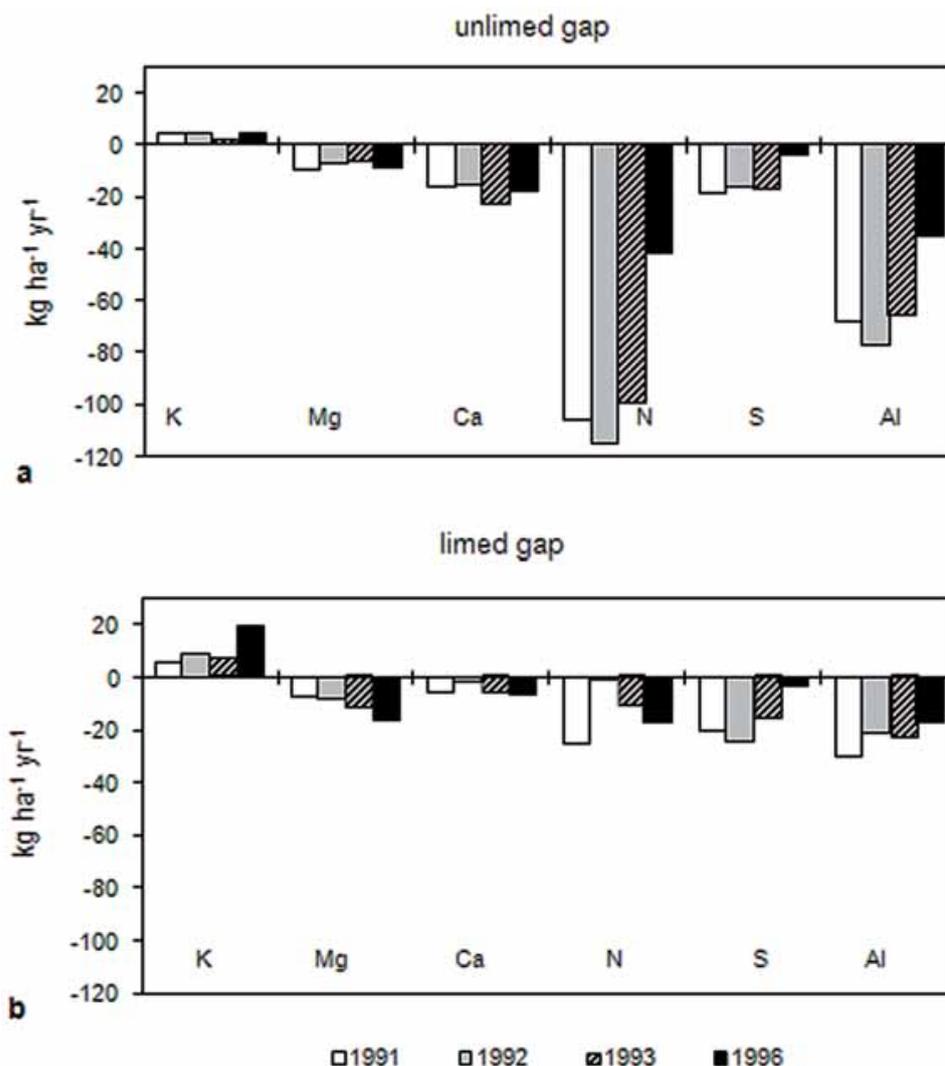


Abb. 10: Input-Output-Bilanzen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) für das Zentrum des ungekalkten Lochhiebs (a) und das Zentrum des gekalkten Lochhiebs (b)



Foto: Jan Evers

Schlussfolgerungen

Auf dem basenarmen Standort des Sollings wird der Stickstoffkreislauf durch den Lochhieb länger und stärker entkoppelt als auf den Kalk- und Basaltstandorten Göttinger Wald und Zierenberg. Die hohen N-Verluste in den ungekalkten Lochhieben entsprechen denen von großflächigen Kahlschlägen mit Herbizideinsatz des Hubbard Brook-Projektes (New Hampshire/USA). In beiden Experimenten spielte die fehlende Nährstoffaufnahme durch die Baum- und Bodenvegetation eine entscheidende Rolle für die chemischen Verhältnisse im Boden und Sickerwasser. Die Ergebnisse zeigen die Bedeutung einer effektiven und zeitlichen Kopplung von Zersetzung und Nährstoffaufnahme durch die aufkommende Vegetation nach flächigen Hiebsmaßnahmen. Ein Deckungsgrad der Bodenvegetation von 50 % konnte im Solling-Experiment die Stoffverluste erheblich herabsetzen. Wenn die Bodenversauerung oder die Lückengröße eine schnelle Wiederbesiedelung oder eine Ausbreitung der Wurzeln der Randbäume in die Bestandeslücken verhindern, kann eine Kalkung die Etablierung einer biomassereichen Bodenvegetation und damit die Nährstoffrückhaltung fördern. Dies kann eine starke Konkurrenz für die Buchenverjüngung sein.

Die Lochhieb-Experimente zeigen, dass selbst kleinflächige Störungen in bodensauren Buchenaltsbeständen substantielle Auswirkungen auf die Elementflüsse haben und zu hohen Elementverlusten führen. Weil die Lochhiebe nur einen kleinen Flächenanteil des Gesamtbestandes bzw. des Wassereinzugsgebietes einnehmen und die Effekte zeitlich begrenzt sind, sind die Auswirkungen auf das Grundwasser nicht bedeutend. Die Bestandesverjüngung über Lochhiebe erfolgt über einen langen Zeitraum (ca. 40 Jahre) auf jeweils nur kleinen Flächen.

Literatur

- Bartsch, N.; Bauhus, J.; Vor, T. 2002. Effects of group selection and liming on nutrient cycling in an European beech forest on acidic soil. In: Dohrenbusch, A.; Bartsch, N. (Hrsg.). Forest development – succession, environmental stress and forest management. Springer, Berlin, 109-14
- Bartsch, N., Röhrig, E. 2009. Management options for European beech forests in relation to changes in C- and N-Status as described by the three study sites. In: Brumme, R., Khanna, P.K. (eds.) Functioning and management of European beech ecosystems. Ecological Studies 208. Springer, Berlin, 425-456
- Bauhus, J.; Vor, T.; Bartsch, N.; Cowling, A. 2004. The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. Can. J. For. Res. 34, 509-518

Exkursionspunkt 3

Kalkungsversuche (E3; Profil 3): Wirkung von oberflächiger Kalkapplikation und von Vollumbruch mit Kalkeinmischung auf Boden, Kultur und Jungbestand sowie auf das Feinwurzelnwachstum von Fichte

Karl Josef Meiwes, Axel Noltensmeier und Michael Mindrup

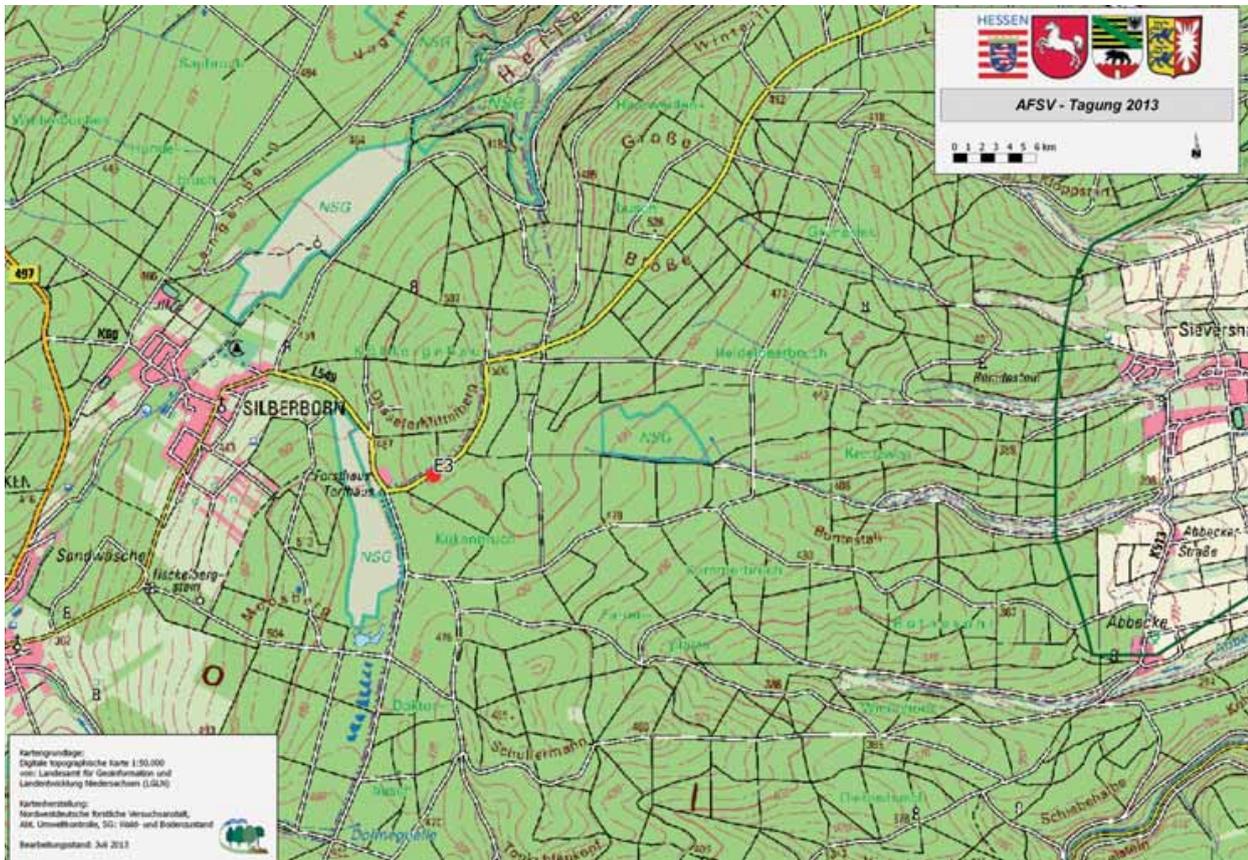


Abb. 1: Lageskizze



Foto: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, 2012

Tabelle 1: Standortbeschreibung

Exkursionspunkt: E 3		Standortsaufnahme						
Forstamt:	Dassel	Betrieb:	Staatswald					
Waldort:	Abt. 4253/4255	Lage im Bestand:	R 3539100 H 5736800					
Profil Nr.:	3	Standortschätzer:	Stüber, Paar, Evers, Dammann, Hövelmann	Datum:	16.05.13			
Lage	Wuchsgebiet		Wuchsbezirk		Teilwuchsbezirk			
	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland		Hoher Solling		-			
	m über NN	Exposition	Hangneigung		Geländeform			
	500	-	flach		eben			
Klima	Bezugsstation(en)	Zeitraum	tj°C	tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	i
	Station Torfhaus	1931 - 1969	6,4	13,5	1088	471	-	20,0
	Regionalisierte Klimadaten von umliegenden Niederschlags- und Klimastationen des dt. Wetterdienstes	1961 - 1990	7,2	13,8	950	391	142	16,5
		1981 - 2010	7,7	14,2	1020	414	146	17,1
	Wuchszone				Klimafeuchte			
montan - Untere Buchenzone				mäßig subatlantisch				
Boden	Geologie/Stratigraphie		Ausgangsmaterial der Bodenbildung					
	Quartät über Trias		Fließerde aus Buntsandstein und Löß über älterer Buntsandsteinfließerde					
	Humusform		Bodenart(en)					
	feinhumusarmer Moder (morphologisch stark wechselnde Auflagemerkmale)		lehmgiger Schluff über tonigem Lehm					
	Bodenskelettanteil		Gefüge	Physiol. Gründigkeit		Durchwurzelung		
	5 - 10%		Subpolyeder	> 110 cm		> 110 cm		
Boden-Subtyp		schwach podsolige, im Unterboden schwach pseudovergleyte, laessivierte Braunerde						
Vegetation	Weiserpflanzen, ökolog. Gruppe		Polytrichum formosum (II 2a), Deschampsia flexuosa (II 2a), Dryopteris carthusiana (III 2), Vaccinium myrtillus (II 1), Luzula sylvatica (III 1);					
	Potentielle natürliche Waldgesellschaft		Hainsimsen - Buchenwald					
	Waldbestand mit derz. Bonitäten		BU 23 J., Bonität: -0,8; FI 23 J., Bonität: -1,1;					
Forstgeschichte		-						
Gelände-wasser-haushalt	nachhaltig frisch, betont frisch			Trophie	mesotroph			
	> 150 mm nWSK (bis 100 cm)							
Standort	Geländewasserhaushalt, Waldgesellschaft und Boden-Subtyp (-Form)							
	Hessen: Untere Buchenzone - mäßig subatlantisch - betont frisch - mesotroph							
	Nds.: frischer Plateaustandort mit ziemlich guter Nährstoffversorgung aus schluffig-lehmigen, basenarmen Ausgangsgestein. 9.4.2.3.T							
Waldbau	Standörtl. Mögl. Baumarten		FI, BU, DGL, ELA, KTA					
	Betriebszieltypen		BU/FI, BU/ELA, BU/DGL					

Tabelle 2: Profilbeschreibung

Horizont- und Schichten-symbole	Tiefen- und Mächtigkeitsangaben (cm)	Bodenfarbe, Bodenart, Bodenskelettanteile, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Makrogefüge und Lagerungsdichte, Fleckung, Konkretionen, Durchwurzelung, Horizontbegrenzung
Humusauflage:		
OL	4 - 3	Streu- und Blattreste
Of	3 - 1	überwiegend Förmaterial
Oh	1 - 0	loser bis feinkrümeliger Humus
Mineralboden:		
Aeh	0 - 10	dunkel gelblich-brauner, schwach toniger bis toniger Schluff (Ut3); schwach steinig; schwach ausgeprägtes Feinpolyederggefüge; halboffen gelagert; geschätzte TRD 0,9-1,0; mittel humos; sehr stark durchwurzelt; Übergang schwach wellig, fließend
AIBv	10 - 20	gelblich-brauner, stark toniger Schluff (Ut4); schwach steinig; mäßig ausgeprägtes Feinpolyederggefüge; halboffen; geschätzte TRD 1,1; schwach humos; stark bis sehr stark durchwurzelt; Übergang fließend, schwach ausgeprägt
BtBv	20 - 40	bräunlich-gelber, schluffig. Lehm (Lu); steinig (15%); Feinpolyederggefüge; halboffen; geschätzte TRD 1,2; sehr schwach humos; stark durchwurzelt; Übergang wellig fließend, undeutlich
II Bv	40 - 100	gelblich-brauner, toniger Lehm (Lt); schwach steinig (5%); Feinpolyederggefüge; halboffen; geschätzte TRD 1,3; sehr schwach humos bis humusfrei; mäßig durchwurzelt; Übergang wellig fließend
III BvCv	100+	gelblich-brauner, schluffig-lehmiger Sand (SI3); mittel steinig (20%); kohärentes Subpolyederggefüge; geschätzte TRD 1,4; humusfrei (h0); schwach pseudovergleyt; sehr schwach durchwurzelt; Übergang eben-horizontal, mäßig deutlich

Einleitung

Durch den hohen luftbürtigen Schwefel- und Stickstoffeintrag sind die Waldböden auf basenarmem Silikatgestein häufig tiefgründig versauert und an Calcium und Magnesium verarmt. Dem entsprechend sind Filter- und Regulationsfunktion des Bodens stark gestört und die Stabilität der Waldökosysteme beeinträchtigt. Infolge der Verflachung der Wurzelsysteme ist der durchwurzelte Bodenraum verkleinert, was eine geringere Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit zur Folge hat. Letzteres hat unter den Bedingungen des Klimawandels eine besondere Bedeutung für die Stabilität der Wälder.

Die Belastung der Böden durch den Schwefeleintrag ist aufgrund der Maßnahmen zur Luftreinhaltung deutlich zurückgegangen; allerdings sind in den Böden zum Teil noch erhebliche Mengen an Schwefel gespeichert, die weiter säurewirksam sind und erst allmählich mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Der luftbürtige Eintrag von versauerndem Stickstoff ist weiterhin hoch.

Eine tiefgründige Entsauerung des Bodens ist nur zu erreichen, wenn mit dem Kalk eine ausreichend große Menge Alkalinität appliziert wird und wenn nach oberflächiger Ausbringung des Kalkes genügend Zeit (mehrere Jahrzehnte) vergangen ist (Guckland et al. 2012; Meiwes, 1991). Eine schnelle tiefgreifende Entsauerung (Jahr) ist nur zu erreichen, wenn der Kalk in ausreichender Menge in den Boden eingemischt wird.

Ziel des Versuches ist es, die Wirkung der Kalkapplikation (oberflächlich und Einarbeitung in den Boden) auf den chemischen Bodenzustand und die Kultur bzw. den Jungbestand abzubilden und exemplarisch die Tiefenverteilung der Feinwurzeln der heute 23-jährigen Fichten darzustellen.

Material und Methoden

Im vorliegenden Kalkungsversuch werden die Behandlungen Kontrolle (keine Kalkung, keine Bodenbearbeitung), oberflächige Kalkung (4 t/ha Dolomit), Einmischung von 22,5 t/ha Kalk mittels Vollumbruch und Vollumbruch ohne Kalkung verglichen. Der Versuch wurde 1990 nach Kahlschlag eines Fichtenaltbestandes angelegt. Für die Pflanzvorbereitung wurden der Kronenabraum und, in den Varianten mit Bodenbearbeitung, die gerodeten Stöcke auf Wälle geschoben. Der Auflagehumus wurde durch Verwendung einer Räumgabel möglichst geschont.

Bodenbehandlungen:

1. K0: Kontrolle (keine Kalkung, keine Bodenbearbeitung)
2. KD: oberflächige Kalkung (4 t/ha Dolomit), keine Bodenbearbeitung
3. VK: Vollumbruch (Bodenbearbeitung mit einem Pflug bis 70 cm Tiefe), Kalkung (18,5 t/ha kohlenaurer Kalk), zusätzlich Einmischung von 4 t/ha Dolomit in den Boden mittels Scheibenegge bis 20 cm Tiefe und Phosphor- u. Kalium-Düngung (50 kg K/ha als K_2SO_4 , 105 kg P/ha als teilaufgeschlossenes Phosphat)
4. V0: Vollumbruch (Bodenbearbeitung bis 70 cm), keine Kalkung (Sonderfläche)

Die gesamte Fläche wurde im April 1991 schachbrettartig in 15x15m Parzellen eingeteilt und abwechselnd mit Fichte im Verband 3x1m (Sortiment 50-70cm) und Buche im Verband 1,5x1m (Sortiment 50-70cm) bepflanzt (Winkelpflanzung). Innerhalb jeder der Hauptbodenbehandlungen (K0, KD, VK) wurden für einen begleitenden Anbauversuch jeweils 10 Quadrate zufällig ausgewählt und zusätzlich mit Bergahorn, Esche, Edeltanne, Douglasie, Spitzahorn, Schwarzerle und Birke ergänzt. Die gesamte Fläche wurde zum Schutz der Kultur zusätzlich mit Schwarzerle im Verband 4x2,5 m überstellt.

Ergebnisse

Bodenzustand

Die Bodenuntersuchungen im Jahr 1996 ergaben in der Variante Vollumbruch mit Kalkung (VK) eine schnelle tiefgreifende Entsauerung des Bodens, während die Wirkung des oberflächlich applizierten Kalkes (KD) auf den Auflagehumus und den oberen Mineralboden beschränkt blieb. In der Bodenlösung nahmen die Nitratkonzentrationen mit der Entwicklung der Vegetation kontinuierlich ab. Selbst im ersten Messjahr (1991) war nicht Nitrat ($\mu\text{mol/L}$), sondern Sulfat quantitativ das wichtigste Anion (Abb. 3). 12 Jahre später zeigte das Verhältnis von Sulfat zu Nitrat im Sickerwasser in einem anderen Kahlschlagversuch im Solling dasselbe Muster, allerdings war das Verhältnis schon hin zu geringeren Sulfatanteilen verschoben (siehe Exkursionspunkt 4 „Hiabsformen“).

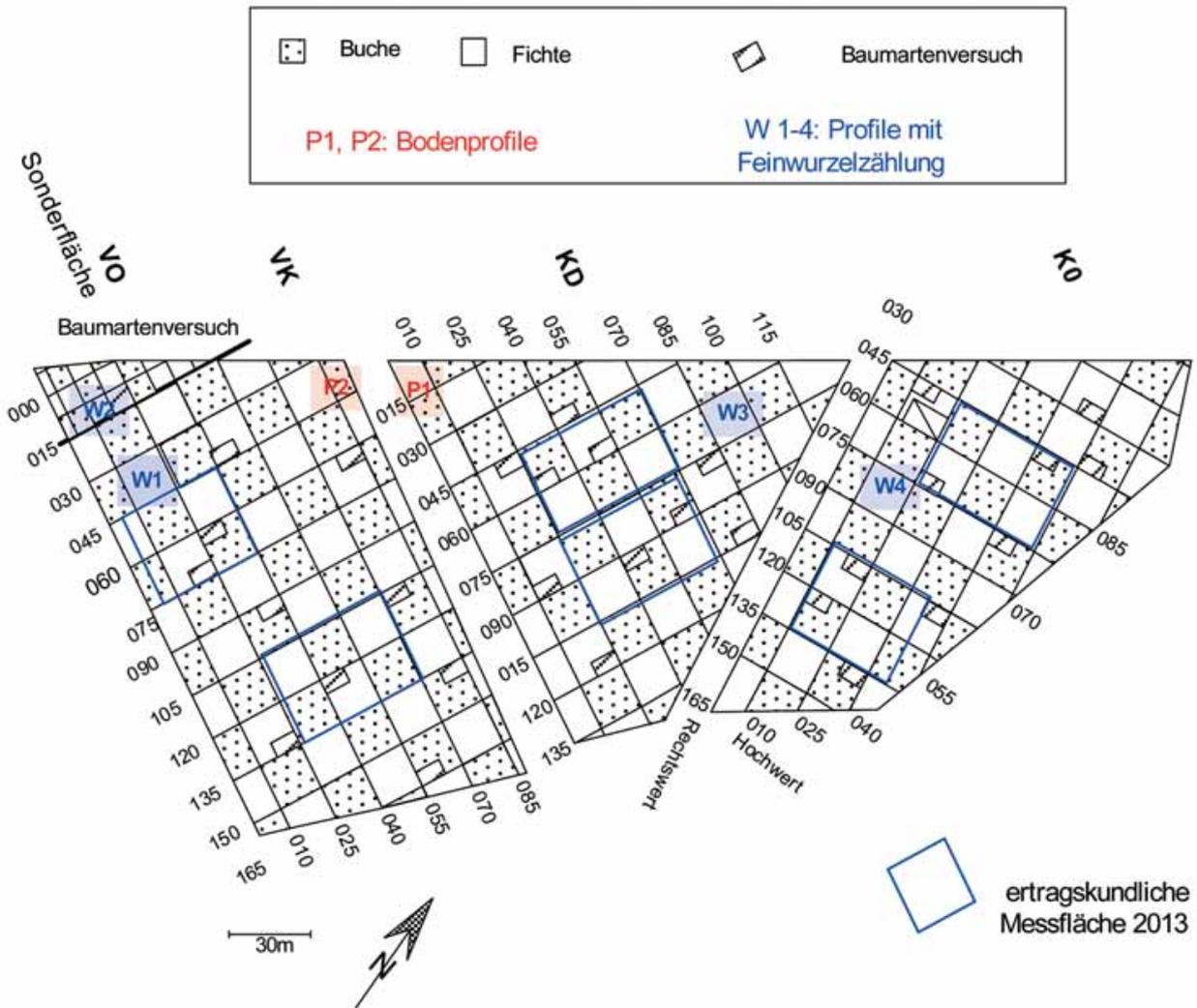


Abb. 2: Lageplan der Versuchsfläche (Abt. 4253/4255, Nds. FoA. Neuhaus)

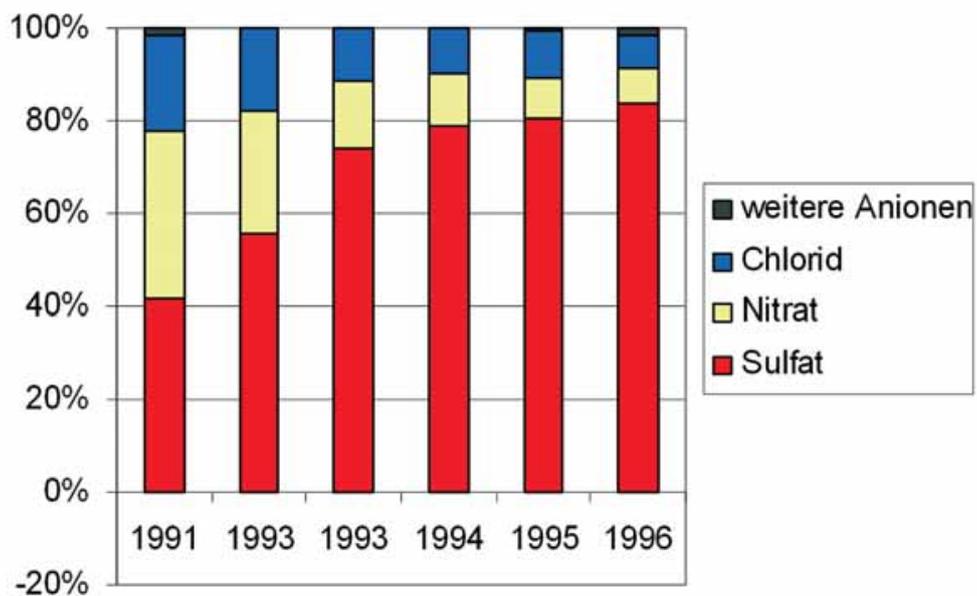


Abb. 3: Anteile von Chlorid, Nitrat und Sulfat an der Summe der Anionenäquivalente im Bodenwasser (Tiefe: 100 cm) in der Behandlung „oberflächige Kalkung, keine Bodenbearbeitung“ (KD)

Im fünften Jahr (1996) nach der Bestandesbegründung waren die Magnesiumkonzentrationen in der Bodenlösung des Ober- und Unterbodens in den Behandlungen KD und VK gegenüber der Kontrolle (K0) erhöht. Die Calciumkonzentrationen waren im Oberboden von KD und VK gegenüber K0 erhöht, im Unterboden nur in VK.

Die Belegung des Kationenaustauschers im Jahr 1996 ist Tabelle 3 dargestellt. Die chemischen Veränderungen der Bodenfestphase beschränkten sich bei der Variante KD auf den Oberboden, bei der Variante VK reichten sie bis in 1 m Tiefe. In KD führte die Kalkung in der Tiefe 0 - 5 cm zu keiner Erhöhung der effektiven Kationenaustauschkapazität (Ake). Der Äquivalentanteil des Magnesiums war im Vergleich zur Kontrolle bis zu 50 cm Tiefe signifikant erhöht; er betrug in 0 - 5 cm Tiefe im Mittel 6 % der Ake und in 5 - 10 cm Tiefe 4 % der Ake. Der Anstieg des Äquivalentanteiles von Calcium war bis in 30 cm signifikant erhöht; er betrug 8 % in 0 - 5 cm Tiefe und 5 % in 5 - 10 cm. Die Basensättigung ((K + Ca + Mg) / Ake) war als Folge der oberflächigen Kalkung in der Tiefe 0 - 5 cm von 5 auf 15 % und in 5 - 10 cm Tiefe von 5 auf 10 % der Ake angestiegen. Fünf Jahre nach der oberflächigen Kalkung war es also in den obersten 10 cm zu einer deutlichen und bis in 30 cm zu einer mäßigen Veränderung der Austauscherbelegung gekommen.

In der Variante VK waren insgesamt 22,5 t/ha Kalk ausgebracht und bis in 70 cm Tiefe in den Boden eingemischt worden. Dabei waren der vormalige Oberboden und die Humusaufgabe in größere Tiefen eingearbeitet worden, was seinen Ausdruck in erniedrigten C-Gehalten im gegenwärtigen Oberboden und leicht erhöhten C-Gehalten in 50 - 70 cm Tiefe fand. Ähnlich, aber weniger ausgeprägt, waren die Veränderungen der Ake im Ober- und Unterboden (siehe Tab. 1). Die Ca-Belegung des Austauschers lag bis in 70 cm Tiefe im Mittel zwischen 32 und 46 % der Ake. Bis zu dieser Tiefe hatte die Bodenbearbeitung gereicht. Darunter, in 70 bis 100 cm Tiefe, lag die Ca-Sättigung bei 9 %; hier hatte sie sich gegenüber der Kontrolle um 8 % erhöht. In der Variante VK waren 4 t/ha Dolomit mit einer Scheibenegge 20 - 30 cm Tiefe in den Boden eingearbeitet worden. Dies führte im Oberboden zu einer Erhöhung der Mg-Sättigung auf 14 - 18 % der Ake. Bis in 70 cm Tiefe war die Mg-Sättigung signifikant erhöht; sie betrug 4 % gegenüber 1 % in der Kontrolle.

Tabelle 3: Effektive Kationenaustauschkapazität (Ake) und Äquivalentanteile (Xs) von Calcium, Magnesium und Kalium an der Ake fünf Jahre nach Versuchsbeginn (1996) in den Behandlungen Kontrolle (K0), oberflächige Kalkung - keine Bodenbearbeitung (KD) und Vollumbruch mit 22,5 t/ha Kalk (VK), verschiedene Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede ($\alpha = 95\%$, Mann Whitney U Test)

Tiefenstufe cm	Behandlung					
	KO	KD	VK	KO	KD	VK
	Ake			Xs Ca		
	μmol _e /g			% der Ake		
0 - 5	123 a	103 b	59 c	5 a	8 b	32 c
5 - 10	101 a	86 a	54 b	3 a	5 a	32 b
10 - 20	67 a	63 a	54 b	2 a	3 b	35 c
20 - 30	42 a	48 ab	61 b	1 a	3 b	38 c
30 - 50	51 a	45 a	79 b	2 a	2 a	46 b
50 - 70	51 ab	49 a	61 b	2 a	1 a	37 b
70 - 100	53 a	47 a	51 a	1 a	2 a	9 b
	Xs Mg			Xs K		
	% der Ake			% der Ake		
0 - 5	1 a	6 b	14 c	1 a	1 a	7 b
5 - 10	1 a	4 b	17 c	1 a	1 a	5 b
10 - 20	1 a	2 b	18 c	2 a	2 a	3 b
20 - 30	1 a	2 b	16 c	2 ab	2 a	3 b
30 - 50	1 a	1 b	6 c	2 a	3 a	2 b
50 - 70	1 a	1 a	4 b	3 a	3 a	3 a
70 - 100	1 a	1 a	1 b	3 a	3 a	3 a

Neuere Daten der Austauschbelegung (2013) in den Profilen mit den Feinwurzelaufnahmen (Tab. 6 u. 7) befinden sich in der Tabelle 4. Veränderungen gegenüber dem Jahr 1996 gab es hinsichtlich der Tiefenwirkung der Kalkung, sowohl in KD wie auch in VK. In KD kam es zu einer geringen Erhöhung der Basensättigung im Unterboden, in VK erhöhte sie sich unterhalb der Zone der Bodenbearbeitung von 13 auf 34 %.

Tabelle 4: Mittlere Basensättigung am Kationenaustauscher in den Behandlungen Kontrolle (keine Kalkung, keine Bodenbearbeitung, K0), oberflächige Kalkung – keine Bodenbearbeitung (KD), Vollumbruch – keine Kalkung (V0) und Vollumbruch mit Kalkung (VK) im Jahr 2013, 22 Jahre nach Versuchsanlage

Tiefe bis cm	keine Bodenbearbeitung		Vollumbruch	
	keine Kalkung (K0) %	4 t/ha Kalk (KD) %	keine Kalkung (V0) %	22,5 t/ha Kalk (VK) %
0 - 30	4	10	8	31
30 - 60	5	8	10	30
60 - 100	5	7	7	34

Entwicklung des Bestandes

In dem begleitenden Anbauversuch hatten in den ersten Jahren der Kultur neben witterungsbedingten Ausfällen vor allem der Große Braune Rüsselkäfer, div. andere Rüsselkäferarten, Buchenblattläuse und Rötel-, Erd- und Schermäuse zum Ausfall der Baumarten beigetragen. Auf der Kontrollfläche K0 hatten nur die vergleichsweise anspruchslosen Pionierbaumarten sowie die Fichte ohne größere Ausfälle (<15 %) überlebt; die anspruchsvolleren Baumarten waren hier fast vollständig ausgefallen. Diese konnten nur in der Variante Vollumbruch mit 22,5 t/ha Kalk (VK) überleben. In der Variante KD mit praxisnaher Kalkaufwandmenge von 4t/ha zeigten sich positive Effekte auf die Überlebensraten der anspruchsvolleren Baumarten (Dohrenbusch et al. 2000).

Tabelle 5: Ausfallprozente (%) im begleitenden Anbauversuch vier Jahre nach Kulturbegründung in den Behandlungen Kontrolle (K0), oberflächige Kalkung - keine Bodenbearbeitung (KD) und Vollumbruch mit 22,5 t/ha Kalk (VK)

Baumarten	Behandlung		
	K0	KD	VK
Vogelbeere	5	0	0
Birke	10	18	0
Schwarzerle	5	20	0
Fichte	13	4	1
Bergahorn	46	16	5
Rotbuche	41	37	14
Douglasie	48	44	9
Edeltanne	74	46	33
Esche	81	35	2
Spitzahorn	90	11	0

	deutliche Unterschiede zur Kontrolle (K0)
	starke Unterschiede zur Kontrolle (K0)

Über Naturverjüngung hatten sich vor allem Salweide (2200 Stück/ha), Sandbirke, Fichte und Vogelbeere (500 Stück/ha) eingestellt. Die Bodenbearbeitung schaffte günstige Keimungsbedingungen vor allem für die Salweide. Die übrigen angefliegenen Baumarten Birke, Fichte und Vogelbeere erreichten umso höhere Pflanzendichten, je ungünstiger die bodenchemischen Verhältnisse waren.

Die Wirkung der bodenverbessernden Maßnahmen auf die Höhen- und Durchmesserentwicklung fiel insgesamt umso stärker aus, je anspruchsvoller die Baumarten waren. 6 Jahre nach Kulturbegründung waren die Pionierbaumarten erwartungsgemäß im Mittel über 2,5 m hoch, die anspruchsvolleren Baumarten nur

ca. einen Meter. Die Einarbeitung von 22,5 t/ha Kalk in den Boden (VK) führte bei allen Baumarten zu signifikant gesteigertem Höhenzuwachs, der sich insbesondere bei den anspruchsvolleren Arten Ahorn und Esche in zwei- bis dreifach größeren Triebblängen gegenüber der Kontrolle widerspiegelt. Diese markanten Standorteffekte waren bei den Edellaubhölzern bereits 2 Jahre nach Begründung erkennbar, sie verstärkten sich deutlich in den folgenden Jahren. Die relative Steigerung der Wuchsleistung durch verbesserte Standortverhältnisse war beim Durchmesserwachstum geringer ausgeprägt als beim Höhenwachstum.

Bis zum Jahr 2002 hatte sich ein dichter, massiv bedrängender Vorwald aus Salweide, Roterle, Aspe und Eberesche entwickelt, der im Rahmen einer Pflegemaßnahme zugunsten der Hauptbaumarten zurückgedrängt wurde. Im Herbst 2005 wurden die zahlreichen verbliebenen Vorwüchse unter den Nebenbaumarten entnommen, eine leichte Stammzahlreduktion in den Fichtenfeldern vorgenommen und die Konkurrenzverhältnisse in den Kontaktzonen zwischen Buchen- und Fichtenfeldern reguliert.

Mit der ertragskundlichen Aufnahme im Herbst 2012 wurden jeweils sechs Teilflächen (jeweils drei Buchen- und Fichtenflächen) zu einer Messparzelle zusammengefasst, in denen zukünftig die Hauptbaumarten Buche und Fichte schwerpunktartig untersucht werden.

In der Abbildung 4 ist die Stammzahl- und Grundflächenverteilung in den Messparzellen für die Versuchsvarianten im Jahr 2012 dargestellt: Neben den Hauptbaumarten Buche und Fichte haben sich in allen Varianten noch Pionierbaumarten und Nebenbaumarten in unterschiedlicher Anzahl und Artzusammensetzung gehalten. In allen Varianten war das Wachstum der Buche lange durch Kulturausfälle aufgrund angeflogener Weichlaubbaumarten und den Schwarzerlenvorwald gedämmt. Die Qualitätserwartung in allen Buchenfeldern ist ausgesprochen gering. In der Variante mit Kalkung und Bodenbearbeitung (VK) waren die Ausfälle bei der Buche am geringsten, in der Variante mit oberflächiger Kalkung (KD) am höchsten. In den Buchenfeldern der Kontrolle (K0) hat sich neben den Weichlaubbaumarten zusätzlich Fichtennaturverjüngung etabliert. Die Edellaubhölzer Esche und Bergahorn konnten sich nur in den Varianten KD und VK durchsetzen. Vor allem der anspruchlosere Bergahorn hat teilweise ansprechende Schaftformen ausgebildet.

Bei allen Versuchsvarianten hat die vergleichsweise schnell wachsende, anspruchslose Baumart Fichte die größten Grundflächenanteile an der Gesamtbestockung mit mehr als 75 % erreicht, den höchsten Anteil mit 86 % in der Kontrolle (K0). Die Baumart Douglasie hält bei geringer Stückzahl einen Grundflächenanteil von 3-4 % in allen Varianten.

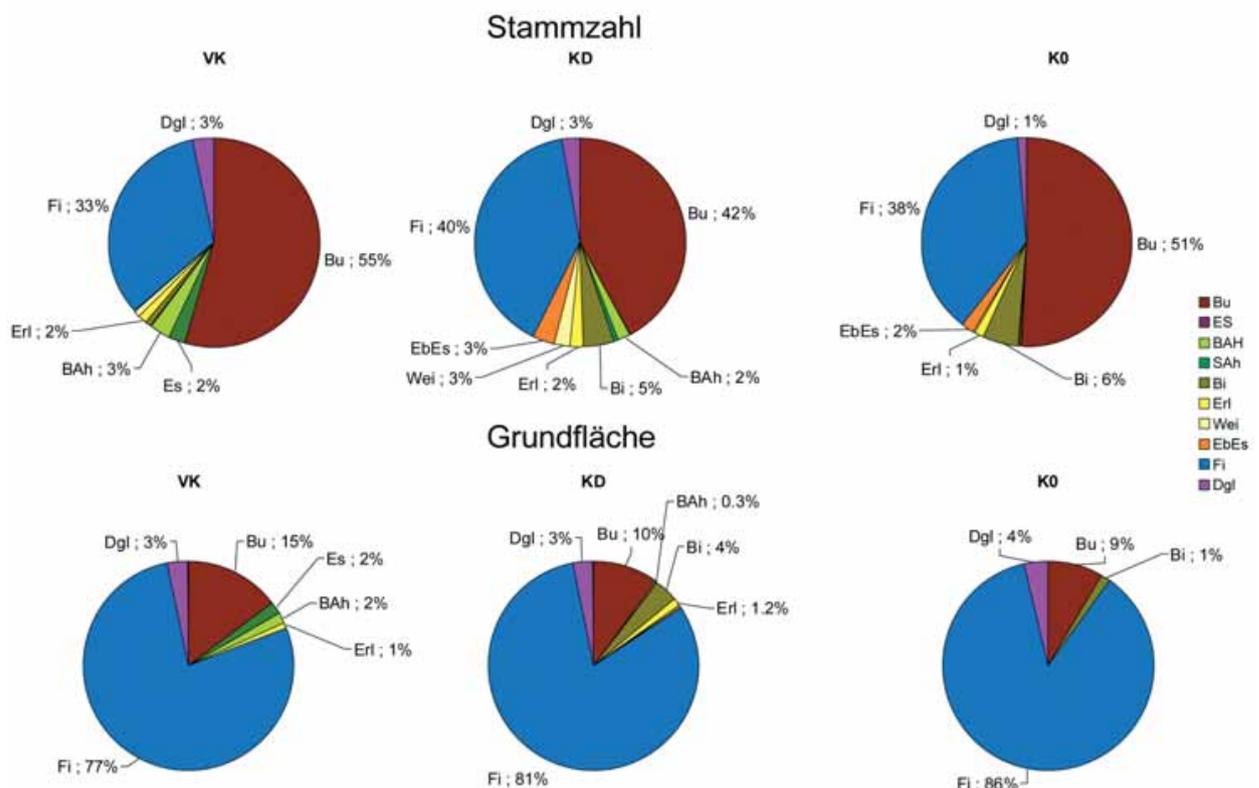


Abb. 4: Stammzahl- und Grundflächenverteilung in den ertragskundlichen Messparzellen der Behandlungen Kontrolle, oberflächige Kalkung - keine Bodenbearbeitung (KD) und Vollumbruch mit 22,5 t/ha Kalk (VK)

In der Abbildung 5 sind die wichtigsten ertragskundlichen Kennzahlen der Hauptbaumarten Buche und Fichte zusammengestellt: Die Unterschiede zwischen den Behandlungen auf das Höhen- und Durchmesserwachstum der Hauptbaumarten Fichte und Buche bis zum Alter 23 sind nur gering. Die Ergebnisse in den Nullflächen fallen in der Tendenz gegenüber den gekalkten Varianten (KD, VK) leicht ab. Die Fichte zeigt in der Behandlung Vollumbruch mit Kalkung (22,5 t/ha, VK) gegenüber der Praxisvariante (4 t/ha Kalk, KD) bisher keine Vorteile.

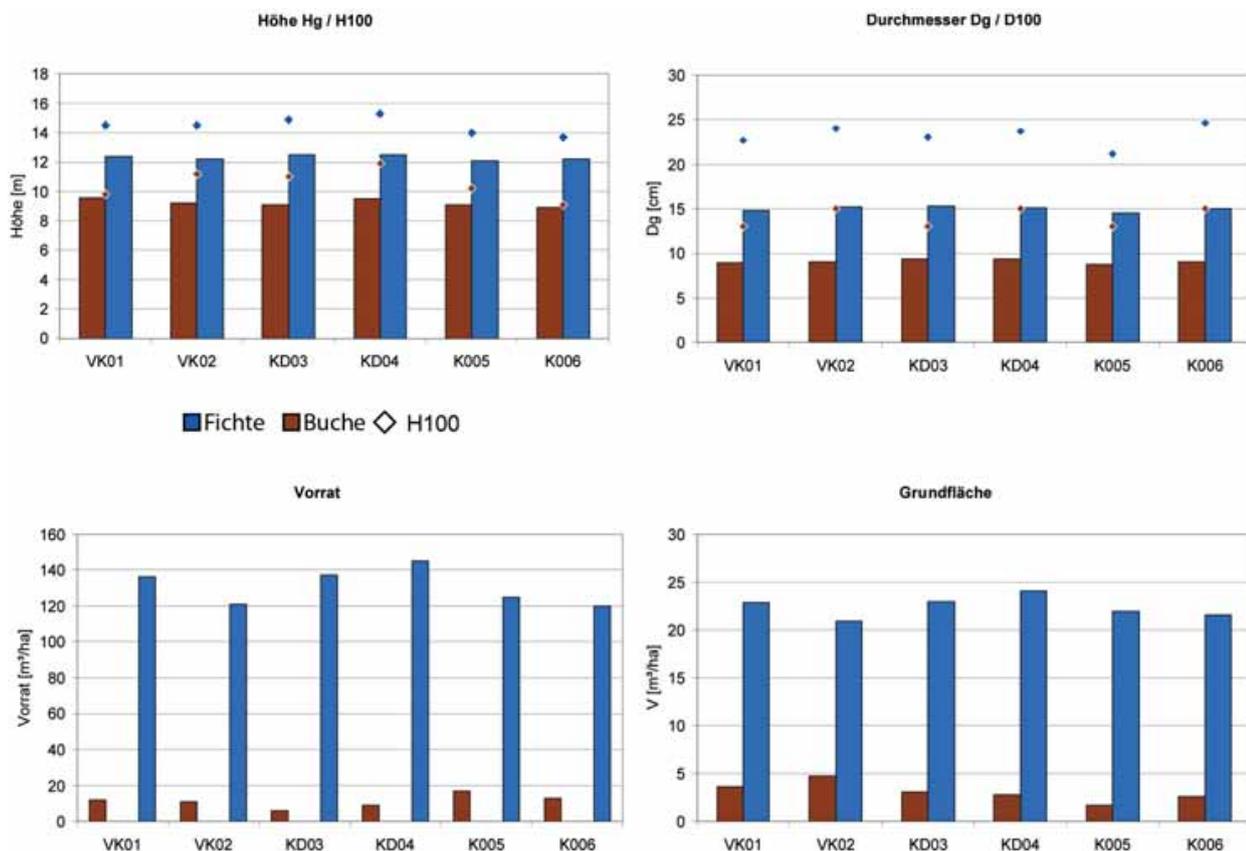


Abb. 5: Mittlere ertragskundliche Kennzahlen der Hauptbaumarten Fichte und Buche im Jahr 2012 in den Behandlungen Vollumbruch 22,5 t/ha Kalk (VK, Messfeld 01 u. 02), 4 t/ha Kalk - keine Bodenbearbeitung (KD, Messfeld 03 u. 04) und Kontrolle (keine Kalkung, keine Bodenbearbeitung, K0, Messfeld 05 u. 06)

Feinwurzelwachstum der Fichte

Ziel der Kalkungs- und Bodenbearbeitungsmaßnahmen war es unter anderem, die Wurzelsysteme der Bäume zu vertiefen. Zu diesem Zweck wurden 2013 in den Behandlungen Kontrolle (keine Kalkung, keine Bodenbearbeitung, K0), oberflächige Kalkung (4 t/ha) – keine Bodenbearbeitung (KD), Vollumbruch – keine Kalkung (V0, Sonderfläche) und Vollumbruch – Kalkung (22,5 t/ha) (VK) in 2,5 m breiten und 1 m tiefen Profilgruben im 50 cm Abstand von der Pflanzreihe die Feinwurzelquerschnitte von Fichten gezählt (eine Profilgrube pro Behandlung). In den Tabellen 6 und 7 sind die Ergebnisse zusammengefasst. In dem Vergleich der Behandlungen Kontrolle (keine Kalkung, keine Bodenbearbeitung, K0), 4 t/ha Kalk – keine Bodenbearbeitung (KD) zeichnet sich als Folge der Kalkung eine Vertiefung des Feinwurzelsystems ab. In der Tiefe 30 - 60 cm war in KD die Zahl der Feinwurzelquerschnitte um 20 % und in 60 - 100 cm um 152 % höher als in der Kontrolle (Tab. 6). Dieses Ergebnis wird dahingehend interpretiert, dass eine Tendenz zu einer Vertiefung des Feinwurzelsystems besteht. Im Oberboden (0 - 30 cm) war in der gekalkten Variante die Zahl der Feinwurzelquerschnitte um 34 % niedriger als in der Kontrolle.

Tiefe bis cm	keine Kalkung K0	4 t/ha Kalk KD	KD / K0
			(%)
0 - 30	1858	1233	66
30 - 60	957	1137	119
60 - 100	161	406	252
Summe	2976	2776	93

Tabelle 6: Anzahl Feinwurzelquerschnitte in der Profilwand (1 m * 2,5 m) in den Behandlungen Kontrolle (keine Kalkung, keine Bodenbearbeitung, K0), 4 t/ha Kalk - keine Bodenbearbeitung (KD)

Tiefe cm	keine Kalkung (V0)	22,5 t/ha Kalk (VK)	VK / VO
			(%)
0 - 30	644	1048	163
30 - 60	330	746	226
60 - 100	8	432	5400
Summe	982	2226	227

Tabelle 7: Anzahl Feinwurzelquerschnitte in der Profilwand (1 m * 2,5 m) in den Behandlungen Vollumbruch – keine Kalkung (V0) und Vollumbruch 22,5 t/ha Kalk (VK)

In den Behandlungen mit vollflächiger Bodenbearbeitung (V0, VK) war die Zahl der Feinwurzelquerschnitte insgesamt infolge der Kalkung (VK) um mehr als das Doppelte erhöht (Tab. 7). Die räumliche Verteilung der Feinwurzeln war infolge der Entsauerung des Bodens mit 22,5 t/ha Kalk deutlich zu größerer Bodentiefe verschoben.

Im Zuge des Klimawandels ist mit vermehrtem Trockenstress sowie häufigeren Sturmereignissen zu rechnen. Vor diesem Hintergrund gewinnt die Frage einer tieferen Erschließung des Bodens durch die Wurzeln eine besondere Bedeutung. Erste Ergebnisse aus dieser Untersuchung zeigen, dass bei Fichte mit einer Vertiefung des Feinwurzelsystems zu rechnen ist.

Literatur

- Dohrenbusch, A., Kumke, J., Mackenthun, G. (2000): Die Eignung von Baumarten für die Aufforstung belasteter Standorte, Forstarchiv, 71: 112-119
- Guckland, A., Ahrends, B., Paar, U., Dammann, I., Evers, J., Meiwes, K.J., Schönfelder, E., Ullrich, T., Mindrup, M., König, N., Eichhorn, J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming - results from long-term experiments. J. Eur. For. Res. DOI 10.1007/s10342-012-0639-0
- Linke, J. (1994): Untersuchungen zu Vegetationsökologie und Stoffhaushalt der Sekundär-sukzession auf einer Meliorationsfläche im Solling. Bot. Dissertation, Universität Göttingen
- Meiwes, K. J. (1995): Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. Water Air Soil Pollution 85:143–152
- Meiwes, K. J. (2003): Amelioration of an acid forest soil by surface and subsurface liming and fertiliser application. In: (Dohrenbusch, A.; Bartsch, N. (eds.). Forest Development- Succession, Environmental Stress and Forest Management, pp 167-181

Exkursionspunkt 4

Hiebsformen: Umbau von Fichtenreinbeständen (E4; Profil 4)

Ralf-Volker Nagel, Hendrik Rumpf, Uwe Klinck, Karl Josef Meiwes

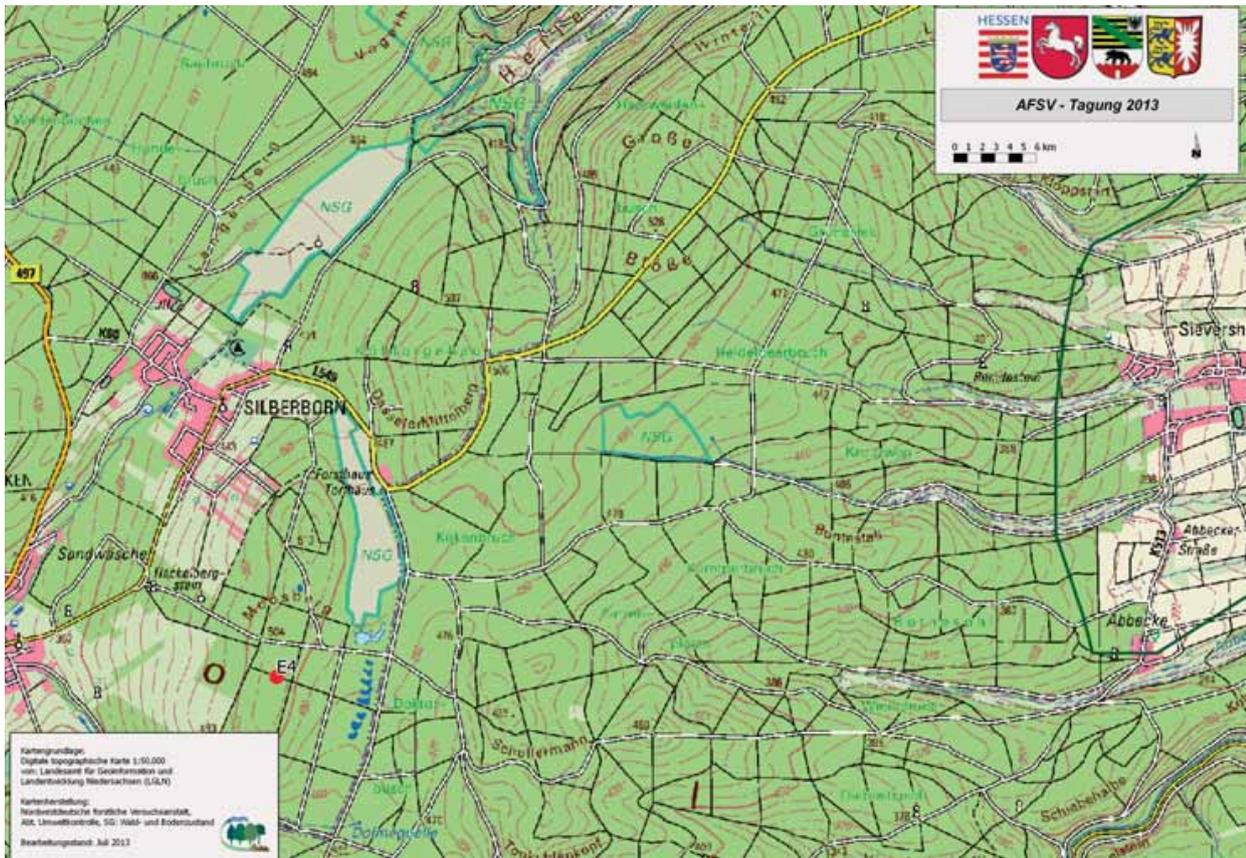


Abb. 1: Lageskizze

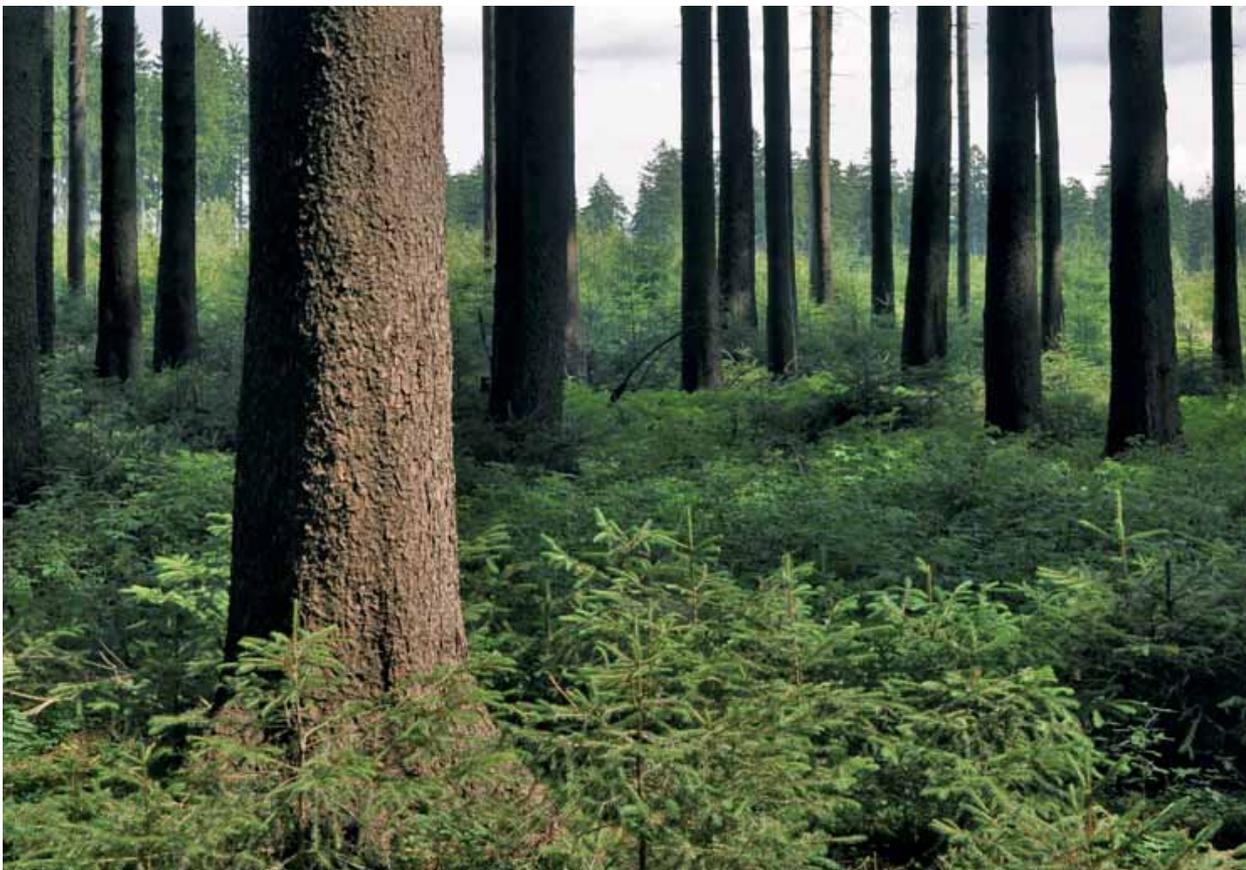


Foto: Jan Evers

Tabelle 1: Standortbeschreibung

Exkursionspunkt: E 4		Standortsaufnahme							
Forstamt:	Neuhaus	Betrieb:	Staatswald						
Waldort:	Abt. 2149 / 2146	Lage im Bestand:	R 3538162 H 5735283						
Profil Nr.:	4	Standortschätzer:	Stüber, Paar, Evers, Dammann, Hövelmann			Datum:	31.05.13		
Lage	Wuchsgebiet		Wuchsbezirk		Teilwuchsbezirk				
	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland		Hoher Solling		-				
	m über NN	Exposition	Hangneigung		Geländeform				
	500	-	-		Plateau, bzw. schwach nach Südwesten				
Klima	Bezugsstation(en)		Zeitraum	tj°C	tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	i
	Regionalisierte Klimadaten von umliegenden Niederschlags- und Klimastationen des dt. Wetterdienstes		1961 - 1990	7,2	13,8	987	372	143	15,6
			1981 - 2010	8,3	14,8	971	399	147	16,1
	Wuchszone				Klimafeuchte				
montan - Untere Buchenzone				schwach bis mäßig subatlantisch					
Boden	Geologie/Stratigraphie		Ausgangsmaterial der Bodenbildung						
	Quartär über Trias		Lößlehmbeeinflusste Buntsandstein-Fließerden über Buntsandstein toniger Ausprägung						
	Humusform		Bodenart(en)						
	feinhumusreicher, rohhumusartiger Moder; stellenweise auch feinhumusarmer Rohhumus aus Nadelstreu.		schluffiger Lehm über tonigem Lehm						
	Bodenskelettanteil		Gefüge		Physiol. Gründigkeit		Durchwurzelung		
15%		Subpolyeder - Polyeder		> 100 cm		> 100 cm			
Boden-Subtyp		schwach podsolierte Pseudogley-Braunerde							
Vegetation	Weiserpflanzen, ökolog. Gruppe		Oxalis acetosella (III 2), Dryopteris carthusiana (III 2), Rubus idaeus (02, II 3a), Urtica dioica (01), Impatiens parviflora (02, II 3a), Mycelis muralis (II 3b), Vaccinium myrtillus (II 1), Trientalis europaea (III 2), Gymnocarpium dryopteris (III 3), Rubus fruticosus (02), Luzula sylvatica (III 1), Trientalis europaea (III 2), Polytrichum formosum (II 2a).						
	Potentielle natürliche Waldgesellschaft		Hainsimsen-Buchenwald						
	Waldbestand mit derz. Bonitäten		Fi 109, Bonität 1,8 (2009, Kontrolle)						
Forstgeschichte		2x Kompensationskalkung (1987, 2001)							
Gelände-wasser-haushalt	nachhaltig bis staufrisch, frisch/betont frisch				Trophie	mesotroph			
	137 mm nWSK (bis 90 cm)								
Standort	Geländewasserhaushalt, Waldgesellschaft und Boden-Subtyp (-Form)								
	Hessen: Untere Buchenzone - stark subatlantisch - frisch/betont frisch - mesotroph								
	Nds.: nachhaltig bis staufrisch; ziemlich gut bis mäßig mit Nährstoffen versorgt, basenarmes Grundgestein; 9s.4.-2.3.T								
Waldbau	Standörtl. Mögl. Baumarten		FI, BU, DGL, ELA, KTA						
	Betriebszieltypen		BU/FI, BU/ELA, BU/DGL						

Tabelle 2: Profilbeschreibung

Horizont- und Schichten-symbole	Tiefen- und Mächtigkeitsangaben (cm)	Bodenfarbe, Bodenart, Bodenskelettanteile, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Makrogefüge und Lagerungsdichte, Fleckung, Konkretionen, Durchwurzelung, Horizontbegrenzung
Humus-auflage:		
OL	7 - 6	locker gelagerte Nadelstreu
Of	6 - 3,5	vernetzt, stellenweise auch locker gelagertes Förmaterial, mittelstark durchwurzelt
Oh	3,5 - 0	kompakt, unscharf brechbares, teilweise loses Humusmaterial, auch bröckelig, mittel bis stark durchwurzelt
Mineral-boden:		
I Aeh	0 - 9,5	dunkel rötlich-brauner, locker gelagerter schluffiger Lehm; mittel humos; karbonatfrei; 10% Grus und 5% Steine; subpolyedrisch; mittel fein- und gering grobdurchwurzelt
I Bv	9,5 - 50	rötlich-brauner, locker bis mitteldicht gelagerter schluffiger Lehm; sehr schwach humos; karbonatfrei; 10% Grus und 5% Steine; kleine Subpolyeder; mittel fein- und gering grobdurchwurzelt
II /Cv/Swd	50 - 95	gelblich-roter, schwach toniger bis toniger Lehm; mittlere bis hohe Lagerungsdichte; dunkel- und hellrostfarbene Oxidationsflecken, sowie Bleichungen; Mangan- und Eisen-konkretationen; noch sehr schwach durchwurzelt, Subpolyeder
Sd ilCv	95 - 115	gelblich-roter, toniger Lehm
ilCv	115 - 125	rötlich-brauner, lehmiger bis toniger Sand

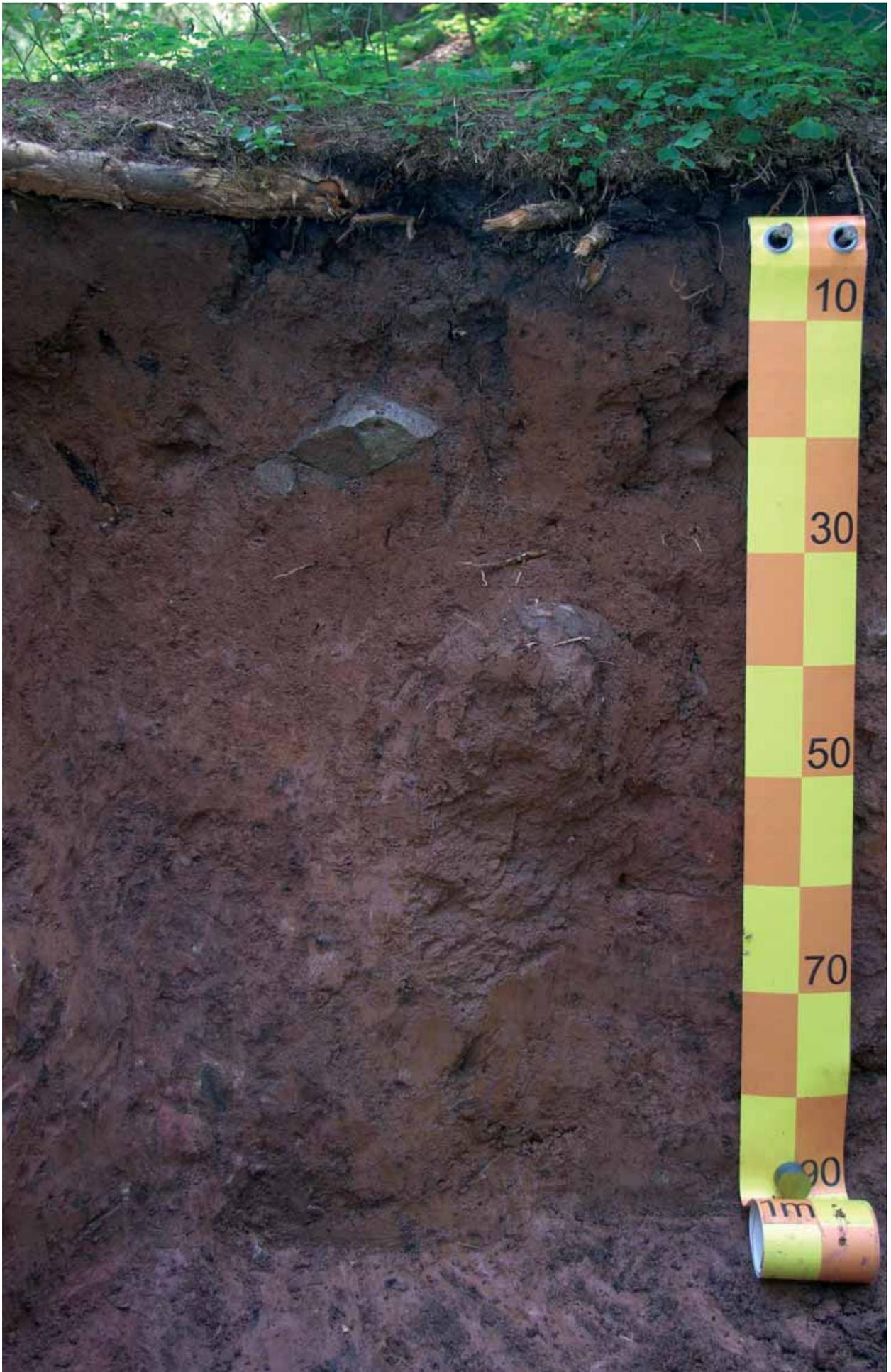


Abb. 2: Profilfoto (Winfried Klotz)

Tabelle 3: Bodenchemie und -physik (Hiebsformenversuche 2013)

Tiefe	pH	pH
cm	(DIN-H ₂ O)	(DIN-KCl)
OLF	4,61	3,90
OH	4,01	3,10
0 - 5	3,94	2,96
5 - 10	3,99	3,15
10 - 30	4,25	3,62
30 - 60	4,37	3,93
60 - 90	4,29	3,86

eff. Austauschkapazität NH ₄ Cl, Auflage Königswasser					
Tiefe	BS	AK	Ca	Mg	K
cm	%	kmol(c)/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
OLF	-	-	315	19	86
OH	-	-	325	23	102
0 - 5	26	64	234	46	30
5 - 10	15	68	123	33	25
10 - 30	8	158	114	30	114
30 - 60	7	200	75	35	191
60 - 90	5	343	70	38	344
0 - 90	14	833	615	182	705
Summe			1255	224	893

Elementaranalyse			
Tiefe	C	N	C/N
cm	t/ha	t/ha	-
OLF	16,0	0,65	25
OH	30,0	1,32	23
0 - 5	27,9	1,51	18
5 - 10	19,0	1,21	
10 - 30	27,4	2,31	
30 - 60	21,9	2,24	
60 - 90	7,6	1,48	
0 - 90	103,8	8,75	
Summe	149,8	10,71	

Bewertungsrahmen nach der Forstlichen Standortskartierung (AK Standortskartierung 2003)							
(eff. Wurzelraum mit Auflagehumus)	sehr gering	gering	gering mittel	mittel	mittel hoch	hoch	sehr hoch
Basensättigung (%)	7	20	30	50	70	85	
Ake (kmolc/ha)	50	100	250	500	1000	2000	
Ca (kg/ha)	200	400	800	2000	4000	8000	
Mg (kg/ha)	50	100	200	500	1000	2000	
K (kg/ha)	200	400	600	800	1200	1600	
C (t/ha)	50		100	200		400	
N (t/ha)	2,5		5,0	10,0		20,0	
C/N	35	25	20	16	12	10	
Pufferbereiche pH (H ₂ O)	Fe-Oxid	Al-Oxid	Austauscher	Kohlensäure/Silikat	Carbonat		
	3,5	4,2	5,0		6,2		
nutzbare Feldkapazität (mm)	äußerst gering	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch	äußerst hoch
	30	60	90	120	180	240	

Tiefe	TRD Fb	GBA	Masse	nFK
cm	g/cm ³	Vol%	t/ha	mm
OLF	-	-	36	
OH	-	-	77	
0 - 5	0,98	0	488	14
5 - 10	1,24	4	595	13
10 - 30	1,34	21	2122	39
30 - 60	1,58	22	3678	42
60 - 90	1,75	3	5092	29
0 - 90	1,53	13	11974	137

Steindichte: 2,00 g/cm³

Versuchsanlass

Die Vermehrung von Laub- und Mischwäldern zählt nach wie vor zu den vorrangigen waldbaulichen Zielen in Niedersachsen. Auf großen Flächen ist ein Umbau von Nadelholzreinbeständen vorgesehen. Die Überführung der Reinbestände in Laubholz- oder Mischbestände soll möglichst kahlschlagfrei im Zuge von Zielstärkennutzungen erfolgen. Von dieser Hiebsform verspricht man sich ökologische und ökonomische Vorteile. In starkholzreichen Altbeständen, in windwurfgefährdeten Lagen oder bei der Überführung in Eichenbestände kann jedoch die Abkehr von einer reinen Zielstärkennutzung und eine raschere Räumung durch Femel- oder Saumhieb bis hin zu kleineren Kahlschlägen waldbaulich sinnvoll sein. Die Hiebsform und die daran geknüpfte Form der Verjüngung müssen jedoch im Voraus waldbaulich, ökologisch und betriebswirtschaftlich bewertet werden, um zu differenzierten Empfehlungen kommen zu können.

Versuchsanlage

Zu diesem Zweck hat die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) in Zusammenarbeit mit den Niedersächsischen Landesforsten im Winter 2003/2004 zwei Versuche im Solling eingerichtet.

Auf der Fläche „Otterbach“ werden Zielstärkennutzung und Kleinkahlschlag mit einander verglichen, daneben werden dort schwerpunktmäßig die verschiedenen stoffhaushaltlichen Gesichtspunkte bearbeitet (siehe unten). Die Ausführungen zur Ertragskunde und zum Waldbau beziehen sich auf die Fläche „Neuhaus“, wo zusätzlich noch Saumschläge ausgeführt wurden. In beiden Versuchen gibt es darüber hinaus unbehandelte Kontrollen, wo weder Eingriffe im Schirm, noch Verjüngungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Die Bestandesdaten zur Charakterisierung der waldbaulichen Ausgangssituation zeigt Tabelle 4.

Tabelle 4: Ertragskundliche Kennwerte zur Ausgangssituation der Fichtenreinbestände der Versuchsfläche Neuhaus zu Versuchsbeginn im Frühjahr 2004

	Alter I [Jahre]	Stamm- zahl [je ha]	d ₁₀₀ [cm]	h ₁₀₀ [m]	d _g [cm]	h _g [m]	G/ha [m ² /ha]	Vorrat [Vfm/ha]	B	Ekl.	lfd. Zuw. (2004-2009) [Vfm/ha*a]
Whlg. 1	90	319	51,9	30,9	43,9	29,4	48,3	605	1,1	1,6	12,6
Whlg. 2	104	304	55,9	31,1	47,3	31,4	53,5	706	1,2	1,7	11,9

Die Hiebsform Kleinkahlschlag besteht aus einer 1 ha großen Kernfläche und einer 30 m breiten Umfassung. Der Saumschlag gliedert sich in vier 30 m tiefe Säume, wobei dem aktuellen Außensaum immer ein vorbereiteter, aufgelockerter Innensaum folgt. Für die Hiebsform Zielstärkennutzung wurde eine Mindestzielstärke von ≥ 45 cm BHD unterstellt. Jede beschriebene Hiebsform ist zweifach wiederholt. Nach der Versuchsanlage erfolgen die weiteren Abnutzungen der Säume sowie Nachlichtungen bzw. Zielstärkennutzungen planmäßig nach 5, 10, 15 und 20 Jahren (Abb. 3).

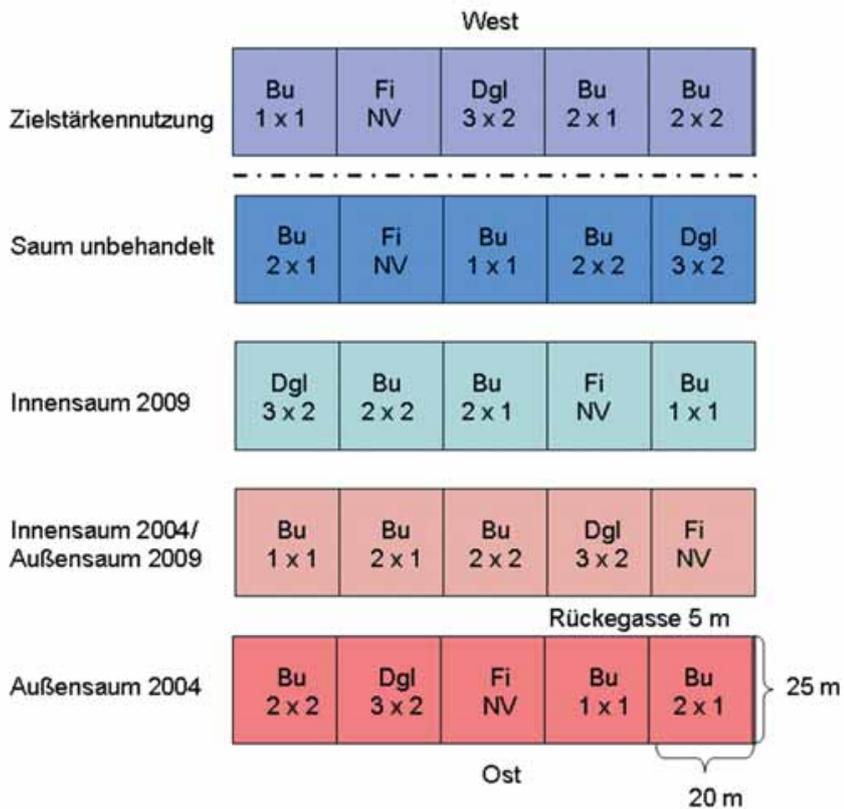


Abb. 3: Bisherige Hiebsfolge im Saumschlag – oberhalb gestrichelter Linie Variante Zielstärkennutzung – und Verjüngungsschema

Waldbauliche Ergebnisse

Die Vorratsentwicklung differenziert nach Hiebsformen ist für den bei Versuchsbeginn 90jährigen Fichtenbestand (Wiederholung 1) in Abbildung 4 dargestellt.

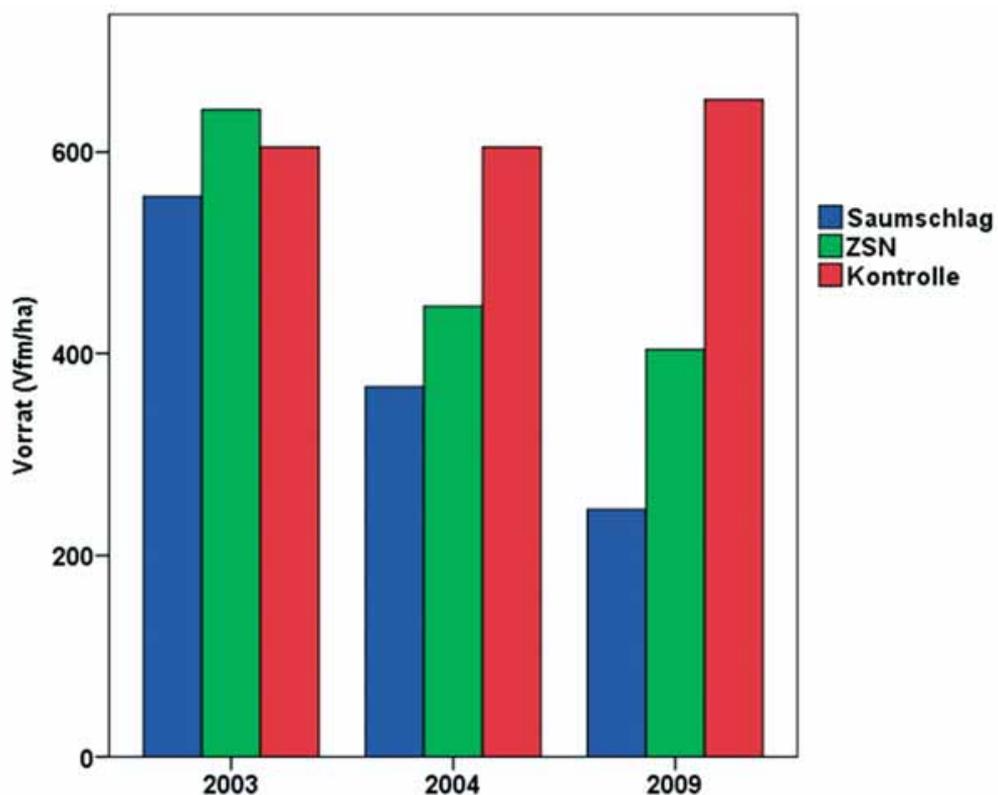


Abb. 4: Vorratsentwicklung in Neuhaus, Wdh. 1 in Abhängigkeit von der Bestandesbehandlung (ZSN = Zielstärkennutzung)

Es wird ersichtlich, dass spätestens nach Erweiterung des Außensaumes im Jahr 2009 der Gesamtvorrat je ha in der Saumschlagvariante gegenüber der Zielstärkennutzung deutlich stärker abgesenkt wird. Auch die Entwicklung des Buchen- und Douglasienwachstums führte zu recht deutlichen Differenzierungen. Beide Baumarten zeigten die besten Wachstumsleistungen auf der Kahlfäche sowie im 2004 angelegten Außen- und Innensaum (Abb. 5). Die Douglasie reagierte auf eine Erhöhung des Lichtangebotes mit einer größeren Zunahme des Höhen- und Durchmesserwachstums als die Buche, wobei sich dieser Effekt mit zunehmendem Alter verstärkte. Bei längerer, dichter Überschirmung (unbehandelter Saum, Zielstärkennutzung) und fehlendem Seitenlicht blieb das Wachstum der Douglasie gegenüber dem der Buche hingegen auffallend zurück.

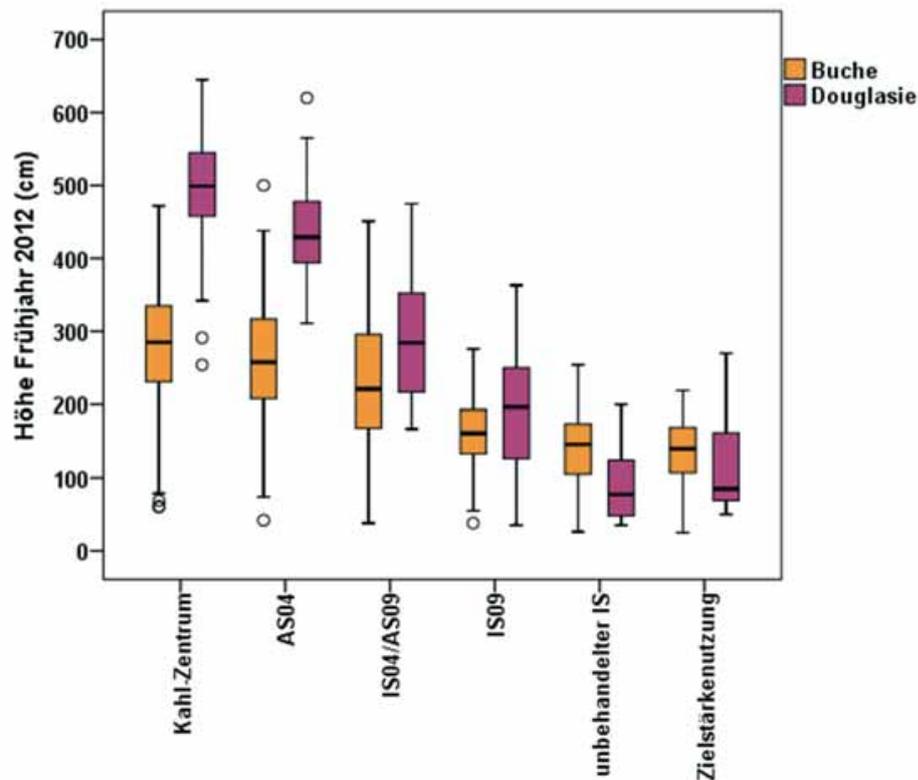


Abb. 5: Höhendifferenzierung in Abhängigkeit von Hiebsform und Baumart (AS / IS = Außen- / Innensaum, 04 = 2004 angelegt, 09 = 2009 angelegt)

Die Ausschaltung der Altbestandswurzelkonkurrenz über Wurzeltrenngräben führte zu einer signifikanten Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes und der Nährstoffversorgung der jungen Buchen und Douglasien (v. Lüpke & Spellmann 2010, Petritan & v. Lüpke 2011). Beide Baumarten zeigten eine größere Wachstumssteigerung unter den günstigen Beleuchtungsverhältnissen im Innensaum. Die Douglasie reagierte auf die Beseitigung der Wurzelkonkurrenz durch Altlichten mit einer Zunahme des Längenwachstums bereits bei dem deutlich niedrigeren Strahlungsniveau in der „Zielstärkennutzung“ und durchweg stärker als die Buche.

Ökologische/stoffhaushaltliche Untersuchungen

In der Diskussion um den Kahlschlag als Hiebsform werden aus ökologischer Sicht häufig die damit verbundenen Nährstoffverluste geltend gemacht, die zu einer Verringerung der Leistungsfähigkeit des Standortes führen können. Als Hauptgründe für die Verluste gelten hohe Stickstoff-Mineralisationsraten, fehlende oder nur geringe Nährstoffaufnahme durch die Vegetation und hohe Nitratausträge mit dem Sickerwasser. Getrieben werden diese Prozesse vom Energie- und Wasserhaushalt, der auf Kleinkahlschlägen infolge der Randeffekte differenzierter als auf großen Kahlfächen ausgeprägt ist.

Material und Methoden

Die Abt. 1273 des Forstamtes Neuhaus im Solling, Revierförsterei „Otterbach“ war Ende 2003 mit einem 85-jährigen Fichtenreinbestand bestockt, in dem zwei Kleinkahlschläge (inkl. Umfang je 2,6 ha) und zwei Zielstärkennutzungen á 1 ha ausgeführt wurden. In letzteren erfolgte eine harvestergerechte Erschließung,

so dass vergleichsweise hohe Hiebmassen von bis zu 120 Efm je ha anfielen. Die Flächen wurden gezäunt und mit Douglasie und Buche in verschiedenen Verbänden bepflanzt (Abb. 3). Sie liegen 300 m ü. NN, sind einmalig gekalkt (3 t/ha Dolomit in 1987) und weisen mittlere Jahresniederschläge bzw. -temperaturen von 900-950 mm bzw. 7,5°C auf. Zur Ermittlung der Stoffein- und -austräge (100 cm Tiefe) fanden die Modelle Expert-N und das Kronenraumbilanzmodell von ULRICH Anwendung.

Ergebnisse

Energiehaushalt

Auf der Kleinkahlschlagsfläche hängt die Höhe der Einstrahlung in den Randbereichen von der Exposition und der Höhe des Bestandesrandes sowie von der sich im Laufe des Jahres ändernden Höhe des Standes der Sonne ab. Besonders ausgeprägt ist der räumliche Gradient der Bodentemperaturen im Sommer, wo die Schattenwirkung des Altbestandes im Südosten am weitesten auf den Kleinkahlschlag reicht, während der angrenzende Bestand im Nordwesten am stärksten untersonnt wird (Abb. 6). In Kombination mit den von Fröhlich & Klink (2011) modellierten CO₂-Freisetzungsraten würden in den ersten drei bis vier Jahren nach dem Kahlhieb im zentralen Bereich (rot) schätzungsweise ca. 800 kg C/ha/a und im Übergangsbereich (gelb) ca. 300 kg C/ha/a mehr veratmet werden als im Altbestand. Bei einem C:N-Verhältnis von 20 entspräche dies ca. 40 kg N/ha/a bzw. 15 kg N/ha/a.

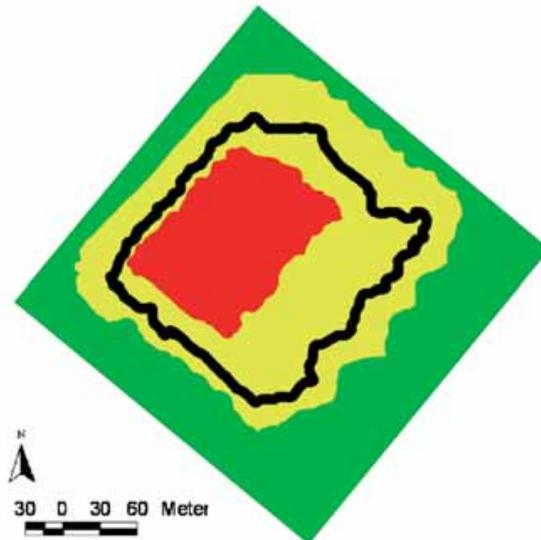


Abb. 6: Flächen mit (gelb) und ohne sommerlichen Gradienten der Bodentemperatur ($< 2,5^{\circ}\text{C}$) (rot = Kahlchlagsituation, grün = Bestandessituation) im 2. Jahr nach Anlage eines Kleinkahlschlags (schwarze Linie = Krone der randständigen Bäume).

Wasser- und Spurengashaushalt

Bedingt durch die zunächst nur spärliche Vegetation nach Anlage der Versuchsflächen war die Verdunstung im Zentrum wie auch im Südosten des Kleinkahlschlags zunächst deutlich geringer als im Altbestand. Infolge dessen lag die Sickerwasserrate im 2. Jahr (2005) nach Ausführung der Hiebe hier z. B. um 70-85 % höher. Ein partieller Sauerstoffmangel aufgrund erhöhter Bodenwassergehalte kann auch negative Auswirkungen auf den Spurengashaushalt haben. So waren im 1. Jahr nach dem Kahlhieb (2004) die Emissionen von Lachgas um das 5fache erhöht, die Aufnahme von Methan aber um das sechsfache niedriger als im Altbestand. Hinsichtlich der Dynamik der klimawirksamen Spurengase muss der Kleinkahlschlag demnach folglich als zunächst ungünstig beurteilt werden.

Nährstoffhaushalt

Neben veränderten Einträgen und Spurengasemissionen sind hinsichtlich einer Ökosystembilanz der Makronährstoffe auch deren Austräge von Interesse. Mit Nitratverlusten geht nicht nur der Austrag weiterer Nährstoffe wie Calcium (Ca), Kalium (K) und Magnesium (Mg), sondern auch eine Verschlechterung der Qualität des Sicker- und Grundwassers einher. Die Stickstoffbilanz im 2. bis 4. Jahr nach dem Kahlhieb (2004 - 2007) zeigte deutlich verringerte Einträge bei zunächst hohen Austrägen (Abb. 7). Durch die aufkommende Vegetation (Abb. 7) war der Saldo aber alsbald ausgeglichen. Im Gegensatz zu Altbestand und Zielstärkennutzung fand auf dem Kleinkahlschlag eine Stickstoffabreicherung und damit eine Verringerung des Potenzials zukünftiger Nährstoffverluste durch Nitrat statt. Die Zielstärkennutzung zeigte im Vergleich zur Kontrolle nur moderat verringerte Einträge bzw. erhöhte Austräge. Beide Behandlungen reagierten deutlich auf das besonders regenreiche Jahr 2007, während der Kleinkahlschlag seinen Saldo entgegen diesem Trend weiter konsolidierte.

Aufgrund des Ladungsausgleiches von Anionen und Kationen ist der Austrag von Calcium, Kalium und Magnesium vom Sickerwassertransport von Chlorid, Nitrat und Sulfat abhängig. In der Diskussion um den Kahlschlag wird vor allem das Nitrat als die treibende Kraft des Nährstoffverlustes genannt. Im vorliegenden Fall war dagegen das Sulfat, das in den 1960-1990er Jahren mit dem sauren Regen eingetragen wurde, selbst im 2. Jahr (2005) nach Anlage des Kleinkahlschlags das quantitativ wichtigste Anion, als die Nitratausträge am höchsten waren (Abb. 7).

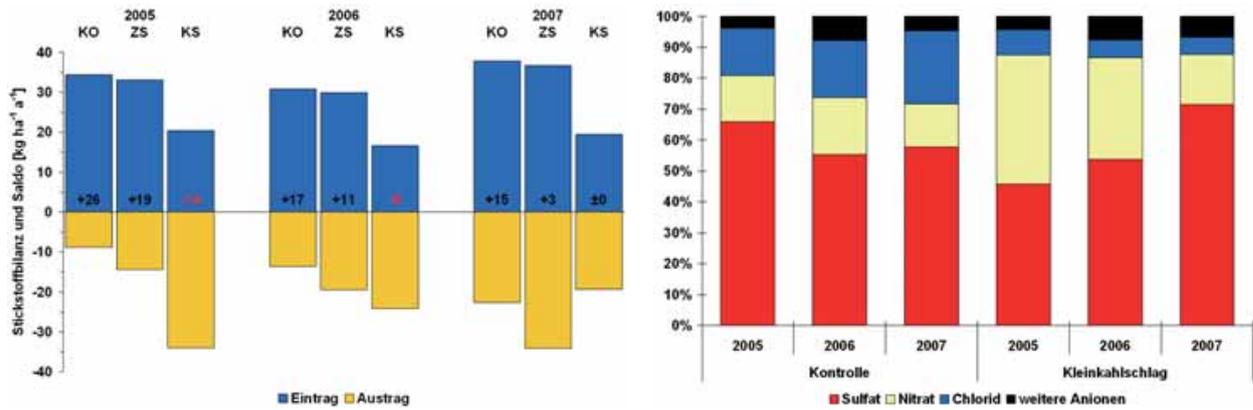


Abb. 7: Oben links: Stickstoffeintrag (blau), -austrag als Nitrat (gelb) und -bilanz in Fichtenaltbestand (KO, Kontrolle), Zielstärkennutzung (ZS) und Kleinkahlschlag (KS). Die Bilanz ist als Zahl (kg N/ha/a) in den Säulen oberhalb der Null-Linie angegeben.

Oben rechts: Anteile von Chlorid, Nitrat und Sulfat an der Summe der Anionenäquivalente im Bodenwasser von Fichtenaltbestand (Kontrolle) und Kleinkahlschlag

Unten links: Bodenvegetation auf dem Kleinkahlschlag nach dessen Anlage

Unten rechts: Bodenvegetation auf dem Kleinkahlschlag im 4. Jahr nach dessen Anlage

Aus den vorliegenden Untersuchungen lässt sich folgern, dass die forstpolitische Diskussion zur geeigneten Hiebsform beim Umbau von Fichtenaltbeständen differenziert geführt werden muss. Im Einzelfall können sowohl waldbauliche wie auch standörtliche Gesichtspunkte den Ausschlag für das eine oder das andere Verfahren geben. Es konnte gezeigt werden, dass die durch die Wahl der Hiebsform bewirkten Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt in starkem Maße davon abhängen, welche Bedingungen hinsichtlich Bodeneigenschaften und aktueller und vergangener luftbürtiger Stoffeinträge herrschen.

Zu dem vorliegenden Vergleich von Kleinkahlschlag und Zielstärkennutzung ist einschränkend anzumerken, dass die Dauer von deren Wirkungen auf den Stoffhaushalt unterschiedlich ist. Während beim Kleinkahlschlag die Auswirkungen abrupt, aber kurz sind, ziehen sie sich bei der Zielstärkennutzung über den gesamten Zeitraum des Umbaus von 15 bis 20 Jahren hin. Dem entsprechend muss bei einer endgültigen ökologischen Bewertung der Zeitraum der gesamten Umbaumaßnahme berücksichtigt werden.

Literatur

- Fröhlich, D. & Klinck, U. (2011): Beiträge zu Stoff-, Energie- und Wasserhaushalt nach Kahlschlag. Südwestdeutscher Verlag für Hochschulschriften. Saarbrücken. ISBN: 978-3838119090.
- Klinck, U., Fröhlich, D., Meiwes, K. J. & Beese, F. (2013): Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Kleinkahlschlag. Forstarchiv 84/3. 93-101.
- Petritan I. C., v. Lüpke, B., & Petritan, A. M. (2010): Einfluss unterschiedlicher Hiebsformen auf das Wachstum junger Buchen und Douglasien aus Pflanzung. Forstarchiv 81. 40-52.
- v. Lüpke, B., Spellmann, H. (2010) Jugendwachstum gepflanzter Buchen und Douglasien nach Kahlschlag, Saumschlag und Zielstärkennutzung im Fichtenvorbestand, Abschlussbericht für die DFG im Projekt AZ. LU452/9-1

Exkursionspunkt 5a Der Naturwald Limker Strang (E5a; Profil 5)

Katja Lorenz, Peter Meyer, Andreas Mölder, Marcus Schmidt, Wolfgang Schmidt

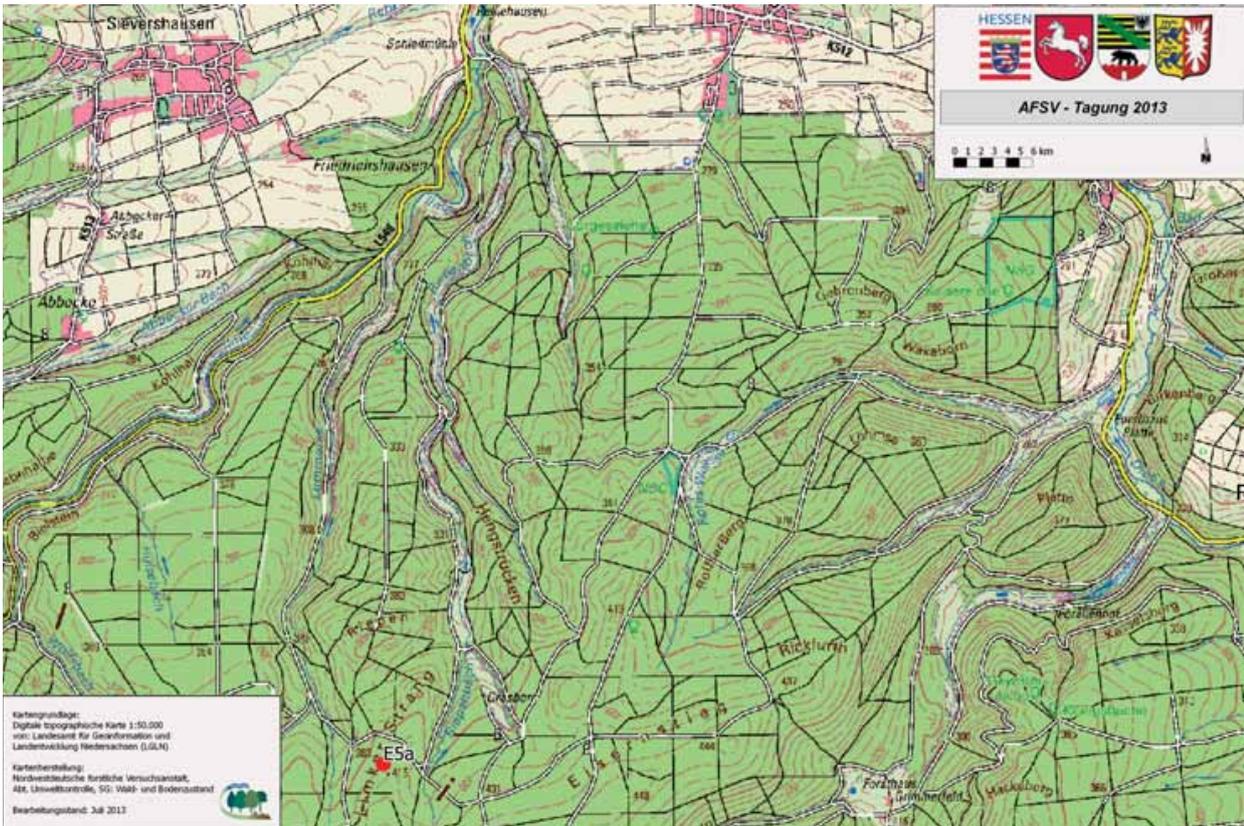


Abb. 1: Lageskizze

Lage und Größe

Der Naturwald Limker Strang wurde 1972 in einer Größe von 20,5 ha in der Abt. 1033 im Niedersächsischen Forstamt Dassel ca. 7 km nördlich von Uslar ausgewiesen. Er ist ein typisches Beispiel für die im Solling weit verbreiteten pflanzenartenarmen Hainsimsen-Buchenhäuser (Luzulo-Fagetum, Gerlach 1970, Weckesser 2003, Weckesser & Schmidt 2004) der submontanen Stufe des Südniedersächsischen Berglandes. Der Naturwald liegt auf der Nordabflachung des Großen Steinbergs im Höhenbereich zwischen 385 und 420 m ü. NN. Die als Rücken ausgeprägte Erhebung fällt schwach nach Westen in das Tal des Baches Lummerke und östlich zum Riepenbach ab.

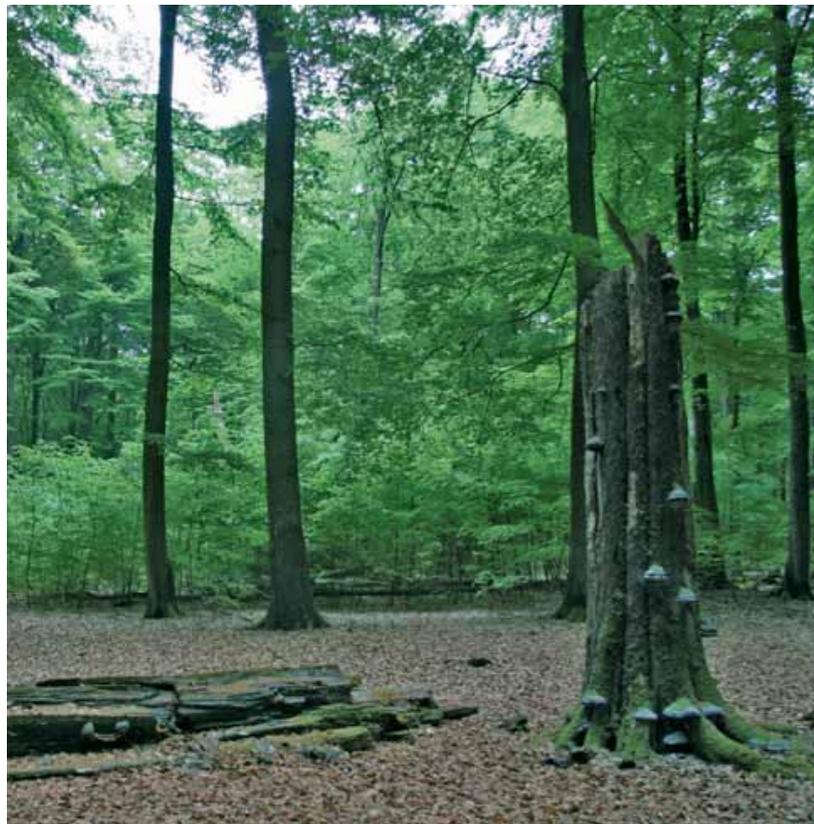


Foto: Roland Steffens

Tabelle 1: Standortbeschreibung

Exkursionspunkt: E 5a		Standortsaufnahme							
Forstamt:	Dassel	Betrieb:	Staatswald						
Waldort:	Abt. 1033	Lage im Bestand:	R 3546816 H 5732154						
Profil Nr.:	5	Standortschätzer:	Stüber, Paar, Evers, Dammann, Hövelmann			Datum:	14.05.13		
Lage	Wuchsgebiet		Wuchsbezirk		Teilwuchsbezirk				
	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland		Hoher Solling		-				
	m über NN	Exposition	Hangneigung		Geländeform				
	411 m	West/Ost	schwach geneigt (7%)		Rücken, Hangschulter				
Klima	Bezugsstation(en)		Zeitraum	tj°C	tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	i
	Regionalisierte Klimadaten von umliegenden Niederschlags- und Klimastationen des dt. Wetterdienstes		1961 - 1990	7,7	14,3	805	342	145	14,1
			1981 - 2010	8,3	14,8	841	353	149	14,2
	Wuchszone			Klimafeuchte					
Submontan - Obere Buchenmischwaldzone			schwach subatlantisch						
Boden	Geologie/Stratigraphie		Ausgangsmaterial der Bodenbildung						
	Quartär über Trias		Lößlehmbeeinflusste Fließerden über Mittlerem Buntsandstein						
	Humusform		Bodenart(en)						
	feinhumusreicher Moder		sandig-lehmiger Schluff bis lehmiger Sand						
	Bodenskelettanteil		Gefüge		Physiol. Gründigkeit		Durchwurzelung		
	10 - 60%		subpolyedrisch		95 cm		95+ cm		
Boden-Subtyp		schwach podsolige Braunerde							
Vegetation	Weiserpflanzen, ökolog. Gruppe		Oxalis acetosella (II-IV, 2-4); Dryopteris dilatata (III 3); Holcus mollis (II 2b); Carex remota (IV 3-4a); Luzula luzuloides (II 2c); Deschampsia flexuosa (II 2a); Dryopteris carthusiana (III 2); Gymnocarpium dryopteris (III 3); Carex pilulifera (II 2a);						
	Potentielle natürliche Waldgesellschaft		Hainsimsen-Buchenwald						
	Waldbestand mit derz. Bonitäten		BU 160; Bonität 2,3						
Forstgeschichte		Naturwaldparzelle seit 1992							
Gelände-wasser-haushalt	frisch bis mäßig frisch, frisch			Trophie	schwach mesotroph				
	134 mm nWSK (bis 90 cm)								
Standort	Geländewasserhaushalt, Waldgesellschaft und Boden-Subtyp (-Form)								
	Hessen: Obere BMZ - schwach subatlantisch - frisch - schwach mesotroph (4 4 1 2)								
	Nds.: frisch mit Tendenz zu mäßig frisch mit mäßiger Nährstoffversorgung; basenarmes Silikatgestein mit verlehmtter Decke; 9(t).3.(3-).2.2.								
Waldbau	Standörtl. Mögl. Baumarten		BU, FI, DGL, KTA, ELA, TEI						
	Betriebszieltypen		DGL/BU, FI/BU, ELA/BU, BU/TEI, BU						

Tabelle 2: Profilbeschreibung

Horizont- und Schichten-symbole	Tiefen- und Mächtigkeitsangaben	Bodenfarbe, Bodenart, Bodenskelettanteile, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Makrogefüge und Lagerungsdichte, Fleckung, Konkretionen, Durchwurzelung, Horizontbegrenzung
Humusauflage:		
OL	6,3 - 4,5	locker bis schwach schichtig gelagerte Blattstreu
Of	4,5 - 2,4	vernetzt bis lockere F-Schicht, mittel, tw. stark durchwurzelt
Oh	2,4 - 0	bröckelige, mittel bis stark durchwurzelte Humusschicht
Mineralboden:		
I Ahe	0 - 3,5	braungrauer, sandig lehmiger Schluff; 7% Grus und 3% Steine; karbonatfrei; mittelhumos; kohärent; mittel feindurchwurzelt; LD 2
Bhv	3,5 - 14	brauner, sandig lehmiger Schluff; 15% Grus und 3% Steine; karbonatfrei; schwach humos; stellenweise Humusanreicherung; subpolyedrisch; Aggregate bis 5 mm; stark fein-, schwach grobdurchwurzelt, LD 2
VII Bv	14 - 32	brauner sandig-lehmiger Schluff bis schw. sandiger Lehm; 20% Grus und 5% Steine; karbonatfrei; sehr schwach humos; subpolyedrisch; Aggregate bis 5 mm; mittel fein-, schwach grobdurchwurzelt; LD 2,0
II Bv	32 - 60	rotbrauner schluffig lehmiger Sand; 40% Grus und 3% Steine; karbonatfrei; subpolyedrisch; Aggregate bis 5 mm; mittel fein- und schwach grobdurchwurzelt; LD 2,5
Bv/Cv	60 - 95	rotbrauner lehmiger Sand; 55% Grus und 5% Steine; karbonatfrei; subpolyedrisch; Aggregate bis 5 mm; gebleicht; fleckig; schwach fein- und sehr schwach grobdurchwurzelt



Abb. 2: Profillfoto (Thomas Hövelmann)

Tabelle 3: Bodenchemie und -physik (Limker Strang 2013)

Tiefe	pH	pH
cm	(DIN-H ₂ O)	(DIN-KCl)
OLF	4,15	3,40
OH	3,68	2,79
0 - 5	3,73	2,86
5 - 10	3,83	3,08
10 - 30	4,15	3,52
30 - 60	4,54	4,02
60 - 90	4,44	3,96

eff. Austauschkapazität NH₄Cl, Auflage Königswasser

Tiefe	BS	AK	Ca	Mg	K
cm	%	kmol(c)/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
OLF	-	-	92	19	44
OH	-	-	44	23	59
0 - 5	10	44	40	10	45
5 - 10	6	40	16	4	28
10 - 30	4	108	25	7	62
30 - 60	3	133	19	5	74
60 - 90	3	227	19	9	130
0 - 90	6	551	120	36	339
Summe			256	78	442

Elementaranalyse

Tiefe	C	N	C/N
cm	t/ha	t/ha	-
OLF	14,0	0,58	24
OH	13,0	0,70	19
0 - 5	33,2	1,70	20
5 - 10	14,7	0,79	
10 - 30	24,2	1,65	
30 - 60	12,4	1,29	
60 - 90	8,9	1,06	
0 - 90	93,4	6,50	
Summe	120,4	7,77	

Bewertungsrahmen nach der Forstlichen Standortskartierung (AK Standortskartierung 2003)							
(eff. Wurzelraum mit Auflagehumus)	sehr gering	gering	gering mittel	mittel	mittel hoch	hoch	sehr hoch
Basensättigung (%)	7	20	30	50	70	85	
Ake (kmolc/ha)	50	100	250	500	1000	2000	
Ca (kg/ha)	200	400	800	2000	4000	8000	
Mg (kg/ha)	50	100	200	500	1000	2000	
K (kg/ha)	200	400	600	800	1200	1600	
C (t/ha)	50		100	200		400	
N (t/ha)	2,5		5,0	10,0		20,0	
C/N	35	25	20	16	12	10	
Pufferbereiche pH (H ₂ O)	Fe-Oxid	Al-Oxid	Austauscher	Kohlensäure/Silikat	Carbonat		
	3,5	4,2	5,0		6,2		
nutzbare Feldkapazität (mm)	äußerst gering	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch	äußerst hoch
	30	60	90	120	180	240	

Tiefe	TRD Fb	GBA	Masse	nFK
cm	g/cm ³	Vol%	t/ha	mm
OLF	-	-	33	
OH	-	-	39	
0 - 5	1,12	3	544	14
5 - 10	1,33	14	573	12
10 - 30	1,40	38	1756	33
30 - 60	1,48	39	2689	38
60 - 90	1,72	29	3672	36
0 - 90	1,51	32	9234	134

Steindichte: 1,99 g/cm³

Geschichte

Der Vergleich der heutigen Waldflächenausdehnung mit der Sollingkarte des Johannes Krabbe aus dem Jahre 1603 sowie der Kurhannoverschen Landesaufnahme von 1783 zeigt, dass es sich bei der Naturwaldfläche um einen historisch alten Laubwaldstandort handelt, der vermutlich vorwiegend mit Buche bestockt gewesen ist (Abb. 3). Aufgrund der Nähe zu dem im 12./13. Jahrhundert gegründeten und später wüst gefallenen Ort Lynbeke dürfte die Naturwaldfläche im Mittelalter intensiv beweidet worden sein. Auch eine Ackernutzung ist aufgrund der damaligen Ortsnähe nicht ausgeschlossen, jedoch durch Spuren nicht belegt.

Die zahlreichen Meilerplätze zeigen, dass der Waldbestand in erheblichem Umfang zur Gewinnung von Holzkohle genutzt worden ist. Mit dem Ende der Eisenverhüttung, der Wanderglashütten und der endgültigen Ablösung aller Weiderechte wurde im 19. Jahrhundert die geregelte Forstwirtschaft flächendeckend im Solling eingeführt.

Der Buchenbestand des Naturwaldes ist zwischen 1836 und 1846 aus Naturverjüngung und Pflanzung entstanden. Ein starker Eingriff erfolgte durch einen modifizierten Seebach'schen Lichtungshieb in den späten 1940er Jahren. Dabei wurden ca. 1.700 m³ Holz entnommen, was einem Nutzungsansatz von 80-90 m³ je Hektar entspricht. Die modifizierten Seebach'schen Lichtungshiebe wurden üblicherweise in einem Bestandesalter von 70-80 Jahren durchgeführt, um die große Brennholznachfrage zu befriedigen und zu gewährleisten, dass sich der Bestand in den nachfolgenden Jahrzehnten durch Lichtungszuwachs an den verbleibenden Buchen wieder vollständig schließen konnte. In den 1960er Jahren grassierte der Buchenschleimfluss auch im heutigen Naturwald. Die geschädigten Buchen wurden entnommen.

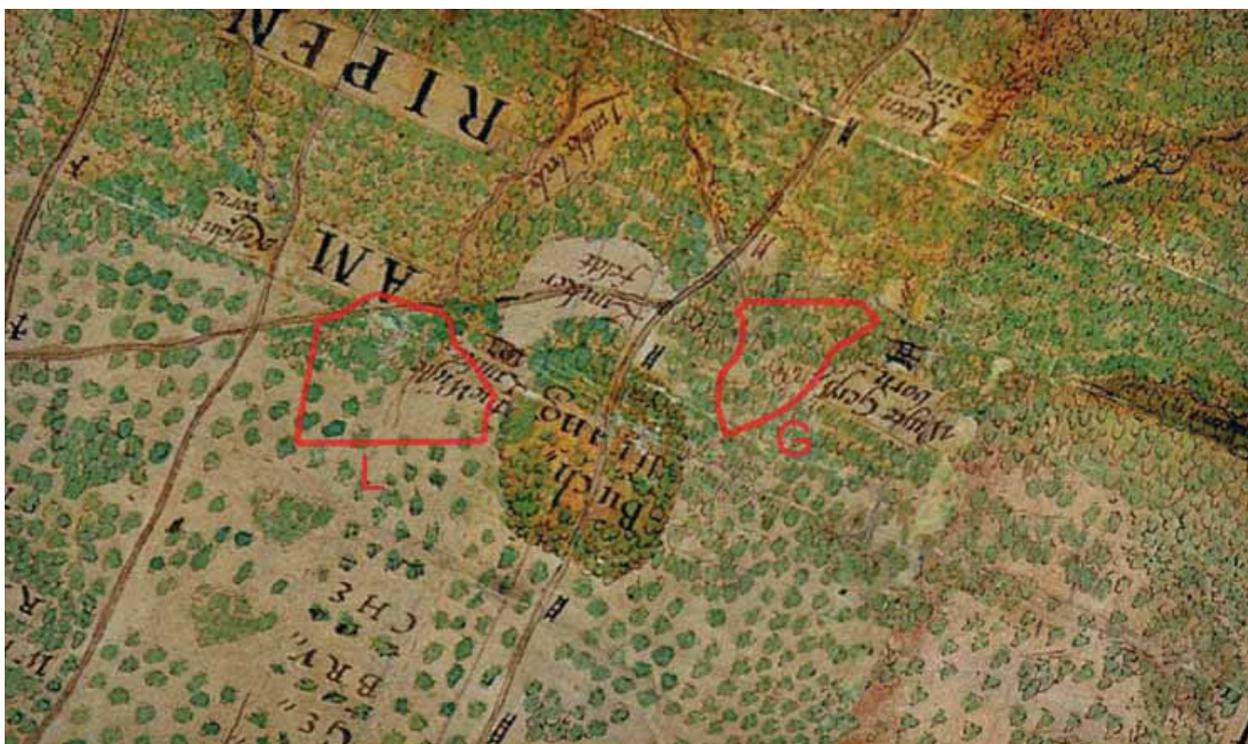
Tabelle 4: Chronik des Naturwaldes Limker Strang

5. Jh.:	Beginnende Besiedelung des Sollings
12./13. Jh.:	In unmittelbarer Nähe des Naturwaldes wird die Ortschaft Lynbeke gegründet
1410:	Waldweide um Lynbeke urkundlich belegt
15. Jh.:	Dorf Lynbeke fällt wüst
1603:	Die Karte „Abriss des Sollings“ wird von Johannes Krabbe gezeichnet. Der heutige Naturwald Limker Strang ist als teils offener Laubwald dargestellt
1655-ca.1690:	Glashütte „Am Lakenborn“ in Betrieb
1735/1736:	Sollinger Forstbereitungsprotokoll: Der Limker Strang wird von den Dörfern Vahle und Dinkelhausen zur Waldweide und Hute genutzt. Er ist zu dieser Zeit mit „...alten und jungen Buchenholtze, Bircken, Espen und Söhlen (Salweiden) auch einzeln alten Eichen bewachsen...“. „An diesem Orte müßten die Bircken und Söhlen nach einigen Jahren ausgehauen und vekohlet werden, damit der darunter stehende Buchen Anflug seinen Wachstum erreichen, und der Ort zu Flöße Holtze wieder angezogen werden könne.“
1750:	Die Fichte wird in den Solling eingeführt
1766:	Ein Wirbelsturm am Himmelfahrtstag 1766 vernichtet im Solling ca. 90.000 Fm Holz
1776-1785:	Der Solling liefert 8.267 Eichenstämme
1783:	Kurhannoversche Landesaufnahme zeigt den heutigen Naturwald als Forstort „Limker Strang königl.“ im geschlossen bewaldeten Solling
1825:	5.000 Hektar des Sollings werden von Blößen eingenommen
1836 und 1846:	Aus Naturverjüngung und Pflanzung geht der heutige Bestand des Limker Strangs hervor
Ende 19. Jh.:	Weiderechte im Solling werden abgelöst
späte 1940er Jahre:	Entnahme von ca. 1.700 Festmetern im Rahmen Modifizierter Seebach'scher Lichtungshiebe im Naturwald innerhalb weniger Jahre
Ende 1960er Jahre:	Vermehrtes Auftreten von Schleimfluss an Buche
1970/1971:	Entnahme kranker, schleimflussgeschädigter Buchen (ca. 500 Festmeter)
1972:	Ausweisung des Naturwaldes Limker Strang
13.11.1972:	Der Novemberorkan wirft zahlreiche Altbuchen; das stärker dimensionierte Stammholz wird aus dem Naturwald gerückt und genutzt
1975:	Kernfläche 2 wird gegattert
1976:	Windwurf; das Holz verbleibt im Naturwald
1977:	Vom Borkenkäfer befallene Fichten im Nordwesten des Naturwaldes werden aufgearbeitet

Fortsetzung Tabelle 4:

1970er Jahre:	Der Naturwald wird häufig vom Militär als Biwakfläche und zu sonstigen Manövern genutzt
1987:	Flächenänderung im Limker Strang: die nordöstliche Ecke jenseits der Grasborner Bruchstraße wird aus dem Naturwald entlassen. Im Norden wird die Grenze an die Grasborner Bruchstraße verlegt. Die neue Flächengröße beträgt 20,5 Hektar
1990	Einzelwürfe durch die Stürme „Vivian“ und „Wiebke“
Mitte 1990er Jahre:	Vermehrtes Auftreten von Stammbrüchen mit Pilzbesiedelung bei starken Buchen
2004-2007:	Revierleiter meldet Buchensterben auf ganzer Fläche, besonders stark im Ostteil
18.01.2007:	Durch Orkan „Kyrill“ werden auf ganzer Fläche Bäume geworfen und abgebrochen

Durch den Jahrhundertsturm „Quimburga“ am 13. November 1972, der mit Orkanböen von mehr als 160 km/h Niedersachsen überquerte, wurde das Kronendach des unmittelbar vorher ausgewiesenen Naturwaldes durch Einzel- und Gruppenwürfe erneut stark aufgerissen. Die geworfenen und angeschobenen Buchen wurden damals geerntet. Das Windwurfholz eines wenige Jahre später im Februar 1976 folgenden Sturms ist hingegen im Naturwald verblieben. Nach dem Trockenjahr 2003 kam es – z. T. in Verbindung mit den Stürmen Kyrill (2007) und Emma (2008) – wieder zu einer verstärkten Lückenbildung durch die Buchen-Komplexkrankheit (Tab. 4).



Kartengrundlage: "Abriss des Sollings" von Johannes Krabbe (1603), herausgegeben von der Historischen Kommission für Niedersachsen und Bremen

Abb. 3: Waldbestockung um 1603 nach J. Krabbe und Lage der Naturwälder Limker Strang (L) und Grasborner Bruch (G)

Vegetation und Bestockung

Auf dem Rücken herrscht das pflanzenartenarme *Luzulo-Fagetum typicum* vor, das an den frischeren Hängen in die *Oxalis acetosella*-Variante übergeht (Gerlach 1970, Scheunert 1999, Weckesser 2003). Die aktuelle Baumartenzusammensetzung ist sehr naturnah ausgeprägt.

Gemäß den Angaben der Forsteinrichtung handelt es sich in der Hauptfläche um einen zum Stichtag 01.01.2002 151-jährigen überwiegend einschichtigen Buchenbestand, der lediglich in den kalamitätsbedingten Lücken und Löchern eine, teilweise sehr dichte Buchen-Naturverjüngung aufweist.

Gitternetz und Stand der Untersuchungen

Im Limker Strang wurde ein dauerhaft vermarktes, oberflächlich sichtbares Gitternetz im 50 x 50m-Verbund eingerichtet (Abb. 4). Die Gitternetzpunkte sind die Mittelpunkte von 0,05 ha großen Probekreisen, auf denen Waldstruktur und Gehölzverjüngung in den Jahren 1991, 2003 und 2013 erfasst worden sind.

Analog zur Bearbeitung anderer niedersächsischer Naturwälder (Schmidt & Schmidt 2007, Schmidt 2012) erfolgte die Aufnahme der Gefäßpflanzen-Flora (Pteridophyta, Spermatophyta) im 100 x 100m-Raster (insgesamt 13 volle 1 ha-Rasterfelder). Die Vegetation wurde auf dem auf 125 m² großen NO-Viertel der Probekreise im 100 x 100m-Rasters aufgenommen. Seit 1975 existieren im Limker Strang eine gezäunte und eine ungezäunte Kernfläche von jeweils 1,5 ha Größe. Die Waldstruktur der Kernflächen wurde 1972, 1982, 1999 und 2003 erfasst. Eine Aufnahme der Gehölzverjüngung erfolgte 2003.

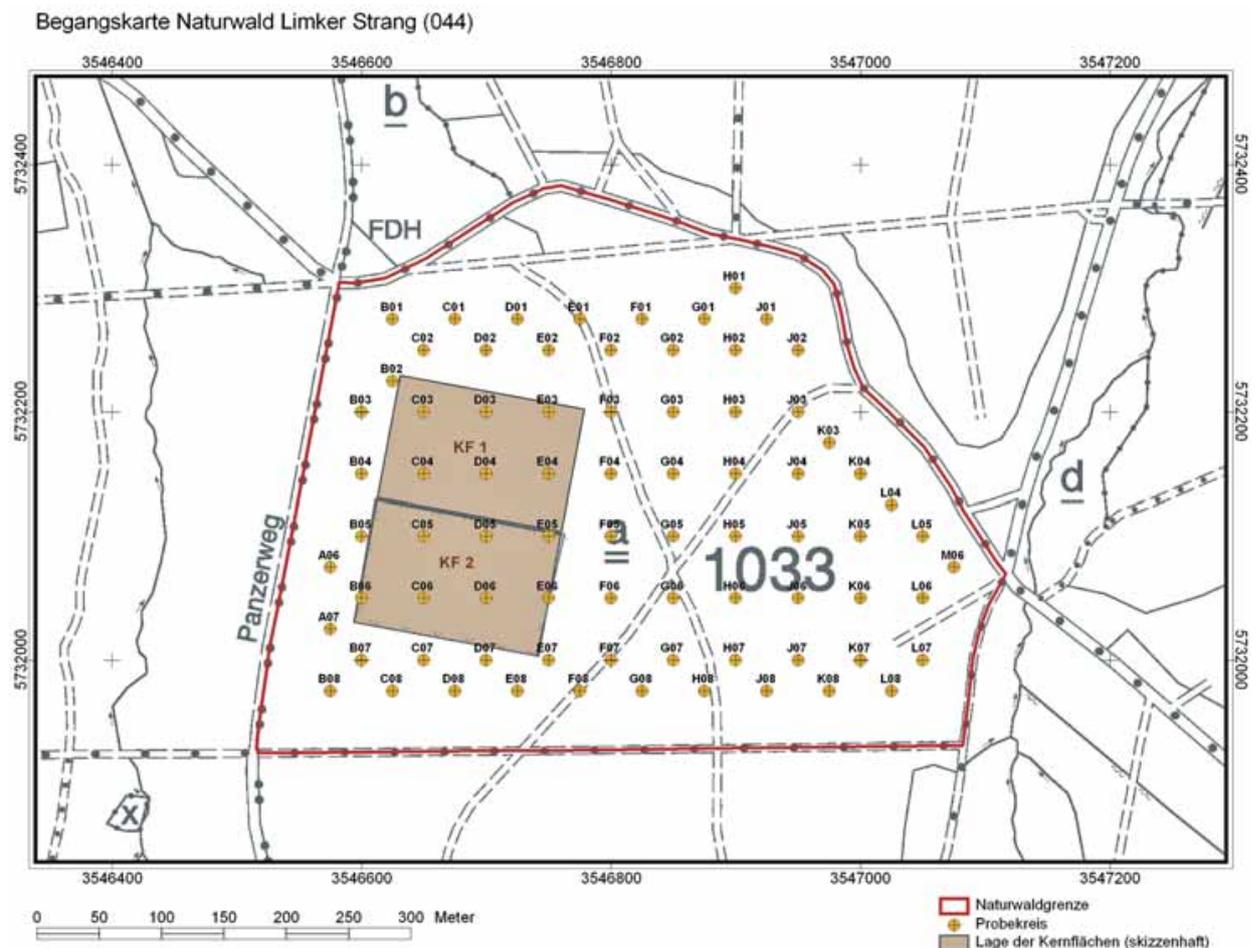


Abb. 4: Probekreisraster und Lage der Kernflächen im Naturwald Limker Strang

Die Aufnahme der Flora und Vegetation erfolgte 1998 durch A. Scheunert (1999), die Wiederholungsaufnahme 2011 durch W. Schmidt (unpubl.). An den Gitternetzpunkten und auf den Kernflächen wurde bei den Vegetationsaufnahmen der Deckungsgrad der Arten – nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht getrennt – direkt in Prozent geschätzt. Von den Kryptogamen (Bryophyta, Lichenes) existiert aus dem Untersuchungsjahr 1998 neben den Angaben zu den Vegetationsaufnahmen auch eine Gesamtartenliste für das Reservat mit der Unterscheidung, ob die Moos- und Flechtenarten auf Erde, organischer Auflage, Totholz, Steinen oder an der Rinde gefunden wurden. 2011 wurden nur die bodenbewohnenden Moose an den Vegetationsaufnahmeflächen bestimmt.

Der Naturwald Limker Strang ist zudem Gegenstand einer detaillierten Untersuchung der Lückendynamik, die auf einer Luftbildzeitreihe der Jahre 1982, 1992, 2000, 2004 und 2009 basiert.

Untersuchungsergebnisse

Flora

Im Vergleich der Jahre 1998 und 2011 zeigt die Gefäßpflanzenflora einen dramatischen Rückgang in der Artenzahl. Wurden von Scheunert (1999) noch insgesamt 106 Farn- und Blütenpflanzenarten gefunden, waren es 2011 nur noch 41 Arten. Dieser Rückgang war besonders ausgeprägt in der Flora der Randbereiche des Naturwaldes Limker Strang: wurden 1998 noch 54 Arten ausschließlich dort notiert, waren dies 2011 nur noch 5 Arten. Dabei sind allerdings Unterschiede in der Aufnahmemethodik nicht ganz auszuschließen: Während Scheunert (1999) offensichtlich auch alle Arten auf den Grenzwegen des Reservats mit aufnahm, wurde von W. Schmidt 2011 eine Art erst notiert, wenn sie in etwa 5 m Entfernung von den angrenzenden Waldwegen und Abteilungslinien im Reservat auftrat, d. h. außerhalb des durch Befahren, Betretens oder Forstwirtschaftsmaßnahmen häufig gestörten Bereichs. Dementsprechend finden sich unter den 2011 nicht wiedergefundenen Arten besonders viele waldtypische Störungszeiger sowie Grünland- und Ruderalarten. Aber auch, wenn man nur die Gefäßpflanzenflora im Kernbereich des Naturwaldes, d.h. im Bereich der 13 1 ha-großen Rasterfelder betrachtet, bleibt der starke Artenrückgang markant: Hier ging die Gesamtartenzahl von 53 auf 36 Arten zurück, die mittlere Artenzahl sank von im Mittel 23 Arten/ha signifikant auf 12 Arten/ha ab.

Typisch für viele Naturwälder ist die geringe Zahl an gefährdeten Arten (Rote-Liste-Arten). Nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen (Garve 2004) zählte im Naturwald Limker Strang 1998 und 2011 hierzu allein *Monotropa hypopitys* (Fichtenspargel). Das 1998 von Scheunert (1999) angegebene Vorkommen von *Epilobium collinum* (Hügel-Weidenröschen) im Randbereich des Naturwaldes muss als fraglich angesehen werden, da kein Herbarbeleg existiert und frühere Vorkommen im Solling nach 1980 nicht mehr bestätigt werden konnten (Garve 2007). Auffällig für den Naturwald Limker Strang ist das vollständige Fehlen von Neophyten (Schmidt 2012). Selbst *Impatiens parviflora* (Kleines Springkraut), welches inzwischen in fast allen Wirtschaftswäldern des Sollings zu finden ist (Schmidt et al. 2008), hat es bisher nicht geschafft, in den Naturwald einzudringen. Als Gründe für das Fehlen der Kleinen Springkrauts können das Ausbleiben von Bodenstörungen (insbesondere durch das Befahren mit Forstmaschinen, Ebrecht & Schmidt 2005, 2008) und Kalkungsmaßnahmen (Schmidt 2002) angesehen werden.

Die Gesamtartenliste an Moosen umfasste 1998 31 Arten, 2011 wurden als bodenbewohnend auf den Vegetationsaufnahmeflächen an Gitternetzpunkten und in den beiden Kernflächen 19 Moosarten notiert.

Vegetation

Die Vegetationsentwicklung im Zeitraum zwischen 1998 und 2011 zeigt ein Vergleich von 19 Aufnahmen an den Gitternetzpunkten, die außerhalb der gezäunten Kernfläche 2 liegen (Tab. 5). In der Baumschicht ist ein markanter Rückgang im Deckungsgrad festzustellen, der auch im Einklang mit der deutlichen Zunahme von Lücken durch absterbende, einzelne Buchen seit dem Trockenjahr 2003 steht (Scheunert 1999, Meyer & Feldmann 2011). Das Aufnahmejahr 2011 war zudem geprägt durch ein sehr trockenes Frühjahr, so dass die austreibenden Blätter der Buche sehr klein blieben. In Verbindung mit einem starken Woll- und Blattlausbefall und reicher Blüte und Fruktifikation der Buche blieb das Kronendach 2011 sicher sehr viel lichtdurchlässiger als in Normaljahren. Gegenüber 1998 ist die nachwachsende Verjüngung im Randbereich der älteren Lücken verstärkt in die Strauchschichthöhe hineingewachsen, so dass sich heute der Naturwald Limker Strang aus einem kleinflächigen Mosaik noch geschlossener Altbestände und Verjüngungskegel mit bis zu 10 m hohen Buchen darstellt. Die Ebereschen- und Fichten-Sämlinge, die 1998 noch in etwa der Hälfte der Aufnahmeflächen in der Krautschicht zu finden waren, traten 2011 nur noch selten auf und erreichten mit Ausnahme einzelner Fichten auch nie die Strauchschichthöhe. Stark zurückgegangen sind alle krautigen Arten, so dass der Deckungsgrad und die mittlere Artenzahl der Krautschicht 2011 nur noch weniger als ein Fünftel von dem beträgt, was 1998 vorhanden war. Der Rückgang betrifft zum einen typische Arten des *Luzulo-Fagetums* wie *Luzula luzuloides*, *Deschampsia flexuosa* und *Carex pilulifera*. Dies kennzeichnet eine Entwicklung, die auch aus bewirtschafteten Buchenwäldern des Sollings bekannt ist (Weckesser & Schmidt 2004). Als Ursache wird u.a. die zunehmende Eutrophierung der Standorte durch Stickstoffeinträge vermutet, die auch vor den Naturwäldern nicht halt macht. Von Bodenschutzkalkungen ist der Naturwald Limker Strang – im Gegensatz zu den Wirtschaftswäldern im Solling – bisher ausgespart geblieben. Stark zurückgegangen sind neben den Säurezeigern aber auch Arten frischer und luftfeuchter Standorte wie *Oxalis acetosella*, *Carex remota*, *Dryopteris dilatata*, *D. carthusiana* und *Gymnocarpium dryopteris*. Angesichts des bereits deutlich montan geprägten Klimas im Limker Strang mit Niederschlägen von mehr als 1000 mm, einer mittleren Jahrestemperatur von 7.3°C und einer hohen Zahl von Nebeltagen (Gauer & Aldinger 2005) überrascht dieses Ergebnis zunächst. Da es bei den poikilohydran Moosen keine gleichsinnig verlaufende Entwicklung gibt (Tab. 5), hängt der Rückgang bei den Frische- und Feuchtezeigern der homoiohydran Gefäßpflanzen möglicherweise mit der zunehmenden Zahl trockener

Sommer zusammen, die zu einem starken Wassermangel in der Humusaufgabe des *Luzulo-Fagetum* führen können. Viele der genannten Arten wurzeln überwiegend in der Auflage und decken daraus ihren Wasserbedarf. Die rasche Austrocknung des Moders zeigte sich im Frühsommer 2011 u.a. darin, dass Buchensämlinge aus der Mast 2009 im Limker Strang großflächig abstarben, da ihrem Wurzelsystem noch der Anschluss an den Mineralboden fehlte. Auch die Farne begannen z. T. Anfang Juni bereits zu welken und hatten sich bis zu den Vegetationsaufnahmen im Juli nicht mehr erholt. Eine wahrscheinlich wichtigere Ursache für den Rückgang der genannten Frischezeiger dürfte aber das Fehlen von Bodenstörung und –verdichtung im Naturwald sein: *Oxalis acetosella*, *Carex remota* und verschiedene Farne finden sich in bodensauren Wäldern häufig vermehrt auf Rückegassen, wo sie mit ihren Wurzeln leichter Anschluss an den Mineralboden finden und der Boden leicht zur Staunässe neigt (Ebrecht 2005, Ebrecht & Schmidt 2005).

Tabelle 5: Vegetationsentwicklung im Naturwald Limker Strang 26 bzw. 39 Jahre nach Einstellung der forstlichen Bewirtschaftung. Vergleich der Vegetationsaufnahmen an ungezäunten Gitternetzpunkten (n = 19, 125 m²) in den Jahren 1998 und 2011. Stetigkeiten (S %) sowie Mittelwerte des Deckungsgrades (mD %). Fett gedruckte Zahlen zeigen signifikant höhere Deckungsgradwerte im Vergleich der Jahre. Bei den Arten der Kraut- und Moosschicht sind nur diejenigen aufgeführt, die mindestens 20 % Stetigkeit in einem Jahr erreichten.

	1998		2011	
Baumschicht 1, Deckungsgrad (%)	91.6		77.9	
Baumschicht 2, Deckungsgrad (%)	0.7		-	
Strauchschicht, Deckungsgrad (%)	10.6		30.0	
Krautschicht, Deckungsgrad (%)	4.1		0.6	
Krautschicht, Artenzahl/125 m ²	8.1		1.6	
Moosschicht, Deckungsgrad (%)	1.4		0.9	
Moosschicht, Artenzahl/125 m ²	2.7		2.7	
	S (%)	mD (%)	S (%)	mD (%)
Baumschicht				
<i>Fagus sylvatica</i>	100	90.3	95	75.8
<i>Quercus robur</i>	5	1.1	5	2.1
<i>Picea abies</i>	5	0.8		
Strauchschicht				
<i>Fagus sylvatica</i>	53	11.0	74	30.0
<i>Picea abies</i>	5	0.5	4	0.1
Krautschicht				
<i>Oxalis acetosella</i>	68	0.7		
<i>Dryopteris dilatata</i>	53	0.2		
<i>Holcus mollis</i>	21	0.2		
<i>Carex remota</i>	21	0.1		
<i>Fagus sylvatica</i>	100	1.3	58	0.4
<i>Luzula luzuloides</i>	95	1.1	32	0.1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	84	0.6	11	≤ 0.1
<i>Dryopteris carthusiana</i>	53	0.3	16	≤ 0.1
<i>Sorbus aucuparia</i>	53	0.2	11	≤ 0.1
<i>Picea abies</i>	47	0.2	11	≤ 0.1
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	42	0.6	11	≤ 0.1
<i>Carex pilulifera</i>	21	0.1	5	≤ 0.1
Moosschicht				
<i>Polytrichum formosum</i>	95	1.0	79	0.7
<i>Dicranella heteromalla</i>	32	0.2	53	0.3
<i>Hypnum cupressiforme</i>	21	≤ 0.1	58	0.3
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	37	0.1	21	0.1

Der Einfluss des Schalenwildes (im Bereich des Limker Stranges kommen Rot-, Reh- und Schwarzwild vor) lässt sich aus einem Vergleich von gezäunten und ungezäunten Aufnahmeflächen der Kernflächen 1 und 2 erkennen (Tab. 6). Signifikante Unterschiede ergeben sich allein bei Fichte und Eberesche, die beide im Zaun höhere Stetigkeiten und Deckungsgrade in der Strauchschicht aufweisen. Die Buche selbst als eine bei den verbeißenden Schalenwildarten relativ wenig beliebte Baumart (Hessenmöller et al. 2011) ist in der Strauchschicht außerhalb des Zaunes sogar stärker vertreten als innerhalb des Zaunes der Kernfläche 2, was aber in erster Linie auf die ungleiche, kleinflächige Verteilung der Verjüngungslücken im Naturwald und kaum auf den Einfluss des Schalenwildes zurückzuführen ist. Alte Fegestellen und Bodenverwundungen durch Wildschweine in der gezäunten Kernfläche weisen daraufhin, dass der Zaun seit 1975 immer mal wieder undicht war. Aktuell ist aber auch außerhalb des Zaunes der Verbiss durch Rot- und Rehwild offensichtlich gering. Frische Schältschäden durch Rotwild konnten 2011 nicht gefunden werden. Dagegen war der Boden an einigen Stellen des Naturwalds stark von Wildschweinen durchwühlt, ohne dass dies zu einer markanten Änderung in der Bodenvegetation geführt hat.

Tabelle 6: Vegetationsentwicklung im Naturwald Limker Strang mit und ohne Schalenwildeinfluss. Vergleich der Vegetationsaufnahmen der ungezäunten Kernfläche I mit der seit 1975 gezäunten Kernfläche II im Jahr 2011 (n = 35, 400 m²). Stetigkeiten (S %) sowie Mittelwerte des Deckungsgrades (mD %). Fett gedruckte Zahlen zeigen signifikant höhere Deckungsgradwerte im Vergleich mit und ohne Zaun. Bei den Arten der Kraut- und Moosschicht sind nur diejenigen aufgeführt, die mindestens 20 % Stetigkeit in einer Kernfläche erreichten.

	KFI (ohne Zaun)		KFII (mit Zaun)	
Baumschicht, Deckungsgrad (%)	74.1		76.1	
Strauchschicht, Deckungsgrad (%)	22.2		12.3	
Krautschicht, Deckungsgrad (%)	0.6		0.5	
Krautschicht, Artenzahl/400 m ²	1.7		1.9	
Moosschicht, Deckungsgrad (%)	1.3		0.9	
Moosschicht, Artenzahl/400 m ²	3.1		2.7	
	S (%)	mD (%)	S (%)	mD (%)
Baumschicht				
<i>Fagus sylvatica</i>	100	74.1	100	76.1
Strauchschicht				
<i>Fagus sylvatica</i>	74	22.2	71	11.4
<i>Picea abies</i>			34	0.6
<i>Sorbus aucuparia</i>	6	≤ 0.1	34	0.5
Krautschicht				
<i>Fagus sylvatica</i>	91	0.6	86	0.5
<i>Dryopteris carthusiana</i>	28	≤ 0.1	40	0.2
<i>Picea abies</i>	6	≤ 0.1	20	0.1
<i>Sorbus aucuparia</i>	11	≤ 0.1	20	0.1
Moosschicht				
<i>Polytrichum formosum</i>	97	0.7	91	0.7
<i>Dicranella heteromalla</i>	77	0.5	54	0.3
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	40	0.2	20	0.1
<i>Hypnum cupressiforme</i>	34	0.2	49	0.2
<i>Atrichum undulatum</i>	23	0.1	11	≤ 0.1

Fazit

Ein Rückgang in der Artenzahl von Gefäßpflanzen ist typisch für Buchenwälder, die aus der Bewirtschaftung genommen sind (Schmidt & Schmidt 2007, Schmidt 2012). Ursache ist häufig eine dichter schließende Baumschicht mit der Folge eines verringerten Lichtangebots für die Bodenvegetation. Im Naturwald Limker Strang trifft dies nur bedingt zu, da sich das Kronendach durch absterbende Buchen im letzten Jahrzehnt aufgelichtet hat. Gleichzeitig hat aber auch die Strauchschicht deutlich zugenommen, so dass darunter von einem insgesamt verringerten Lichtangebot ausgegangen werden kann. Neben dem Lichtmangel dürfte aber auch die fehlende Bodenverwundung durch Bewirtschaftung sich negativ auf den Artenreichtum ausgewirkt haben. Der starke Rückgang an Frischezeigern unter den Gefäßpflanzen lässt auch einen Einfluss zunehmender Sommertrockenheit vermuten, während Moose die Trockenheit mit einer langen Ruheperiode unbeschadet

überstehen können. Durch Schalenwildverbiss werden im Naturwald Limker Strang „seltene“ Baumarten wie Fichte und Eberesche am Emporwachsen in der Verjüngung gehindert. Sie dürften aber auch im Zaun bei der hohen Konkurrenz der Buche langfristig keine Chance haben. Dies gilt auch für die Eiche, die zwar noch mit zahlreichen Mutterbäumen im Naturwald Limker Strang vertreten ist, aber selbst in gezäunten Lücken sich nicht etablieren konnte.

Waldstruktur und Gehölzverjüngung

Die seit 1991 zweimal wiederholte Probekreisinventur zeigt insgesamt eine Zunahme des Derbholzvolumens von 455 m³ auf 493 m³ je Hektar (Tab. 7). Der bereits bei der ersten Erfassung geringe Anteil der Mischbaumart Fichte ist weiter gesunken. Durch den Ausfall von zwischenstündigen Buchen und insbesondere durch die erneute Welle der Buchen-Komplexkrankheit ist das Totholzvolumen auf 45 m³ je Hektar angestiegen.

Tabelle 7: Hauptergebnisse der Probekreisinventur 2013 und Differenz zur Erhebung 1991 (Mittelwerte aus 19 0,05 ha großen Probekreisen)

Baumart	Jahr/ Differenz	stehend			liegend tot	Totholz gesamt	
		lebend		tot			
		Stamm- zahl ha ⁻¹	Grund- fläche [m ² /ha ⁻¹]	Volumen [m ³ /ha ⁻¹]	Stamm- zahl ha ⁻¹	[m ³ /ha ⁻¹] [*]	[m ³ /ha ⁻¹] [*]
Buche	2013	141	30	493	15	30	44
	Diff.	-25	+1	+38	+13	+28	+40
Fichte	2013	< 0,5	0,5	0,5	0	1	1
	Diff.	0	0	0	0	+1	+1
Summe	2013	141	30	493	15	32	45
	Diff.	-25	+1	+38	+13	+29	+41

^{*} = Derbholzvolumen aller stehenden Objekte mit einem BHD ≥ 7 cm und aller liegenden Objekte mit einem Durchmesser am stärksten Ende ≥ 20 cm
Höhere allgemeine Erläuterungen siehe Anhang

Die fast ausschließlich aus Buchen bestehende Gehölzverjüngung ist sehr ungleichmäßig verteilt und findet sich vorwiegend in den älteren Lücken aus den 1970er Jahren. An der Zunahme der Stammzahl in der höchsten Höhenklasse wird deutlich, dass sie von der Auflichtung des Kronendaches profitiert (Tab. 8). Durch hohe Mortalität der unterdrückten Individuen in Verbindung mit dem Aufwachsen der verbleibenden Bäumchen sinkt die Anzahl der Jungpflanzen in den unteren Höhengstufen stark ab. Neben der Buche kommen Eberesche und Fichte in geringen Anteilen vor. Alle zeigen einen negativen Entwicklungstrend.

Tabelle 8: Mittelwerte der Pflanzenzahlen der Verjüngungsinventur 2013 und Differenz zur Erhebung 1991 (Mittelwerte aus 19 0,05 ha großen Probekreisen)

Baumart	Aufnahmejahr/ Differenz	Höhenklasse [m]			Summe
		<0,5	0,5-2,0	>2,0	
Buche	2013	211	1166	1074	2451
	Diff.	-5200	-1747	+1036	-5912
Eberesche	2013	0	0	4	4
	Diff.	-168	-135	+4	-299
Fichte	2013	21	0	0	21
	Diff.	-126	0	0	-126
Summe	2013	232	1166	1078	2476
	Diff.	-5495	-1882	+1040	-6337

Lückendynamik

Zusammen mit dem Naturwald Lüßberg im nordwestdeutschen Tiefland ist der Naturwald Limker Strang Gegenstand einer detaillierten Untersuchung der Lückendynamik. Eine Luftbildzeitreihe zeigt, dass sich das Kronendach im Limker Strang nach den Stürmen der 1970er Jahre bis zum Jahr 2004 wieder weitgehend geschlossen hatte (Abb. 5, Tab. 9). Die entstandenen Lücken haben sich vergleichsweise schnell wieder geschlossen. Auch die Februarstürme Vivian und Wiebke (1990) führten zu keiner wesentlichen Vergrößerung der vorhandenen Lücken.

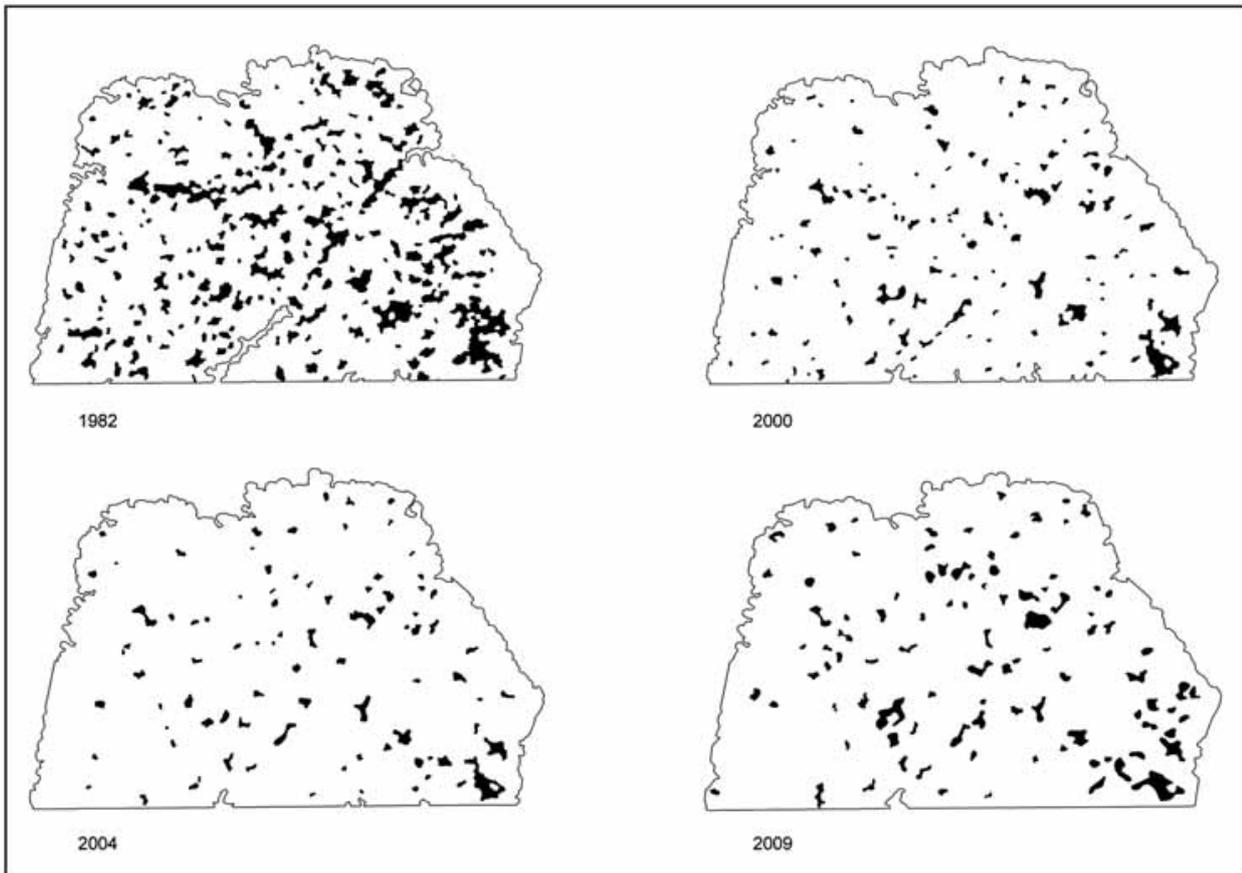


Abb. 5: Lückenentwicklung 1982-2009

So fiel der Flächenanteil von Lücken von etwas mehr als 10 % im Jahr 1982 zunächst auf rund 2 % im Jahr 2004. Seitdem ist eine erneute Öffnung auf mehr als 4 % der Bestandesfläche zu beobachten. Die Lücken weisen eine geringe mittlere Größe zwischen rund 80 und 130 m² auf (Tab. 9).

Tabelle 9: Kennwerte zur Struktur der Kronendachlücken im Naturwald Limker Strang

Jahr	Anzahl ha ⁻¹	Flächenanteil [%]	mittlere Größe [m ²]
1982	8.2	10.2	124
1992	5.4	4.6	84
2004	3.2	2.4	74
2009	4.6	4.3	95

Das entspricht in etwa der Fläche, die die Krone einer einzelnen älteren Buche einnimmt. Interessanterweise ist die Erweiterung vorhandener Lücken nicht wahrscheinlicher als die Entstehung neuer Lücken an anderer Stelle.

Diese Erkenntnis ist für die Abschätzung des langfristigen Altersaufbaus des Naturwaldes entscheidend. Eine Selbstverstärkung der Lückenbildung würde in einer Art Dominoeffekt dazu führen, dass der Altbestand in vergleichsweise kurzer Zeit zerfällt und die nachfolgende Baumgeneration recht altersgleich und homogen aufwächst. Findet hingegen die Lückenbildung unabhängig von den bestehenden Lücken statt, entsteht langfristig ein heterogen aufgebauter ungleichaltriger Bestand.

Exkursionspunkt 5b

Der Naturwald Friedrichshäuser Bruch (E5b)

Katja Lorenz, Peter Meyer, Andreas Mölder, Marcus Schmidt, Wolfgang Schmidt

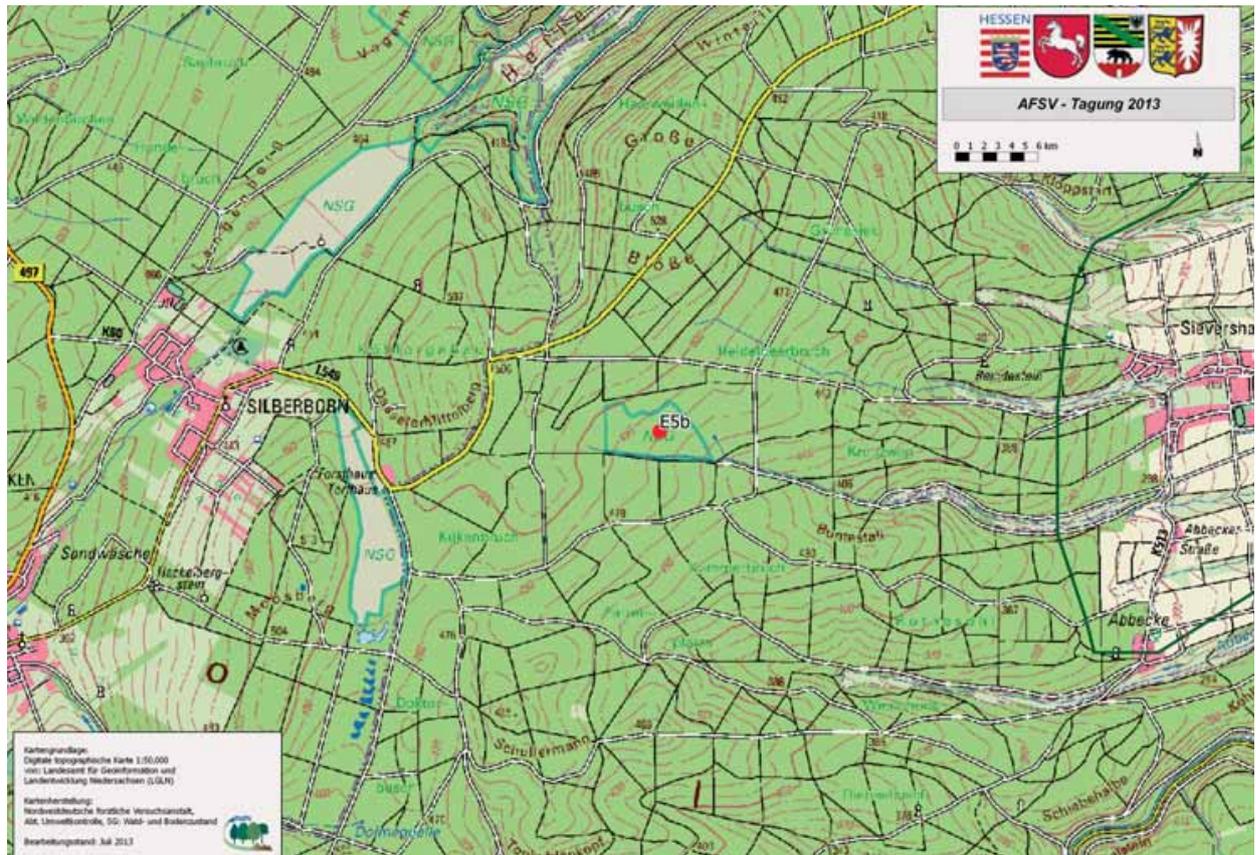


Abb. 1: Lageskizze

Der Naturwald Friedrichshäuser Bruch befindet sich im Hochsolling zwischen den Ortschaften Silberborn und Sievershausen. Das 26,2 Hektar große Hangquellmoor liegt etwa 1,5 km südlich der „Großen Blöße“ und erstreckt sich auf ca. 460 bis 500 m ü. NN über ein schwach nach Südosten geneigtes Plateau. Bereits 1912 wurde der Westen des Friedrichshäuser Bruches zum Naturdenkmal erklärt und 1938 als 13,9 Hektar großes Naturschutzgebiet ausgewiesen. 1947 erfolgte eine Erweiterung der Fläche auf seine heutige Größe. Seitdem ist die wirtschaftliche Nutzung der Fläche per Verordnung untersagt. Waldbauliche Maßnahmen, die zur Erhaltung und Sicherung des Gebietes beitragen, blieben davon unberührt. 1972 wurde das Gebiet zum Naturwald erklärt. Das Friedrichshäuser Bruch ist heute Bestandteil des FFH-Gebietes „Moore und Wälder im Hochsolling, Hellental“ und des EU-Vogelschutzgebietes „Solling“.

Geologie und Boden

Im Friedrichshäuser Bruch dominieren Moorstandorte. Das Gebiet ist als Hangquellmoor mit mindestens fünf Quellbereichen (Schichtquellen) einzuordnen. Kleinflächig finden sich Initialstadien einer regenwasser-gespeisten Hochmoorbildung. Das geologische Ausgangsgestein bildet der Mittlere Buntsandstein. Dieser verwitterte zu sandigem oder sandig-schluffigem Lehm, der wasserundurchlässig ist. Tonreiche eiszeitliche Fließerden und Lösslehmablagerungen verstärken diesen Effekt. Das Moorwachstum begann hier vor etwa 2.700 Jahren. Die Torfschicht (Bruchwaldtorf) hat heute eine Mächtigkeit von bis zu 1,6 m erreicht.

Nach den Ergebnissen der forstlichen Standortskartierung wird ungefähr die Hälfte des Naturwaldes von Moorstandorten eingenommen (Abb. 2). Auf 28 % der Fläche finden sich stärker wechselfeuchte bis stau-feuchte und auf 11 % staunasse Standorte. Die Nährstoffversorgung ist überall schwach mesotroph. Ähnlich wie im Naturwald Limker Strang besteht hier jedoch eine Diskrepanz zu den Ergebnissen der vegetationsökologischen Untersuchungen, die die Nährstoffversorgung als oligotroph einordnen.

In den Randbereichen des Bruches finden sich als bodenkundliche Besonderheit Stagnogleye, die aufgrund ihrer milchig-weißen Farbe auch als „Molkenböden“ bezeichnet werden. Über einer wasserundurchlässigen

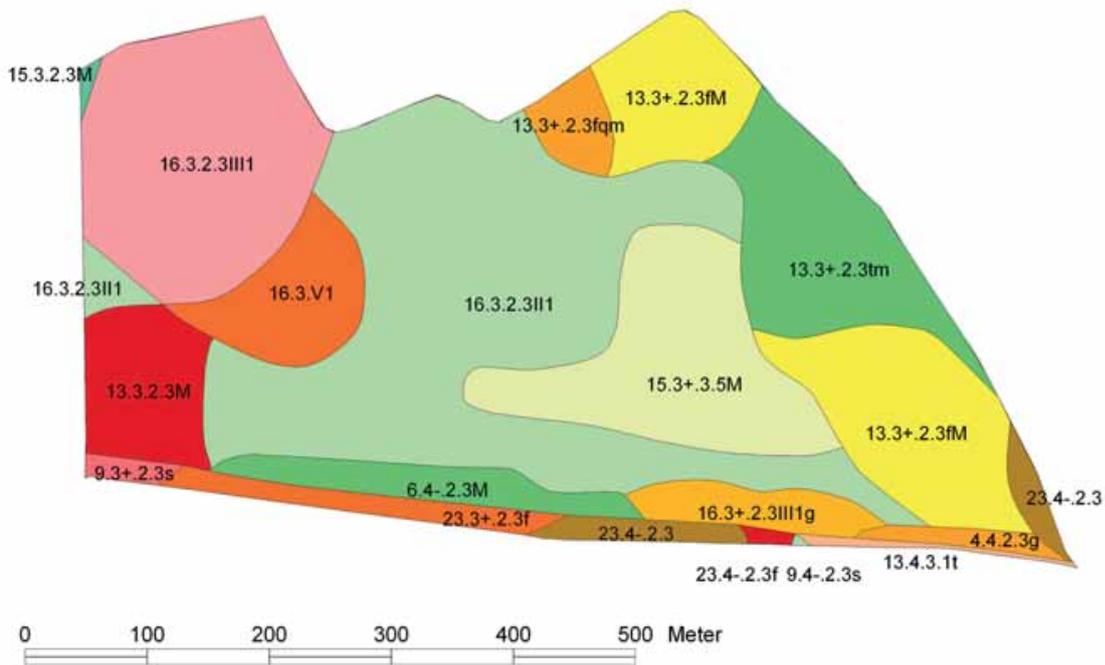


Abb. 2: Forstliche Standortskartierung (Definition Schlüsselnummern: Wasserhaushaltszahl: 13 = stärker wechselfeucht bis stau-feucht/Ebene, 15 = staunass/Ebene, 16 = Moorstandorte; Nährstoffziffer: 3 = schwach mesotroph; Substrat- und Lagerungszahl 2.3 = basenarmes Silikatgestein; 3.5 = Löss; Moorkennung II = Moormächtigkeit 30-50cm, III = Moormächtigkeit 50 -100cm, V = Moormächtigkeit > 150cm, M = mit Moorauslage bis 30cm)

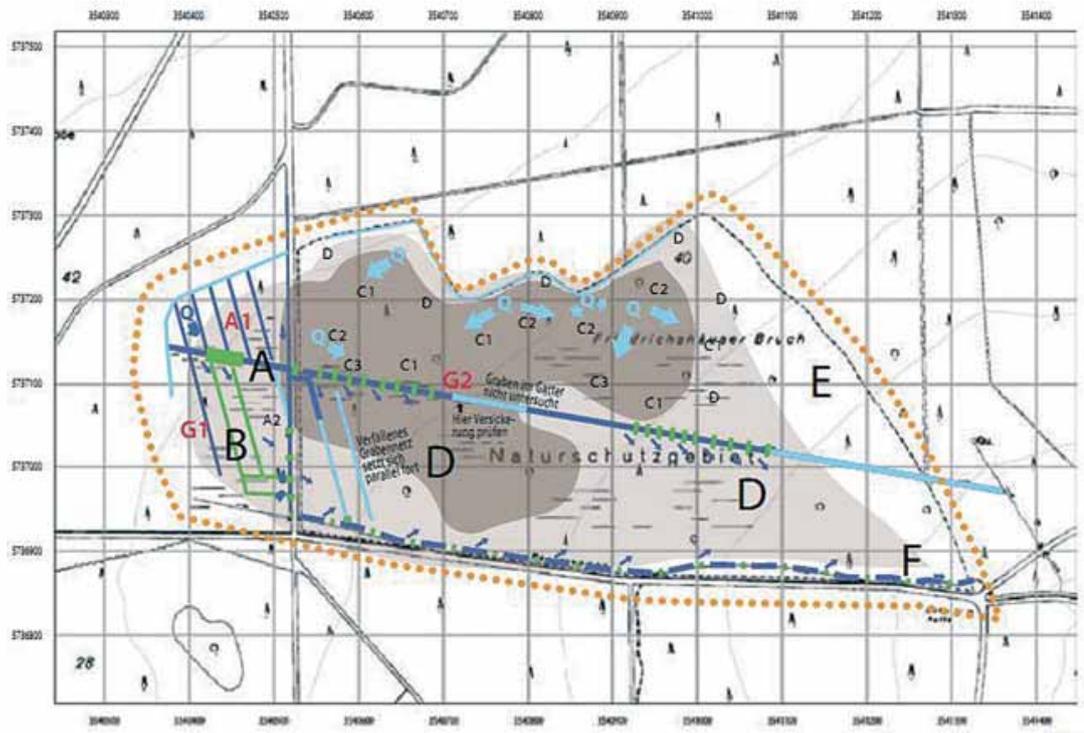
Schicht ist eine ca. 30-60 cm mächtige Stauzone durch die anhaltende Vernässung gebleicht. Bei einer nahezu ganzjährigen Wassersättigung entsteht die Sonderform eines Moor-Stagnogleys, die sich durch eine mehr als 30 cm mächtige Torfauflage auszeichnet.

Geschichte

Das Friedrichshäuser Bruch ist ein historisch alter Waldstandort, der 1603 auf der Krabbe'schen Karte des Sollings als sehr locker bestockter Laubwald dargestellt ist. Am Ende des 18. Jahrhunderts war das Bruch mit Birken und Erlen sowie am Rande mit Eichen bewachsen. Die menschliche Beeinflussung war wegen der starken Vernässung der Fläche vermutlich nur unbedeutend. Mitte des 19. Jahrhunderts entstandene Pläne, verstärkt Holz und Torf als Brennmaterial zu gewinnen, wurden offenbar nicht umgesetzt. Schon damals gab es in den südlich angrenzenden Beständen „Tannenkämpfe“, in denen Fichten angezogen wurden. Das Gebiet diente bis ins späte 19. Jahrhundert der Waldweide. Neben der Gemeinde Sievershausen besaß auch das 5 km östlich gelegene Gut Friedrichshausen Weiderechte, daher stammt auch der Name des Gebietes.

Seit dem Ausbau des seit etwa 1825 bestehenden Entwässerungssystems am Ende des 19. Jahrhunderts wird das Gebiet von einem Hauptgraben in eine südliche und eine quellenreiche nördliche Fläche unterteilt, wobei letztere durch Nebengräben drainiert wurde (Abb. 3). Um 1900 erfolgte unmittelbar westlich des Bruches der Bau eines Knüppeldammes, der den Zufluss von Quellwasser aus dem Nachbarbestand verhinderte. Diese Maßnahmen führten dazu, dass der Wasserhaushalt vor allem im südlichen Teil des Bruches stark gestört wurde. Weitere Entwässerungsmaßnahmen verhinderten die Erklärung zum Naturdenkmal im Jahre 1912, nachdem der Geologe O. Grupe 1906 empfohlen hatte: „Bei dem landschaftlichen Reize, den diese Brücher inmitten der ausgedehnten Fichtenbestände bieten, sowie nicht minder auch in Hinsicht ihrer wissenschaftlichen Bedeutung als Vorläufer echter Moorbildungen erscheint es dringend geboten, sie als Naturdenkmäler in ihrem gegenwärtigen Zustande zu erhalten.“

Seit 1972 wurden einige Maßnahmen zur Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushalts des Friedrichshäuser Bruches durchgeführt (Tab. 1). Heute umfasst das „Friedrichshäuser Bruch“ sowohl beeinträchtigte wie auch intakte, wüchsige Moorbereiche. Unklar ist, ob die bisher erfolgte abschnittsweise Verfüllung der Gräben angesichts der Hangneigung ausreichend erfolgreich war. Dies ist auf der Grundlage des Monitorings von Wasserhaushalt und Vegetation in den kommenden Jahren zu bewerten.



Kartenskizze Friedrichshäuser Bruch Nr. 10

Vorstudie (Screening) der Niedermoore im Solling

- Oranger Umriss:** Untersuchungsgebiet – Nassbereich nach Standortkartierung oder sonstigen Angaben
- Buchstaben:** Bereiche, die im Textteil erläutert werden (Rot für empfohlene Maßnahmen)
- Braune Flächen:** Torfmächtigkeit nach aktueller Standortkartierung und eigenen Beobachtungen:
 - Hellbraun:** • Schwach vermoort – bis 30 cm Torf oder feuchtes Anmoorsubstrat
 - Mittelbraun:** • Moor mit meist über 30 cm Torf
- Linien:** Gräben & Bäche – schematisch und unvollständig, da nur Screening-Skizze
- Dunkelblau:** • Nasse Gräben, Teiche, Bachläufe
- Hellblau:** • Sommertrockene Gräben Aug / Sept 2011
- Grün:** • Bereits erfolgte Staumaßnahmen (dunkelblaue Pfeile für Überlaufichtung)
- Blaues Q / q:** Quellen / quellige Bereiche
 - Q:** • Quellbereich mit oberflächlich austretendem Wasser
 - Q:** • Von SASSE nachgewiesene Quellen im Torf und ihre Abflussrichtung im Torf (hellblaue Pfeile)



Abb. 3: Kartenskizze des Friedrichshäuser Bruchs als Ergebnis eines Moorscreenings von Küchler (2011)

Tabelle 1: Chronik des Naturwaldes Friedrichshäuser Bruch

um 1600:	Am Appelshüttenborn 1 km nordwestlich des Bruches wird wahrscheinlich eine Glashütte betrieben
1603:	Auf der Krabbe'schen Sollingkarte ist der Bereich des heutigen Naturwaldes als locker bestockter Laubwald verzeichnet
1643-1803:	Das Friedrichshäuser Bruch gehört zum Amt Hunnesrück des Fürstbistums Hildesheim
1776:	Südlich des Naturwaldes werden die ersten Fichten im Bereich des späteren Forstamtes Dassel gepflanzt
1788:	Aus der „Forstbereitung und Visitation des hildesheimischen Sollinger Waldes“: „Das Friedrichshäuser Brock (...) hat tiefen morastigen Boden, ist mit nichts weiter bestanden als Birken (ca. 80 %) und Ellernholtz (ca. 20 %), an beiden Seiten deren Blößen einige abständige, alte Eichen. Alles dieses Holz im Bruche ist vorlängst haubar (...) und sodann wie das Heidelbeerbruch zu verkohlen.“ Es wird eine Hiebsmenge von ca. 2.000 Fm erwartet
1839-1843:	Planungen, im Friedrichshäuser Bruch Torf zu stechen
um 1825:	Anlage von breiten Entwässerungsgräben
1880:	Obwohl seit 1856 Weiderechte abgelöst werden, ist das Umfeld des Bruches auf einer Wirtschaftskarte noch als Viehweide verzeichnet. Bis 1892 Aufforstung der ehem. Weideflächen mit Fichte

Fortsetzung Tabelle 1:

Ende 19. Jh.:	Anlage eines quer durch das Bruch verlaufenden Vorfluters, von dem Seitengräben in Richtung Norden abgehen
um 1900:	An der Westgrenze des Gebietes wird ein Knüppeldamm für die Holzabfuhr gebaut, der den Wasserzufluss in das Bruch vermindert
1912:	Der westliche Teil des Friedrichsdorfer Bruches wird zum 13,9 ha großen Naturdenkmal erklärt
1913:	Nicht umgesetzte Planung für den Ostteil des Bruches: Kahlschlag und Fichtenaufforstung
1935-1936:	Kleinflächige Aufforstung mit Sitka-Fichten in der Mitte des Bruches
1938:	Die Fläche des Naturdenkmals wird als NSG ausgewiesen
1947:	Das NSG wird auf 26 ha Fläche vergrößert
1963-1971:	Einschlag von 46 Fm, davon 39 Fm Nadelholz
1972:	Ausweisung als Naturwald. Der Vorfluter wird teilweise verfüllt, um dem Süden des Gebietes mehr Wasser zuzuführen. Anlage von zwei gezäunten Kernflächen und Entfernung der Sitka-Fichten in der Folgezeit. Der Orkan „Quimburga“ wirft ca. 30 % der Altbirken
1988:	Schlitzung des westlich angrenzenden Knüppeldammes, um Quellwasser in das Bruch zu leiten. Verschluss von weiteren Entwässerungsgräben
2003:	Alle Sitka-Fichten im Umfeld des Naturwaldes werden entfernt
2008-2009:	Weitere Entwässerungsgräben im und um den Naturwald werden verfüllt, noch fließendes Wasser wird in das Bruch geleitet



Foto: Marcus Schmidt

Vegetation und Bestockung

Im Friedrichshäuser Bruch herrschen als natürliche Waldgesellschaften Moorwälder vor, die vor allem dem Birken-Bruchwald (*Vaccinio-Betuletum*), in Teilbereichen wohl auch dem Torfmoos-Erlenbruchwald (*Sphagno-Alnetum*) zuzuordnen sind. Einige Quellmoorbereiche könnten kleinflächig auch von Natur aus waldfrei sein. Das Gebiet weist mit seinem Grundbestand an alten Moorbirken und einem vergleichsweise moortypischen Wasserhaushalt heute eine hohe Naturnähe auf. Je nach dem Grad der Vernässung können verschiedene Ausbildungen des Birken-Bruchwalds unterschieden werden. Neben einer kleinflächigen, zum Hochmoor überleitenden Ausbildung mit Wollgras und Torfmoosen findet sich nach P. Küchler eine typische Ausbildung

mit einer Sumpfreitgras- und einer Pfeifengras-Fazies sowie eine Adlerfarn-Ausbildung. R. Mast (1999) ordnet die Bestände des Friedrichshäuser Bruches im Rahmen einer großräumigen Vegetationsübersicht einer *Carex nigra*-Variante des *Vaccinio-Betuletum typicum* zu. Dieser Vegetationstyp besiedelt Standorte mit ganzjährig hohen, kaum schwankenden Wasserständen und zeichnet sich nach Mast durch Mineralbodenwasserzeiger wie Sumpf-Straußgras (*Agrostis canina*), Grau-Segge (*Carex canescens*), Igel-Segge (*Carex echinata*), Braun-Segge (*Carex nigra*), Grünstengelmoos (*Scleropodium purum*) und Europäischen Siebenstern (*Trientalis europaea*) aus, die alle im Friedrichshäuser Bruch vertreten sind.

In den trockeneren Randbereichen geht der Birken-Bruchwald in Fichtenforste über, die als Ersatzgesellschaft der nur noch in Resten vorhandenen Hainsimsen-Buchenwälder ausgebildet sind.

Nach der Forsteinrichtung (zuletzt 2012) weisen die Moorbirken heute ein Alter zwischen 150 und 170 Jahren auf und haben somit ihre natürliche Altersgrenze allmählich erreicht. Fichten und Buchen finden sich ausschließlich in den jüngeren Altersklassen. Teilweise werden die alten Moorbirken von der nachwachsenden Fichte stark bedrängt.

Gitternetz und Forschungsschwerpunkte

Der Naturwald Friedrichshäuser Bruch repräsentiert die nass-sauren Sonderstandorte des Hochsollings. Er stellt einen seltenen Lebensraum von hoher Vielfalt und hervorragendem Artenreichtum dar. Erforscht wird die Walddynamik auf Nassstandorten unterschiedlicher Ausprägung unter Beteiligung von Moorbirke, Fichte, Eberesche, Buche und Eiche. Dabei liegt ein Schwerpunkt auf dem Vergleich der überwiegend intakten Moorstandorte nördlich des ehem. Entwässerungsgrabens mit den entwässerten südlichen Bereichen. Zukünftig wird vor allem das weitere Ausbreitungsverhalten der Fichte von besonderem Interesse sein. Die eingezäunte Kernfläche ermöglicht einen Vergleich der Verjüngungsentwicklung mit und ohne Beeinflussung durch Wildverbiss.

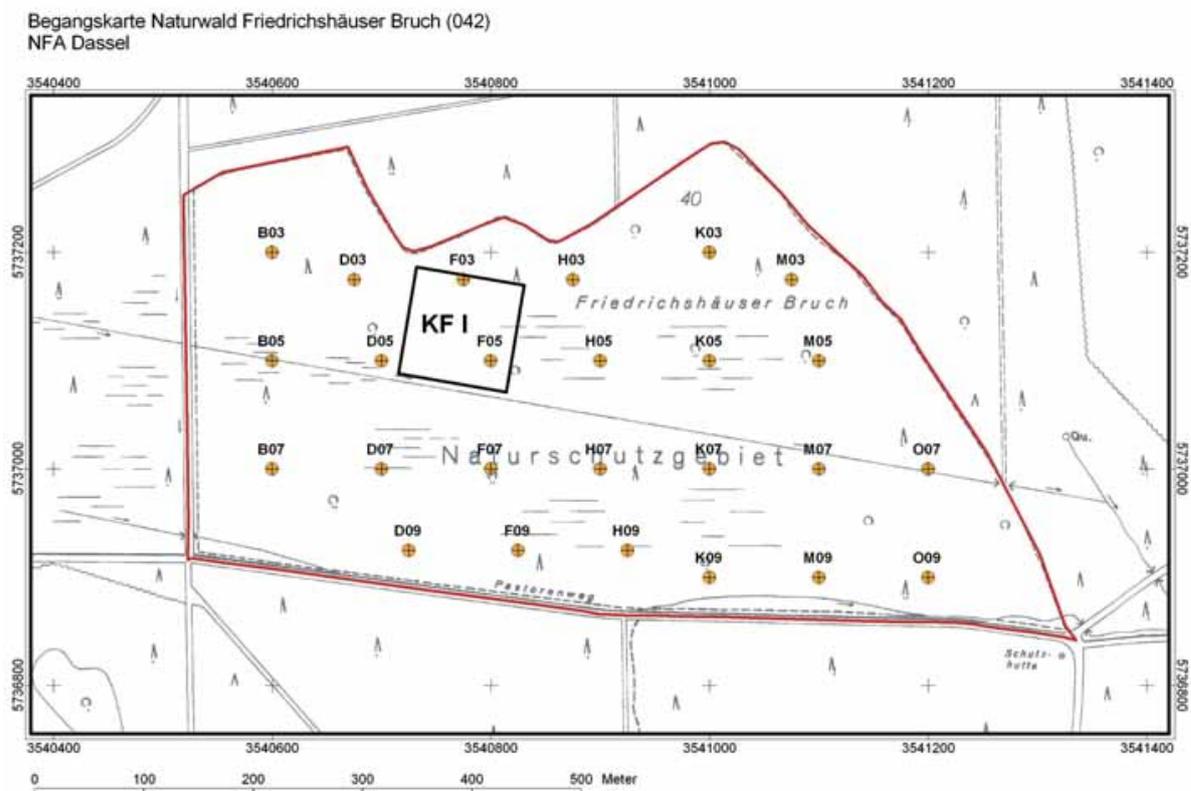


Abb. 4: Probekreistraster und Lage der Kernfläche im Naturwald Friedrichshäuser Bruch

Untersuchungsergebnisse

Waldstruktur und Gehölzverjüngung

Auch die Auswertung der Probekreisinventur zeigt, dass Moorbirke und Fichte die dominierenden Baumarten sind. Wie es für einen Bruchwald typisch ist, findet sich in den vernässten Bereichen nur eine lockere Bestockung in der oberen Höhenklasse des Altholzbestandes. Daraus resultiert ein recht geringer lebender Holzvorrat von etwa 200 m³ pro Hektar. Im Vergleich dazu sind die Totholz mengen von durchschnittlich ca. 28 m³ pro Hektar als hoch zu bewerten. Vor allem das altersbedingte Absterben von Moorbirken hat zum Aufbau dieses Totholzvorrates geführt.

Tabelle 2: Hauptergebnisse der Probekreisinventur 2001

Baumart	Jahr	stehend				liegend tot	Totholz gesamt
		lebend			tot		
		Stamm- zahl ha ⁻¹	Grund- fläche [m ² /ha ⁻¹]	Volumen [m ³ /ha ⁻¹]	Stamm- zahl ha ⁻¹	[m ³ /ha ⁻¹]*	[m ³ /ha ⁻¹]*
Birke	2001	96,4	14,2	102,8	15,2	14,2	22,4
Fichte	2001	188,4	2,7	78,0	2,8	0,4	4,0
Buche	2001	7,2	0,9	14,0	0,4	0	1,2
Eiche	2001	0,8	0	2,3	0	2,7	0
Eberesche	2001	9,6	0,4	1,3	0	0,9	0,4
Sonstige	2001	0,8	0,1	0,8	0	0,1	0,1
Summe	2001	303,2	18,3	199,2	18,4	18,3	28,2

Für die bisherige und zukünftige Bestandesentwicklung im Friedrichshäuser Bruch sind Wildverbiss und Wasserhaushalt die entscheidenden Faktoren.

Tabelle 3: Mittelwerte der Pflanzenzahlen der Verjüngungsinventur 2001

Baumart	Aufnahmejahr	Höhenklasse [m]			Summe
		<0,5	0,5-2,0	>2,0	
Eberesche	2001	256	294	84,8	635
Fichte	2001	224	125	68,8	418
Birke	2001	320	51	3,2	374
Faulbaum	2001	96	38	1,6	136
Rotbuche	2001	80	2	1,6	83
Summe	2001	976	510	160	1646

A. Meyer (1990) hat die Entwicklung der Naturverjüngung innerhalb und außerhalb der eingezäunten Flächen untersucht. Außerhalb der Zäune wird die Verjüngung der Moorbirke nur selten höher als 2 m, die Eberesche weist vornehmlich im Schutz von Totholz und Windwurfstellern höhere Verjüngung auf. Innerhalb des Zaunes konnte sich die Verjüngung von Moorbirke und Eberesche seit 1972 hingegen erfolgreich etablieren und Höhen von bis zu 10 m erreichen. Auf die Höhenentwicklung der Fichte hat das Wild keinen Einfluss. Die hohe Wilddichte führt demzufolge zu einer starken Begünstigung der Naturverjüngung der Fichte und fördert damit die Entwicklung fichtenreicher Bestände.

Untersuchungen innerhalb der Zäune zeigten, dass auf den typischen Moorstandorten sowohl die Moorbirken- als auch die Fichtenverjüngung hohe Dichten aufweisen. Die Fichtenverjüngung ist dabei deutlich älter, höher und nicht so vital wie die der Moorbirke. Jüngere Fichten fehlen in der Verjüngung, die Eberesche verjüngt sich nur spärlich.

In den bis 1972 entwässerten bzw. wechselfeuchten bis staunassen Bereichen dominiert in der Verjüngung die Eberesche, während Fichte und Moorbirke deutlich geringere Dichten aufweisen. Allerdings ist die Fichte hier jünger und vitaler.

Diese Verhältnisse können dadurch erklärt werden, dass ältere Fichtenverjüngung auf Moorstandorten vor den Maßnahmen zur Wiedervernässung entstand. Danach wurden die Bedingungen für die Fichte dort schlechter, für die Birke jedoch besser. Deshalb ist die Birke dort jünger und vitaler, die Fichte hingegen älter, höher und weniger vital. Auf die wechselfeuchten bis staunassen Standorte hat sich die Wiedervernässung ebenfalls ausgewirkt: heute herrschen dort ähnliche Verhältnisse wie auf den Moorstandorten vor der Wiedervernässung. Deshalb findet die Verjüngung der Fichte dort gute Bedingungen, sie ist jünger und vital.



Foto: Armin Ristau

Fauna und Vegetation

Im Friedrichshäuser Bruch werden regelmäßig faunistische und vor allem floristische Erhebungen durchgeführt. So kartierten M. Koperski, K. M. Stetzka und G. Waesch zusammen 60 Moosarten, von denen das Bruchblatt-Zweizinkenmoos (*Dicranodontium denudatum*), das Sumpf-Streifensternmoos (*Aulacomnium palustre*), das Breitlappige Riccardimoos (*Riccardia latifrons*), Magellans Torfmoos (*Sphagnum magellanicum*) und das Schlanke Bartspitzmoos (*Barbilophozia gracilis*) auf der Roten Liste geführt werden. G. Waesch konnte 2008 im Rahmen einer Untersuchung zur Renaturierung von Moorwäldern 39 Gefäßpflanzenarten nachweisen. Als Arten der Roten Liste kommen Gewöhnliche Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*), Sprossender Bärlapp (*Lycopodium annotinum*), Herz-Zweiblatt (*Listera cordata*), Igel-Segge (*Carex echinata*) sowie Scheiden- und Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*) vor.

Es wird deutlich, dass das Friedrichshäuser Bruch allein schon aufgrund der vielen Moosarten ein Zentrum der Biodiversität inmitten der umliegenden pflanzenartenarmen Fichtenforste darstellt.

Bis in die 1860er Jahre kam das Birkwild in den höheren Lagen des Sollings vor und verschwand nachfolgend vermutlich infolge der Aufforstung der Brücher. Ein Wiederansiedlungsversuch im Jahre 1900 blieb erfolglos. Mit den großen Fichtenaufforstungen nahm auch der Bestand des Auerwildes stark ab, im Friedrichshäuser Bruch wurde zuletzt 1916 ein Auerhahn geschossen. Ende der 1920er Jahre war das Auerwild im ganzen Solling ausgestorben.

Im Zusammenhang mit den 2008-2009 durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen legte G. Waesch 2008 an 13 zufällig ausgewählten Probekreisen vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen an, die der Erfolgskontrolle dienen. Die 2011 durchgeführte erste Wiederholungsaufnahme lässt jedoch bisher noch keine klaren Veränderungstendenzen hinsichtlich der Deckungsgrade und Artenzahlen von Gefäßpflanzen und Moosen erkennen.

Literatur (zu den Exkursionspunkten 5a und 5b)

- Ebrecht L. 2005: Vegetation, Standortverhältnisse und Ausbreitungsbiologie von Pflanzen auf Rückegassen und Waldwegen im Göttinger Wald und im Solling. Cuvillier Verlag, Göttingen. 317 S.
- Ebrecht, L., Schmidt, W. 2005: Einfluss von Rückegassen auf die Vegetation. Forstarchiv 76: 83-101.
- Ebrecht, L., Schmidt, W. 2008: Bedeutung der Bodensamenbank und des Diasporentransports durch Forstmaschinen für die Entwicklung der Vegetation auf Rückegassen. Forstarchiv 79: 91-105.
- Garve, E. 2004: Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Inf. dienst Naturschutz Niedersachsen 24/1: 1-76.
- Garve, E. 2007: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Naturschutz u. Landschaftspflege Niedersachsen 43: 1-507.
- Gauer, J., Aldinger, E. (Hrsg.) 2005: Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke mit Karte 1:1.000.000. Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 43: 1-324.
- Gerlach, A. 1970: Wald- und Forstgesellschaften im Solling. Schriftenr. f. Vegetationskunde 5: 79-98.
- Hessenmöller, D., Nieschulze, J., Lüpke, N. v., Schulze, E.-D. 2011: Identification of forest management types from ground-based and remotely sensed variables and the effects of forest management on forest structure and composition. Forstarchiv 82: 171-183.
- Küchler, P. (2011): Vorstudie als Grundlage zur zukünftigen Behandlung der Moore und Feuchtwälder im Solling. Gutachten im Auftrag der Forstämter Dassel und Neuhaus. Göttingen. 178 S.
- Mast, R. 1999: Vegetationsökologische Untersuchung der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. Mit einem Beitrag zur Gliederung der Au-, Bruch- und Moorwälder in Mitteleuropa. Arch. Naturwiss. Diss. 8: 1-283.
- Meyer, A. (1990): Inventur und standörtliche Analyse der Naturverjüngung im Naturwaldreservat Friedrichshäuser Bruch, Solling. Diplomarb. Fachhochschule Hildesheim/Holzminde
- Meyer, P., Feldmann, E. 2011: Gap dynamics and tree regeneration in two unmanaged acidic beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. Tagung IUFRO-Gruppe Buche.
- Scheunert, A. 1999: Flora und Vegetation in den Naturwäldern Limker Strang und Dreyberg (Solling). Dipl.-Arbe. Univ. Göttingen: 90 S.
- Schmidt, M., Schmidt, W. 2007: Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. Forstarchiv 78: 205-214
- Schmidt, W. 2002: Einfluß der Bodenschutzkalkung auf die Vegetation. Forstarchiv 73: 43-54.
- Schmidt, W. 2012: Wie naturnah sind Naturwaldreservate? Neophyten und Therophyten als geobotanische Indikatoren. Forstarchiv 83: 93-108.
- Schmidt, W., Heinrichs, S., Weckesser, M., Ebrecht, L., Lambertz, B. 2008: Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. Braunsch. Geobot. Arb. 9: 405-434.
- Waesch, G. (2011): Vegetationskundliche Begleituntersuchungen im Rahmen des Projektes „Renaturierung von Moorwäldern im Forstamt Dassel“. Gütersloh. 106 S.
- Weckesser, M. 2003: Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. Cuvillier, Göttingen: 157 S.
- Weckesser, M., Schmidt, W. 2004: Gehen dem Luzulo-Fagetum die Trennarten verloren? Veränderungen der Bodenvegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling in mehr als drei Jahrzehnten. Tuexenia 24: 191-206.

Exkursionspunkt 6a

Waldbau mit Küstentanne und Douglasie (E6a; Profil 6)

Ralf-Volker Nagel, Hermann Spellmann, Peter Wollborn



Abb. 1: Lageskizze



Foto: Thomas Hövelmann

Tabelle 1: Standortbeschreibung

Exkursionspunkt: E 6a		Standortsaufnahme							
Forstamt:	Dassel	Betrieb:	Staatswald						
Waldort:	Abt. 3042	Lage im Bestand:	R 3554922 H 5724705						
Profil Nr.:	6	Standortschätzer:	Stüber, Paar, Evers, Dammann, Hövelmann			Datum:	28.05.13		
Lage	Wuchsgebiet		Wuchsbezirk		Teilwuchsbezirk				
	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland		Unterer Solling		-				
	m über NN	Exposition	Hangneigung		Geländeform				
	340 - 370	Süd	stark geneigt (23%)		Haupthang, Mittelhang				
Klima	Bezugsstation(en)		Zeitraum	tj°C	tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	i
	Regionalisierte Klimadaten von umliegenden Niederschlags- und Klimastationen des dt. Wetterdienstes		1961 - 1990	7,9	14,5	798	339	146	13,8
			1981 - 2010	8,5	15	829	347	150	13,9
	Wuchszone				Klimafeuchte				
Submontan - Untere Buchenmischwaldzone				schwach subkontinental					
Boden	Geologie/Stratigraphie		Ausgangsmaterial der Bodenbildung						
	Quartär über Trias		durch Lößlehm beeinflusste Fließerden über Buntsandstein mit Schluff- und Tonsteinen.						
	Humusform		Bodenart(en)						
	rohhumusartiger Moder		lehmig sandige Schluffe über sandig-tonigem Lehm						
	Bodenskelettanteil		Gefüge	Physiol. Gründigkeit		Durchwurzelung			
	15 - 60%		überwiegend Subpolyeder	90+ cm		90+ cm			
Boden-Subtyp		schw. hangpseudovergleyte, mäßig podsolige Braunerde							
Vegetation	Weiserpflanzen, ökolog. Gruppe		Gymnocarpium dryopteris (III 3); Oxalis acetosella (II-IV, 2-4); Carex pilulifera (II 2a); Urtica dioica (III 4c); Polytrichum formosum (II 2a);						
	Potentielle natürliche Waldgesellschaft		Hainsimsen - Buchenwald						
	Waldbestand mit derz. Bonitäten		DGL 32 J., Bonität: -0,2; KTA 32 J. Bonität: - 2,5 (2008; starke Durchforstung)						
Forstgeschichte		gekalkt							
Gelände-wasser-haushalt	frisch bis hangfrisch, frisch			Trophie	mesotroph				
	156 mm nWSK (bis 100 cm)								
Standort	Geländewasserhaushalt, Waldgesellschaft und Boden-Subtyp (-Form)								
	Hessen: Untere BMZ - schwach subkontinental - frisch - mesotroph (3 4 1 2)								
	Nds.: frischer bis hangfrischer Südhang, ziemlich gut mit Nährstoffen versorgt, von Lößlehm beeinflusste Fließerden aus Buntsandstein in tonig-schluffiger Ausprägung. 23 (s).4.2.3.T								
Waldbau	Standörtl. Mögl. Baumarten		BU, EI, DGL, KTA, (FI), TEI, KI, ELA						
	Betriebszieltypen		BU/TEI, BU/DGL, BU/KTA, BU/ELA, DGL/KTA, DGL						

Tabelle 2: Profilbeschreibung

Horizont- und Schichten-symbole	Tiefen- und Mächtigkeitsangaben (cm)	Bodenfarbe, Bodenart, Bodenskelettanteile, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Makrogefüge und Lagerungsdichte, Fleckung, Konkretionen, Durchwurzelung, Horizontbegrenzung
Humusauflage:		
OL	8,5 - 7,5	locker gelagerte Nadelstreu, nicht durchwurzelt.
Of	7,5 - 6	locker gelagerte Nadelstreu, teilweise schwach durchwurzelt.
Oh	6 - 0	bröckeliger bis teilweise loser Humushorizont, mittel bis stark durchwurzelt.
Mineralboden:		
I Aeh	0 - 2	sehr dunkelbrauner, sandig lehmiger Schluff; 10% Grus und 5% Steine; karbonatfrei; subpolyedrisch; bis 5 mm große Aggregate; mittelhumos, diffus gebleicht, stark feindurchwurzelt
I Aeh + Bhv	2 - 12	dunkel gelblich-brauner schluffiger Lehm, 10% Grus und 8% Steine; karbonatfrei; subpolyedrisch; bis 5 mm große Aggregate; schwach humos; schwach diffus gebleicht, mittlere Feindurchwurzelung; welliger Horizontübergang zu II (Sw) - AIBv
I AIBv	12 - 40	gelblich-brauner, sandig-lehmiger Schluff bis schluffiger Lehm; 8% Grus und 7% Steine; subpolyedrisch; bis 5 mm große Aggregate; sehr schwach humos; karbonatfrei; schwach diffus gebleicht; stark fein- und mittel grobdurchwurzelt
II Sw / Btv	40 - 55	brauner, schluffiger Lehm; 40% Grus; karbonatfrei, subpolyedrisch; bis 5 mm große Aggregate; humusfrei; schwach diffus gebleicht; schwach feindurchwurzelt
II Swd / ilCv	55 - 90	rötlich-brauner sandig-toniger Lehm; 55% Grus und 5% Steine; karbonatfrei; subpolyedrisch; humusfrei; sehr schwach fein- und grobdurchwurzelt



Abb. 2: Profilfoto (Winfried Klotz)

Tabelle 3: Bodenchemie und -physik (Küstentanne 2013)

Tiefe	pH	pH
cm	(DIN-H ₂ O)	(DIN-KCl)
OLF	5,15	4,65
OH	4,17	3,35
0 - 5	3,97	3,09
5 - 10	3,97	3,15
10 - 30	4,16	3,50
30 - 60	4,22	3,59
60 - 90	4,27	3,48

eff. Austauschkapazität NH ₄ Cl, Auflage Königswasser					
Tiefe	BS	AK	Ca	Mg	K
cm	%	kmol(c)/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
OLF	-	-	256	21	28
OH	-	-	584	124	158
0 - 5	39	38	297	40	20
5 - 10	10	38	86	21	14
10 - 30	6	107	127	54	91
30 - 60	5	130	94	48	132
60 - 90	6	136	145	59	324
0 - 90	18	448	749	223	581
Summe			1589	368	767

Elementaranalyse			
Tiefe	C	N	C/N
cm	t/ha	t/ha	-
OLF	9,0	0,34	26
OH	32,3	1,25	26
0 - 5	25,6	0,93	28
5 - 10	13,2	0,48	
10 - 30	50,9	1,72	
30 - 60	30,4	1,58	
60 - 90	7,5	1,30	
0 - 90	127,5	6,01	
Summe	168,8	7,60	

Bewertungsrahmen nach der Forstlichen Standortskartierung (AK Standortskartierung 2003)							
(off. Wurzelraum mit Auflagehumus)	sehr gering	gering	gering mittel	mittel	mittel hoch	hoch	sehr hoch
Basensättigung (%)	7	20	30	50	70	85	
Ake (kmolc/ha)	50	100	250	500	1000	2000	
Ca (kg/ha)	200	400	800	2000	4000	8000	
Mg (kg/ha)	50	100	200	500	1000	2000	
K (kg/ha)	200	400	600	800	1200	1600	
C (t/ha)	50		100	200		400	
N (t/ha)	2,5		5,0	10,0		20,0	
C/N	35	25	20	16	12	10	
Pufferbereiche pH (H ₂ O)	Fe-Oxid	Al-Oxid	Austauscher	Kohlensäure/Silikat	Carbonat		
	3,5	4,2	5,0		6,2		
nutzbare Feldkapazität (mm)	äußerst gering	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch	äußerst hoch
	30	60	90	120	180	240	

Tiefe	TRD Fb	GBA	Masse	nFK
cm	g/cm ³	Vol%	t/ha	mm
OLF	-	-	20	
OH	-	-	94	
0 - 5	1,00	34	330	10
5 - 10	1,15	34	381	9
10 - 30	1,29	23	1976	45
30 - 60	1,25	21	2988	59
60 - 90	1,58	24	3613	32
0 - 90	1,35	24	9288	156

Steindichte: 2,15 g/cm³

Versuchsanlage und Behandlungskonzept

Der Versuch wurde im **Frühjahr 1980 (dreijährige Pflanzen, 2+1)** angelegt, bestehend aus je 3 Parzellen Reinbestand Küstentanne, Reinbestand Douglasie und Mischbestand Küstentanne/Douglasie (jeweils 3 Reihen). Der **Ausgangspflanzverband** in allen Parzellen war **2,5 m x 1,3 m (3.077 Stck/ha)**. Die Herkunft der Küstentanne ist Courtenay, Ostseite Vancouver Island (British Columbia), die Herkunft der Douglasie ist Darrington (Washington).

Läuterung

Mit der Läuterung im Jahre 1989 wurde der Versuch in einen **Standraumversuch** überführt. Zu diesem Zeitpunkt waren die **Douglasien 12 Jahre alt, ca. 6,0 m bis 7,0 m** hoch, der Bestand zwischen den Reihen noch begehbar, die Bäume bis unten grün und in ihrer Qualität gut anzusprechen. Damals blieb die **Küstentanne in der durchschnittl. Höhenentwicklung noch hinter der Douglasie** zurück. Aufgrund ihrer stärkeren Höhendifferenzierung erreichten ihre Spitzenhöhen aber bereits die der Douglasie.

Die Reinbestände und der Mischbestand wurden jeweils drei verschiedenen Behandlungen unterzogen, die folgendermaßen charakterisiert waren:

- **Nullfläche:** Auswahl von **250 Z-Bäumen**, in der Mischbestandsparzelle 125 KTa u. 125 Dgl., Ästung der Z-Bäume auf 2,5m, kein Eingriff
- **Starke teilschematische Läuterung im Herrschenden:** Auswahl von **250 Z-Bäumen**, in der Mischbestandsparzelle 125 KTa u. 125 Dgl, Ästung der Z-Bäume auf 2,5 m, Entnahme von **3 von 6 Bäumen (50 %)** in der herrschenden Schicht nach den Kriterien Entnahme schlechter herrschender Bäume zur Förderung der Z-Bäume u. Auflösung von Gruppen
- **Sehr starke teilschemat. Läuterung im Herrschenden:** Auswahl von **250 Z-Bäumen**, in der Mischbestandsparzelle 125 KTa u. 125 Dgl., Ästung der Z-Bäume auf 2,5 m, Entnahme von **4 von 6 Bäumen (66 %)** in der herrschenden Schicht nach den Kriterien Entnahme schlechter herrschender Bäume zur Förderung der Z-Bäume u. Auflösung von Gruppen

1993 u. 1998 wurde der Versuch ertragskundlich aufgenommen. Die Z-Bäume wurden 1993 **auf 4,5 m geastet**. Nach dem Läuterungseingriff erfolgten in allen Parzellen zunächst keine Eingriffe.

Durchforstung

Mit der **Aufnahme 2003** (Alter 27 J.) wurde der Versuch in Kombination mit einer Feinerschließung erstmals durchforstet (Feinerschließung s. Abb. 3). Im Jahre 2008 erfolgte eine weitere Durchforstung.

Die **Durchforstungen sind Grundflächen gesteuert** wie in Tabelle 4 dargestellt. Die Nullflächen blieben weiterhin unbehandelt und liefern die Referenzgrundflächen für die Bestimmung der Eingriffstärke.

Tabelle 4: Durchforstung der verschiedenen Ausgangsvarianten

Ausgangsvariante Läuterung	Durchforstung ab 2003	Grundflächenhaltung
Kontrolle	Nullfläche	Referenz (= 100 %)
50%- Stammzahlentnahme (bei Läuterung)	mäßige Hochdurchforstung	80 % der Referenz
66%- Stammzahlentnahme (bei Läuterung)	starke Hochdurchforstung.	65 % der Referenz

Aus der unterschiedlichen Durchforstungsstärke ergab sich für die **Durchforstung 2003** die Entnahme von durchschnittlich **einem (mäß. Df.) bzw. zwei Bedrängern (starke Df.)** je Z-Baum. Die bestveranlagten **80 Z-Bäume/ha** wurden außerdem auf **10 bis 12 m hochgeastet**. Im Jahre 2008 wurden die vorgesehenen Zielgrundflächen im Anhalt an die undurchforsteten Nullflächen im Zuge einer Hochdurchforstung erneut eingestellt. Die Eingriffe fielen insgesamt schwächer aus als 2003.

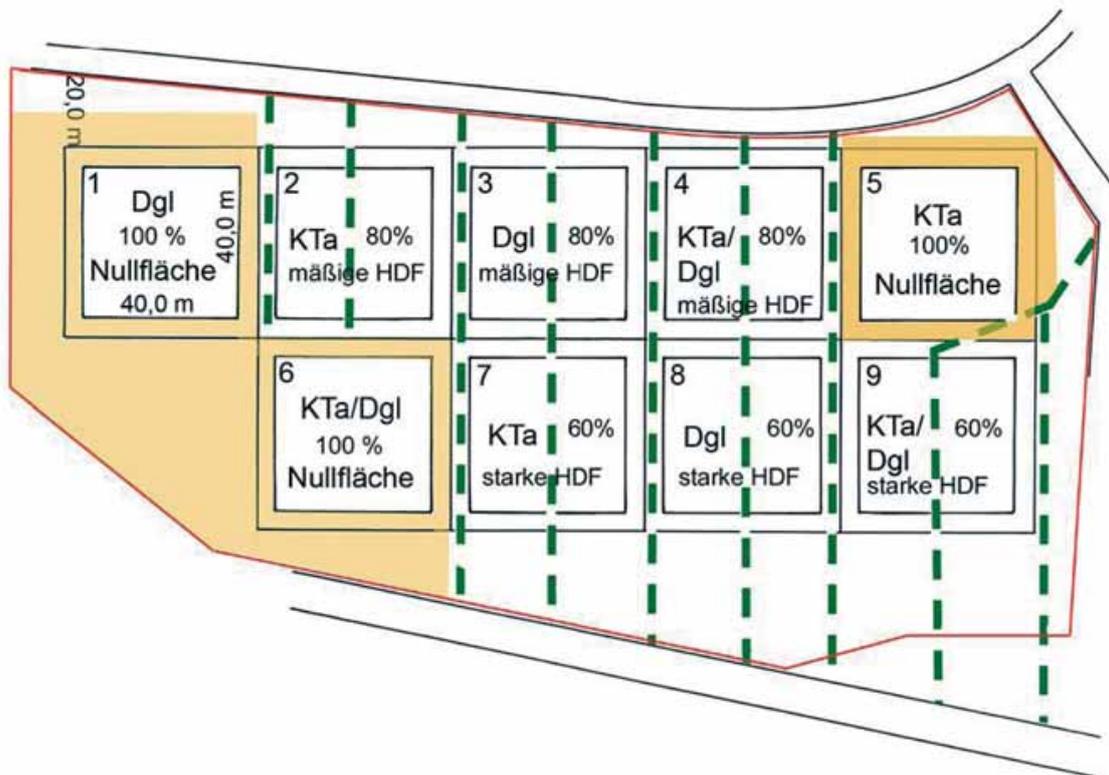


Abb. 3: Versuchsanlage des KTa-Dgl-Standraumversuchs Dassel 3042j

Ziele des Standraumversuchs

Der **Einfluss verschieden starker Läuterungen** auf das **Wachstum und die Struktur** der Bestände sowie auf das Wachstum und die **Qualitätsentwicklung der Z-Bäume** sollten untersucht werden.

Anhand der Versuchsergebnisse ist die Erreichung dieser Ziele durch die verschiedenen Behandlungsvarianten zu überprüfen. Aus dem **Vergleich der Varianten sollen Erkenntnisse und Handlungsempfehlungen für die Praxis** abgeleitet werden.

Ergebnisse

Durch die Läuterung im Jahre 1989 wurden die Baumzahlen annähernd auf die Hälfte bzw. ein Drittel der Ausgangspflanzenzahlen abgesenkt. Die mittleren Durchmesser des ausscheidenden Bestandes lagen bei 5,7 bzw. 5,8 cm.

Bis zum Alter 27 reduzierte sich die Pflanzenzahl auf den Nullflächen im Zuge der Selbstdifferenzierung von anfangs 3077 Stück auf 2256 bei Douglasie bzw. 2407 bei Küstentanne, in den anderen Flächen erfolgte die Stammzahlreduktion gemäß der Behandlungsvariante.

Der Effekt der Läuterung bis zum Zeitpunkt vor der Erstdurchforstung wird an den Bestandeskennwerten (Abb. 4 u. 5) deutlich. Sehr deutlich sind die Unterschiede zwischen den Varianten beim mittlerem Durchmesser (dg – auch rechnerische Verschiebung). Aufgrund der guten Selbstdifferenzierung beider Baumarten wird der Läuterungseffekt auf den Durchmesser der Zukunftsbäume (dz) schon geringer. Am geringsten ist der Effekt auf den d100. Das trifft auf die Küstentanne noch stärker zu als auf die Douglasie. Aufgrund der herausgestellten hervorragenden Selbstdifferenzierung dieser Baumart, scheinen Läuterungseingriffe in Küstentannenreinbeständen, eine normale Qualitätsentwicklung vorausgesetzt, entbehrlich, zumal der sehr starke Läuterungseingriff mit größeren Einbußen in der Massenleistung verbunden zu sein scheint.

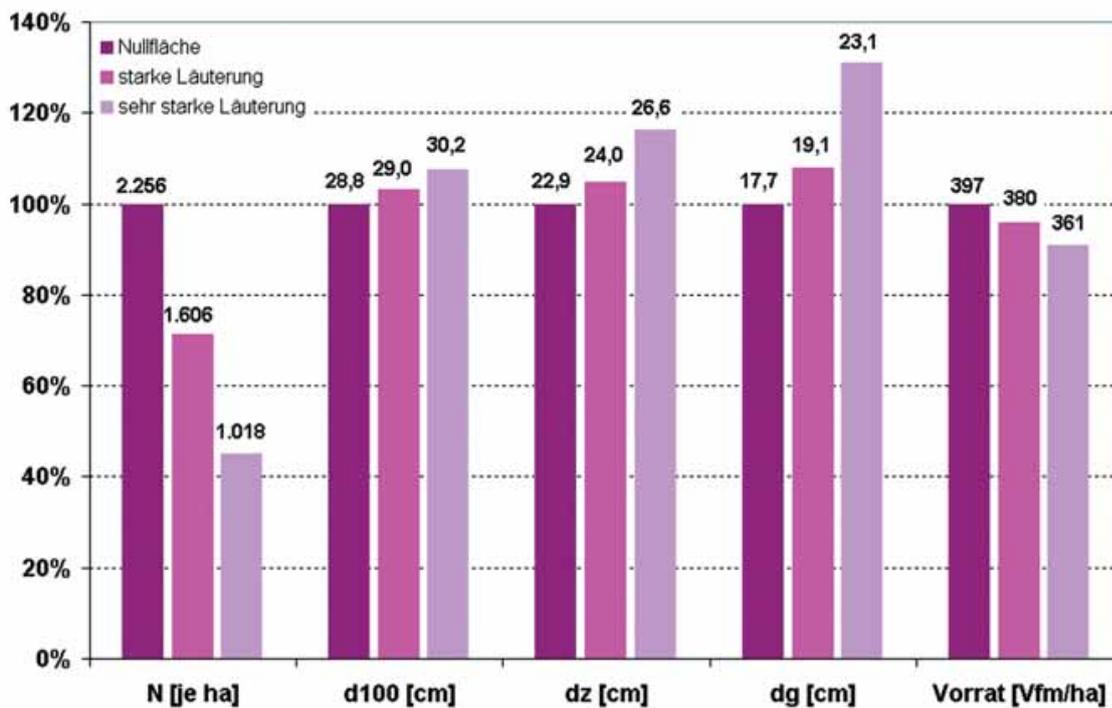


Abb. 4: Ertragskundliche Kennwerte im Alter 27 (15 Jahre nach der Läuterung) Douglasie

N = Anzahl pro Hektar; d100 = mittlerer Durchmesser der 100 stärksten Bäume pro Hektar; dz = mittlerer Durchmesser der ZB (Zukunftsbäume); dg = Durchmesser des Grundflächenmittelstamms; Vfm/ha = Volumen in Vorratsfestmeter pro Hektar

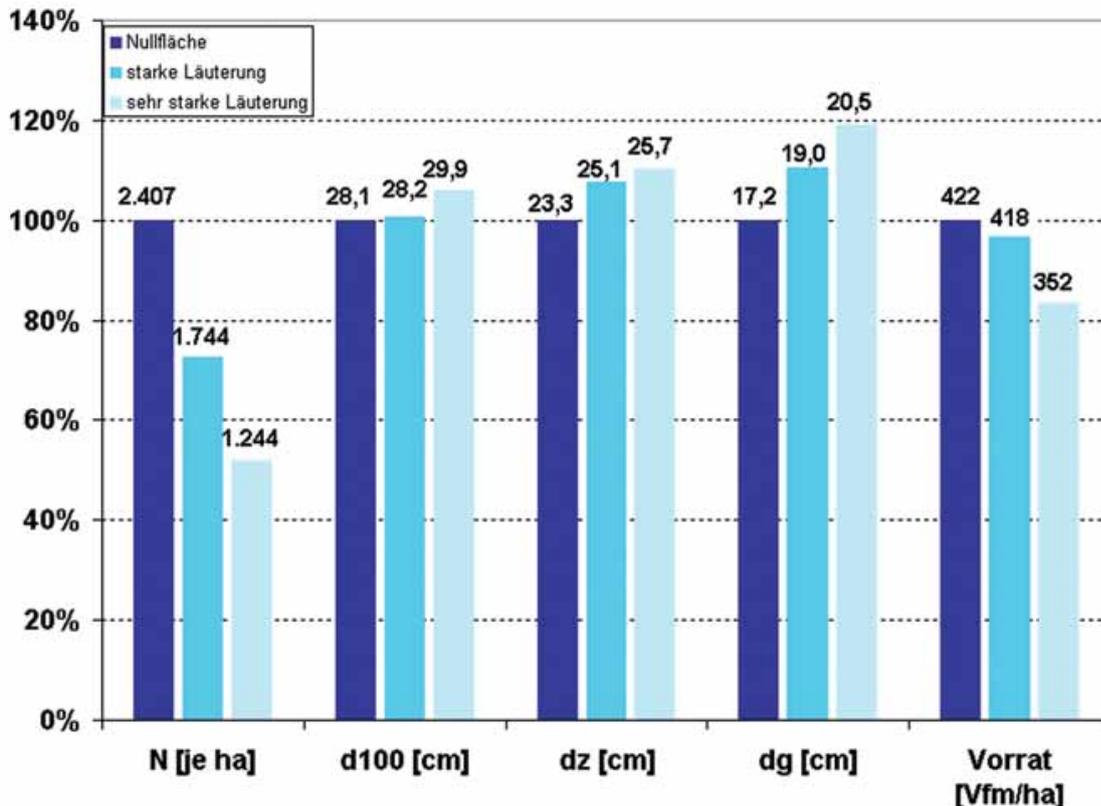


Abb. 5: Ertragskundliche Kennwerte im Alter 27 (15 Jahre nach der Läuterung) Küstentanne

N = Anzahl pro Hektar; d100 = mittlerer Durchmesser der 100 stärksten Bäume pro Hektar; dz = mittlerer Durchmesser der ZB (Zukunftsbäume); dg = Durchmesser des Grundflächenmittelstamms; Vfm/ha = Volumen in Vorratsfestmeter pro Hektar

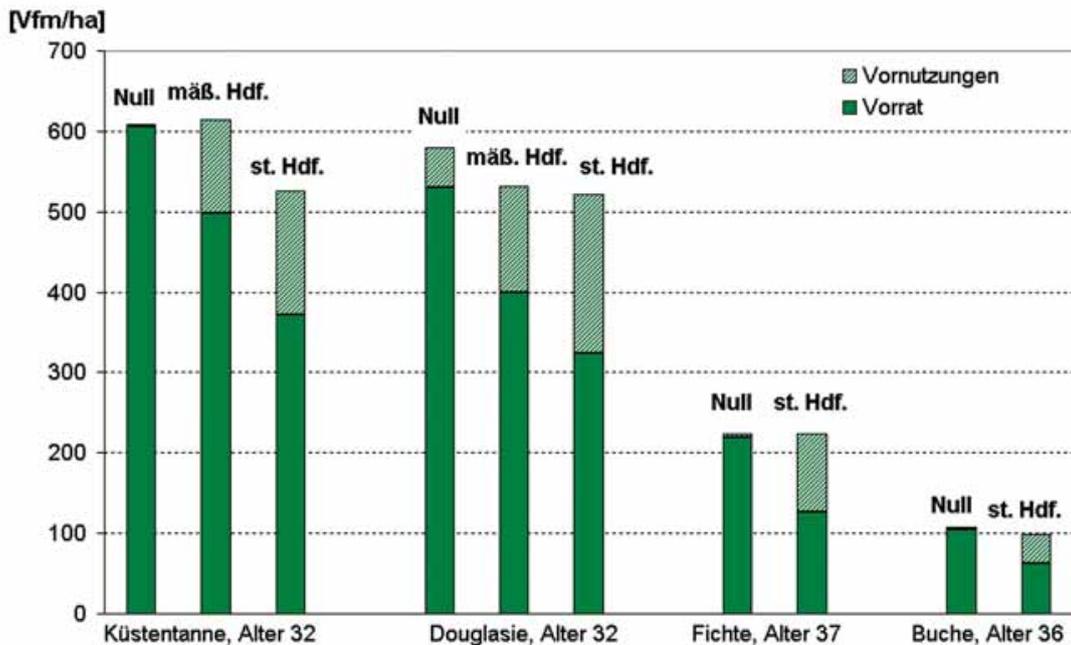


Abb. 6: Leistungsvergleich im Alter 32/36 Küstentanne, Douglasie, Fichte und Buche auf frischen bis vorratsfrischen, ziemlich gut versorgten Standorten

Tabelle 5: Küstentannen-Douglasien-Standraumversuch Dassel 3042j, Alter 27 und 32
Kenndaten ausscheidender Bestand und Durchforstungserlöse ohne Abzug der Holzerntekosten

Baumart/ Behandlung	Durchforstung 2003			Durchforstung 2008		
	Hiebssmasse [Efm/ha]	d _{aus} [cm]	Bruttoerlös [EUR/ha]	Hiebssmasse [Efm/ha]	d _{aus} [cm]	Bruttoerlös [EUR/ha]
Küstentanne mäß. Hdf.	71	19,8	3.550	22	16,0	770
Douglasie mäß. Hdf.	74	18,6	3.700	36	19,7	1.260
KTa / Dgl mäß. Hdf.	70	19,8 19,1	3.500	22	12,4 19,0	770
Küstentanne starke Hdf.	72	20,2	3.600	51	22,5	1.785
Douglasie starke Hdf.	107	23,6	5.350	50	21,5	1.750
KTa / Dgl starke Hdf.	115	23,2 23,0	5.750	100	25,9 23,1	3.500

Tabelle 6: Holzpreise 2003 und 2008

Sortiment	Durchforstung 2003 (guter Holzmarkt)		Durchforstung 2008 (Wirtschaftskrise)	
	Anteil	Preis [EUR/Fm]	Anteil	Preis [EUR/Fm]
ABS B/C	60%	63,30	75%	39,00
IN-FS	34%	37,50	22%	23,30
X-Holz	6%		3%	
Durchschnittserlös [EUR/Fm]	(geschätzt)	50,-	(geschätzt)	35,-

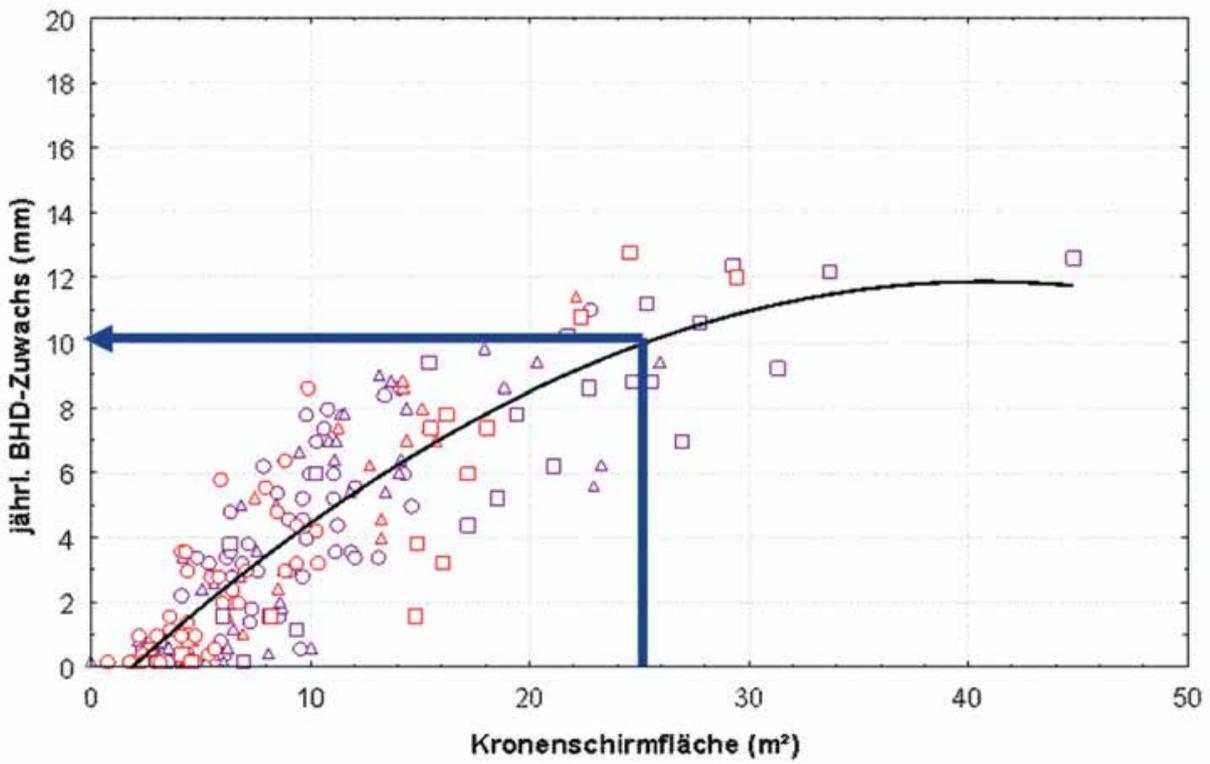
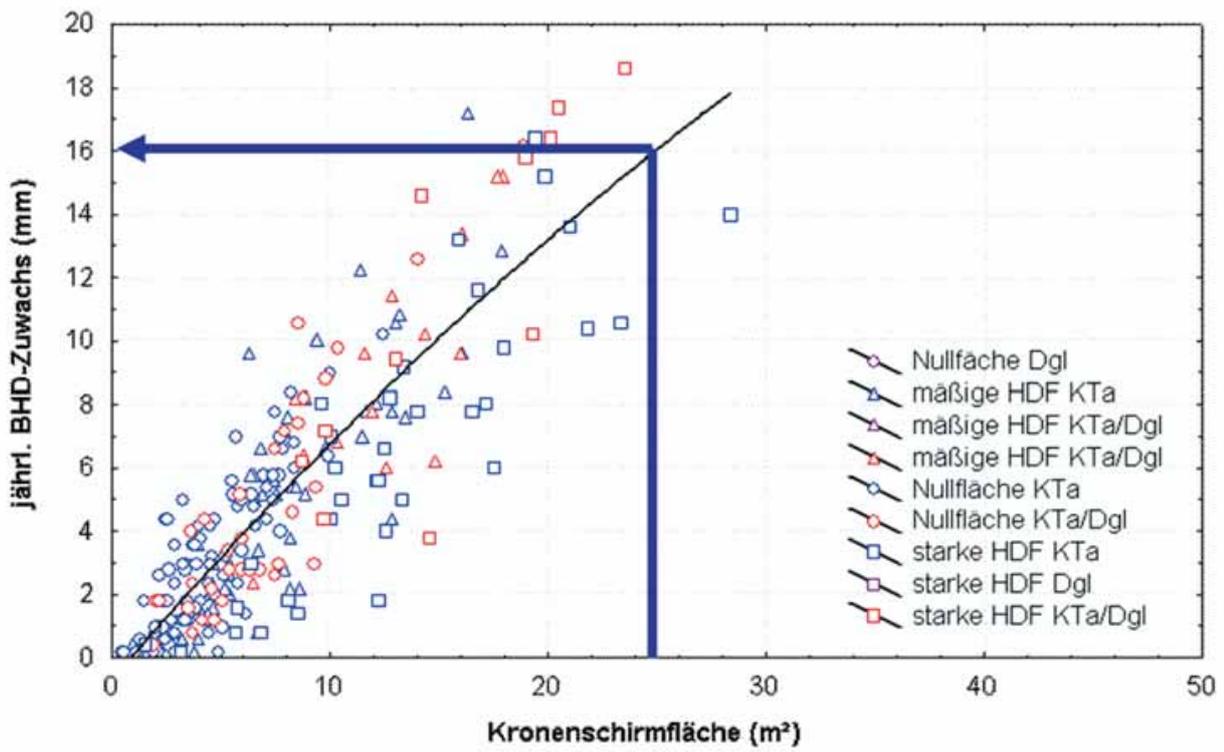


Abb. 7: Standraumeffizienz Küstentanne - Douglasie

Exkursionspunkt 6b Waldbau mit Douglasie (E6b; Profil 7)

Ralf Nagel, Hermann Spellmann, Peter Wollborn

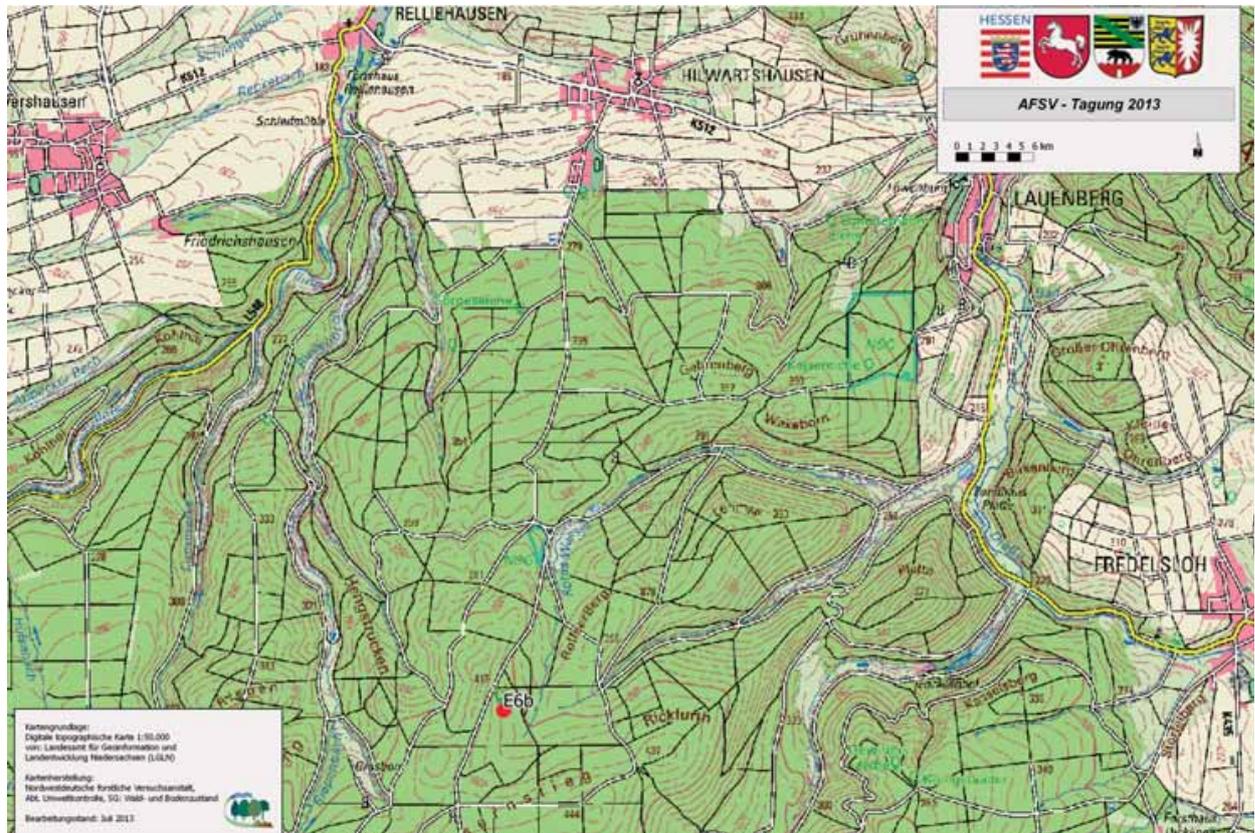


Abb. 1: Lageskizze



Foto: Thomas Hövelmann

Tabelle 1: Standortsbeschreibung

Exkursionspunkt: 6 b		Standortsaufnahme							
Forstamt:	Dassel	Betrieb:	Staatswald						
Waldort:	Abt. 1071	Lage im Bestand:	R 3548680 H 5733038						
Profil Nr.:	7	Standortschätzer:	Stüber, Paar, Evers, Dammann, Hövelmann	Datum:	21.05.13				
Lage	Wuchsgebiet		Wuchsbezirk		Teilwuchsbezirk				
	Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland		Hoher Solling		-				
	m über NN	Exposition	Hangneigung		Geländeform				
	410	-	sehr schwach geneigt (bis 5%)		Plateau				
Klima	Bezugsstation(en)		Zeitraum	tj°C	tv°C	mmj	mmVz	Vz-Tage	i
	Regionalisierte Klimadaten von umliegenden Niederschlags- und Klimastationen des dt. Wetterdienstes		1961 - 1990	7,8	14,3	798	339	146	13,8
			1981 - 2010	8,5	15,0	829	347	150	13,9
	Wuchszone			Klimafeuchte					
Submontan - Obere Buchenmischwaldzone			schwach subkontinental						
Boden	Geologie/Stratigraphie		Ausgangsmaterial der Bodenbildung						
	Quartär über Trias		Lößlehm-Fließerde über schluffig-toniger Buntsandsteinverwitterung über anstehendem Sandstein						
	Humusform		Bodenart(en)						
	feinhumusreicher Moder, stellenweise auch feinhumusarmer Moder bis feinhumusreicher, rohumusartiger Moder		sandig-lehmiger Schluff bis lehmiger Ton						
	Bodenskelettanteil		Gefüge		Physiol. Gründigkeit		Durchwurzelung		
	5%		subpolyedrisch		100 cm		70 cm (+)		
Boden-Subtyp		schwach podsolierte Pseudogley-Parabraunerde							
Vegetation	Weiserpflanzen, ökolog. Gruppe		Oxalis acetosella (III 2), Luzula luzuloides (II 2c), Juncus effesus (IV 2-3), Gymnocarpium dryopteris (III 3), Rubus idaeus (02, II 3a), Dryopteris carthusiana (III 2), Polytrichum formosum (II 2a), Milium effusum (II 3a), Carex sylvatica (II 3b), Carex remota (IV 3-4a), Deschampsia flexuosa (II 2a), Vaccinium myrtillus (II 1);						
	Potentielle natürliche Waldgesellschaft		Hainsimsen-Buchenwald						
	Waldbestand mit derz. Bonitäten		BU 113, Bonität 1,1; FI 113, Bonität 0,6; DGL 108, Bonität 1,4 (2009)						
Forstgeschichte		-							
Gelände-wasser-haushalt	schwächer wechselfeucht bis staufrisch, wechselfeucht			Trophie	mesotroph				
	-								
Standort	Geländewasserhaushalt, Waldgesellschaft und Boden-Subtyp (-Form)								
	Hessen: Obere BMZ - schwach subkontinental - wechselfeucht - mesotroph								
	Nds.: (schwach) wechselfeuchter, staufrischer, ziemlich gut mit Nährstoffen versorgter Standort aus basenarmen Silikatgestein mit stärkerer Beeinflussung durch schluffig-lehmige Decken (30 - 70 cm); 14.4.2.3.tT								
Waldbau	Standörtl. Mögl. Baumarten		BU, ELA, KTA, DGL, HBU, KI, SEI						
	Betriebszieltypen		BU/DGL, SEI/HBU, DGL/BU, BU/KTA						

Tabelle 2: Profilbeschreibung

Horizont- und Schichten-symbole	Tiefen- und Mächtigkeitsangaben (cm)	Bodenfarbe, Bodenart, Bodenskelettanteile, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Makrogefüge und Lagerungsdichte, Fleckung, Konkretionen, Durchwurzelung, Horizontbegrenzung
Humusauflage:		
OL	5,7 - 4,4	locker gelagerte Blatt- und Nadelstreu
Of	4,4 - 2,5	locker bis schichtig gelagerte Blatt- und Nadelstreu; gering durchwurzelt
Oh	2,5 - 0	lose bis bröckelige, stellenweise bröcklige bis kompakte, unscharf brechbare Humusschicht
Mineralboden:		
I Aeh	0 - 3	dunkel grau-brauner, stark humoser Oberbodenhorizont; stellenweise gebleichter sandig-lehmiger Schluff mit geringem Grus- und Steingehalt; kleine Subpolyeder; karbonatfrei; geringe Lagerungsdichte; stark fein-, mittel grobdurchwurzelt
I Bhv (rAp)	3 - 18	brauner, humoser Oberbodenhorizont; diffus gebleichter sandig-lehmiger Schluff; geringer Grus- und Steingehalt; kleine Subpolyeder; karbonatfrei; geringe Lagerungsdichte; stark fein-, mittel grobdurchwurzelt; eventuell alter Pflughorizont
I SwA/Bv	18 - 40	dunkel gelblich-brauner, schwach gebleichter, schwach lessivierter Verbraunungshorizont; sehr schwach humos; geringer Grus- und Steinanteil; sandig-lehmiger Schluff; lockere bis mittlere Lagerungsdichte; kleine Subpolyeder; stark fein-, schwach grobdurchwurzelt
I A/BvSw	40 - 50	gelblich-brauner, stellenweise dunkel gelblich-brauner, stärker gebleichter, tonangereicherter Verbraunungshorizont; sandig, lehmiger Schluff; geringer Grus- und Steinanteil; mittlere Lagerungsdichte; mittlere fein-, geringe Grobdurchwurzelung; Polyeder- bis Subpolyedergefüge
VII Bt/Swd	50 - 60	fleckig braun, gebleichter, tonangereicherter Verbraunungshorizont, schluffiger Lehm, mittlere bis hohe Lagerungsdichte, Polyeder- bis Subpolyedergefüge
II Swd	60 - 100	Stauwasser führender Stauhorizont; sandig-toniger Lehm bis lehmiger Ton; hohe Lagerungsdichte; geringere hell-rostfarbene und stärkere dunkel-rostfarbene Oxidationszonen, sowie mittlere Bleichungen; mittlere Subpolyeder; bis 70 cm noch schwach feindurchwurzelt

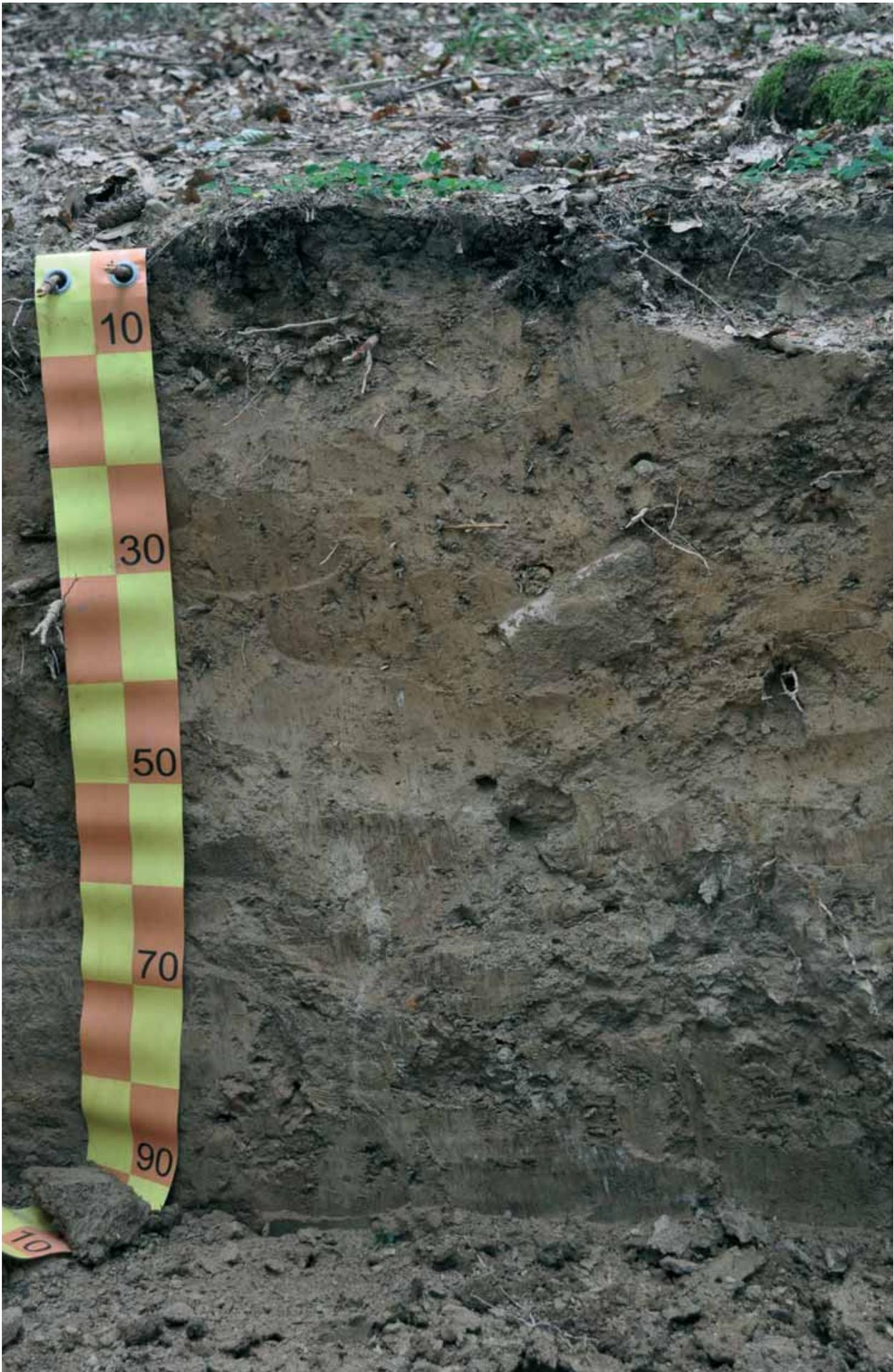


Abb. 2: Profilfoto (Jan Evers)

Tabelle 3: Bodenchemie und -physik (Küstentanne 2013)

Tiefe	pH	pH
cm	(DIN-H ₂ O)	(DIN-KCl)
OLF	4,37	3,63
OH	3,74	2,95
0 - 5	4,19	3,46
5 - 10	3,86	3,08
10 - 30	4,37	3,77
30 - 60	4,40	3,85
60 - 90	4,67	3,58

eff. Austauschkapazität NH ₄ Cl, Auflage Königswasser					
Tiefe	BS	AK	Ca	Mg	K
cm	%	kmol(c)/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
OLF	-	-	156	29	48
OH	-	-	114	79	145
0 - 5	6	48	21	7	29
5 - 10	12	65	86	19	49
10 - 30	5	155	48	14	96
30 - 60	6	190	64	24	138
60 - 90	40	446	1699	919	512
0 - 90	16	903	1918	983	825
Summe			2188	1090	1018

Elementaranalyse			
Tiefe	C	N	C/N
cm	t/ha	t/ha	-
OLF	13,0	0,48	27
OH	18,0	0,82	22
0 - 5	13,9	0,93	15
5 - 10	33,3	0,48	
10 - 30	32,9	1,72	
30 - 60	21,4	1,58	
60 - 90	4,2	1,30	
0 - 90	105,7	6,01	
Summe	136,7	7,31	

Bewertungsrahmen nach der Forstlichen Standortskartierung (AK Standortskartierung 2003)							
(eff. Wurzelraum mit Auflagehumus)	sehr gering	gering	gering mittel	mittel	mittel hoch	hoch	sehr hoch
Basensättigung (%)	7	20	30	50	70	85	
Ake (kmolc/ha)	50	100	250	500	1000	2000	
Ca (kg/ha)	200	400	800	2000	4000	8000	
Mg (kg/ha)	50	100	200	500	1000	2000	
K (kg/ha)	200	400	600	800	1200	1600	
C (t/ha)	50	100	200	400	800	1600	
N (t/ha)	2,5	5,0	10,0	20,0	40,0	80,0	
C/N	35	25	20	16	12	10	
Pufferbereiche	Fe-Oxid	Al-Oxid	Austauscher	Kohlensäure/Silikat	Carbonat		
pH (H ₂ O)	3,5	4,2	5,0	6,2			
nutzbare Feldkapazität (mm)	äußerst gering	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch	äußerst hoch
	30	60	90	120	180	240	

Tiefe	TRD Fb	GBA	Masse	nFK
cm	g/cm ³	Vol%	t/ha	mm
OLF	-	-	30	
OH	-	-	58	
0 - 5	1,11	2	546	14
5 - 10	1,07	2	528	14
10 - 30	1,19	2	2332	53
30 - 60	1,49	2	4378	50
60 - 90	1,74	14	4467	28
0 - 90	1,46	6	12250	159

Steindichte: 1,98 g/cm³

Die ertragskundliche Versuchsfläche ist Teil einer Wuchreihe (unechte Zeitreihe) Buche-Douglasie auf vergleichbaren Standorten im Solling. Die Methode der Mischbestands-Wuchreihen dient der Untersuchung des Wachstums und der Konkurrenz der Baumarten in Mischung und der Ableitung von Erkenntnissen zur Ökologie und waldbaulichen Steuerung von Mischbeständen. Daneben liefern die Wuchreihen wertvolle Daten für die Parametrisierung des Wachstumssimulators BWIN.

Der vorliegende Versuchsteil umfasst zwei Parzellen, die Parzelle BD 4 mit höherem Buchenanteil („buchenreich“) und die Parzelle BD 6 mit höherem Douglasienanteil („douglasienreich“).

Bestandesbeschreibungen

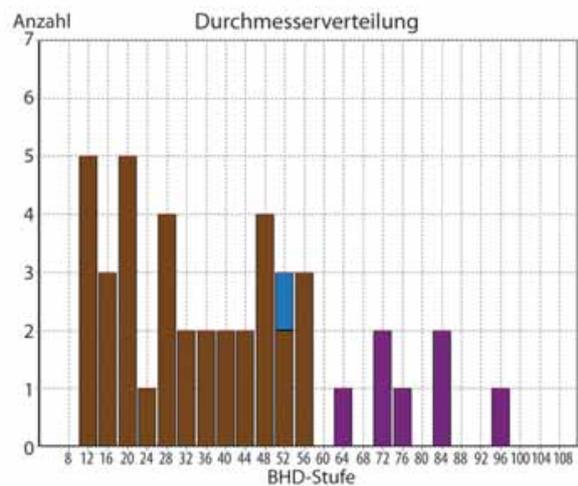
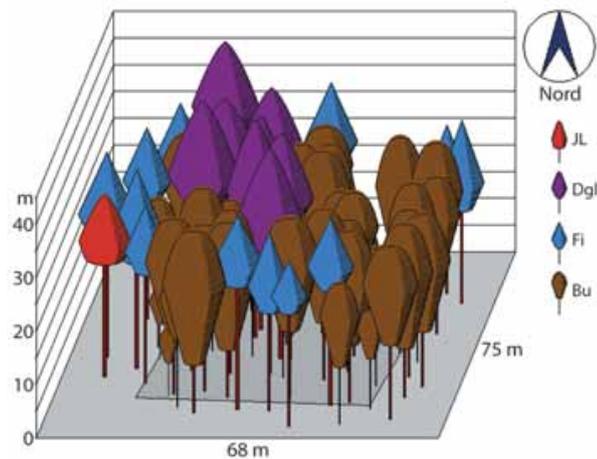
BD 4 „buchenreich“

Mischbestand aus Buche, 117jährig, aus Naturverjüngung, geringes bis mittleres Baumholz, mäßig wüchsig und qualitativ unbefriedigend, mit trupp- bis gruppenweise eingemischter Douglasie, 108jährig, aus Pflanzung, starkes Baumholz, sehr wüchsig, geastet auf 4 - 6,5 m, tlw. gute Qualität

BD 6 „douglasienreich“

Mischbestand aus vorherrschender Douglasie, 108jährig, aus Pflanzung, starkes Baumholz, langschaftig, tlw. gute bis durchschnittliche Qualität, sehr wüchsig, geastet auf 4 - 6,5 m; einzelstamm- bis truppweise gemischt mit Buche 112j. aus Naturverjüngung, stark zurückbleibend und überwiegend im Zwischen- und Unterstand

a) „buchenreich“



b) „douglasienreich“

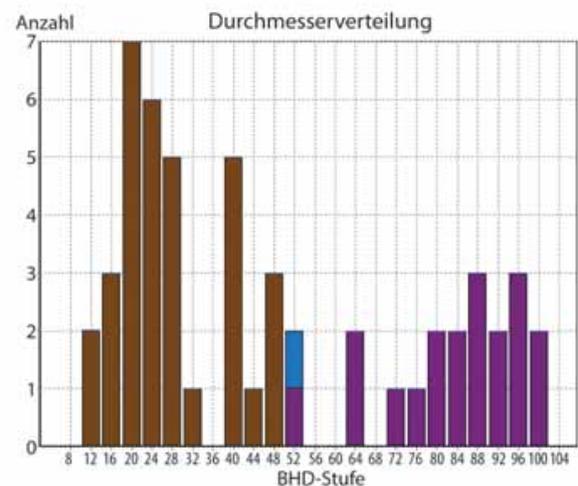
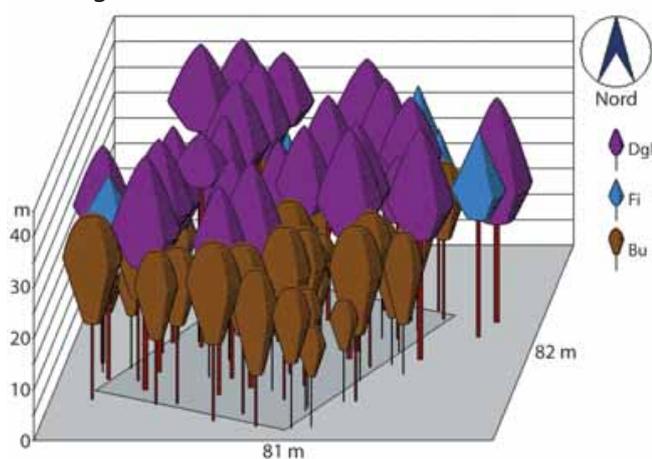


Abb.3: Bestandesansichten und Durchmesserverteilungen beider Versuchspartellen zur Aufnahme 2003

BD 4 „buchenreich“

Jahr	Art	Alter	N/ha	D100	H100	Dg	Hg	G/ha	Vfm/ha	Efm/ha	G%	B°	EKI	LKI
2009	Dgl	108	37			83,8	41,9	20,4	320	256	48		1,9	14
	Fichte	113	6			57,9	36,7	1,6	23	19	4		1,1	12
	Buche	113	194	46,8	32,5	36,7	29,5	20,5	318	254	48		1,5	8
	Gesamt			237						42,5	661		1,1	

Laufender Volumenzuwachs:

Periode 1993-1999: 20,7 Vfm/ha*a

Periode 1999-2003: 14,3 Vfm/ha*a

Periode 2003-2008: 12,2 Vfm/ha*a

Ausscheidender Bestand:

ZSN / Durchforstung 2009: 34 Efm/ha Dgl
15 Efm/ha Bu

BD 6 „douglasienreich“

Jahr	Art	Alter	N/ha	D100	H100	Dg	Hg	G/ha	Vfm/ha	Efm/ha	G%	B°	EKI	LKI
2009	Dgl	108	90			87,0	44,1	42,2	695	556	78		1,4	15
	Fichte	113	5			53,2	38,1	1,1	18	14	2		0,6	13
	Buche	113	148	35,2	29,3	30,6	26,9	10,9	164	131	20		2,3	7
	Gesamt			252						62,6	996		1,2	

Laufender Volumenzuwachs:

Periode 1993-1999: 27,8 Vfm/ha*a

Periode 1999-2003: 17,4 Vfm/ha*a

Periode 2003-2008: 21,8 Vfm/ha*a

Ausscheidender Bestand:

Durchforstung 1993: 30 Efm/ha (Bu 11 Efm/ha, Dgl 19 Efm/ha)

Durchforstung 1999: 66 Efm/ha (nur Dgl)

ZSN / Durchforstung 2009: 183 Efm/ha (Dgl 179 Efm/ha, Bu 4 Efm/ha)

Abkürzungen:

Art = Baumart; **ZB** = Z-Bäume; **N/ha** = Stammzahl; **D100** = mittlerer Durchmesser der 100 Stärksten; **H100** = mittlere Höhe der 100 Stärksten; **Dg** = Durchmesser des Grundflächenmittelstammes; **Hg** = Höhe des Grundflächenmittelstammes; **G** = Grundfläche; **Vfm** = Volumen stehender Bestand; **Efm** = Volumen in Erntefestmeter; **G%** = Mischungsanteil an der Grundfläche; **B°** = Bestockungsgrad; **EKI** = Ertragsklasse; **LKI** = Leistungsklasse

Exkursionspunkt 7 Niedermoore im Solling (E7)

Kai Conrad und Philipp Küchler

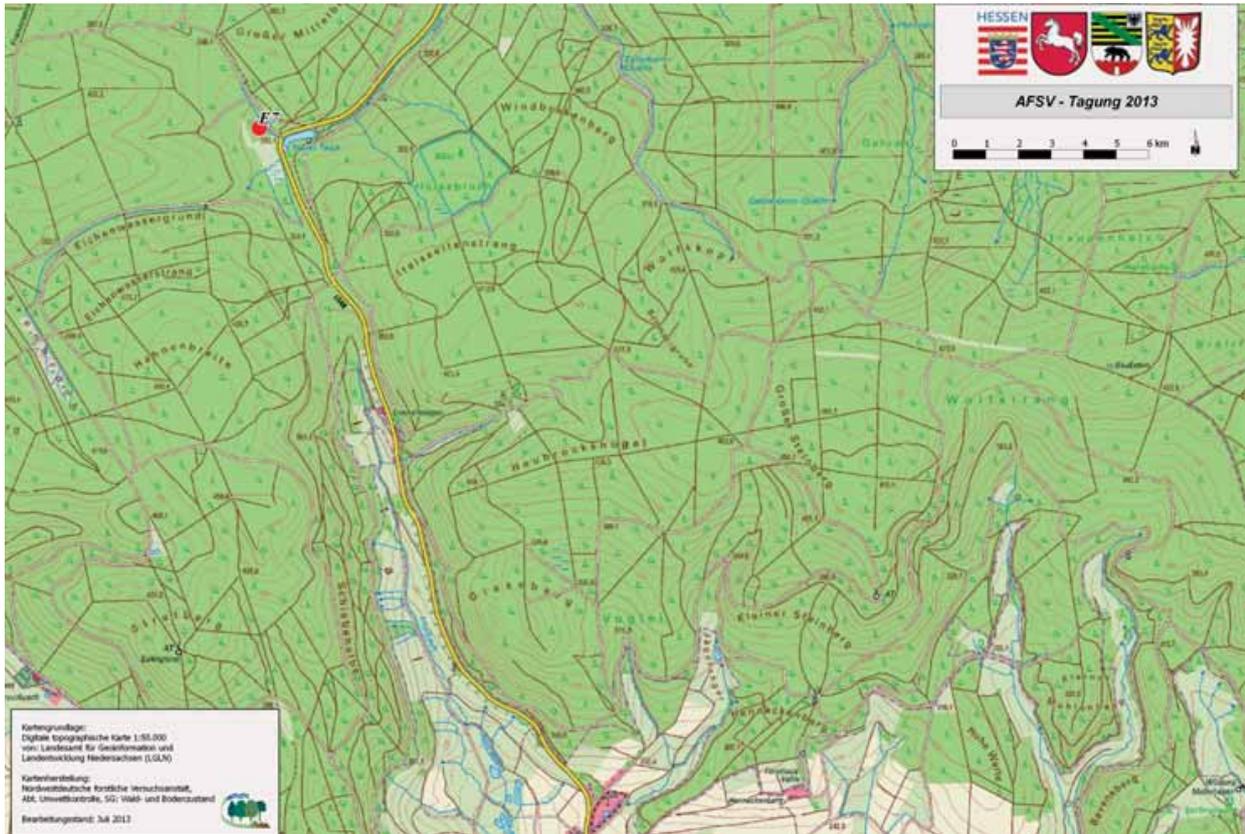


Abb. 1: Lageskizze



Abb. 2: Teichwiesen Südteil Fichte-auf-Moor (Foto: Philipp Küchler)

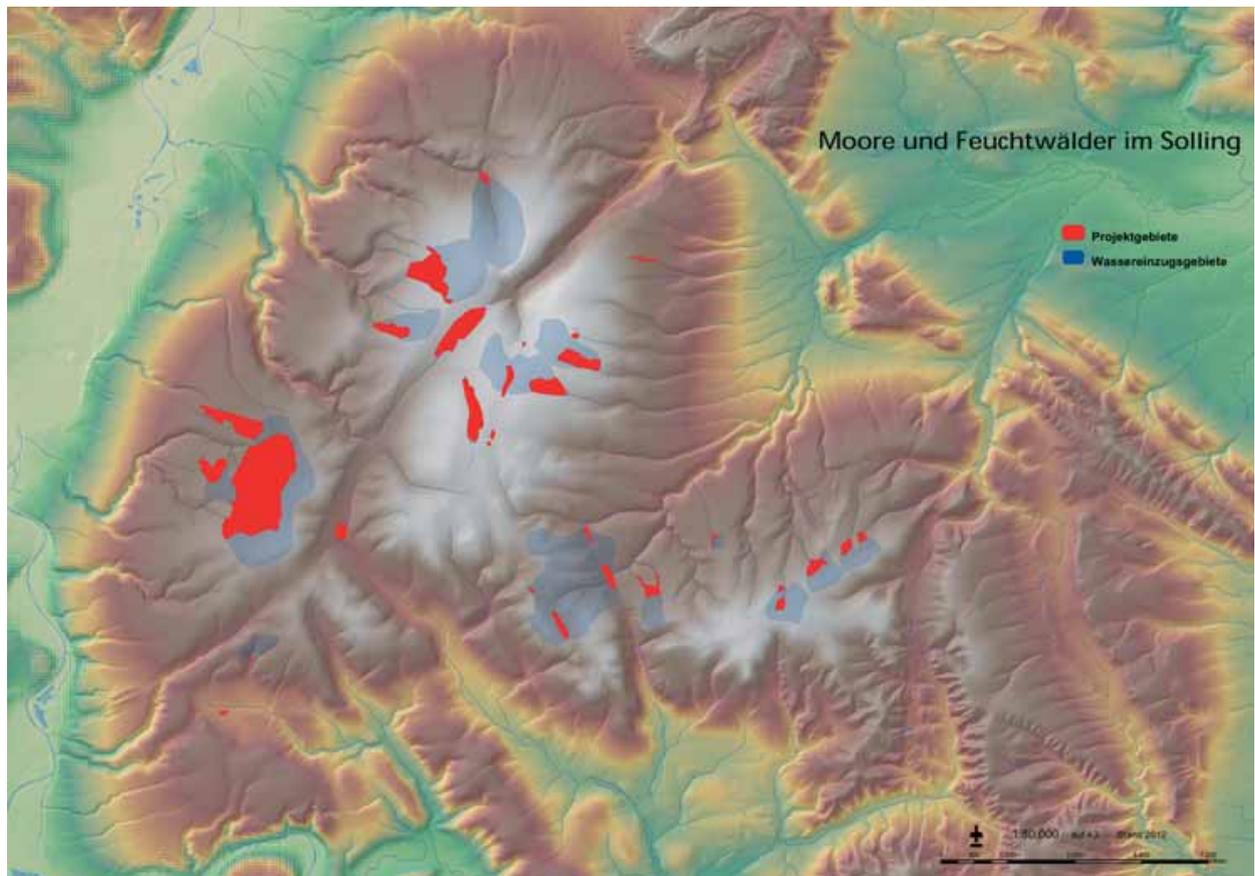


Abb. 3: Übersichtskarte Moore im Solling

Landschaftsprägender Charakter der Moore im Solling

Der Solling ist in den flachen Hochlagen auf erheblicher Fläche von Nassstandorten geprägt. Auch der Name Solling deutet auf ihren einst landschaftsprägenden Charakter: Der Wortstamm „sol“ steht für sumpfige Stelle; auch die Wörter „Suhle“ und „Soll / Söll“ (Begriff für vermoortes oder wassergefülltes Toteisloch in Nordostdeutschland) stammen davon ab.

Die Basis der Nassstandorte sind zumeist Fließerden, die aus tonigen Zwischenschichten und Sandstein-Ton-Wechsellagen verschiedener Buntsandstein-Folgen entstanden – teils auch unter Beteiligung von Schwemmlöss. An den Stellen, wo die Fließerden undurchlässig sind, haben sich die Stauwasserböden Stagnogley und Moor-Stagnogley entwickelt. Die zu grauweißem Farbton reduzierten Ton- und Schwemmlöss-Lagen gaben den Böden den Namen „Molkenboden“.

Bei ausreichender Wasserversorgung kam es auf diesen Standorten zur Ablagerung von Torf und Moore wuchsen auf. Mit Ausnahme der drei Hochmoore (Mecklenbruch, Torfmoor, Kükenbruch), die sich im Solling aufgrund des für die Entstehung von Bergland-Regenmooren eher geringen Jahresniederschlags von knapp 1000 mm nur in Sattellagen mit einer quasi-ebenen Ausgangsfläche entwickeln konnten, handelt es sich sonst um Niedermoore. Diese haben sich meist in gering geneigtem Gelände der Oberhänge (Neigung 1 bis 3 Grad) an Sicker- und Schichtquellen als Quellmoore mit daran anschließendem Hangmoor entwickelt. Die ursprüngliche Moorausdehnung dürfte deutlich über 1000 Hektar betragen haben – das entspricht etwa 3 % der Waldfläche des Sollings.

Die Niedermoore im Solling waren insgesamt mesotroph-sauer ausgeprägt und dürften als wachsende Moore überwiegend baumfrei gewesen sein, zum Beispiel mit torfmoosreichen Seggenrieden als Torfbildnern. Im Wachstum stagnierende Moorbereiche trugen Birkenbruchwälder. Schwarzerlen kamen hingegen auf mineralischen Nassstandorten als Torfmoos-Erlen-Sumpfwald vor, sowie an einigen Stellen in Quellmooren.

Entwässerung der Niedermoore

Mit dem Anbau der im Solling nicht heimischen Fichte ab dem 18. Jahrhundert und verstärkt Mitte des 19. Jahrhunderts, setzten planmäßige Entwässerungen und Aufforstungen der Niedermoore ein. Die großflächig verbreiteten Hangmoore ließen sich dabei besonders leicht entwässern, da schräg zum Hang gezogene Schlitzgräben, die in tiefe Abzugsgräben münden, alle hangunteren Moorbereiche effektiv vom Wasserstrom abschneiden.

Daher stockt heute auf den meisten Niedermooren Fichtenforst in zweiter oder dritter Generation, auch wenn sich die Bestände als instabil und schwer befahrbar erwiesen haben. Kritisch ist auch, dass in vielen Wassereinzugsgebieten der Niedermoore Fichtenforsten stocken. Unter Nadelbäumen ist die Versickerung und damit die Grundwasserbildung bzw. der Zwischenabfluss ins Moor deutlich geringer, als unter Laubholz. Messungen aus dem Solling-Projekt ergaben eine um 40 % erhöhte Versickerung unter Buchenbeständen gegenüber Fichtenforst. Hauptgrund dafür ist die höhere Interzeption bei Nadelbäumen.

In der Summe führte die Entwässerung und Aufforstung zu einem rasanten Torfschwund mit entsprechender Freisetzung des gespeicherten Kohlenstoffs in die Atmosphäre. Der größte zusammenhängende Niedermoorbereich bestand im Wildenkiel südwestlich von Neuhaus. Heute sind dort von 530 Hektar Moorfläche nur noch inselartige Quellmoorrester vorhanden. Der Moorschwund ist hier gut dokumentiert, da eine Moorabgrenzung in der geologischen Karte von 1908 erfolgte und forstliche Standortskartierungen mit Erfassung der Moormächtigkeiten in den 1950er Jahren und 2011 erfolgten (siehe Abb. 3).

Von geschätzten 2 Metern ursprünglicher Torfmächtigkeit im zentralen Teilbereich waren 1950 noch 100 bis 150 cm übrig, 2011 hingegen nur noch 30-40 cm.

Demnach erfolgte in den letzten 60 Jahren eine Beschleunigung des Torfschwundes. Es können dabei Grabenausbau sowie forstlicher Wegebau als wichtige Faktoren angenommen werden. Solange keine Wiedervernässung erfolgt, hält der Torfschwund auch heute noch an, bis die Mooraufgaben komplett mineralisiert sind.

Renaturierung der Niedermoore im Solling

Eine Renaturierung der Moore ist sowohl aus Biotopschutz-, als auch aus Klimaschutzgründen von hoher Priorität. Weitere positive Effekte ergeben sich beim Hochwasserschutz, der Trinkwasserqualität und der Erholungsnutzung im Solling. Daneben sind eine Reihe hochspezieller und gefährdeter Arten auf intakte Moore als Lebensraum angewiesen.

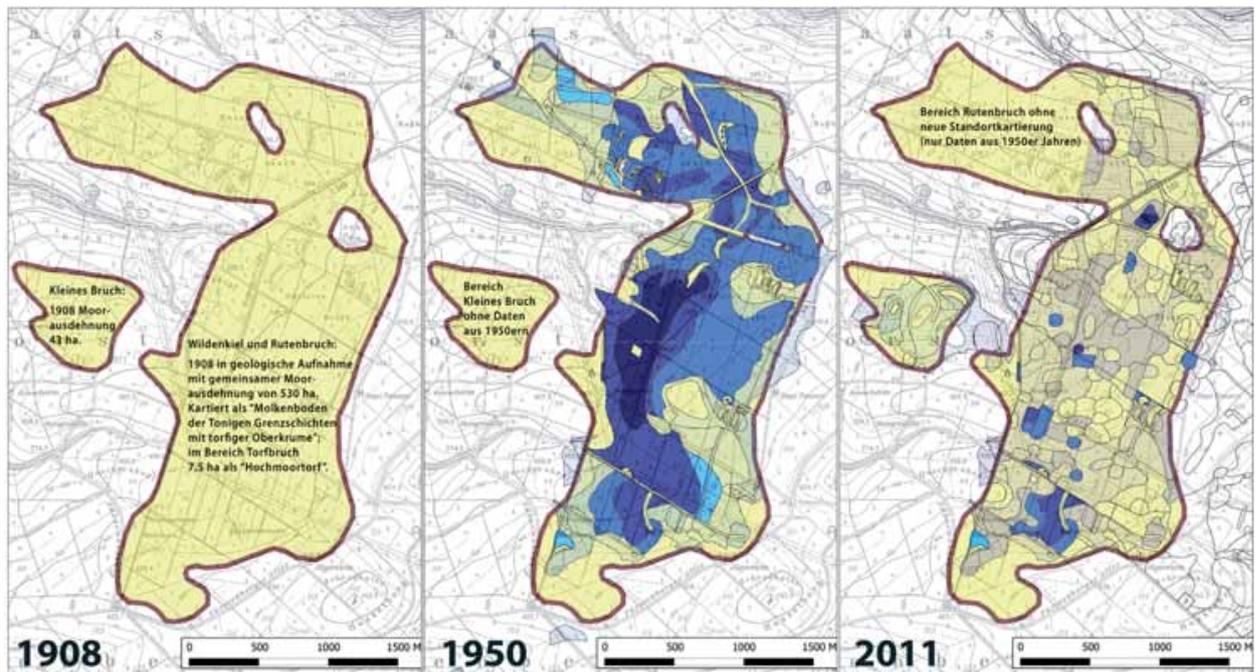
Durch eine Nutzungsaufgabe allein werden sich nur einige wenige Quellmoorbereiche selbst renaturieren. In den meisten Gebieten sind sowohl wasserbauliche Maßnahmen (v.a. Grabenverschluss), als auch die Entnahme der eingebrachten Fichte auf den Nassstandorten notwendig. Um die Wasserversorgung und damit die Wiedervernässung der Moore zu optimieren, ist meist auch der Umbau der Wassereinzugsgebiete in Laubholzbestände notwendig.

Bis 2008 erfolgten einzelne Staumaßnahmen und Entfichtungen in einigen Niedermooren, allerdings ohne sollingweites Gesamtkonzept. Ab 2008 begann im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, den Nds. Landesforsten und der NW-FVA finanzierten Projektes ein systematischerer Ansatz in drei Niedermooren. Die Gebiete wurden durch gezielte Untersuchungen mit Hilfe des „Decision-Support-System Waldmoorschutz“, analysiert und unter in Deutschland erstmaligem Einsatz einer Schweizer Technik zur Grabenverfüllung („Zuger Methode“) sowie mit begleitendem Monitoringsystem renaturiert.

2011 und 2012 erfolgte dann erstmals eine von den Nds. Landesforsten in Auftrag gegebene systematische Bestandsaufnahme aller Niedermoore im Solling, einschließlich einer Priorisierung, in welchen Gebieten Vernässungsmaßnahmen vordringlich und aussichtsreich sind. Insgesamt wurden ca. 600 ha als Projektflächen ermittelt (Hoch- und Niedermoore einschließlich Anmoor- und Arrondierungsbereiche). Davon weisen noch ca. 200 ha Torfaufgaben über 30 cm Mächtigkeit auf. Rund 30 % der Projektfläche ist bereits in ihrem Zielzustand. Die restlichen 420 ha sind somit noch potenzielle Renaturierungsflächen.

Die Wassereinzugsgebiete umfassen ca. 2.000 ha. Hierbei handelt es sich meist um durchschnittliche terrestrische Standorte. Davon ist ein Drittel bereits in optimalem Zustand (Laubholzbestände).

Als eines der ersten Projekte wurde die Renaturierung des 7 ha großen Kükenbruches im Jahr 2013 begonnen (Forstamt Dassel). Im Forstamt Neuhaus stellt der Moorkomplex Wildenkiel einen Renaturierungsschwerpunkt dar.



Moorschwund durch Forstwirtschaft am Beispiel Wildenkiel/Solling:

Moorgößen

1908 (gelb; nach geologischer Karte 1929),

1950er Jahre (forstliche Standortkartierung),

2011 (forstliche Standortkartierung)

Nassstandorte Wildenkiel	
□	staufeuchter Mineralboden
□	anmoorig (m)
□	schwach vermoort staufeuchter Standort (M) 15-30cm
□	schwach vermoort Moorstandort (I) 15-30cm
□	Moor 30-50cm (II)
□	Moor 50-100cm (III)
□	Moor 100-150cm (IV)

Abb. 4: Moorschwund

Decision-Support-System Waldmoorschutz (DSS-Wamos)

Das internetbasierte Entscheidungs-Unterstützungs-System soll Nutzer bei der Wahl und Durchführung konkreter Renaturierungsprojekte beraten. Es ist über die Website www.dss-wamos.de aufrufbar.

Nach Erkenntnis der DSS-Wamos Entwickler wurden bisher als „Moorrenaturierung“ oft einzelne Maßnahmen wie Entkusselung oder Anlage von Stauen in Gräben durchgeführt, ohne dass diese Maßnahmen langfristig Erfolg hatten.

Mit dem von Boden- und Vegetationskundlern der Hochschulen Eberswalde und Humboldt-Universität Berlin konzipierten Entscheidungs-Unterstützungssystem soll die Renaturierung von Waldmooren durch drei Ansätze erfolgreicher werden:

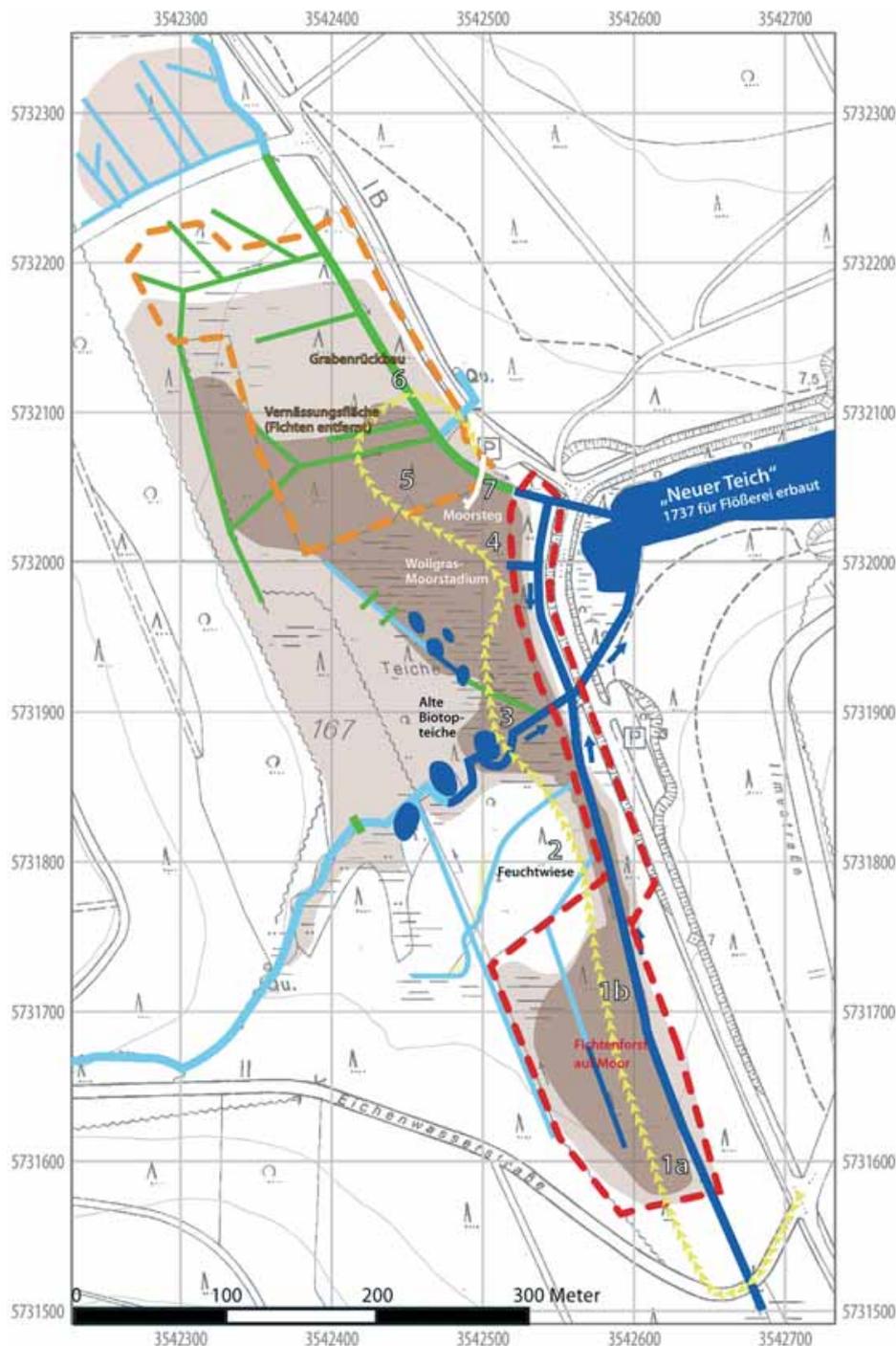
1. Voruntersuchung der Vernässbarkeit des Moores.
2. Empfehlungen der für den Moortyp und die Situation geeigneten Vernässungs-Techniken und begleitenden Maßnahmen.
3. Drängen auf Konzeption von Erfolgskontrollen.

Obwohl es gut erläutert ist, sind moor- und standortkundliche Erfahrungen bei der Anwendung des DSS-Wamos sehr hilfreich. Ziel des 2008 im Solling durchgeführten Projektes war es unter anderem, dass System auf nordwestdeutsche Verhältnisse anzupassen. Ein entsprechend modifizierter Aufnahmebogen wurde entwickelt.

Im Solling dienen die Grundgedanken und Ansätze des DSS-Wamos als Basis für Entscheidungen über die weiteren Renaturierungsvorhaben.

Niedermoore im Solling: Teichwiesen

Für die AFSV-Exkursion dienen die Teichwiesen unter den vielen Niedermooren im Solling als Beispiel, weil sich hier in der begrenzten Exkursionszeit gestörte, intakte und wiedervernässte Moorbereiche auf engem Raum aufsuchen lassen. Dafür wird in Kauf genommen, dass das Moor nicht den typischen Quellmoor-Hangmoor-Komplex der Hochlagen des Solling repräsentiert.



TEICHWIESEN: Moorkarte mit 100 m Gauss-Krüger-Raster

Torfmächtigkeit:

- Schwach vermoort - bis 30cm Torf oder feuchtes Anmoorsubstrat (hellbraun)
- Moor - über 30cm Torf (braun)

Abholzungsbereich 2008 - Fichtenforst entnommen (orange Umriss)

Projektgebiet für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen - derzeit Fichtenforst (roter Umriss)

Gräben & Bäche:

- Nasse Gräben, Teiche, Bachläufe (dunkelblau)
- Sommertrockene Gräben (hellblau)
- Im Jahr 2008 erfolgte Staumaßnahmen / verfüllte Gräben / Stauwehre (grün)

Exkursionsroute (gelbe Pfeile, weiße Nummern)

Abb. 5: Moorkarte Teichwiesen mit Exkursionspunkten

Lage

Die Teichwiesen sind ein Quellmoorkomplex und bilden das Quellgebiet der Ilme. Sie liegen im Forstamt Dassel auf einer Höhe um 350 Meter ü. NN, oberhalb des „Neuen Teiches“. Der Teich wurde 1737 als Stauteich für die Flößerei auf der Ilme angelegt. Die Flächen gehören zum FFH-Gebiet „Ilme“.

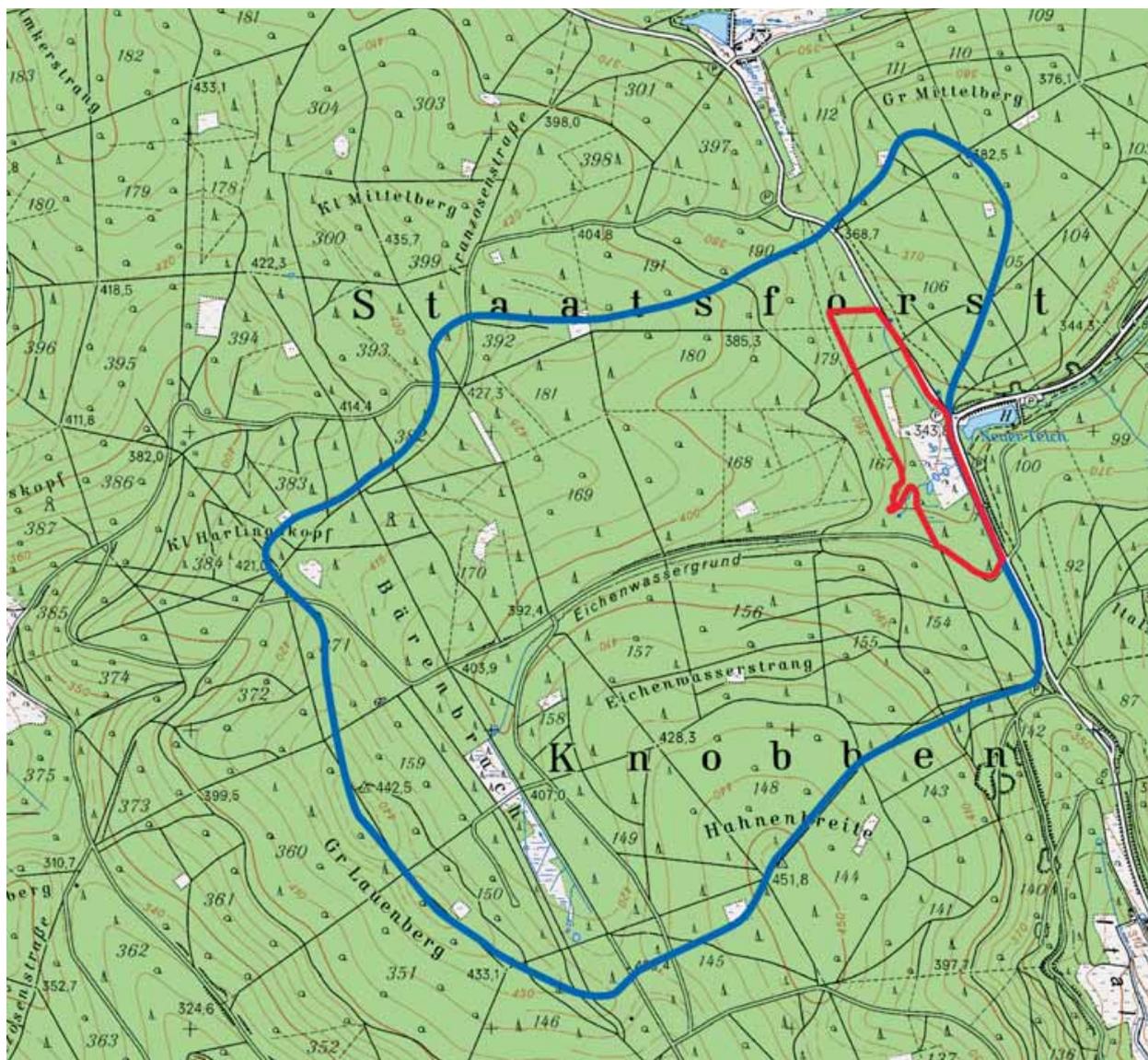


Abb. 6: Wassereinzugsgebiet der Teichwiesen; rot: Projektgebiet; blaue Linie: Wassereinzugsgebiet nach den Höhenlinien der topografischen Karte

Aufbau des Moores

Das Moor liegt mit 2 bis 2,3 Grad Neigung an die Westseite eines kleinen geologischen Grabens angelehnt, der sich vom Lakenteich südwärts Richtung Uslar erstreckt. Die miozänen Sande und Tone im Graben sind von abdichtenden Buntsandstein-Fließerden mit Schwemmlösslagen überlagert. Die Verwerfung am Rand des geologischen Grabens dürfte Ursache für die Quellen sein.

Es bestehen zwei Quellmoorbereiche. Ein größerer mit lokal bis zu 2 Metern Torfauflage im Norden und ein kleinerer derzeit noch mit Fichtenforst bestandener mit maximal 1,2 Meter Torf im Süden. Insgesamt sind es ca. 3,7 Hektar Moor (Torfauflage > 30 cm), ca. 4 Hektar Anmoor und weitere Bereiche mit torffreien Nassböden (Stagnogleye).

Die quelligen Stellen liegen im Moor vor allem am Westrand bei recht geringen Torfmächtigkeiten um 20 bis 40 cm. Das Wasser durchsickert den Torfkörper talwärts und hat dort zum Aufbau mächtigerer Torflager beigetragen, bis es recht abrupt ein Randgehänge an der Ostseite gibt.

Das Quellmoor hat kaum oberflächige Quellausflüsse; der Torf ist in den obersten Zentimetern vererdet.

Vegetation und Geschichte

Die ältesten dokumentierten Torfe sind 4.000 - 4.500 Jahre alt.

Aus den Torfarten lässt sich ablesen, dass der Nordteil der Teichwiesen als relativ nährstoffreiches Quellmoor mit Erlenbruchwald entstand und später nährstoffärmer wurde. Über dem Torf mit Erlenholz lagern mesotrophe Riedtorfe einer offenen Moorvegetation mit etwas Birkenbruch-Anteil.

Im Südteil war das Moor von vorneherein nährstoffärmer, ebenfalls mit mit Birkenbruch-Anteil.

1737, mit Bau des „Neuen Teiches“, wurden vermutlich auch Entwässerungsgräben im Moor angelegt, um den Floßteich schneller füllen zu können. Spätestens zu diesem Zeitpunkt wird eine Wiesennutzung im Moor eingesetzt haben (Streuwiesen). 1965 waren die Teichwiesen im Wesentlichen noch entwässertes Grünland; 1966 erfolgte die Aufforstung von etwa 40 % des Moores mit Fichten.

In nicht aufgeforsteten Bereichen überdauerte wertvolle Flora mesotroph-saurer Moore mit Wollgrasstadien und Spitzbinsenrieden.



Abb. 7: Teichwiesen mit offener Moorfläche und Moorsteg (Foto: Philipp Küchler)

Renaturierung 2008

Die Wiedervernässung in den Teichwiesen wurde 2008 mit finanzieller Unterstützung von DBU und BingoLotto durch die Nds. Landesforsten durchgeführt. Ziele sind ein natürlicher Moorwasserhaushalt mit ganzjährig hohen Wasserständen im Torfkörper und ein wachsendes Moor mit moortypischer Offenvegetation oder offenem Birkenbruch.

Forstliche Maßnahmen: In einer Trockenperiode von mehreren Wochen im späten Frühjahr 2008 wurde mit Harvestern und Forwardern in der nördlichen Moorfläche ein Fichtenkahlschlag von ca. 3,5 Hektar durchgeführt, das anfallende Holz (über 3.000 Fm) aufgearbeitet und umgehend aus der Fläche transportiert. Fahrspuren auf den Moorflächen konnten durch die Trockenheit und dicke Reisigmatten minimiert werden. Außerdem wurden Fichtengruppen auf dem Moor entnommen und so das offene Landschaftsbild der „Teichwiesen“ wiederhergestellt.

Wasserbauliche Maßnahmen: Anschließend wurden alle Hauptentwässerungsgräben im Norden durch Querbauwerke und komplette Grabenverfüllung mit Sägespänen („Zuger Methode“) verschlossen.



Abb. 8: Teichwiesen Renaturierungsfläche (Foto: Philipp Kuchler)



Abb. 9: Teichwiesen Grabenverfüllung mit Sägespänen (Foto: Henning Städler)

Monitoring

Einbau von Messpegeln

Sechs Messpegel zum Monitoring der Wasserstände wurden eingebaut (Kosten: 700 Euro je Stück). Sie wurden mit Dauermessgeräten, sogenannten Divern, ausgestattet. Die Wasserganglinien zeigen einen Anstieg der Wasserstände im Moor, ohne das jedoch überall ganzjährig oberflächengleiche Wasserstände erreicht werden, wie es für schwammsumpfige, wachsende Quellmoorbereiche typisch wäre.

Vegetations-Dauerbeobachtungsflächen

Zusätzlich wurden für das Monitoring der Gebietsentwicklung kurz vor der Wiedervernässung sechs vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen angelegt. Die Wirksamkeit der durchgeführten Renaturierung kann anhand der Vegetationsentwicklung beurteilt und möglicherweise daraus notwendige weitere Maßnahmen abgeleitet werden. Eine Artenliste der Moose im Offenbereich der Teichwiesen soll das dortige Entwicklungspotenzial aufzeigen.

Die drei Flächen, die im wiedervernässten Moorteil liegen, wurden 2009 und 2011 wieder aufgenommen. Als erste Entwicklungstendenz der Bodenvegetation lässt sich festhalten:

Die Anzahl der Torfmoosarten und ihr Deckungsgrad hat in den Aufnahmeflächen kontinuierlich zugenommen. Auch die Krautschicht hat zugenommen, meistens sogar deutlich. Verantwortlich hierfür sind überwiegend Nässezeiger (*Carex canescens*, *Carex echinata*, *Juncus effusus* und *Eriophorum vaginatum*). Waldarten wie *Polytrichum formosum* haben hingegen abgenommen.

Insgesamt betrachtet ist eine deutliche Entwicklungstendenz zu Feuchtgrünland mit Torfmoosen festzustellen. Somit hat eine positive Entwicklung in die gewünschte Richtung stattgefunden. Gleichzeitig kommen aber auch noch regelmäßig Arten der Schlagfluren vor (z. B. *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium*). Diese beiden Untersuchungsergebnisse entsprechen auch dem subjektiven Gesamteindruck bei Begehung der gerodeten und wiedervernässten Moorfläche.

Das befürchtete massive Auflaufen von Jungfichten auf der gerodeten Fläche ist ausgeblieben, stattdessen etablieren sich Birken.

Faunistische Untersuchungen

Neben Vegetation und Wasserspiegel wurden auch Untersuchungen zu Libellen und Molchen durchgeführt. 2012 wurde sowohl die Große Moosjungfer als auch der Kammmolch nachgewiesen.

Exkursionspunkte (dargestellt auf der Moorkarte S. 124, Abb. 5)

1. Fichtenforst auf Moor

Der noch nicht wiedervernässte Südteil der Teichwiesen ist mit 42-jährigen Fichten aus einer Erstaufforstung der Moorwiesen bestockt. Der Torfmoosreichtum gibt erste Hinweise darauf, dass es sich um einen Moorstandort handeln könnte. Ähnlich sehen viele aufgeforstete Niedermoore im Solling aus. Bohrungen mit dem Moorbohrer bestätigen ein etwa 30 bis 120 cm mächtiges Quellmoor (siehe Moorprofile 1a, 1b in Abb. 10).

2. Feuchtwiese auf Mineralboden

Zwischen den Moorteilen liegt eine heute nur noch gelegentlich zur Biotoppflege gemähte Feuchtwiese mit viel *Juncus acutiflorus*, *Molinia* und auch Arten der Borstgrasrasen. Am Fehlen von Torfmoosen und anderen Sumpfmooßen kann der wechselfeuchte Charakter der Wiese erkannt werden.

3. Biotopteiche – Artenschutz versus Problematik Teiche in Mooren

Wie in vielen Quellmooren im Solling wurden in Teichwiesen vor Jahren auch Biotopteiche angelegt. Für das Moorwachstum sind solche Teiche als sehr problematisch anzusehen, da sie auch bei hohen Wasserständen entwässernde Wirkung haben. Erstens ist der Durchflusswiderstand vom Wasserkörper eines Teiches oder Grabens deutlich geringer als von Torf. Zweitens besteht die Gefahr der Verlagerung der Quellen vom Moor in die Teiche. Die Teiche in den Teichwiesen liegen glücklicherweise randlich in einer periodischen Bachrinne und sind daher für den Wasserhaushalt des Moores weniger problematisch. Sie haben sich zu wertvollen Lebensräumen für Kamm-, Faden-, Berg- und Teichmolch sowie Libellen entwickelt (u.a. drei Moosjungfer-Arten *Leucorrhinia pectoralis*, *L. dubia*, *L. rubicunda*).

4. Offenes Moor

Das Scheidenwollgrasstadium mit zahlreichen moortypischen Gefäßpflanzen und Moosen entspricht einem möglichen Ziel der Wiedervernässung. Der Torf ist hier nur sehr oberflächlich vererdet. Mit einer Bohrung kann ein Eindruck der Vegetationsgeschichte dieses Moores gewonnen werden (siehe Moorprofil 4, Abb. 10).

5. Renaturierungsfläche

Auf der 2008 gerodeten Moorfläche hat sich ein Mosaik aus Moorvegetation und Schlagflur ausgebildet. Obwohl der einstige Fichtenforst und die offene Moorfläche von Punkt 4 sehr unterschiedlich wirken, unterscheidet sich das Moorprofil nicht – sieht man einmal von der tiefreichenden Vererdung ab (siehe Moorprofil 5, Abb. 10). Auf dem freigelegten Boden sind seit 2008 nur wenige Fichten gekeimt; die Vernässung scheint hier besser als angenommen zu funktionieren. Eine Reduktion von Jungbäumen wird nur in mehrjährigem Abstand nötig sein.

Moorprofil bei Exkursionspunkt 1a, Position GK 3542605 / 5731569			
Tiefe (cm)	Torfart KA5	Beschreibung	Zersetzung
0-5		Torfmoos rezent	-
-12	Ha	Vererdeter Torf, dunkelbraun, amorph	H10
-23	Hnr	Radzellentorf mit Seggensamen, braun	H6
-40	Ha/Hulb	Torf, schwarz, mit etwas Birkenholzanteil	H10
-60	Hulb	Torf dunkel mit Birkenholzanteil	H8
>60		leicht sandiger humoser Schluff, grau	

Vegetation: Torfmoosreicher Fichtenforst mit Sphagnum palustre und Polytrichum commune
 Vererdungstiefe: 12 cm
 Charakterisierung: Flachgründiges, quelliges Moor aus Riedtorfen (=Seggentorfe) mit Moosanteil.
 Stellenweiser Holzrestanteil in den unteren zwei Dritteln weist auf lockeren Birkenbestand hin. Birke statt Erle bei der Moorentstehung des südlichen Mooreils der Teichwiesen deutet auf nährstoffärmere Verhältnisse des Quellwassers hin, als im Nordteil.
 In den letzten Jahrzehnten oberflächige Vererdung durch Fichtenaufforstung und Entwässerung.

Moorprofil bei Exkursionspunkt 5, Position GK 3542465 / 5732048			
Tiefe (cm)	Torfart KA5	Beschreibung	Zersetzung
0-18	Ha	Amorpher Torf, schwarz, vererdet und nass	H10
-27	Hnr	Radzellentorf, braunschwarz, von muddiger Konsistenz	H9
-33		Birkenholz (großes Stück einer Wurzel)	
-55	Hnr	Radzellentorf, dunkel-rotbraun, große Radzellen und muddig-quellige Konsistenz, mit wenig Birkenholz	H7
-62		Erlenholzlage (Stubben)	
-175	Hnr-Hnle	Radzellentorf, dunkel-rotbraun, große Radzellen und muddig-quellige Konsistenz, nach unten etwas Erlenholz	H7
>175		sandiger Ton/Schluff, graubraun/anmoorig	

Vegetation: Sukzessionsstadium aus Schlagflur (Drahtschmiele, Schmalblättriges Weidenröschen, Fingerhut) und Moorarten (Scheidenwollgras, Torfmoose, Seggen); auch Jungbirken!
 Vererdungstiefe: 18 cm
 Charakterisierung: Tiefgründiges Moor aus Riedtorfen mit Holzanteil. Es fällt auf, dass die Holzreste Lagen bilden - war diese Stelle im Moor in trockenen Phasen mit Bruchwald bestanden?
 Die Moorbildung erfolgte über Versumpfung mit Erlenwald und muddigen Quelltorfen.
 In den letzten Jahrzehnten deutliche oberflächige Vererdung durch Fichtenaufforstung und Entwässerung.

Moorprofil bei Exkursionspunkt 1b, Position GK 3542590 / 5731734			
Tiefe (cm)	Torfart KA5	Beschreibung	Zersetzung
0-40	Ha	Ausgetrockneter amorpher Torf, stark vererdet und bröckelig	H10
-60	Ha/Hulb	Torf, schwarz, mit Birkenholzanteil	H9
>60	Hnr	anmooriger Ton, graubraun	

Vegetation: Fichtenforst mit Blaubeere, Drahtschmiele und den Waldmoosen Polytrichum formosum und Plagiothecium undulatum
 Vererdungstiefe: 40 cm
 Charakterisierung: Stark entwässertes Moor. Zumindest im unteren Drittel Holzrestanteil, der auf lockeren Birkenbestand hinweist. Einstufung als »Bruchwald« durch eine Bohrerprobe ist immer unsicher.
 In den letzten Jahrzehnten starke oberflächige Vererdung durch Fichtenaufforstung und Entwässerung (Grabennähe).

Moorprofil bei Exkursionspunkt 4, Position GK 3542490 / 5732036			
Tiefe (cm)	Torfart KA5	Beschreibung	Zersetzung
0-10	Hnr	Radzellentorf, braunschwarz, etwas vererdet und von muddiger Konsistenz	H8
-35	Hnr	Radzellentorf, rotbraun, mit groben Radzellen, Scheidenwollgrasresten und etwas Birkenholz	H4
-45	Hulb	ebenso, aber birkenholzreich	H4
-55	u,Hnr	Schluffband, Anmoortorf mit Radzellen; Schluffanteil ca. 50% (grob geschätzt)	-
-115	Hnr, nach unten Hnle	Radzellentorf, dunkel-rotbraun, große Radzellen und muddig-quellige Konsistenz, in 80 cm viele Birkenästchen, in 110 cm Erlenholz	H7
-140	Hnr-Hnle	Radzellentorf, braun (etwas heller), große Radzellen und etwas Erlenholz	H7
-170		humoser Schluff, graubraun, mit Erlenholz	
>170		Steine oder Sand - fester Untergrund, der den Kammerbohrer stoppt	

Vegetation: Scheidenwollgras-Moorstadium mit reichlich moortypischen Moosen (Sphagnum fallax, weitere Torfmoose, Aulacomnium palustre), stellenweise Schilffanteil wegen Wasserströmung im Torf.
 Vererdungstiefe: 10 cm
 Charakterisierung: Tiefgründiges Moor aus Riedtorfen. Stellenweiser Holzrestanteil weist auf lockeren Baumbestand hin - eventuell in trockenen Phasen. Moorbildung erfolgte über Versumpfung mit Erlenwald und muddigen Quelltorfen. Das Schluffband um 50 cm Tiefe kann entweder von eingepülte Quellsedimenten herrühren oder eine Haupt-Rodungsphase repräsentieren. Danach Moorbildung mit oligotropherer Vegetation und geringerer Torfzersetzung. Deutung: entweder natürliche Verlagerung der Quellfähigkeit im Moor oder bessere Wasserversorgung des Moores seit den Rodungen. In den letzten Jahrzehnten Stagnation mit leichter oberflächiger Vererdung.

Abb. 10: Moorprofile Teichwiesen

Exkursionspunkt 8 Hochmoore im Solling (E8)

Ulrich Schlette und Gerfried Caspers

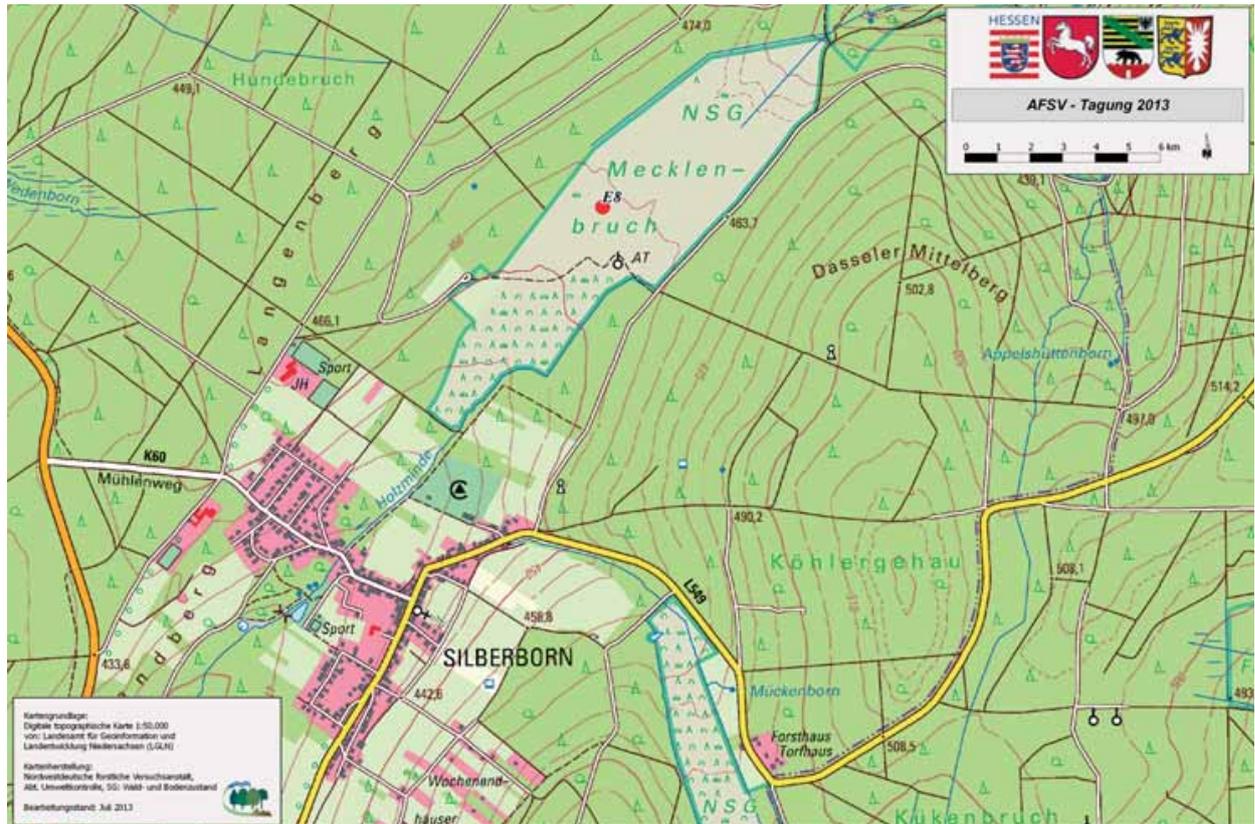


Abb. 1: Lageskizze

Das Mecklenbruch liegt im Hochsolling nordöstlich der Ortschaft Silberborn zwischen 430 und 460 m ü. NN. Es ist mit 50 ha das größte Hochmoor im niedersächsischen Bergland außerhalb des Harzes (SCHNEEKLOTH et al. 1983) und liegt als Sattelmoor auf einer Wasserscheide. Die im Moor entspringende Holzminde fließt anfangs nach Südwesten in Richtung Weser, die ebenfalls dem Mecklenbruch entspringende Helle nach Nordosten zur Leine. Das Klima ist durch eine Jahresdurchschnittstemperatur von 6 °C und einen Jahresniederschlag von mehr als 1.000 mm gekennzeichnet.

Als Sattelmoor liegt der höchste Punkt des Mecklenbruchs im Zentrum der Hochfläche, die zu den Rändern um ca. 1 m abfällt. Daran anschließend zieht sich das Moor mit 4 % Gefälle auf beiden Sattelschultern ca. 22 m die Hänge hinunter. Die ehemals vorhandenen Randgehänge sind durch Torfabbau auf beiden Seiten nicht mehr vorhanden. Der verbliebene, weitestgehend ungestörte Bereich ist etwa 5 ha groß.

Das Moor bildete sich auf einer wasserstauenden, tonreichen Fließerde mit einer darüber liegenden dünnen Schicht Schwemmlöß. Zuunterst sind verbreitet 10-20 cm Birkenbruchwaldtorf anzutreffen, darüber sind wechselnde Lagen von *Sphagna Acutifolia*-Torf unterschiedlicher Humifizierung verbreitet. Die größten Torfmächtigkeiten liegen bei 4,8 m, meist bauen jedoch 2-3 m Torf das Mecklenbruch auf (SCHNEEKLOTH et al. 1983). Nach ¹⁴C-Datierungen setzte die *Sphagnum*-Torfbildung im Mecklenbruch gegen 4330 ± 160 BP ein, doch lassen die Korrelationen verschiedener Pollendiagramme auch den Schluss zu, dass die ersten Initialen des Moores noch etwa 1000 Jahre früher eingesetzt haben (KNÖRZER 1949, SCHNEEKLOTH 1967). Vermutlich werden sich auch im Mecklenbruch, ähnlich wie in vielen Berglandsmooren, in Senken mit einer gewissen zeitlichen Streuung Vermoorungen gebildet haben, die später zu einem Moor zusammenwuchsen.

Flora und Fauna

Die zentrale Hochfläche des Mecklenbruchs war 1971 weitestgehend gehölzfrei und wurde als Stillstandskomplex mit höherem Besenheide-Anteil, Fichten- und Birkensämlingen angesprochen (MONTAG 1989). *Sphagnum*-Rasen waren im Zentrum verbreitet. Die Randbereiche sowie am Rand der Torfstichrinnen wuchs ein lichter Fichten-Birkenmoorwald mit Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Heidelbeeren. Die aktuelle Vegetation ist den Kartierungen von Waesch zu entnehmen, die auch als Grundlage für die jüngst durchgeführten Wiedervernässungsmaßnahmen dienen.



Abb. 2: Hochmoor Mecklenbruch mit Aussichtsturm (Foto: Philipp Küchler)

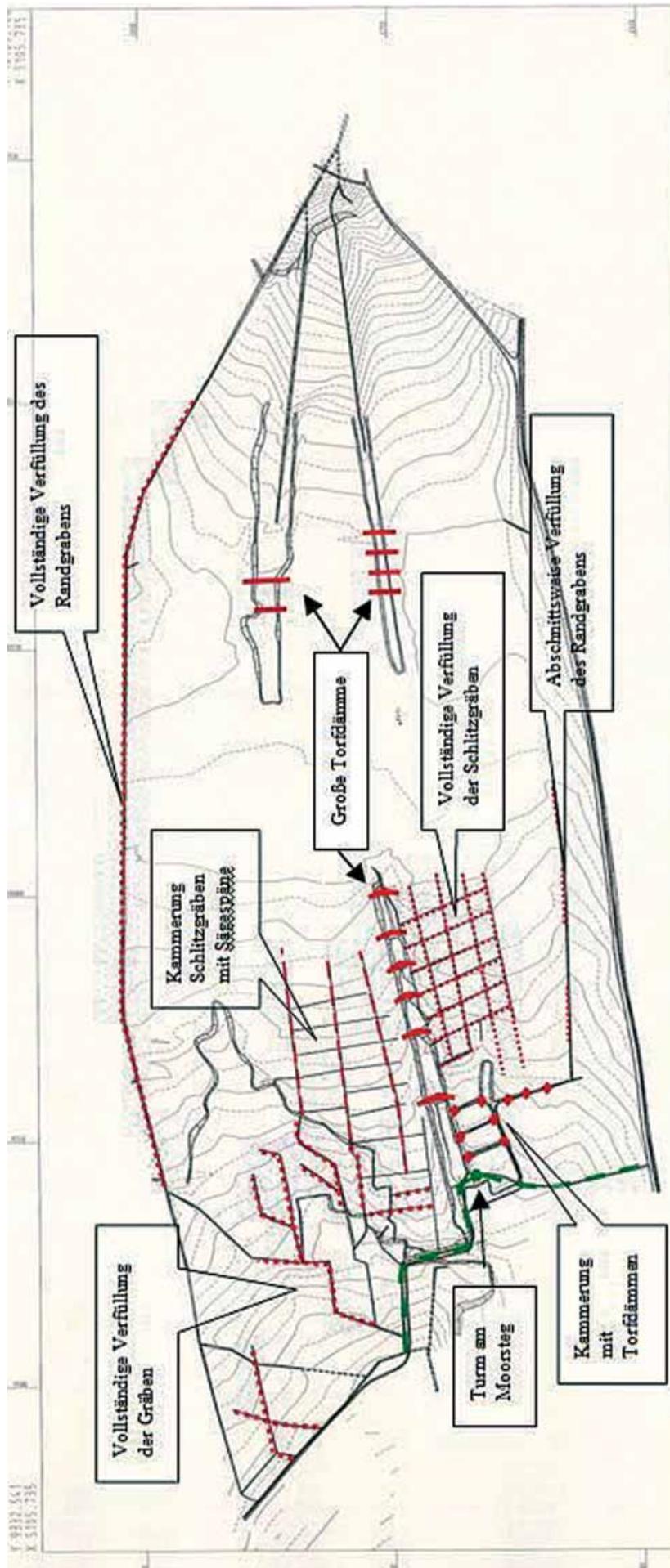


Abb. 3: Bisherige Wiedervernässungsmaßnahmen

Die im April 2009 erarbeiteten Vorschläge sind bis zum Herbst 2009 größtenteils umgesetzt worden:

1.) Erneute vollständige Entkusselung der Kernzone:

Die in den letzten Jahren aufgewachsenen, meist nur etwa mannshohen Birken sind zum größten Teil aus dem Moor entfernt worden, konnten teilweise aber auch ohne Probleme auf dem Moor verbleiben. Stämme stärkerer Birken wurden entsorgt. Im Randbereich des Hauptabbauvortriebes wurde der Gehölzschnitt in die Staubereiche verbracht.

2.) Freistellen der von Baumaßnahmen betroffenen Moorbereiche:

Ein sekundärer Fichtenbestand wurde flächenhaft abgetrieben. Entlang der Entwässerungsgräben wurde ein 10 m breiter Streifen geräumt. Der Gehölzschnitt wurde in die Staubecken bzw. die Bodenentnahmestellen verbracht, um den Wellenschlag zu reduzieren und das Wachstum flutender Torfmoose zu fördern.

3.) Kammerung der Abbauvortriebe mit Schwarztorf-Dämmen (Abb. 3):

Im Randbereich der Abbauvortriebe wurde der dort verbreitete stärker zersetzte Torf gewonnen, um im Hauptabbauvortrieb bisher 5 Dämme aufzuschütten. Sie sind oberhalb der Dämme von 1981 angelehnt und nutzen diese als Widerlager. Sie wurden fast bis auf die Höhe der angrenzenden, nicht abgetorften Bereiche aufgeschüttet. In die neuen Dämme wurden KG-Rohre mit 20 bzw. 30 cm Durchmesser eingebaut, die den kontrollierten Abfluss des Wassers gewährleisten. Zur Stauseite wurden die Rohre mit einem 90° Kniestück versehen, so dass durch Drehen der Kniestücke die Stauhöhe bedarfsgerecht nachgeregelt werden kann.

Der Torf für den Dammbau wurde aus entwässerten Moorbereichen gewonnen, ohne den mineralischen Untergrund frei zu legen. Die Entnahme erfolgte einerseits von Flächen südöstlich des Hauptabbauvortriebes, die durch Schlitzdrainagen entwässert wurden, andererseits aus dem nördlichen Mecklenbruch zwischen den beiden Abbauvortrieben, die in Richtung Hellental entwässern. Die durch die Torfentnahme entstandenen Mulden füllten sich zwischenzeitlich mit Wasser und sind weitere Initialen für die Ausbreitung der Moorvegetation.

Fragen zur Dammkonstruktion der beiden unteren, noch nicht gebauten Dämme im Hauptabbauvortrieb mit einer Höhe von bis zu 2,5 m wird das Grundbaulabor Bremen nach Sondierungsbohrungen und bodenmechanischen Laboruntersuchungen im Rahmen eines Gutachtens klären.

4.) Zur Beweissicherung und Erfolgskontrolle der geplanten Maßnahmen ist inzwischen der Einbau von 8 Messpegeln mit automatischer Datenerfassung erfolgt.

Literatur

- CASPERS, G., SCHLETTE, U. & SCHMATZLER, E. (2011): Neue Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts im Mecklenbruch, Niedersachsen. - Telma, 41: 243-256; Hannover.
- KASTL, S. (1984): Die Erhaltung der Sollingmoore – Zielvorstellungen und Maßnahmen am Beispiel des Mecklenbruchs. – Telma 14: 221-245; Hannover.
- MONTAG, A. (1989): Erfahrung mit Hochmoor-Renaturierungsprojekten im Solling. TELMA Beiheft 2, S. 265-277; Hannover.
- SCHLETTE, U. (2009): Projektskizze: Maßnahmen zur Wiedervernässung im NSG Mecklenbruch. 2 S. Manuskript, 2 K.; Neuhaus.
- SCHNEEKLOTH, H. (1967): Vergleichende pollenanalytische und 14C-Datierungen an einigen Mooren im Solling. – Geol. Jb. 84: 717-734; Hannover.
- SCHNEEKLOTH, H., JENSEN, U., BEUG, H.-J. (1983): Die Moore in Niedersachsen. - 8. Teil, Bereich der Blätter Kassel und Goslar der Geologischen Karte der Bundesrepublik Deutschland: 88 S.; Göttingen.
- WAESCH, G. (2000): Die Naturschutzgebiete „Torfmoor“ und „Mecklenbruch“ im Solling (Süd-Niedersachsen). Flora, Vegetation, Ökologie. - Tuexenia 20: 91-117; Göttingen.

Teilnehmerliste

	Name	Vorname	Ort
1	Altenhoff	Helmut	38300 Wolfenbüttel
2	Andreae	Henning	01796 Pirna, OT Graupa
3	Asche	Norbert	45897 Gelsenkirchen
4	Backenköhler	Horst	27624 Bad Bederkesa
5	Backenköhler	Charlotte	
6	Balk	Georg	56337 Eitelborn
7	Bartsch	Norbert	FoFak UniGÖ
8	Bester	Ralf	19306 Neustadt-Glewe
9	Brandis-Stiehl	Cordula v.	35037 Marburg
10	Brandt	Volker	19055 Schwerin
11	Bushart	Michael	91334 Hemhofen
12	Butz-Braun	Rüdiger	35274 Kirchhain
13	Caspers	Gerfried	DGMT Hannover
14	Clemens	Robert	19288 Fahrbinde
15	Conrad	Kai	NFA Neuhaus
16	Dammann	Inge	NW_FVA Göttingen
17	Deutschmann	Gerd	49326 Melle
18	Dieckmann	Olaf	19069 Zickhusen
19	Dilling	Hermann	37235 Hess Lichtenau
20	Eichhorn	Johannes	NW_FVA Göttingen
21	Evers	Jan	NW FVA Göttingen
22	Frömdling	Dietmar	17139 Gielow
23	Gaertig	Thorsten	Göttingen
24	Gauer	Jürgen	56068 Koblenz
25	Geiling	Siegfried	07747Jena
26	Gemballa	Rainer	01796 Pirna
27	Glogner	Kurt	64823 Groß-Umstadt
28	Grünekleee	Wolfram	FENA Gießen
29	Herzog	Wolfgang	34125 Kassel
30	Hetsch	Wolfgang	37136 Ebergötzen
31	Jacob	Frank	01796 Pirna
32	Jensen	Thomas	38376Süpplingenberg
33	Just	Hartmut	19065 Raben-Steinfeld
34	Kerck	Konrad	Gladebeck
35	Klinck	Uwe	NW_FVA Göttingen
36	Klumpe	Jürgen	37434 Obernfeld
37	Koch	Andreas	37077 Göttingen
38	Küchler	Philipp	37077 Göttingen
39	Leib	Katharina	99097 Erfurt
40	Lohse	Holger	01776 Hermsdorf
41	Mann	Peter	13156 Berlin
42	Martin	Jan	19217 Rhena
43	Meesenburg	Henning	NW_FVA Göttingen
44	Meiwes	Karl Josef	NW_FVA Göttingen
45	Melms	Stephan	37073 Göttingen
46	Meyer	Peter	NW_FVA Göttingen
47	Michiels	Hans-Gerd	79100 Freiburg
48	Mindrup	Michael	NW_FVA Göttingen
49	Naeder	Karola	29331 Iachendorf
50	Nagel	Ralf-Volker	NW_FVA Göttingen
51	Overbeck	Marc	NW_FVA Göttingen
52	Paar	Uwe	NW_FVA Göttingen
53	Petzold	Rainer	01796 Pirna
54	Peuker	Bernd	38300 Wolfenbüttel

	Name	Vorname	Ort
55	Pries	Ernst	17268 Templin
56	Pries	Monika	
57	Ramisch	Jörg	Gut Riechenberg 5
58	Reif	Albert	79106 Freiburg
59	Reulecke	Thomas	NW_FVA Göttingen
60	Rumpf	Hendrik	NW_FVA Göttingen
61	Scheible	Andreas	45897 Gelsenkirchen
62	Schlette	Ulrich	NFA Dassel
63	Schmidt	Edwin	29693 Hodenhagen
64	Schmidt	Marcus	NW_FVA Göttingen
65	Schmidt	Wolfgang	37136 Waake
66	Schornick	Olga	67433 Neustadt
67	Schramm	Hans-Joachim	98634 Wasungen
68	Schulte	Uta	45665 Recklinghausen
69	Schwender	Reinhard	35232 Dautphetal
70	Simon	Alois	A 6020 Innsbruck,
71	Spellmann	Hermann	NW_FVA Göttingen
72	Stiehl	Ulrich	35037 Marburg
73	Streitz	Harald	88662 Überlingen
74	Stüber	Volker	38302 Wolfenbüttel
75	Walentowski	Helge	Freising
76	Wevell v. Krüger	Anne	Freiburg
77	Wirner	Michael	19306 Friedrichsmoor
78	Wollborn	Peter	Nds. Landesforsten, Betriebsleitung

Zeitplan

Donnerstag, 12.09.2013

08:00 Uhr	Abfahrt am Hotel
08:30 – 09:00 Uhr	E1: Vorstellung des Standorts
09:00 – 10:00 Uhr	E1: BZE
10:00 – 10:30 Uhr	Fahrt zum E2a
10:30 – 11:00 Uhr	E2a: Vorstellung des Standorts
11:00 – 12:00 Uhr	E2a: Level II
12:00 – 12:30 Uhr	E2b: Lochhiebe
12:30 – 13:00 Uhr	Fahrt zur Jugendherberge Silberborn
13:00 – 14:00 Uhr	Mittagspause
14:00 – 14:30 Uhr	Fahrt zum E3
14:30 – 15:00 Uhr	E3: Vorstellung des Standorts
15:00 – 16:00 Uhr	E3 : Kalkung
16:00 – 16:30 Uhr	Fahrt zum E4
16:30 – 17:00 Uhr	E4: Vorstellung des Standorts
17:00 – 18:00 Uhr	E4: Hiebsformenversuche
18:00 – 18:30 Uhr	Rückfahrt zum Hotel
19:00 Uhr	Abendessen

Freitag, 13.09.2013

08:00 Uhr	Abfahrt am Hotel
08:30 – 09:00 Uhr	E5a: Vorstellung des Standorts
09:00 – 10:30 Uhr	E5a: Naturwald Limker Strang
10:30 – 11:00 Uhr	Fahrt zum E5b
11:00 – 12:30 Uhr	E5b: Naturwald Friedrichshäuser Bruch
12:30 – 13:00 Uhr	Fahrt zur Köhlerhütte am Landhotel Rothenberg
13:00 – 14:00 Uhr	Mittagspause
14:00 – 14:30 Uhr	Fahrt zum E6a
14:30 – 15:00 Uhr	E6a: Vorstellung des Standorts
15:00 – 16:00 Uhr	E6a: Küstentanne
16:00 – 16:30 Uhr	Fahrt zum E6b
16:30 – 17:00 Uhr	E6b: Vorstellung des Standorts
17:00 – 18:00 Uhr	E6b: Douglasie
18:00 – 18:30 Uhr	Rückfahrt zum Hotel
19:00 Uhr	Abendessen

Samstag, 14.09.2013

08:00 Uhr	Abfahrt am Hotel
08:30 – 10:00 Uhr	E7: Niedermoore
10:00 – 10:30 Uhr	Fahrt zum E8
10:30 – 12:00 Uhr	E8: Hochmoore
12:00 – 12:30 Uhr	Rückfahrt zum Hotel

