

Abschlussbericht
Forest Focus C2-Projekte
DE 2003/2004 BB 5, DE 2003/2004 BY 4, DE 2003/2004 NI 6

**Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung
von Modellen des Kohlenstoffumsatzes
in Waldökosystemen und deren Böden**

von

Franz W. Badeck⁶
Fritz Beese²
Dirk Berthold²
Peter Einert³
Hubert Jochheim⁴
Reinhard Kallweit³
Alexander Konopatzky³
Petra Lasch⁶
Henning Meesenburg⁵
Karl-Josef Meiwes⁵
Martina Puhlmann⁴
Stephan Raspe¹
Hubert Schulte-Bisping²
Christoph Schulz¹
Felicitas Suckow⁶

¹ Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)
Am Hochanger 11, 85354 Freising

² Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (IBW)
Büsgenweg 2, Göttingen

³ Landesforstanstalt Eberswalde (LFE)
Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

⁴ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF)
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

⁵ Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)
Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

⁶ Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK)
Telegrafenberg A 31, 14473 Potsdam

Juli 2007

Gliederung

1	Einführung und Ziele	8
2	Struktur des Projektverbundes	10
3	Beschreibung der Standorte	11
3.1	Standorte des Level-II-Programms	11
3.2	Standorte der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK)	11
4	Ergebnisse der Teilprojekte	15
4.1	Messungen zur Bodenrespiration und NIRS	15
4.1.1	Bodenchemische Charakterisierung der untersuchten Standorte	15
4.1.2	Organisch gebundene Nährstoffe im Mineralboden	18
4.1.3	Nahinfrarotspektroskopie-Messungen (NIRS)	22
4.1.4	Messungen zur Bodenrespiration auf den niedersächsischen Standorten und in Neuglobsow (Brandenburg)	29
4.2	Messung von Bodenrespiration mit einem mobilen Infrarot-Gasanalyser und Erfassung von Streuabbauraten	35
4.2.1	Zusammenfassung	35
4.2.2	Einführung	35
4.2.3	Methode Respirationmessung	35
4.2.3.1	Standorte	35
4.2.3.2	Messgeräte	36
4.2.3.3	Messkammern	37
4.2.3.4	Messtechnik	38
4.2.3.5	Behandlungsvarianten	38
4.2.3.6	Flussberechnung	39
4.2.3.7	Umsetzung im Monitoring	40
4.2.3.8	Qualitätssicherung	40
4.2.3.9	Aufwand/Kosten	42
4.2.4	Inkubationsversuche	43
4.2.5	Ergebnisse	43
4.2.5.1	Gesamtrespiration	43
4.2.5.2	Behandlungsvarianten	46
4.2.6	Schlussfolgerungen für das Monitoring	48
4.3	Messungen zur Bodenrespiration auf der Fläche „Beerenbusch Buche“	49
4.3.1	Methoden	49
4.3.2	Ergebnisse	50
4.4	Ergänzende Untersuchungen auf brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen	52
4.4.1	Untersuchungen zur Bodenrespiration auf Level-II-Flächen	52
4.4.1.1	Versuchsaufbau und Methodik	52
4.4.1.2	Ergebnisse	52
4.4.2	Jahrringanalysen an ÖWK-Beständen	54

4.4.3	Bodenuntersuchungen an ÖWK-Beständen zu C- und N-Vorräten	58
4.5	Test und Anwendung von Simulationsmodellen zum Kohlenstoffhaushalt in Wäldern und zu Auswirkungen von Klimaänderungen	64
4.5.1	Die verwendeten Simulationsmodelle	64
4.5.2	Modelleingangs- und Validierungsdaten der Untersuchungsstandorte	66
4.5.2.1	Datenquellen	66
4.5.2.2	Beschreibung und Aufbereitung der verwendeten Inputdaten	67
4.5.2.2.1	Triebkräfte	67
4.5.2.2.2	Bodenprofil	69
4.5.2.2.3	Wurzelprofil	69
4.5.2.2.4	C- und N-Vorräte im Boden	69
4.5.2.2.5	C- und N-Vorräte im Totholz	69
4.5.2.2.6	Holz-C-Vorräte des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes	70
4.5.2.2.7	Modellparameter	70
4.5.3	Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit 4C	70
4.5.3.1	Bodentemperatur	70
4.5.3.2	Wasserhaushalt	71
4.5.3.3	Holz-Vorräte und –Zuwachs	72
4.5.3.4	Jahringanalysen	73
4.5.3.5	Blattmasse, Blattflächenindex, Streufall	74
4.5.3.6	Bodenrespiration	75
4.5.3.7	Boden-C-Vorräte	78
4.5.3.8	Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messwerten der ÖWK-Standorte	78
4.5.3.8.1	Boden-Kohlenstoffvorräte Messung vs. Simulation	78
4.5.3.8.2	Holzvorratsmessergebnisse vs. Stammzuwachs-Simulation	79
4.5.3.8.3	Jahringanalysen vs. Stammzuwachs-Simulation	79
4.5.3.9	Auswirkungen der Klimaszenarios	80
4.5.4	Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit BIOME-BGC	82
4.5.4.1	Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messwerten von Level-II-Standorten	82
4.5.4.1.1	Bodentemperatur	82
4.5.4.1.2	Wasserhaushalt	83
4.5.4.1.2.1	Bestandesniederschlag und Interzeptionsverdunstung	83
4.5.4.1.2.2	Kronendachtranspiration	83
4.5.4.1.2.3	Bodenfeuchte	84
4.5.4.1.3	Kohlenstoffhaushalt	85
4.5.4.1.3.1	Holz-C-Vorräte und -Zuwachs	85
4.5.4.1.3.2	Jahringanalysen	87
4.5.4.1.3.3	Blattmasse, Blattflächenindex, Streufall	88
4.5.4.1.3.4	Boden-C-Vorräte	89
4.5.4.1.3.5	C-Vorräte im Totholz	90
4.5.4.1.3.6	Bodenrespiration	91

4.5.4.2	Auswirkungen veränderter Klimabedingungen	92
4.5.4.2.1	Auswirkungen auf den Wasserhaushalt	93
4.5.4.2.2	Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt	93
4.5.5	Vergleich der Ergebnisse der beiden Simulationsmodelle	95
4.5.5.1.1	Wasserhaushalt	95
4.5.5.1.2	Kohlenstoffhaushalt	96
5	Diskussion der vorhandenen und erhobenen Daten für die Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der verwendeten Simulationsmodelle	98
6	Empfehlungen für ein Kohlenstoffmonitoring	102
7	Literatur	103
8	Anhang	109

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Kohlenstoff-Bilanz	8
Abb. 2	Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die Gehalte an C, N, P, S, K, Ca, Mg in den organischen Auflagen der 18 untersuchten Standorte.....	23
Abb. 3	Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die C/N-, C/P-, C/S-, N/P- und N/S-Verhältnisse in den organischen Auflagen der 18 untersuchten Standorte.....	25
Abb. 4	Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die Gesamt-Gehalte an C, N, P, S, K, Ca, Mg in den Mineralböden (0-30 cm) der 18 untersuchten Standorte	26
Abb. 5	Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die Austauschkapazität (AKe) und Basensättigung (BS %) in den Mineralböden (0-30cm) ohne Kalkeinfluss)	27
Abb. 6	Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die organisch gebundenen Gehalte an P, K, Ca, Mg in den Mineralböden (0-30cm) der 18 untersuchten Standorte.....	28
Abb. 7	Aufbau und Installation der zur Messung der CO ₂ -Freisetzung aus Waldböden verwendeten Hauben und der zur CO ₂ -Messung im Gelände verwendete Messkoffer.....	30
Abb. 8	Jahreszeitlicher Verlauf der CO ₂ -C Freisetzung (mg m ⁻² h ⁻¹) und der Bodentemperatur (°C) an den Standorten Neuglobsow (Brandenburg), Lange Bramke (Harz) und Solling	32
Abb. 9:	Messkoffer mit Datenlogger, Temperaturmessgerät und Fühlern für Luft- und Bodentemperatur sowie geschlossene Messkammer mit grauen Ein- und Ausgangsschläuchen zum CO ₂ -Messgerät, weißem Überdruckschlauch und grünem Kabel zum Temperaturfühler im Deckel.....	37
Abb. 10:	Aufstellung der Messkammern an der Level-II Fläche Flossenbürg.....	38
Abb. 11:	Graben und Teichfolie bei Behandlungsvariante „Trenchen“ auf der Fläche Flossenbürg, getrennte Fläche nach Wiederauffüllen in Altdorf, Streuentnahme auf der Fläche Mitterfels und Lava-Bruch in Messkammer in Altdorf	39
Abb. 12:	Visualisierung der Ergebnisse der CO ₂ -Messung vom 14. und 23. Juni 2006 mit DIAdem-VIEW. Zeitachse mit Anstieg der Konzentrationen in ppm für alle neun Messungen einer Messreihe	41
Abb. 13:	Typischer, linearer Verlauf einer Messung sowie gestörter Verlauf mit anfänglich flachem Anstieg, anfänglich rückläufigen Konzentrationen und starken Schwankungen und rückläufigen Konzentrationen am Ende der Messung	42
Abb. 14:	Häufigkeitsverteilung aller Messwerte für die Gesamtrespiration und Median, 25- und 75 Prozent-Quantile, größter und kleinster Wert für die Gesamtrespiration an den sechs Level-II Stationen.	44
Abb. 15:	CO ₂ -Flüsse in Abhängigkeit von der Bodentemperatur	45
Abb. 16:	Verlauf von mittleren Werten und Standardabweichung der Bodenrespiration im Vorlauf und nach Behandlung	47
Abb. 17	Installation der Stahlrohre zum Wurzeltrenching und Hauben zur Analyse der Bodenrespiration	49
Abb. 18	Verlauf der Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit lebenden bzw. abgetrennten Wurzeln. Dargestellt sind Boxplots aus den jeweils bis zu 5 Einzelmessungen	50
Abb. 19	Verlauf der mittleren Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit lebenden bzw. abgetrennten Wurzeln sowie Verlauf der Bodentemperatur unterhalb der Humusauflage	51
Abb. 20	Verlauf des Verhältnisses aus Bodenrespiration der Bodenbereiche mit lebenden zu denen mit abgetrennten Wurzeln sowie Verlauf der Bodentemperatur unterhalb der Humusauflage und der Bodenfeuchte der beiden Bodenbereiche	51
Abb. 21	Bodenrespiration in Abhängigkeit von Bodentemperatur und Bodenfeuchte, a) CO ₂ -Efflux bei abgetrennten Wurzeln, b) CO ₂ -Efflux bei lebenden Wurzeln.....	51
Abb. 22	Messkammer mit Bodenvegetation und Infrarot-Analysator.....	52

Abb. 23	Verlauf der mittleren Bodenrespiration, der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte im Bestand Level II-Fläche „Beerenbusch“	53
Abb. 24	Verlauf der mittleren Bodenrespiration, der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte im Bestand Level II-Fläche „Kienhorst“	53
Abb. 25	Verlauf der Bodenrespiration, dargestellt als Boxplots aus 5 Einzelmessungen.....	53
Abb. 26	Trendbetrachtung des Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Buchenbestände	54
Abb. 27	Trendbetrachtung des Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Trauben-Eichenbestände	55
Abb. 28	Kreisflächenzuwachs der ÖWK-Kiefernflächen mit akzeleriertem bzw. normalem Trend.....	56
Abb. 29	Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Kiefernflächen mit stagnierendem Trend	56
Abb. 30	Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Kiefernflächen mit depressivem Trend.....	56
Abb. 31	Mittlerer Kreisflächenzuwachs des herrschenden Bestandes der Kiefern-ÖWK-Basisflächen nach Stamm-Trophiestufen der Standorte	56
Abb. 32	Mittlerer Kreisflächenzuwachs in cm ² /Jahr herrschender Bestandesglieder von Buche, Trauben-Eiche und Kiefer an ÖWK-Basisflächen in Brandenburg.....	57
Abb. 33	Klimatische Wasserbilanz der Vegetationszeit 1985-2003 für ÖWK-Basisflächen in Brandenburg.....	57
Abb. 34:	Veränderungen des Nc-% [%Nt von Ct] und der Basensättigung [% der KAKges] (Methode Kappen-Adrian) in den Humusauflagen bei Sand- und Bändersand-Braunerden unter Kiefer nach n- bzw. b-Stufen im Ausgangszustand 1986/89 bis 1996/2002	59
Abb. 35:	Veränderung der Ct- und Nt- Vorräte in der Humusauflage (links) sowie der Nt-Vorräte in 2 Tiefenstufen zu den 3 Beprobungsterminen nach Ausgangs- Stickstoffzuständen der Humusauflage (ohne Unterscheidung der Bestandesgruppen).....	60
Abb. 36:	Veränderung der Ct- und Nt- Tiefenstufensummen der Braunerdegruppe über die 3 Beprobungstermine; unterschiedliche Stufenmächtigkeiten beachten. n: 70 bzw. 71 Flächen.....	61
Abb. 37:	Mittlere Jahresmitteltemperatur für die Messungen an den Level-II-Freiflächen, 1996-2004 und 2046-2055 des A2-Klimaszenarios	68
Abb. 38:	Mittlere Jahresniederschlagssumme für die Messungen an den Level-II-Freiflächen, 1996-2004 und 2046-2055 des A2-Klimaszenarios.....	68
Abb. 39:	Gemessener und modellierter Bestandesniederschlag in den Jahren 1996-2004 für die Brandenburger Kiefernflächen (1201-1206) zusammen mit der 1:1-Linie.....	72
Abb. 40	Vergleich von gemessenen und modellierten Kenngrößen des Bestandeswachstums für die Flächen 305 und 1201 bis 1206. Die offenen Symbole geben die Änderung im Zeitraum 1995/1999 für Fläche 305 und 1994/1999 für die Flächen 1201 bis 1206, die ausgefüllten die Änderung im Zeitraum 1999/2004 wieder.	72
Abb. 41	Vergleich von Inventurergebnissen und simuliertem Bestandeswachstum für die Fläche 1204	73
Abb. 42	Zeitlicher Verlauf der indexierten simulierten und gemessenen Jahrringbreiten der Fläche 1205 und Vergleich der gemessenen und simulierten Jahrringbreiten (JRB)	74
Abb. 43	Gemessene (MW) und simulierte (4C) Nadelstreuproduktion an drei Brandenburger Level-II-Standorten.....	75
Abb. 44	Bodenrespiration für die Fläche Neuglobsow.	77
Abb. 45	Mittlere jährliche Änderung der Bodenkohlenstoffvorräte [kg C m ⁻²] für alle Standorte ohne 306	78
Abb. 46	Häufigkeitsverteilung des Variationskoeffizienten der Erhebung des Gesamtbodenkohlenstoffvorrats an den ÖWK-Flächen zum letzten Beprobungszeitpunkt	79
Abb. 47	Modellierte vs. gemessene mittlere Jahrringbreite an 10 ÖWK-Standorten. Gepunktet = 1:1 Linie.....	80

Abb. 48:	Durchschnittliche Bruttoprimärproduktion (GPP), Nettoprimärproduktion (NPP) und Netto- ökosystemproduktion (NEP) unter verschiedenen Klimaszenarios im Vergleich zum Referenzzeitraum (1996-2004). Die Rechnungen mit Klimaszenarios starten jeweils im ersten Simulationsjahr mit einem Bestand identisch zu dem im Jahr 1994.....	81
Abb. 49	Mittelwerte der simulierten gegenüber den gemessenen Bestandesniederschlägen aller Untersuchungsflächen	83
Abb. 50	Gemessene und simulierte Tageswerte der Kronendachtranspiration des Buchenbestandes der Messfläche 1207 (Beerenbusch Buche) im zeitlichen Verlauf des Zeitraums 2002 – 2005 und im Streuungsdiagramm.....	84
Abb. 51	Gegenüberstellung des simulierten, gemessenen und aus Ertragstafeln abgeleiteten Baumholz-C-Vorrats bzw. der Summe aus verbleibendem und kumuliertem ausscheidenden Baumholz des Standorts Neusorgefeld Kiefer (Plot Nr. 1205)	86
Abb. 52	Mittelwerte der simulierten gegenüber den gemessenen Stammzuwachsrate aller Untersuchungsflächen	86
Abb. 53	Zeitlicher Verlauf und Streuungsdiagramm mit Regression der Abweichungen des simulierten Baumholzzuwachses sowie des relativen Kreisflächenzuwachses vom Trend im Bestand Beerenbusch Kiefer (Plot Nr. 1202)	87
Abb. 54	Simulierter Blattflächenindex im Bestand Beerenbusch Buche (Plot 1207) im zeitlichen Verlauf im Vergleich zur Messwerten aus 3 verschiedenen Jahren (jeweils Ende August)	88
Abb. 55	Simulierter Blattflächenindex im Bestand Beerenbusch Kiefer (Plot 1202) mit zeitlich hoch aufgelösten Vergleichsdaten, die aus wöchentlichen Streufallmessungen und einem Nadelwachstumsmodell berechnet wurden	88
Abb. 56	Simulierte vs. gemessenen Blattstreufallraten aller Untersuchungsflächen als Mittelwerte über alle Simulationsjahre	89
Abb. 57	Gemessener und simulierter Boden-C-Vorrat (Summe aus Auflage + Mineralboden) im Bestand Solling Fichte (Plot 305).....	90
Abb. 58	Simulierter Totholz-C-Vorrat im Bestand Solling Fichte (Plot 305, links) und im Bestand Beerenbusch Kiefer (Plot 1202, rechts)	91
Abb. 59	Simulierte heterotrophe Respiration + Wurzel-Respiration und gemessene Boden- respiration in den Bodenbereichen mit lebenden Wurzeln in ausgewählten Unter- suchungsbeständen und simulierte heterotrophe Respiration und gemessene Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit abgetrennten Wurzeln des Bestandes Beerenbusch Buche (Plot 1207)	92
Abb. 60	Simulierte Raten der Evapotranspiration und des Sickerwasseraustrags unter den Bedingungen des Basis- und des Klimaszenario.....	93
Abb. 61	Simulierte Kohlenstoff-Bilanzgrößen ($t\ C\ ha^{-1}\ a^{-1}$) unter den Bedingungen des Basis- und des Klimaszenario	94
Abb. 62	Simulierte Mittelwerte der jährlichen Wasserhaushaltsgrößen Interzeption, Transpiration, Versickerung und Wassernutzungseffizienz (WUE) an den untersuchten Level II- Standorten.....	96
Abb. 63	Simulierte Mittelwerte der jährlichen Kohlenstoffhaushaltsgrößen und des Stammzuwachses an den untersuchten Level II-Standorten	97

Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Charakterisierungen der bearbeiteten Untersuchungsflächen des Level-II-Programms.....	12
Tab. 2	Charakterisierungen der bearbeiteten Untersuchungsflächen des Programms der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK).....	13
Tab. 3	Mittlere (\pm Standardabweichung) C-, N-, P-, K-, Ca- und Mg-Vorräte sowie C/N Verhältnisse der organischen Auflagen und des Mineralbodens (0-30 cm) der 18 Standorte (n=10).....	16
Tab. 4	Mittlere (\pm Standardabweichung) pH-Werte, Konzentrationen austauschbar gebundener Kationen sowie Basensättigungen (BS %) des Mineralbodens (0-30 cm) der 18 Standorte (n=10).....	17
Tab. 5	Mittlere (\pm Standardabweichung) prozentuale Anteile organisch gebundener Elemente im Mineralboden (0-30cm) am Gesamtelementgehalt nach HNO ₃ -Druckaufschluß (n=5).....	19
Tab. 6	Mittlere (\pm Standardabweichung) organisch (org) und austauschbar (Wertigkeit) gebundene Nährstoffvorräte (t/ha) im Mineralboden in 0-30cm Tiefe (n=5).....	21
Tab. 7	Mittlere CO ₂ -C Freisetzung auf den Standorten in Niedersachsen und in Neuglobsow (Brandenburg) im Jahr 2006.....	34
Tab. 8:	Für Respirationsmessungen relevante Daten an den ausgewählten Level-II Flächen. Bodendaten aus Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF; Schubert 2001).....	36
Tab. 9:	Kosten der Respirationsmessungen.....	43
Tab. 10:	Gesamtrespiration und jährlicher Streufall.....	44
Tab. 11:	Mittlere CO ₂ -Flüsse nach Behandlung (Dezember 06 – April 07).....	46
Tab. 12:	Übersicht über die Ct-Vorräte der Bodenformengruppen und ihre Änderung nach Tiefenstufen.....	63
Tab. 13	Strukturen, Funktionen, Inputdaten und Zielgrößen der verwendeten Simulationsmodelle.....	64
Tab. 14	Mittlere N-Depositionen (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) auf den Level-II-Plots.....	68
Tab. 15	Vergleich der modellierten und gemessenen Blatt/Nadel-Streufallraten;.....	74

1 Einführung und Ziele

Hintergrund

Gut die Hälfte des von Menschen verursachten Treibhauseffektes geht auf das Kohlendioxid zurück. Wegen der starken Wechselwirkungen zwischen physikalischen und biogeochemischen Prozessen werden daher zunehmend gekoppelte Klima-/ Kohlenstoffkreislauf-Modelle eingesetzt, um die klimatischen Auswirkungen der anthropogenen Treibhausgasemissionen zu ermitteln.

Von dem emittierten Kohlendioxid verbleibt nach bisherigen Berechnungen nur etwa die Hälfte in der Atmosphäre. Ein Drittel wird von den Ozeanen aufgenommen und etwa 20 % in der terrestrischen Biosphäre. An diesen 20 % haben Wälder einen erheblichen Anteil.

Pflanzen entziehen im Zuge der Photosynthese der Atmosphäre CO_2 und überführen es in Biomasse. Ein Teil des aufgenommenen Kohlenstoffes wird zur Energiegewinnung direkt veratmet (autotrophe Respiration) und geht als CO_2 in die Atmosphäre zurück. Der Rest wird in pflanzliche Biomasse (Blätter, Stängel oder Stämme und Zweige sowie Wurzeln) überführt. Weltweit sind ungefähr 500 Pg C in der Pflanzendecke gespeichert. Im Vergleich zu den in den Ozeanen und in fossilen Vorräten gespeicherten Mengen ist dies eine kleine Größe, die aber sehr empfindlich und rasch auf Klimaänderungen und menschliche Eingriffe reagiert.

Die Bestandesabfälle gelangen in den Boden und werden dort durch Tiere und Mikroorganismen zur Energiegewinnung veratmet (heterotrophe Respiration). Durch Unterschiede in der Zufuhr von Biomasse und Respiration bildet sich ein Pool von organischer Bodensubstanz, der global etwa 3 mal so groß ist wie der der pflanzlichen Biomasse (1500 Pg C) und der weiterhin zunimmt (Schulze, 2006).

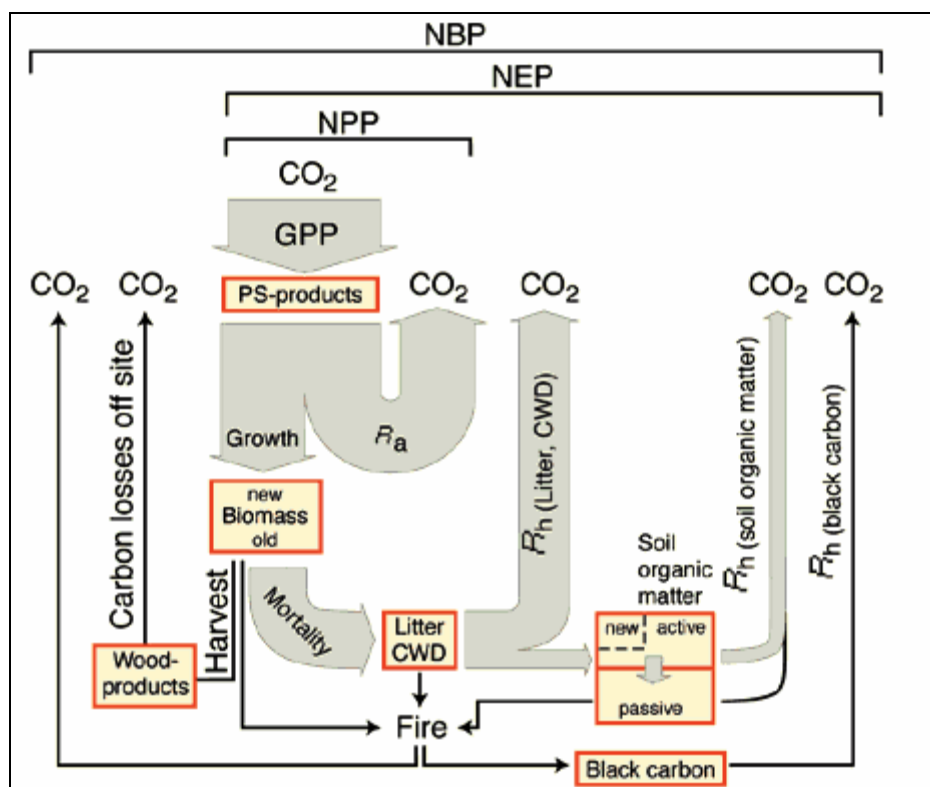


Abb. 1 Kohlenstoff-Bilanz (nach (Schulze 2006))

Der Kohlenstoffumsatz von terrestrischen Ökosystemen ist somit kein geschlossener Kreislauf, sondern steht in offenem Austausch mit der Atmosphäre. Die Kohlenstoffbilanzen werden aber nicht nur durch die Assimilations- und Atmungsprozesse reguliert, sondern Feuer und Erntemaßnahmen müssen gleichfalls berücksichtigt werden. Schulze (2006) unterscheidet daher zwischen der Bruttoprimärproduktivität (GPP: gross primary productivity), die die photosynthetische CO_2 -Fixierung umfasst, der Nettoprimärproduktivität (NPP: net primary productivity), also der Differenz aus Assimilation und Pflanzenatmung, die dem Netto-

zuwachs der Pflanzenorgane entspricht, der Netto-Ökosystemproduktivität (NEP: net ecosystem productivity), welche zusätzlich zur NPP noch die heterotrophe Respiration umfasst, Die Nettobiomproduktivität (NBP: net biome productivity) berücksichtigt auch die durch Feuer und Ernteentzüge auftretenden CO₂-Verluste des Ökosystems. In der Abb. 1 sind die Zusammenhänge schematisch dargestellt.

Wälder spielen in diesem Geschehen eine bedeutende Rolle, nehmen sie doch ein Drittel der Landfläche ein und speichern in der Biomasse und in den Böden erhebliche C-Mengen. Bei der quantitativen Erfassung der gespeicherten C-Vorräte und deren Veränderungen treten jedoch erhebliche Probleme auf. Die Ursachen liegen zum Einen in der großen räumlichen Variabilität der C-Konzentrationen in der Biomasse und den Böden sowie zum Anderen in den im Vergleich zu den Vorräten geringen jährlichen Veränderungen. Daraus folgt, dass sich Vorratsänderungen in Ökosystemen mit vertretbarem Aufwand nur nach längeren Zeiträumen (Dekaden) sicher abschätzen lassen.

Abhilfe können **Computermodelle** liefern, wenn diese ausreichend **parametrisiert, kalibriert** und **verifiziert** wurden. Mit ihnen lassen sich Szenarien berechnen, die Auskunft über das zukünftige Verhalten liefern. Dies ist auch deshalb notwendig, da es bei den sich rasch ändernden klimatischen und chemischen Umweltbedingungen unmöglich ist, aus der Erfahrung der Vergangenheit auf die zukünftige Entwicklung zu schließen.

Eine Bilanzierung der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern ist notwendig, weil Deutschland und die Mehrzahl (15 von 23) der Länder der Europäischen Union die Option wahrgenommen haben, Kohlenstoffsinken in der Forstwirtschaft nach Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls anzurechnen (UNFCCC 2006). In der ersten Verpflichtungsperiode (2008 bis 2012) müssen alle Änderungen in den Kohlenstoffspeichern ober- und unterirdische Biomasse, Streuauflage, Totholz und organischer Bodenkohlenstoff angerechnet werden (UNFCCC 2003). Wenn für einen Speicher transparent nachgewiesen werden kann, dass er keine Kohlenstoffquelle ist, muss er nicht bilanziert werden (UNFCCC 2003). In den bisherigen Treibhausgasinventaren Deutschlands wird in Ermangelung brauchbarer Daten angenommen, dass sich die Vorräte in Streu und Boden nicht ändern (UBA 2006; Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use change and Forestry 2003). Großräumige Modellierungen (z.B. Liski et al. 2002) weisen darauf hin, dass diese Annahme zur Zeit für die meisten Wälder zutreffen dürfte und der Kohlenstoffvorrat von Streuauflage und Boden häufig sogar aufgebaut wird. Die Größe und Sensitivität der Flüsse in und aus dem Boden müssen dauerhaft beobachtet werden, da sich die Umweltbedingungen und Bewirtschaftungsformen ändern. Wenn auch in Mitteleuropa forstliche Senkenprojekte durchgeführt werden, müssen vertrauenswürdige Werkzeuge zur Abschätzung der Änderungen der Kohlenstoffvorräte bereitgestellt werden.

Ziele

Es ist das Ziel dieses integrierten Vorhabens, an einem repräsentativen Kollektiv von Waldökosystemen in den drei Bundesländern Bayern, Brandenburg und Niedersachsen die für die C-Modellierung notwendigen Parameter zu erheben, sensitive C-Flussmessungen durchzuführen, die der Kalibrierung und anschließenden Validierung dienen, und darüber hinaus bestehende Modelle bezüglich ihrer Handhabbarkeit und Qualität zu optimieren.

Als ideale Standorte bieten sich hierfür die bereits seit einigen Jahren untersuchten Level II-Flächen an, da hier wesentliche Informationen vorhanden waren und durch einen vertretbaren Mehraufwand an Messungen und Analysen die notwendigen Zusatzinformationen zu erhalten waren.

Die Level II Flächen decken in Europa ein weites Spektrum von ab. Dieses reicht von Waldökosystemen der borealen Zone über die gemäßigten Breiten bis hin in die mediterrane Zone. Die Quellen-Senkenfunktionen der Böden in diesen Zonen sind unterschiedlich. In der borealen Zone sind aufgrund des Verhältnisses von Mineralisation zu Nettoprimärproduktion die Kohlenstoffvorräte im Boden vergleichsweise hoch, während sie im warmen Klima des Mittelmeerraumes relativ niedrig sind. Die Level II Flächen decken diesen Nord-Süd-Gradienten ab und sind somit gut geeignet, zukünftig den Kohlenstoffhaushalt der Waldböden in Europa und seine Änderungen zu erfassen.

In der bisherigen Ausgestaltung des Level II Programms steht der Kohlenstoffkreislauf nicht im Mittelpunkt. In Zukunft sollte der Kohlenstoffkreislauf jedoch eine zentralere Bedeutung bekommen. Deshalb ist es notwendig, für das intensive Monitoring neue Ansätze zu suchen, mit denen die Quellen-Senkenfunktion des Bodens für Kohlenstoff besser beschrieben werden können. Bisher wurden im Level II Programm Parameter erhoben, die unmittelbar den Kohlenstoff betreffen, wie z.B. der Zuwachs der Bestände oder die Kohlenstoffinventuren der Böden. Ferner gibt es Größen, die mittelbar zur Beschreibung des Kohlenstoffkreislaufes beitragen und die fakultative Parameter des Level II Programms sind. Zu dieser Gruppe zählen die Bodentemperatur und Bodenfeuchtigkeit, die für die Mineralisation organischer Sub-

stanz im Boden wichtig sind. In der Liste der bisher erhobenen Parameter fehlen einige, die unmittelbar die Kohlenstoffumsätze beschreiben, wie z.B. die Bodenrespiration, und es fehlen Auswertungsansätze, die die Kohlenstoffumsätze in ihrer Gesamtheit modellhaft quantifizieren.

Diese Lücken sollen mit den hier vorgestellten Untersuchungen geschlossen werden. Es wird geprüft, ob die Erhebung zusätzlicher Parameter auf den Level II Flächen sowie die Anwendung von Modellen die Charakterisierung der Quellen-/ Senkenfunktion der Waldökosysteme für Kohlenstoff im Rahmen des Monitorings verbessern. Darauf fußend sollen Empfehlungen hinsichtlich der Integration der geprüften Messverfahren und der Modelle in das Monitoring-Verfahren gegeben werden.

Im Einzelnen geht es um die Messung der CO₂-Respiration, die Erfassung des Streuabbaus und die Analyse organischer Verbindungen im Boden, die den mikrobiellen Abbau wesentlich beeinflussen. Die Ergebnisse dieser speziellen Messungen sowie der Routineuntersuchungen auf den Level II Flächen dienen der Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung von Modellen wie dem 4C-Modell und BIOME-BGC. Ferner wird bei der Validierung der Modelle auf längere Zeitreihen außerhalb des Level II Programms zurückgegriffen werden, um Langzeitentwicklungen der Kohlenstoffvorräte im Boden und im Bestand mit einzubeziehen.

2 Struktur des Projektverbundes

Die Untersuchungen wurden in einem Projektverbund durchgeführt, an dem die drei Bundesländer Brandenburg (DE 2003/2004 BB Nr. 5), Bayern (DE 2003/2004 BY Nr.4) und Niedersachsen (DE 2003/2004 NI Nr. 6) beteiligt waren.

Das niedersächsische Teilprojekt „Erhebung von Kenngrößen zum Kohlenstoffumsatz in Waldböden für die Kalibrierung und Validierung von Modelle zur Kohlenstoffdynamik im Forstlichen Umweltmonitoring“ wurde vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen und von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt durchgeführt. Inhaltlich umfassten die Arbeiten die Entwicklung und Erprobung von in situ CO₂-Respirationsmessungen sowie die Prüfung von einfachen Messverfahren zur Charakterisierung der organischen Substanz des Bodens, um weitere Einflussgrößen für den Abbau organischer Substanz im Boden zu erfassen. Diese Messverfahren wurden auf alle Bodenproben von Level II Flächen der drei beteiligten Teilprojekt angewandt.

Im bayerischen Teilprojekt „Messung von Bodenrespiration mit einem mobilen Infrarot-Gasanalyser und Erfassung von Streuabbauraten“, das von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft durchgeführt wurde, wurde ein weiteres Verfahren zur Messung der CO₂-Respiration erprobt. Abweichend vom Antrag wurden die Streuabbauraten nicht mit Litterbags bestimmt. Dieses aufwändige Verfahren ist im Rahmen des Monitoring schwer umzusetzen. Stattdessen wurde die Abbauraten durch Entfernen der Streuauflage in einigen Messkammern sowie Inkubationsversuche hergeleitet.

Das brandenburgische Teilprojekt „Kalibrierung und Validierung von Simulationsmodellen zum Kohlenstoffhaushalt in Wäldern und Szenarienanalysen zur Abschätzung der Auswirkungen von Klimaänderungen“ wurde von der Landesforstanstalt Eberswalde (LFE), dem Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) sowie dem Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) durchgeführt. Die Arbeiten in Brandenburg umfassten die Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der Modelle. Angewandt wurden die Modelle auf Level II Flächen aus dem mehr kontinentalen Klimabereichen in Brandenburg und Bayern und dem mehr atlantisch beeinflussten Klima in Niedersachsen. Die dazu erforderlichen Daten wurden von den einzelnen Teilprojekten ermittelt und bereitgestellt.

In Brandenburg wurden ferner von permanenten Plots der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK) Bodenprofil- und Wurzelverteilungsdaten sowie Daten zur Entwicklung von Streu- und Boden-C-Vorräten, zum Zuwachs der Baumbestände anhand von ertragskundlichen Erhebungen und Jahrringanalysen sowie zur Entwicklung des Kronenzustands erhoben bzw. aufgearbeitet. An einzelnen Standorten des Level-II-Programms wurden in situ CO₂-Bodenrespirationsmessungen durchgeführt. Diese Daten wurden zur Validierung der Modelle benutzt.

Die Laufzeit des Gesamtprojekts beträgt 27 Monate (08.02.2005 – 08.05.2007). Der nachfolgende Bericht enthält die wichtigsten Ergebnisse der Pilotphase und gibt Empfehlungen für die zukünftige Struktur eines C-Monitoring-, C-Analyse- und C-Modellierungsprogramms auf der Basis ausgewählter Level II – Flächen.

3 Beschreibung der Standorte

Für die ergänzenden Untersuchungen und Simulationen zum Kohlenstoffhaushalt wurden verschiedene Dauerbeobachtungsflächen aus drei verschiedenen Programmen ausgewählt:

- Level-II-Flächen des ICP-Forest des UN-ECE
- Flächen der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK) der Landesforstanstalt Eberswalde
- 1 Fläche des Integrated-Monitoring Programms (UBA)

3.1 Standorte des Level-II-Programms

Insgesamt 23 Flächen aus den Bundesländern Bayern, Brandenburg und Niedersachsen wurden ausgewählt, davon 20 offizielle Flächen des deutschen Beitrags zum Level-II-Programm. Ergänzend wurden eine Fläche in Niedersachsen (Lange Bramke Nordhang) sowie mit „Beerenbusch Buche“ (Plot Nr. 1207) und der Messfläche „Neuglobsow Kiefer/Buche“ (DE02) des ICP Integrated Monitoring zwei in Nordbrandenburg gelegene Bestände in die Untersuchung mit einbezogen, die in den Messeinrichtungen ähnlich den Level-II-Flächen ausgestattet sind. In Tab. 1 sind diese Untersuchungsflächen kurz charakterisiert. Ausgehend von der Gesamtheit dieser Untersuchungsflächen wird von den einzelnen Teilprojekten jeweils eine Teilmenge dieser Plots bearbeitet.

Die Standorte sind in Höhenlagen zwischen 30 und 1025 m NN gelegen. Die Spanne der Klimabedingungen reicht von 4,5 bis 9 °C Jahresmitteltemperatur und von 550 bis 1275 mm Jahresniederschlag. Auch hinsichtlich der Bodenbedingungen decken die Standorte eine große Spannweite ab (Tab. 1). Die Hauptbaumarten umfassen die 4 wichtigsten Wirtschaftsbaumarten Deutschlands: Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), Fichte (*Picea abies*), Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) und Stiel- bzw. Traubeneiche (*Quercus robur* L., *Q. petraea* (MAT.) LIEBL).

3.2 Standorte der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK)

Mit der Einrichtung der Standorte des ÖWK-Programms wurde ab etwa 1986 im Gebiet der neuen Bundesländer die dauerhafte Beobachtung von Waldbeständen begonnen. In der Zielsetzung und dem Untersuchungsprogramm ist das Programm etwa denen des Level-I-Programms vergleichbar. Neben den in ca. 10-jährigem Turnus durchgeführten Bodeninventuren und den 5-jährlichen ertragskundlichen Erhebungen wurden jährliche Untersuchungen zum Kronenzustand durchgeführt. Die intensiven Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt wie im Level-II-Programm waren jedoch nicht Bestandteil des Programms. Im Rahmen dieses Projektes wurden auf den ausgewählten Standorten Jahrringanalysen ergänzt.

Die Flächenauswahl erstreckt sich über die Baumarten Kiefer (17), Buche (9), Traubeneiche (4). Hinsichtlich der standörtlichen Bedingungen wurde die Flächenauswahl auf die nicht grundwasserbeeinflussten Standorte eingeschränkt. Sie decken einen Nährstoffgradienten von ziemlich armen bis reichen Standorten ab. Die bearbeiteten ÖWK-Standorte sind in Tab. 2 charakterisiert.

Tab. 1 Charakterisierungen der bearbeiteten Untersuchungsflächen des Level-II-Programms

Plot-Nr.	Plot-Bezeichnung	Haupt-/Nebenbaumart	Alter im Jahr 2000 (J)	Mee-res-höhe (m)	Länge (Dez°)	Breite (Dez°)	Luft-tempe-ratur (°C)	Jahres-nieder-schlag (mm)	Bodentyp
301	Lüss	Bu-Ei	119	115	10.28	52.84	8	779	podsolige Braunerde
302	Lange Bramke Südhang	Fi	52	600	10.42	51.86	6	1275	stark podsolige Braunerde
303	Lange Bramke Kamm	Fi	52	660	10.42	51.86	6	1275	stark podsolige Braunerde
	Lange Bramke Nordhang	Fi	52	600	10.42	51.86	6	1275	stark podsolige Braunerde
304	Solling Buche	Bu	150	504	9.58	51.76	7	1077	pseudovergleyte Braunerde
305	Solling Fichte	Fi/ Bu, Es	115	508	9.58	51.77	7	1076	podsoligte Parabraunerde-/ Braunerde
306	Göttinger Wald	Bu/ BAh, Es, Ei	132	420	10.05	51.53	7	841	Terra fusca-Rendzina
307	Augustendorf	Ki/ Bi	56	30	7.86	52.91	9	822	Podsol
308	Ehrhorn	Ei	118	109	9.91	53.18	8	826	(Acker)-Podsol-Braunerde
901	Altdorf	Ki	98	406	11.32	49.41	7.5	800	Eisen-Humus-Podsol
906	Ebersberg	Fi	84	540	11.92	48.12	6.5	1025	Parabraunerde
908	Flossenbürg	Fi	82	840	12.40	49.76	5.5	900	Braunerde-Podsol
911	Mitterfels	Bu	108	1025	12.88	48.98	4.5	1200	podsolige Braunerde
913	Riedenburg	Ei/Bu	109	475	11.76	48.93	7.5	700	schwach pseudovergleyte Parabraunerde
919	Freising	Bu/ Ei	148	508	11.66	48.41	7.5	800	Braunerde / Parabraunerde
1201	Natteheide	Ki	73	63	12.43	53.10	8.3	570	schwach podsolige Braunerde
1202	Beerenbusch Kiefer	Ki	68	71	12.97	53.14	8.1	600	Braunerde
1203	Kienhorst	Ki	96	66	13.64	52.98	8.3	585	Podsol
1204	Weitzgrund	Ki	88	110	12.56	52.19	8.7	570	schwach podsolige Braunerde
1205	Neusorgefeld	Ki	76	60	13.57	51.80	8.3	570	Braunerde
1206	Schwenow	Ki	79	60	14.02	52.16	8.5	550	schwach podsolige Braunerde
1207	Beerenbusch Buche	Bu	112	78	12.99	53.15	8.1	600	schwach podsolige Braunerde
DE-02	Neuglobsow	Ki/Bu	ca. 140 (Ki) ca. 100 (Bu)	65	13.02	53.08	7.9	658	Braunerde

Tab. 2 Charakterisierungen der bearbeiteten Untersuchungsflächen des Programms der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK)

Plot-Nr.	Revier	Hauptbaumart	Alter in 2000 (J)	GK-Hoch	GK-Rechts	Meereshöhe (m)	Lufttemperatur (°C)	Jahresniederschlag (mm)	Bodenform	Morphogenese	Sediment	Stamm-Standortgruppe	Humusform
3601	Buchholz	Ki	68	5896700	4614800	60	9.1	533	Schwärzer sRa \ Finowtaler sB	Grundmoräne	Flugsand / Geschiebesand	Z2m	mb4RM-(Mo-)
3602	Melzow	Bu	71	5895000	4627400	80	8	522	Wangeliner bsB	Endmoräne	Geschiebesand	K2t	mb5Mo
3606	Lychen	Bu	87	5895500	4587700	70	9.9	577	Sonnenburger bsB	Endmoräne	Sand	K2f	mb5MM
4103	Wittstock	Ki	80	5898600	4534300	70	8	523	Mullberger sBG	Sander	Geschiebesand	A2m	mb3Ro
4201	Rottstiel	Bu	80	5877800	4554800	40	8.8	533	Sonnenburger bsB	Grundmoräne	Geschiebesand	K2m	fhaMo
4503	Behnitz	Bu	89	5828700	4549200	40	9.6	528	Nedlitzer sB, lehmunterlagert	Grundmoräne	Geschiebelehm	M2+t	mb5Mo
4701	Borne	Bu	81	5776400	4535800	160	7.7	509	Lindauer l*F	Grundmoräne	Geschiebelehm	K2m	mb5Mo
4702	Brück	Ki	76	5788100	4557500	150	8.1	515	Lichtenower usB	Sander	Geschiebesand	Z2t	mb3Ma
4903	Dubrow	TEi	75	5786800	4614400	50	8.3	539	Dobritzer bsB, lehmunterlagert	Grundmoräne	Sand	M2+t	mb5Mo
5104	Pechteich	Bu	70	5860200	4602600	55	7.8	555	Caputher bsB	Geschiebesand	Sand	M2m	mb5Mo
5201	Schönholz	Bu	121	5850400	4617600	68	8	561	Bergrader sB, lehmunterlagert	Hochflächensand	Sand	K2m	mb5Mo
5203	Schwärze	Bu	151	5852500	4613400	40	8.9	557	Fercher fB	Hochflächensand	Sand	K2m	mb5Mo
5205	Kupferhammer	Ki	89	5855000	4617600	40	9.1	560	Bodenseichener sB	Talsand	Sand	M2m	mb4RM
5206	Kupferhammer	Ki	91	5855300	4617700	40	8.6	560	Jabeler sB	Talsand	Sand	Z2m	mb4RM
5207	Kahlenberg	Ki	89	5861600	4626000	33	8	540	Kahlenberger gB	Sander	Sand	K2m	ib4Mo

Fortsetzung von Tab. 2

Plot-Nr.	Revier	Hauptbaumart	Alter in 2000 (J)	GK-Hoch	GK-Rechts	Meeshöhe (m)	Lufttemperatur (°C)	Jahresniederschlag (mm)	Bodenform	Morphogenese	Sediment	Stamm-Standortgruppe	Humusform
5208	Kahlenberg	Ki	84	5861300	4626100	36	8	540	Bodenseichener sB	Sander	Sand	M2m	mb4RM
5210	Theerofen	Bu	121	5866200	4628800	50	7.8	533	Bergrader sB	Endmoräne	Geschiebesand	M2m	mb5Mo
5211	Chorin	Ki	57	5862500	4623700	44	7.7	541	Braunsberger sRRE	Grundmoräne	Geschiebesand	Z2m	mb3Ro
5301	Damme	Ki	59	5768200	4655300	55	10.4	528	Rüthnicker sRRE	Sander	Sand	Z2t	tRM2-
5303	Müllrose	Ki	61	5790600	4664900	50	9.4	516	Bärenthorener sB	Talsand	Sand	Z2t	mb4RM(Mo-)
5304	Fünfeichen	TEi	71	5784600	4670800	110	8.4	525	Dobritzer bsB	Grundmoräne	Geschiebesand	M2t	mb6Mo(MM)
5407	Sauen	Ki	80	5796900	4650000	50	8.9	536	Bärenthorener sB	Grundmoräne	Geschiebesand	Z2t	mRM
5705	Heinersdorf	TEi	84	5819600	4650900	105	8.1	526	Johannisberger I*F	Grundmoräne	Geschiebelehm	K2t	mb6MM
5711	Hinterheide	TEi	83	5818953	4635307	70	8.7	545	Grübenmühler sB	Sander	Schmelzwasser-sand	Z2t	mb7MM
6103	Hillmersdorf	Ki	53	5734600	4605000	105	7.3	563	Mützlitzer sSP	Duene ueb.Talsand	Sand	A3t	mb3Ma(Ro)
6104	Striesa	Ki	57	5739400	4602600	110	9.1	572	Freilebener bfB	Endmoräne	Sand	M2t	mb4RM-
6106	Striesa	Ki	69	5738800	4593400	105	9.3	551	Dobritzer bsB	Endmoräne	Sand	M2m	mb4Mo
6201	Gebersdorf	Ki	63	5754700	4595600	105	9	554	Ottmannsdorfer bsB	Sander	Hochflaechen-sand	K2t	mb4Mo
6202	Paserin	Ki	75	5750200	4613900	75	9.9	542	Ottmannsdorfer bsB	Grundmoräne	Loeßsand	K2t	mb4RM-
6206	Buchhain	Ki	80	5724500	4595400	100	9.9	553	Bräunigker gB	Grundmoräne	Hochflaechen-sand	M2m	mb4Ro

4 Ergebnisse der Teilprojekte

4.1 Messungen zur Bodenrespiration und NIRS

Autoren: Dirk Berthold, Fritz Beese, Hubert Schulte-Bisping (IBW, Uni. Göttingen,) Henning Meesenburg, Karl-Josef Meiwes (NW-FVA),

Im Rahmen dieses Teilprojekts wurden in den beteiligten Bundesländern Niedersachsen, Bayern und Brandenburg an insgesamt 18 Level-II-Standorten zusätzliche Bodenuntersuchungen durch das Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Georg-August-Universität Göttingen sowie durch die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt durchgeführt. Hierbei wurden die Humusaufgaben und Mineralböden bis zu einer Tiefe von 30 cm mit jeweils 10 Wiederholungen volumengerecht beprobt, wobei die Tiefenstufen (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm) in Anlehnung an die Aufnahmen der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE Arbeitsanleitung, 1994) gewählt wurden. An 180 Proben der organischen Auflagen und 720 Mineralbodenproben wurden folgende Analysen durchgeführt:

- Gesamtgehalte von C und N
- Gesamtgehalte von P, S, Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe & Al (HNO₃-Druckaufschluß)
- pH Werte (H₂O & KCl)
- austauschbar gebundene Kationen: Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H⁺, Mn²⁺, Fe³⁺ & Al³⁺ (NH₄Cl-Extraktion)
- organisch gebundene Nährstoffe im Mineralboden (Oxidation und anschließende H₂SO₄-Extraktion)
- NIRS-Messungen (Nahinfrarotspektroskopie)

Durch die volumengerechte Beprobung konnten die Masse der organischen Auflagen und die Trockendichte bzw. Trockenmasse der Mineralböden ermittelt werden und diente zur horizontweisen Bestimmung der Elementvorräte. Der Gesamt-Elementvorrat in 0-30 cm Bodentiefe wurde durch die Addition der Vorräte in den einzelnen Tiefenstufen errechnet.

Des Weiteren wurde bzw. wird an sieben niedersächsischen Standorten und einem brandenburgischen Standort (Neuglobsow) die CO₂-Respiration aus den Humusaufgaben über verschieden lange Zeiträume in regelmäßigen Abständen (wöchentlich) gemessen. An den Standorten Neuglobsow und Solling wurden zudem „*Trenching-Hauben*“ bis zu einer Bodentiefe von 50 cm installiert, um die Wurzelatmung auszuschließen und Aussagen über die heterotrophe Atmung treffen zu können. Diese Messungen wurden bzw. werden in einem Intervall von zwei Wochen durchgeführt.

4.1.1 Bodenchemische Charakterisierung der untersuchten Standorte

Zur allgemeinen bodenchemischen Charakterisierung der 18 Standorte wird im Folgenden auf die Gesamt-Vorräte der wichtigsten Elemente, die C/N-Verhältnisse, die pH Werte, die Austauschkapazitäten sowie die Basensättigungen eingegangen.

In Tab. 3 sind die mittleren Gesamt-C-, -N-, -P-, -K-, -Ca- und -Mg-Vorräte sowie die C/N-Verhältnisse der organischen Auflagen und der Mineralböden bis 30 cm Tiefe (Summe bzw. Mittelwert aus den 4 beprobten Mineralbodenhorizonten) dargestellt. Im Gegensatz zu den im Deutschen Waldbodenbericht (Band 1; BMELF, 1996) dargestellten Ergebnissen der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I), wurden in dieser Tabelle die Vorräte von K, Ca und Mg im Mineralboden nicht aus den austauschbar gebundenen Elementgehalten sondern aus den Gesamtgehalten nach HNO₃-Druckaufschluß hergeleitet. Daher ergeben sich hier im Mineralboden deutlich höhere Vorräte für diese Elemente.

Tab. 3 Mittlere (\pm Standardabweichung) C-, N-, P-, K-, Ca- und Mg-Vorräte sowie C/N Verhältnisse der organischen Auflagen und des Mineralbodens (0-30 cm) der 18 Standorte (n=10)

Plot-Nr. / Kennung	organische Auflage							Mineralboden (0-30 cm)						
	C	N	C/N	P	K	Ca	Mg	C	N	C/N	P	K	Ca	Mg
	--- t/ha ---			----- kg/ha -----				--- t/ha ---			----- t/ha -----			
301 / LSBU	33,3	1,2	27,4	56,6	85,6	213,3	37,3	56,7	2,3	25,4	0,4	26,4	2,8	1,6
	$\pm 9,0$	$\pm 0,3$	$\pm 1,0$	$\pm 13,4$	$\pm 18,4$	$\pm 36,8$	$\pm 12,7$	$\pm 11,0$	$\pm 0,5$	$\pm 1,1$	$\pm 0,1$	$\pm 2,3$	$\pm 1,1$	$\pm 0,5$
302 / LBSH	53,6	1,8	30,0	119,9	545,1	142,6	124	115,4	6,1	19,1	1,7	69,8	1,7	10,5
	$\pm 9,8$	$\pm 0,3$	$\pm 0,8$	$\pm 14,5$	$\pm 183,7$	$\pm 18,9$	$\pm 30,9$	$\pm 8,2$	$\pm 0,4$	$\pm 0,9$	$\pm 0,1$	$\pm 6,4$	$\pm 0,5$	$\pm 1,0$
/ LBNH	46,7	1,7	27,6	113,2	446,0	132,8	104	120,1	6,5	18,1	1,6	61,6	2,4	8,4
	$\pm 13,4$	$\pm 0,5$	$\pm 0,7$	$\pm 30,8$	$\pm 185,8$	$\pm 39,7$	$\pm 36,3$	$\pm 17,6$	$\pm 0,7$	$\pm 2,5$	$\pm 0,2$	$\pm 16,0$	$\pm 0,3$	$\pm 1,6$
304 / SLB1	25,0	1,0	25,1	53,8	108,1	142,9	36,3	98,0	5,2	18,6	1,1	55,5	2,4	7,9
	$\pm 5,0$	$\pm 0,2$	$\pm 0,5$	$\pm 10,5$	$\pm 19,1$	$\pm 29,1$	$\pm 6,07$	$\pm 11,6$	$\pm 0,4$	$\pm 1,2$	$\pm 0,1$	$\pm 2,8$	$\pm 0,4$	$\pm 0,9$
305 / SLF1	53,9	1,7	32,3	100,1	231,8	168,9	78,7	77,8	4,5	17,4	1,1	60,6	3,8	10,5
	$\pm 8,5$	$\pm 0,2$	$\pm 1,3$	$\pm 14,0$	$\pm 57,2$	$\pm 33,2$	$\pm 16,3$	$\pm 4,8$	$\pm 0,3$	$\pm 1,1$	$\pm 0,1$	$\pm 4,5$	$\pm 0,1$	$\pm 0,9$
306 / GWBU	4,4	0,2	28,9	11,5	82,4	263,5	40,7	162,4	10,3	15,3	1,5	63,6	159,2	21,2
	$\pm 0,7$	$\pm 0,0$	$\pm 2,5$	$\pm 1,2$	$\pm 26,0$	$\pm 50,3$	$\pm 11,3$	$\pm 35,1$	$\pm 1,2$	$\pm 1,4$	$\pm 0,3$	$\pm 6,4$	$\pm 95,7$	$\pm 2,8$
307 / AUKI	29,7	1,0	28,7	43,9	42,2	179,8	32,5	93,5	3,2	29,7	0,3	13,6	0,9	0,3
	$\pm 10,7$	$\pm 0,4$	$\pm 1,5$	$\pm 13,5$	$\pm 13,4$	$\pm 66,4$	$\pm 9,79$	$\pm 22,9$	$\pm 0,8$	$\pm 1,5$	$\pm 0,1$	$\pm 2,1$	$\pm 0,2$	$\pm 0,1$
901 / AD	23,4	0,8	30,2	67,5	203,4	951,3	440,6	39,1	1,5	25,9	0,7	1,5	0,4	0,5
	$\pm 4,3$	$\pm 0,1$	$\pm 1,5$	$\pm 15,5$	$\pm 54,9$	$\pm 317,7$	$\pm 149,8$	$\pm 6,8$	$\pm 0,2$	$\pm 1,5$	$\pm 0,2$	$\pm 0,1$	$\pm 0,5$	$\pm 0,0$
906 / EB	23,4	0,9	25,3	58,6	182,2	171,1	88,8	64,8	3,2	20,1	1,1	15,7	5,0	9,7
	$\pm 9,1$	$\pm 0,3$	$\pm 3,4$	$\pm 20,7$	$\pm 120,4$	$\pm 57,9$	$\pm 62,7$	$\pm 8,0$	$\pm 0,3$	$\pm 1,2$	$\pm 0,1$	$\pm 1,7$	$\pm 0,9$	$\pm 1,3$
908 / FB	34,0	1,5	22,4	91,9	660,1	99,0	159,7	91,6	3,7	25,3	1,4	20,8	1,0	10,8
	$\pm 8,1$	$\pm 0,4$	$\pm 1,4$	$\pm 21,8$	$\pm 240,2$	$\pm 23,7$	$\pm 63,7$	$\pm 7,4$	$\pm 0,3$	$\pm 2,3$	$\pm 0,2$	$\pm 2,7$	$\pm 0,3$	$\pm 3,4$
911 / MF	28,4	1,4	20,7	83,2	190,5	81,6	157,8	111,0	6,4	17,5	1,8	17,1	0,6	19,7
	$\pm 7,7$	$\pm 0,4$	$\pm 1,3$	$\pm 31,1$	$\pm 92,9$	$\pm 14,2$	$\pm 81,7$	$\pm 9,1$	$\pm 0,5$	$\pm 0,8$	$\pm 0,1$	$\pm 1,2$	$\pm 0,1$	$\pm 1,9$
913 / RB	4,5	0,2	23,5	15,9	71,6	174,1	39,5	55,4	3,0	18,9	1,1	18,5	47,0	10,1
	$\pm 1,6$	$\pm 0,1$	$\pm 3,7$	$\pm 7,1$	$\pm 43,5$	$\pm 61,9$	$\pm 22,8$	$\pm 36,0$	$\pm 0,4$	$\pm 12,2$	$\pm 0,1$	$\pm 4,0$	$\pm 125,9$	$\pm 2,4$
919 / FR	5,3	0,3	20,9	19,2	156,4	164,6	84,2	35,3	2,8	12,7	1,1	29,5	7,5	15,7
	$\pm 1,5$	$\pm 0,1$	$\pm 2,0$	$\pm 7,8$	$\pm 103,7$	$\pm 48,8$	$\pm 52,6$	$\pm 3,9$	$\pm 0,2$	$\pm 0,9$	$\pm 0,1$	$\pm 2,7$	$\pm 0,7$	$\pm 1,7$
1202 / BK	28,3	1,2	24,0	73,1	108,9	190,1	60,5	45,6	2,1	21,6	1,0	3,1	3,3	2,5
	$\pm 7,3$	$\pm 0,3$	$\pm 1,3$	$\pm 17,0$	$\pm 34,1$	$\pm 35,6$	$\pm 21,6$	$\pm 6,8$	$\pm 0,3$	$\pm 1,6$	$\pm 0,1$	$\pm 0,6$	$\pm 0,5$	$\pm 0,4$
1207 / BB	17,7	1,0	18,3	76,2	122,0	241,5	82,7	41,7	2,0	21,1	1,0	3,4	3,1	2,7
	$\pm 9,3$	$\pm 0,5$	$\pm 0,7$	$\pm 37,1$	$\pm 55,2$	$\pm 90,9$	$\pm 38,0$	$\pm 6,9$	$\pm 0,3$	$\pm 1,4$	$\pm 0,1$	$\pm 0,3$	$\pm 0,3$	$\pm 0,3$
1203 / K	33,0	1,2	27,1	65,9	79,9	164,8	35,6	38,9	1,8	21,2	0,9	1,8	1,9	1,0
	$\pm 12,5$	$\pm 0,4$	$\pm 1,5$	$\pm 23,7$	$\pm 26,4$	$\pm 65,5$	$\pm 12,8$	$\pm 8,6$	$\pm 0,3$	$\pm 1,5$	$\pm 0,2$	$\pm 0,2$	$\pm 0,1$	$\pm 0,1$
1206 / S	28,0	1,1	26,0	66,0	80,6	185,2	41,5	40,8	1,6	24,8	1,0	2,0	1,9	1,1
	$\pm 4,4$	$\pm 0,2$	$\pm 0,9$	$\pm 11,7$	$\pm 22,8$	$\pm 29,8$	$\pm 11,0$	$\pm 4,7$	$\pm 0,1$	$\pm 1,9$	$\pm 0,2$	$\pm 0,2$	$\pm 0,2$	$\pm 0,1$
DE-02 / NG	8,7	0,4	20,0	40,4	53,0	205,9	44,4	42,0	2,3	17,6	2,4	3,7	4,8	3,1
	$\pm 5,4$	$\pm 0,3$	$\pm 2,3$	$\pm 19,2$	$\pm 24,5$	$\pm 80,2$	$\pm 18,3$	$\pm 8,0$	$\pm 0,4$	$\pm 1,1$	$\pm 0,6$	$\pm 0,5$	$\pm 0,8$	$\pm 0,4$

Tab. 4 Mittlere (\pm Standardabweichung) pH-Werte, Konzentrationen austauschbar gebundener Kationen sowie Basensättigungen (BS %) des Mineralbodens (0-30 cm) der 18 Standorte (n=10)

Mittlere pH-Werte und Konzentrationen austauschbar gebundener Kationen im Mineralboden [0-30cm]

Plot-Nr. / Kennung	pH		Na ¹⁺	K ¹⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H ⁺	Fe ³⁺	Mn ²⁺	Al ³⁺	Ak _e	BS
	H ₂ O	KCl	-----mmol _e /kg-----									
301 / LSBU	4,1 $\pm 0,1$	3,5 $\pm 0,1$	0,3 $\pm 0,0$	0,4 $\pm 0,1$	1,5 $\pm 1,1$	0,5 $\pm 0,1$	7,4 $\pm 0,8$	1,5 $\pm 0,4$	0,2 $\pm 0,1$	20,0 $\pm 4,6$	32,1 $\pm 5,2$	7,7 $\pm 2,3$
302 / LBSH	3,9 $\pm 0,1$	3,1 $\pm 0,2$	0,5 $\pm 0,1$	1,1 $\pm 0,1$	1,5 $\pm 0,5$	1,1 $\pm 0,2$	19,9 $\pm 5,7$	6,0 $\pm 0,9$	3,8 $\pm 1,2$	130,0 $\pm 9,0$	164,0 $\pm 11,3$	2,6 $\pm 0,3$
/ LBNH	3,9 $\pm 0,1$	3,3 $\pm 0,2$	0,6 $\pm 0,1$	1,1 $\pm 0,1$	1,2 $\pm 0,5$	1,0 $\pm 0,2$	17,4 $\pm 7,2$	5,6 $\pm 1,7$	3,4 $\pm 1,7$	131,7 $\pm 13,8$	162,1 $\pm 15,1$	2,5 $\pm 0,4$
304 / SLB1	3,9 $\pm 0,1$	3,3 $\pm 0,1$	0,4 $\pm 0,1$	1,4 $\pm 0,2$	2,6 $\pm 0,7$	1,1 $\pm 0,2$	13,9 $\pm 2,8$	4,2 $\pm 0,9$	1,4 $\pm 0,4$	74,4 $\pm 8,0$	99,5 $\pm 8,9$	4,9 $\pm 0,6$
305 / SLF1	3,8 $\pm 0,0$	3,3 $\pm 0,0$	0,5 $\pm 0,1$	1,0 $\pm 0,1$	1,6 $\pm 0,2$	0,8 $\pm 0,1$	14,8 $\pm 2,2$	5,8 $\pm 1,1$	1,4 $\pm 0,3$	83,6 $\pm 4,4$	109,4 $\pm 4,3$	3,5 $\pm 0,4$
306 / GWBU	6,7 $\pm 0,2$	6,0 $\pm 0,3$	1,1 $\pm 0,5$	5,0 $\pm 0,8$	399,5 $\pm 30,8$	7,8 $\pm 1,3$	0,0 $\pm 0,0$	0,0 $\pm 0,0$	1,6 $\pm 1,1$	0,6 $\pm 1,1$	427,9 $\pm 24,3$	96,8 $\pm 2,5$
307 / AUKI	3,8 $\pm 0,1$	2,9 $\pm 0,1$	0,3 $\pm 0,1$	0,7 $\pm 0,2$	8,3 $\pm 7,8$	1,4 $\pm 0,9$	20,3 $\pm 2,3$	1,3 $\pm 0,1$	0,1 $\pm 0,1$	22,3 $\pm 7,1$	54,6 $\pm 10,5$	12,4 $\pm 8,0$
901 / AD	4,2 $\pm 0,1$	3,6 $\pm 0,2$	0,0 $\pm 0,0$	0,3 $\pm 0,1$	3,6 $\pm 1,6$	0,6 $\pm 0,1$	3,3 $\pm 1,2$	1,3 $\pm 0,3$	0,0 $\pm 0,0$	11,8 $\pm 2,7$	20,9 $\pm 3,6$	19,0 $\pm 5,9$
906 / EB	4,2 $\pm 0,1$	3,5 $\pm 0,1$	0,4 $\pm 0,1$	1,0 $\pm 0,2$	1,8 $\pm 0,6$	1,4 $\pm 0,3$	6,1 $\pm 1,7$	3,5 $\pm 1,3$	1,9 $\pm 0,7$	73,9 $\pm 5,9$	90,0 $\pm 8,4$	5,1 $\pm 1,1$
908 / FB	4,0 $\pm 0,1$	3,5 $\pm 0,2$	0,1 $\pm 0,1$	0,9 $\pm 0,2$	1,0 $\pm 0,2$	1,0 $\pm 0,2$	9,9 $\pm 3,7$	10,2 $\pm 2,2$	0,3 $\pm 0,1$	87,0 $\pm 5,8$	110,5 $\pm 6,3$	2,6 $\pm 0,3$
911 / MF	4,3 $\pm 0,0$	3,7 $\pm 0,1$	0,2 $\pm 0,0$	1,6 $\pm 0,3$	0,9 $\pm 0,5$	2,1 $\pm 0,4$	5,4 $\pm 1,1$	4,1 $\pm 0,9$	0,4 $\pm 0,2$	105,5 $\pm 7,3$	120,2 $\pm 8,5$	3,7 $\pm 0,5$
913 / RB	4,9 $\pm 0,9$	3,8 $\pm 1,0$	0,3 $\pm 0,1$	2,2 $\pm 0,8$	107,7 $\pm 185,2$	2,7 $\pm 0,7$	2,7 $\pm 1,2$	0,1 $\pm 0,1$	2,9 $\pm 1,2$	30,0 $\pm 12,6$	148,5 $\pm 173,8$	52,9 $\pm 19,7$
919 / FR	4,6 $\pm 0,1$	3,5 $\pm 0,1$	0,3 $\pm 0,0$	1,6 $\pm 0,2$	20,8 $\pm 8,4$	11,4 $\pm 2,8$	3,3 $\pm 1,0$	0,2 $\pm 0,3$	3,3 $\pm 0,9$	33,4 $\pm 10,1$	74,3 $\pm 5,7$	44,8 $\pm 12,3$
1202 / BK	4,3 $\pm 0,1$	3,8 $\pm 0,1$	0,0 $\pm 0,0$	0,3 $\pm 0,1$	1,2 $\pm 0,4$	0,3 $\pm 0,1$	2,7 $\pm 0,9$	0,4 $\pm 0,2$	0,6 $\pm 0,2$	19,4 $\pm 3,1$	25,0 $\pm 3,9$	7,2 $\pm 1,3$
1207 / BB	4,5 $\pm 0,2$	4,0 $\pm 0,1$	0,7 $\pm 0,1$	0,4 $\pm 0,1$	2,3 $\pm 0,8$	0,4 $\pm 0,1$	2,0 $\pm 0,8$	0,4 $\pm 0,3$	0,6 $\pm 0,1$	18,4 $\pm 2,9$	25,1 $\pm 4,3$	14,7 $\pm 3,1$
1203 / K	4,1 $\pm 0,1$	3,7 $\pm 0,2$	0,0 $\pm 0,0$	0,3 $\pm 0,1$	1,1 $\pm 0,4$	0,2 $\pm 0,1$	4,4 $\pm 1,6$	1,0 $\pm 0,3$	0,1 $\pm 0,1$	12,4 $\pm 1,9$	19,6 $\pm 3,7$	7,8 $\pm 1,4$
1206 / S	4,1 $\pm 0,1$	3,7 $\pm 0,1$	0,0 $\pm 0,0$	0,3 $\pm 0,1$	2,6 $\pm 0,9$	0,3 $\pm 0,1$	4,7 $\pm 1,4$	0,9 $\pm 0,2$	0,3 $\pm 0,1$	13,6 $\pm 1,6$	22,7 $\pm 3,6$	11,4 $\pm 1,2$
DE-02 / NG	4,6 $\pm 0,2$	3,7 $\pm 0,1$	0,2 $\pm 0,0$	0,5 $\pm 0,1$	12,0 $\pm 5,2$	1,1 $\pm 0,3$	3,6 $\pm 3,0$	0,2 $\pm 0,2$	1,3 $\pm 0,2$	14,5 $\pm 3,5$	33,3 $\pm 5,3$	41,5 $\pm 12,8$

Die im Rahmen des Pilotprojekts „Forest Focus“ zusätzlich untersuchten 18 Standorte weisen eine große Vielfalt ihrer chemischen Bodenzustandgrößen auf, und decken damit ein ähnlich breites Spektrum wie die in der BZE-Ringanalyse erfassten Standorte ab. Laut den Ergebnissen der BZE I sind in den Humusaufgaben durchschnittlich 18 t C, 0,8 t N, 42 kg P, 79 kg K, 211 kg Ca und 55 kg Mg pro ha gespeichert. Im Wurzelraum (Humusaufgabe + Mineralboden bis 60cm) liegen die Vorräte bei rund 91 t C, 5,8 t N und 1,8 t P pro ha. Die C/N Verhältnisse der Deutschen Waldböden (Humusaufgaben und Mineralböden) wurden in dieser Erhebung mit durchschnittlich 21,5 als „mäßig weit“ eingestuft, wobei 80 % aller Standorte Werte von $20 < C/N < 35$ aufwiesen. Sowohl die Mittelwerte als auch die Spannweiten der in der BZE I ermittelten C/N-Verhältnisse und Elementvorräte decken sich weitgehend mit den Ergebnissen der vorliegenden Pilotstudie (Tab. 3).

Auch die Mittelwerte der auf den 18 Standorten gefundenen pH-Werte, Austauschbelegungen sowie Basensättigungen und deren Streuung korrespondieren mit den im Deutschen Waldbodenbericht publizierten Auswertungen der Bodenzustandserhebung (Tab. 4). Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind die in Tab. 4 dargestellten Daten Mittelwerte der in den 4 Tiefenstufen des Mineralbodens gefundenen Analyseergebnisse. Die Werte erlauben so einen raschen Überblick über das Kollektiv geben. 80 % der im Rahmen der BZE untersuchten mineralischen Oberböden (0-30 cm) befinden sich im Al-, Al/Fe und Fe-Pufferbereich ($pH_{KCl} < 4,2$), mit einem Spektrum zwischen pH 3,0 und 6,3. Hierdurch lässt sich für die Mehrheit der Waldbodenstandorte eine starke Versauerung und schlechte Nährstoffsituationen ableiten. Eine Ausnahme stellen stark gekalkte oder natürliche Kalkstandorte Orte dar. Anhand der in Tab. 4 dargestellten Ergebnisse lassen sich für die 18 zusätzlich untersuchten Standorte folgende Pufferbereiche ableiten:

- 1 X Carbonatpufferbereich (5%)
- 1 X Silikatpufferbereich (5%)
- 5 X Austauscherpufferbereich (27%)
- 11 X Aluminiumpufferbereich (63%)

4.1.2 Organisch gebundene Nährstoffe im Mineralboden

Die starke oxidative Wirkung der Königswasser- und HNO_3 -Druckaufschlüsse bedingt eine weitgehende Auflösung der Silikate (Beese & Lofffield 2000), wodurch die hieraus hergeleiteten Vorräte eher einer Nährstoffverfügbarkeit in geologischen Zeiträumen entsprechen. Für die Ermittlung der kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Elementvorräte werden daher in den Untersuchungen die Vorräte an austauschbar gebundenen Kationen herangezogen. Dieses ist zum Beispiel in den Auswertungen der BZE I der Fall. Hierbei bleibt allerdings der Anteil organisch gebundener Nährelemente unberücksichtigt, die einen erheblichen Anteil an den kurzfristigen Nährstofffreisetzungen und -Verfügbarkeiten haben können. D.h. im Fall der austauschbar gebundenen Nährkationen K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} kann es zu einer Unterschätzung der aktuellen Verfügbarkeit kommen, wohingegen im Fall der Phosphorverfügbarkeit, welche aus den Gehalten nach HNO_3 -Aufschluß hergeleitet wird, häufig eine Überschätzung der P-Verfügbarkeit für die Bestandesernährung resultiert. Daher wurden in der vorliegenden Pilotstudie neben den Standardmethoden (HNO_3 -Druckaufschluß für die Gesamtelementgehalte und NH_4Cl -Extraktion für die austauschbar gebundenen Elementgehalte) an der Hälfte des Probenkollektives (5 Wiederholungen pro Tiefenstufe; $n=360$) ebenfalls die Gehalte und Vorräte organisch gebundener Nährelemente im Mineralboden bestimmt.

Die Gehalte an organisch gebundenen Elementen im Mineralboden wurden nach der sog. „Ignition Method“ (Glüh-Methode) nach Saunders & Williams (1955) bzw. Walker & Adams (1958) bestimmt. Hierbei wird jeweils ein Gramm Mineralboden einer Teilprobe bei 550 °C geglüht sowie nachfolgend mit 0,5 molarer Schwefelsäure (H_2SO_4) extrahiert und 1g dieser Bodenprobe wird ohne vorheriges Glühen mit H_2SO_4 extrahiert. Anschließend werden die Lösungen filtriert und die Elementgehalte per ICP-Messung ermittelt. Der organisch gebundene Anteil eines Elements errechnet sich dann aus der Differenz des Elementgehalts in der geglühten zum Elementgehalt in der ungeglühten Teilprobe.

Tab. 5 Mittlere (\pm Standardabweichung) prozentuale Anteile organisch gebundener Elemente im Mineralboden (0-30cm) am Gesamtelementgehalt nach HNO₃-Druckaufschluß (n=5)

%-Anteil organisch gebundener Elemente am Gesamtgehalt (nach HNO₃-Druckaufschluß) im Mineralboden in 0-30cm Tiefe (n=5)								
Plot-Nr. / Kennung	P_{org}	Na_{org}	K_{org}	Ca_{org}	Mg_{org}	Mn_{org}	Fe_{org}	Al_{org}
301 / LSBU	29,6 ±3,5	1,4 ±0,5	2,5 ±0,4	4,0 ±2,8	18,3 ±1,5	3,6 ±1,9	3,7 ±0,8	8,4 ±1,5
302 / LBSH	43,6 ±2,1	9,4 ±2,3	14,3 ±0,9	5,4 ±2,8	15,0 ±4,2	22,5 ±5,3	4,0 ±1,9	4,1 ±0,8
/ LBNH	53,9 ±5,4	6,3 ±1,3	12,0 ±1,2	4,6 ±1,1	14,7 ±4,8	22,0 ±4,0	4,5 ±1,3	4,3 ±0,9
304 / SLB1	46,2 ±19,5	4,2 ±1,7	7,7 ±3,2	3,7 ±0,8	15,5 ±5,6	18,5 ±9,0	1,9 ±0,6	8,4 ±3,5
305 / SLF1	34,3 ±20,7	2,6 ±1,4	6,4 ±4,0	1,9 ±0,8	13,6 ±7,8	17,9 ±11,4	4,0 ±2,4	6,0 ±3,2
306 / GWBU	88,1 ±6,2	12,4 ±1,4	13,9 ±0,3	7,4 ±2,1	25,1 ±2,0	28,1 ±2,8	17,2 ±1,1	16,5 ±1,4
307 / AUKI	34,7 ±2,8	4,4 ±1,0	1,3 ±0,4	13,0 ±7,2	6,6 ±2,3	2,0 ±0,3	5,6 ±1,0	4,5 ±0,6
901 / AD	15,6 ±7,8	37,3 ±18,7	13,8 ±2,5	38,2 ±16,2	15,6 ±2,3	10,6 ±5,5	3,8 ±1,0	7,5 ±0,7
906 / EB	47,3 ±4,1	32,9 ±3,5	21,5 ±0,9	1,6 ±0,5	39,0 ±0,5	22,8 ±4,7	13,9 ±1,0	13,4 ±0,2
908 / FB	43,6 ±2,4	25,5 ±2,3	15,4 ±0,6	6,3 ±2,7	19,2 ±1,3	16,1 ±6,7	8,7 ±2,2	9,8 ±0,4
911 / MF	65,0 ±2,9	14,8 ±3,5	7,8 ±1,1	21,4 ±6,5	3,0 ±2,1	14,4 ±2,0	2,0 ±1,4	3,3 ±1,5
913 / RB	39,9 ±2,2	39,0 ±2,4	23,1 ±0,8	10,5 ±4,2	30,1 ±6,0	31,6 ±6,6	5,6 ±2,7	14,2 ±3,4
919 / FR	38,4 ±1,8	26,3 ±2,0	16,3 ±1,2	4,7 ±1,0	33,8 ±1,8	22,5 ±2,8	13,3 ±1,3	12,2 ±0,8
1202 / BK	22,6 ±4,2	16,9 ±6,5	18,0 ±3,0	2,9 ±1,7	34,4 ±1,6	4,5 ±2,0	12,2 ±0,6	17,5 ±0,7
1207 / BB	24,3 ±2,7	13,7 ±8,9	18,2 ±0,4	3,0 ±1,0	27,5 ±0,8	9,4 ±2,8	11,7 ±0,6	13,8 ±0,7
1203 / K	13,6 ±4,6	34,2 ±10,5	22,7 ±3,7	6,6 ±1,8	22,5 ±2,0	3,9 ±1,5	5,9 ±0,7	6,5 ±1,1
1206 / S	13,6 ±2,0	64,6 ±14,5	42,2 ±3,7	4,8 ±2,6	29,7 ±2,0	5,4 ±1,6	7,7 ±0,7	15,3 ±0,4
DE-02 / NG	21,4 ±1,6	22,7 ±4,8	19,1 ±0,7	3,8 ±1,9	29,0 ±1,8	20,2 ±3,8	13,1 ±0,7	18,6 ±0,8

In Tab. 5 sind die prozentualen Anteile der organisch gebundenen Elementgehalte im Mineralboden in Relation zu den mittels HNO_3 -Aufschluß hergeleiteten Gesamtgehalten dargestellt. Die höchste Variation zwischen den Standorten zeigt hier der Anteil des organisch gebundenen Phosphors. Die organischen Phosphorgehalte schwanken zwischen 14 und 88 %, was sich mit den Ergebnissen von Schinner & Sonnleitner (1996) deckt, wonach 20-80 % des Gesamt-Phosphorgehalts in organischer Bindung vorliegen. Das anorganische Phosphat liegt entweder in Form schwer löslicher Orthophosphate vor oder ist mit unterschiedlicher Intensität an der Bodenmatrix (v.a. Fe- und Al(Hydr)oxide) gebunden. Im Carbonatpufferbereich kommt es zur Ausfällung schwer löslicher Ca-Phosphaten, im stark sauren Bereich ($\text{pH} < 4$) erfolgt die Bildung von ebenfalls schwer löslichen Al- und Fe-Phosphaten. Aufgrund der häufig nur in schwer löslicher und nicht pflanzenverfügbarer Form vorliegenden anorganischen P-Fractionen und dem auf der Mehrzahl der Standorte vorliegendem P-Mangel, liefert die Bestimmung der organisch gebundenen P-Gehalte der Mineralböden wichtige Informationen über die aktuelle Versorgungssituation der Böden und über evtl. einzuleitende Maßnahmen.

Aus den vorliegenden Ergebnissen zeigt sich, dass auf Standorten mit carbonathaltigem Ausgangsgestein (Plot 306, Göttinger Wald) sowie entsprechend hoher biologischer Aktivität und Bioturbation bedeutende Vorräte an organischem und pflanzenverfügbarem P (88 % von Gesamt-P bzw. $1,3 \text{ t P}_{\text{org}}$ in 0-30 cm) zu finden sind, wohingegen auf ärmeren und inaktiven Standorten große P-Defizite bestehen (z.B. Plot 1203, Kienhorst mit 13,6 % bzw. $90 \text{ kg P}_{\text{org}}$ in 0-30 cm).

Für die anderen, in organischer Bindungsform vorliegenden Elemente zeigt sich im Vergleich zu den Gesamtgehalten eine geringere Bedeutung. Die prozentualen Anteile machen deutlich, wie stark der Druckaufschluss oder der Königswasseraufschluss das Nährstoffpotential der Mineralböden überschätzt, da der überwiegende Teil wenig verfügbar ist. Standortsspezifisch zeigen sich große Unterschiede. Ableitungen der organisch und der austauschbar gebundenen Nährstoffe aus den Gesamtgehalten sind nicht möglich.

Auch der Vergleich von organisch zu austauschbar gebundenen Vorräten der Nährelemente hebt die Bedeutung der in Zukunft zusätzlich zu bestimmenden organischen Elementgehalte hervor. Tab. 6 zeigt, dass für Magnesium und besonders Kalium auf fast allen Standorten bedeutend höhere organisch gebundene als austauschbar gebundene Elementvorräte vorliegen. Für organisch gebundenes Kalium ergeben sich um 0,1 bis $9,5 \text{ t pro ha}$ ($\bar{\text{Ø}} 3,0 \text{ t ha}^{-1}$), für organisch gebundenes Magnesium zwischen 0 bis $4,3 \text{ t pro ha}$ ($\bar{\text{Ø}} 1,3 \text{ t ha}^{-1}$) höhere organisch gebundene als austauschbar gebundene Vorräte des Mineralbodens bis 30 cm Tiefe. Hingegen liegt Calcium offensichtlich zu bedeutend höheren Anteilen in anorganischer bzw. austauschbar gebundener Form im Mineralboden vor, so dass die austauschbar gebundenen Vorräte dieses Nährelements in den Böden der beprobten kalkfreien Standorte im Mittel um $0,3 \text{ t ha}^{-1}$ höher sind als die organisch gebundenen Ca-Vorräte. Der hohe Anteil gesteinsbürtigen Calciums im Boden des Kalkstandorts (306/GWBU) bzw. die kalkungsbedingte Erhöhung des Ca-Gehalts auf einigen Standorten (913/RB; 919/FR; DE-02/NG) macht Aussagen über die Bedeutung organisch gebundener gegenüber den anorganisch gebundener Calcium-Vorräten in diesen Böden unmöglich.

Tab. 6 Mittlere (\pm Standardabweichung) organisch (org) und austauschbar (Wertigkeit) gebundene Nährstoffvorräte (t/ha) im Mineralboden in 0-30cm Tiefe (n=5)

Plot-Nr. / Kennung	P _{org}	K _{org}	K ⁺	Ca _{org}	Ca ²⁺	Mg _{org}	Mg ²⁺
	-----t/ha-----						
301 / LSBU	0,11 $\pm 0,04$	0,72 $\pm 0,15$	0,06 $\pm 0,01$	0,10 $\pm 0,04$	0,34 $\pm 0,24$	0,35 $\pm 0,10$	0,07 $\pm 0,01$
302 / LBSH	0,71 $\pm 0,06$	9,66 $\pm 0,72$	0,14 $\pm 0,01$	0,08 $\pm 0,04$	0,33 $\pm 0,09$	1,77 $\pm 0,48$	0,15 $\pm 0,03$
/ LBNH	0,83 $\pm 0,12$	7,21 $\pm 1,50$	0,12 $\pm 0,02$	0,08 $\pm 0,02$	0,21 $\pm 0,06$	1,27 $\pm 0,30$	0,11 $\pm 0,02$
304 / SLB1	0,50 $\pm 0,22$	4,28 $\pm 1,87$	0,13 $\pm 0,01$	0,07 $\pm 0,01$	0,42 $\pm 0,08$	1,25 $\pm 0,52$	0,12 $\pm 0,02$
305 / SLF1	0,38 $\pm 0,22$	3,86 $\pm 2,31$	0,10 $\pm 0,02$	0,08 $\pm 0,04$	0,28 $\pm 0,04$	1,49 $\pm 0,82$	0,09 $\pm 0,01$
306 / GWBU	1,32 $\pm 0,24$	8,97 $\pm 0,78$	0,43 $\pm 0,05$	7,00 $\pm 2,20$	83,16 $\pm 8,98$	5,06 $\pm 0,47$	0,78 $\pm 0,12$
307 / AUKI	0,10 $\pm 0,04$	0,17 $\pm 0,08$	0,06 $\pm 0,01$	0,12 $\pm 0,07$	1,20 $\pm 1,01$	0,02 $\pm 0,01$	0,13 $\pm 0,09$
901 / AD	0,04 $\pm 0,02$	0,24 $\pm 0,03$	0,04 $\pm 0,01$	0,81 $\pm 1,53$	0,79 $\pm 0,29$	0,09 $\pm 0,02$	0,08 $\pm 0,01$
906 / EB	0,44 $\pm 0,09$	3,32 $\pm 0,39$	0,10 $\pm 0,01$	0,07 $\pm 0,03$	0,36 $\pm 0,19$	4,10 $\pm 0,61$	0,14 $\pm 0,02$
908 / FB	0,58 $\pm 0,08$	3,38 $\pm 0,56$	0,06 $\pm 0,01$	0,05 $\pm 0,02$	0,15 $\pm 0,02$	2,14 $\pm 0,68$	0,07 $\pm 0,01$
911 / MF	1,17 $\pm 0,07$	1,41 $\pm 0,21$	0,10 $\pm 0,02$	0,55 $\pm 0,91$	0,13 $\pm 0,01$	0,60 $\pm 0,50$	0,16 $\pm 0,02$
913 / RB	0,41 $\pm 0,08$	4,01 $\pm 1,07$	0,29 $\pm 0,12$	3,98 $\pm 6,00$	41,89 $\pm 59,65$	2,69 $\pm 0,64$	0,41 $\pm 0,18$
919 / FR	0,42 $\pm 0,04$	4,81 $\pm 0,77$	0,21 $\pm 0,06$	0,43 $\pm 0,11$	6,50 $\pm 1,96$	5,18 $\pm 0,82$	2,52 $\pm 0,62$
1202 / BK	0,20 $\pm 0,03$	0,53 $\pm 0,06$	0,03 $\pm 0,01$	0,09 $\pm 0,05$	0,32 $\pm 0,05$	0,83 $\pm 0,04$	0,04 $\pm 0,01$
1207 / BB	0,21 $\pm 0,03$	0,64 $\pm 0,03$	0,05 $\pm 0,01$	0,10 $\pm 0,03$	0,55 $\pm 0,18$	0,77 $\pm 0,05$	0,05 $\pm 0,01$
1203 / K	0,09 $\pm 0,02$	0,41 $\pm 0,07$	0,03 $\pm 0,01$	0,12 $\pm 0,03$	0,28 $\pm 0,10$	0,24 $\pm 0,04$	0,03 $\pm 0,01$
1206 / S	0,08 $\pm 0,02$	0,90 $\pm 0,07$	0,04 $\pm 0,01$	0,09 $\pm 0,04$	0,52 $\pm 0,13$	0,39 $\pm 0,05$	0,04 $\pm 0,01$
DE-02 / NG	0,44 $\pm 0,07$	0,61 $\pm 0,06$	0,06 $\pm 0,01$	0,20 $\pm 0,07$	4,08 $\pm 2,59$	0,85 $\pm 0,05$	0,18 $\pm 0,05$

4.1.3 Nahinfrarotspektroskopie-Messungen (NIRS)

Die IR-Spektroskopie (Infrarotspektroskopie) ist ein physikalisches Analyseverfahren, das im infraroten Bereich des Strahlungsspektrums arbeitet. Dieses Verfahren wird zur quantitativen Bestimmung von bekannten Substanzen oder zur Strukturaufklärung unbekannter Substanzen genutzt. Im infraroten Wellenbereich (800 - 500.000 nm) wird aus spektroskopischer Sicht zwischen dem nahen Infrarot (NIR 800 – 2.500 nm), dem mittleren Infrarot (MIR 2.500 – 50.000 nm) und dem fernen Infrarot (FIR 50.000 – 500.000 nm) unterschieden, weil unterschiedliche Phänomene die Absorption dieser Strahlung verursachen. Im fernen Infrarot absorbieren Molekülrotationen, im MIR Molekülbindungen und im NIR sind nur noch Obertöne beziehungsweise Kombinationschwingungen des MIR detektierbar (insbesondere von CH-, OH- und NH-Bindungen). Infrarotspektren zeigen im Gegensatz zu UV-Spektren nicht die Absorption sondern die Transmission, welche in aufsteigender Richtung charakterisiert wird (Bereiche geringer Durchlässigkeit der IR-Strahlung ergeben einen Ausschlag nach unten).

Die Bestrahlung von Molekülen mit elektromagnetischen Wellen des Infrarot-Bereichs führt dazu, dass Bindungen zur Schwingung angeregt werden. Dies führt gleichzeitig zu Energieabsorption. Anhand von charakteristischen Frequenzen des Infrarot-Lichts, welche nötig sind, um bestimmte Teile von Molekülen zur Schwingung anzuregen, können diese identifiziert werden. Am einfachsten fällt dies natürlich bei zweiatomigen Molekülen. Bei mehratomigen Molekülen kommt es zur Überlagerung von Grundschnwingungen. Dementsprechend sieht man eine Reihe von Absorptionsbanden, die interpretiert werden müssen.

Um die Information, die ein Spektrum enthält, für die Bestimmung von Inhaltsstoffen nutzen zu können, wird bei der einfachsten Art der Kalibrationsentwicklung zuerst die Wellenlänge gesucht, an der der zu bestimmende Inhaltstoff absorbiert. Ist diese Wellenlänge gefunden, wird der Absorptionskoeffizient für diesen Inhaltstoff an dieser Wellenlänge berechnet. In der Anwendung kann dann mit der Kenntnis von Wellenlänge und Absorptionskoeffizient aus den Spektren die Konzentration des Inhaltsstoffs in der Probe berechnet werden.

Die Transformation der gemessenen Spektren in Konzentrationen des jeweiligen Inhaltsstoffs erfolgt durch verschiedene mathematische Verfahren. Bei der sog. Derivativspektroskopie werden nicht die original Spektren sondern die Ableitungen dieser zur weiteren Berechnung herangezogen. Die Ableitungen von Spektren in der NIR-Spektroskopie sind Differenzen zwischen benachbarten Datenpunkten. Durch die Bildung von Ableitungen können auch feine Absorptionsbanden in dem Spektrum betont werden. Dies ist in der NIR-Spektroskopie wichtig, da die Banden im nahinfraroten Bereich in der Regel Obertöne bzw. Kombinationschwingungen von Grundschnwingungen im MIR sind und solche Obertöne stets breitere Banden haben.

Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung an den in dieser Pilotstudie zusätzlich erfassten 18 Standorten beruhen auf mathematischen Auswertungen der gefundenen Spektren und der zugehörigen referenzanalytischen Daten mittels der WinISI-Software. Hierbei wurde die Kalibrationsentwicklung durch die Anwendung der „Partiell Kleinste Quadrate Methode (PLS)“ durchgeführt. Bei diesem Verfahren fließen sowohl das ganze Spektrum der Proben als auch die chemischen Inhaltsstoffe, die mit einer Referenzmethode ermittelt wurden, in die Kalibrierung ein. Zur Validierung der entwickelten Kalibrierfunktionen wurde ebenfalls mit Hilfe der WinISI-Software eine Kreuzvalidierung durchgeführt. Die Kreuzvalidierung kommt ohne neue Proben aus. Hierzu wird der Probensatz, der für die Kalibrierung gedacht ist, in mehrere Gruppen unterteilt. Bei größeren Datensätzen werden meist 3-5 Gruppen gebildet (hier 4 Gruppen).

Eine detaillierte Beschreibung der NIRS-Methodik und der NIRS-Kalibrationsentwicklung findet sich bei Tilmann (2001).

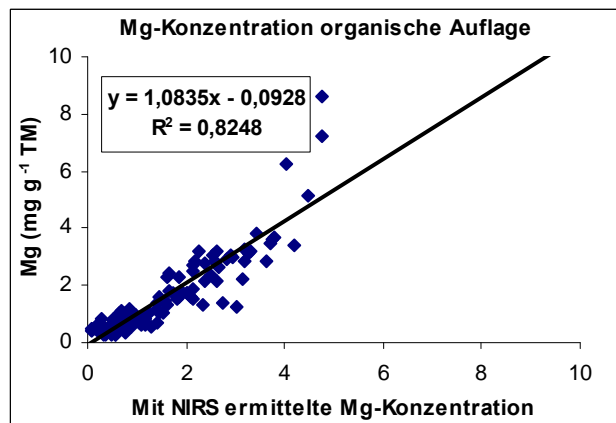
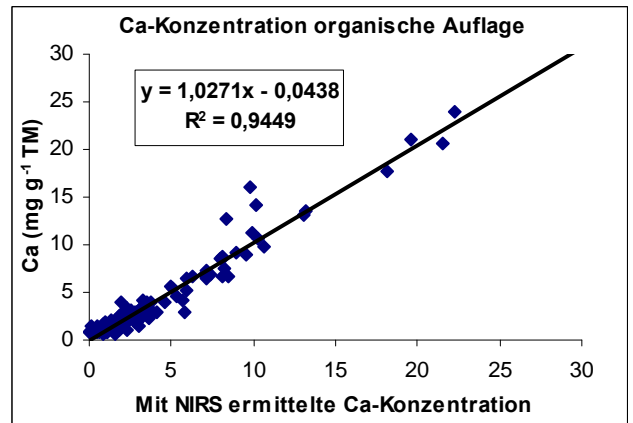
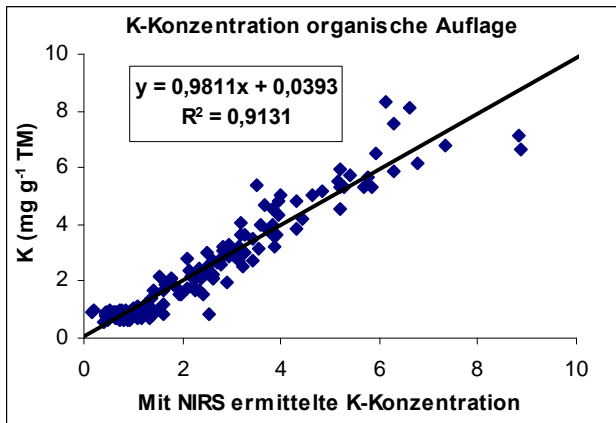
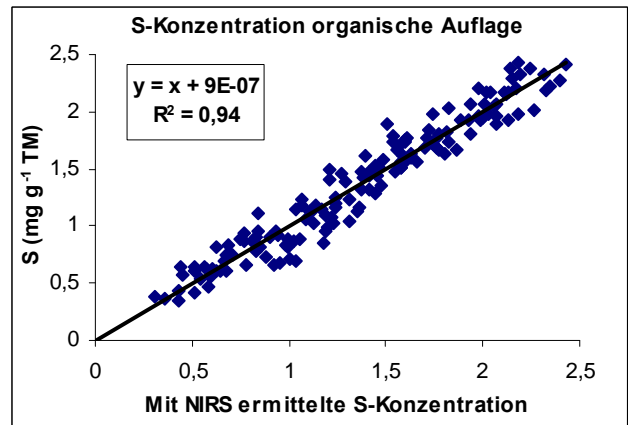
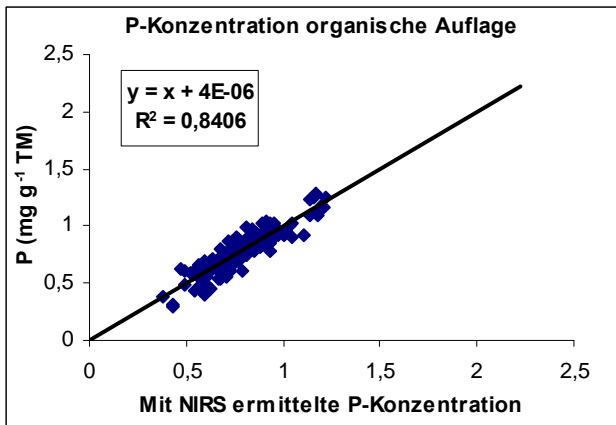
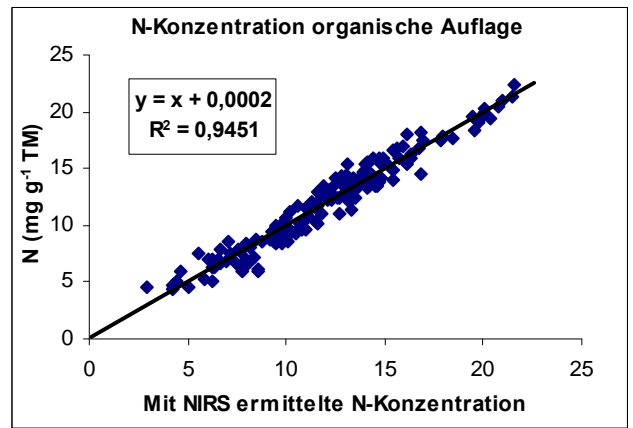
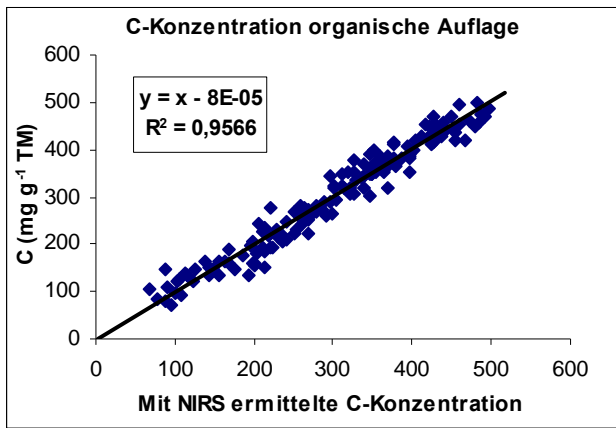


Abb. 2 Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die Gehalte an C, N, P, S, K, Ca, Mg in den organischen Auflagen der 18 untersuchten Standorte (n=180)

Da durch die NIR-Spektroskopie bzw. durch elektromagnetische Wellen v.a. organische Molekül-Bindungen in Schwingung versetzt werden, wurde diese Methode bisher primär zur Bestimmung organischer Verbindungen und organisch gebundener Elemente eingesetzt. Die Ergebnisse verschiedener Studien zum Einsatz der NIRS-Methode bei der Bestimmung der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz von Humusaufgaben und mineralischen Oberböden zeigen, dass die Methode eine attraktive Ergänzung zur bestehenden Standardanalytik ist (Ludwig et al. 2006, Chodak et al. 2007). Gerade hinsichtlich der außerordentlichen Heterogenität der Waldböden, wodurch für verlässliche und statistisch abgesicherte Aussagen eine erhebliche Anzahl an Wiederholungsproben pro Standort unerlässlich ist, bietet die vergleichsweise kostengünstige und mit geringerem Arbeitsaufwand verbundene NIRS-Methode eine interessante Alternative zur teuren und aufwendigen Standardanalytik. Hierzu bedarf es aber zunächst einer „Startinvestition“, bei der eine Kalibrationsentwicklung und Validierung dieser Funktion anhand von gemessenen NIR-Spektren und den dazugehörigen Referenzwerten aus der bodenchemischen Standardanalytik erfolgt.

Die Möglichkeiten einer ausweiteten Anwendung der NIRS-Methode für das Monitoring organischer und mineralischer Bodenhorizonte wird anhand der folgenden Ergebnisse erläutert.

Abb. 2 zeigt die Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die C-, N-, P-, S-, K-, Ca- und Mg-Konzentrationen in den organischen Auflagen der 18 untersuchten Standorte. Hierfür wurden die NIR-Spektren und Referenzmessungen aller 180 Proben (18 Standorte á 10 Wiederholungen) verwendet. Es wurde bewusst darauf verzichtet, die Standorte gepoolt nach unterschiedlichen Ausgangssubstraten und/oder Elementgehalten zu betrachten, um die Aussagekraft der hergeleiteten Kalibration für ein sehr heterogenes Kollektiv zu überprüfen. Außerdem erfolgte keine Eliminierung der durch die Auswertung mit der WinISI-Software identifizierten „Ausreißer“. In gleicher Weise wurde auch die weiter unten präsentierte Kalibrationsentwicklung für die Mineralböden durchgeführt.

Die Gehalte, der in den Humusaufgaben in organischer Bindung vorliegenden Elemente, lassen sich durch NIRS-Analytik mit einem Bestimmtheitsmaß (R^2) von 0,82 bis 0,96 herleiten, obwohl es sich bei dem untersuchten Proben um ein sehr heterogenes Kollektiv handelte. Das gleiche gilt für die in Abb. 3 dargestellten Kalibrierungen der C/N-, C/P-, C/S-, N/P- und N/S-Verhältnisse in den organischen Auflagehorizonten, wobei mittels NIRS-Analytik diese Elementverhältnisse mit einer Wahrscheinlichkeit von 76 bis 93% ($R^2 = 0,76$ bzw. 0,93) hergeleitet werden konnten.

Die gefundenen, sehr engen Beziehungen zwischen NIRS-Messung und Standardanalytik in den Humusaufgaben zusammen mit den Ergebnissen früherer Studien bestätigen die hervorragende Einsatzmöglichkeit der NIRS-Methode für die Erfassung der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz. Hierdurch könnten in Zukunft die Nährelement-Gehalte und -Verhältnisse in den Humusaufgaben der Waldböden mit hoher Präzision und gleichzeitig geringem Kosten- und Arbeitsaufwand im Rahmen des Monitoring erhoben werden. Es wird daher dringend empfohlen, diese Methode im Hinblick auf ihren Einsatz für ökologische Fragestellungen weiter zu untersuchen.

Analog zu den organischen Auflagen wurde auch für die Mineralböden auf eine getrennte Betrachtung der Standorte hinsichtlich Ausgangssubstrat und Nährstoffausstattung verzichtet. Des Weiteren gingen alle Proben aus den entnommenen 4 Tiefenstufen (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) in die Auswertung ein, so dass auch hier ein, aufgrund häufig stark variierender Elementkonzentrationen in verschiedenen Tiefenstufen, äußerst heterogenes Kollektiv von 720 Einzelproben Grundlage der Kalibrationsentwicklung war.

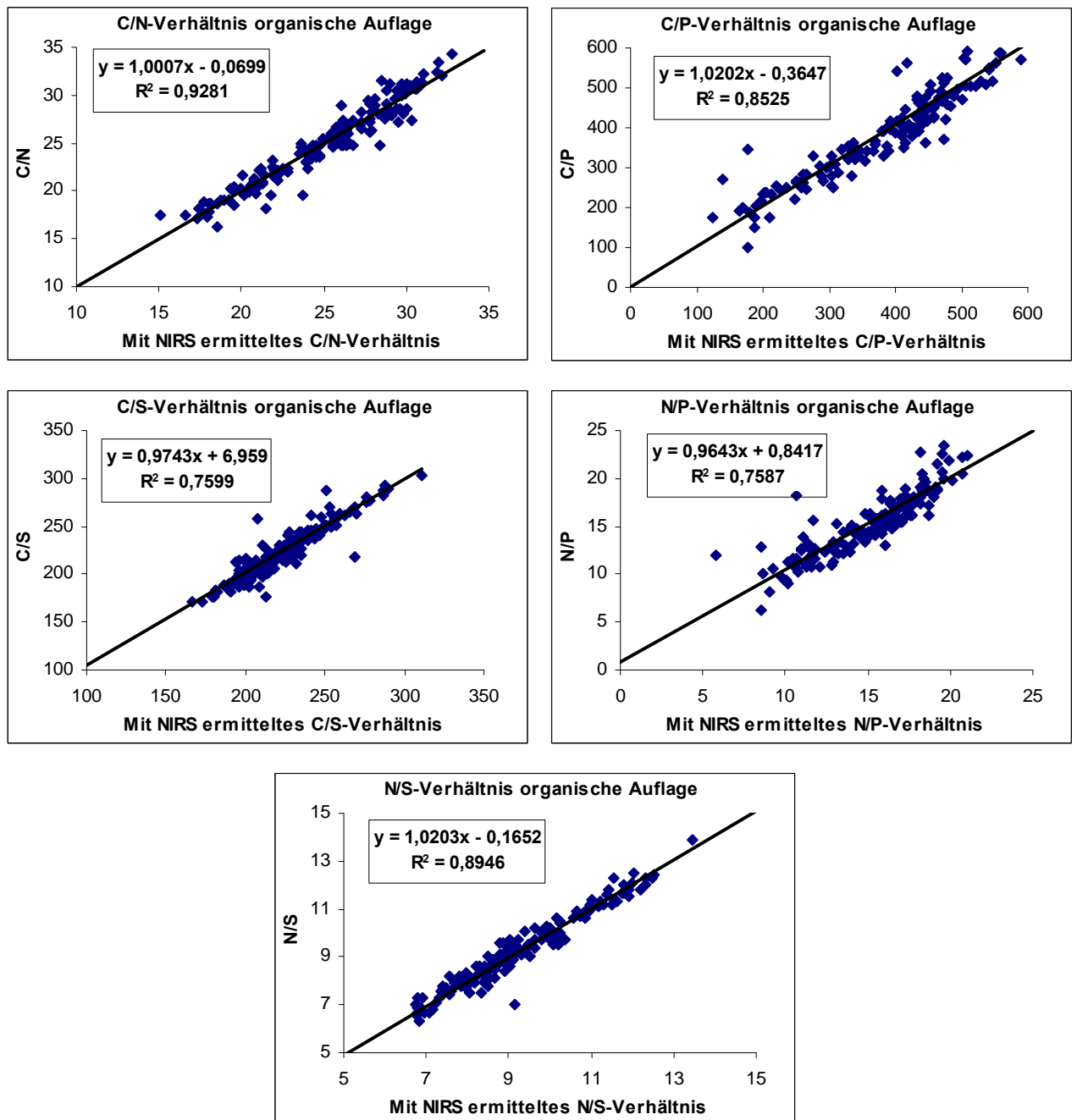


Abb. 3 Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die C/N-, C/P-, C/S-, N/P- und N/S-Verhältnisse in den organischen Auflagen der 18 untersuchten Standorte (n=180)

In Abb. 4 sind die gefundenen Beziehungen zwischen den mit den Referenzmethoden bestimmten Gesamt-Elementgehalten zu den mittels NIRS-Messung bestimmten Gehalten im Mineralboden abgebildet. Trotz der Tatsache, dass die Kalibration mit dem Element-Gesamtgehalten, die im Mineralboden zu großen Anteilen in anorganischer Bindung vorliegen, entwickelt wurde, ließen sich die Konzentrationen mit einer Wahrscheinlichkeit von 76 bis 94% (R^2 von 0,76 bis 0,94) durch die NIRS-Analytik herleiten.

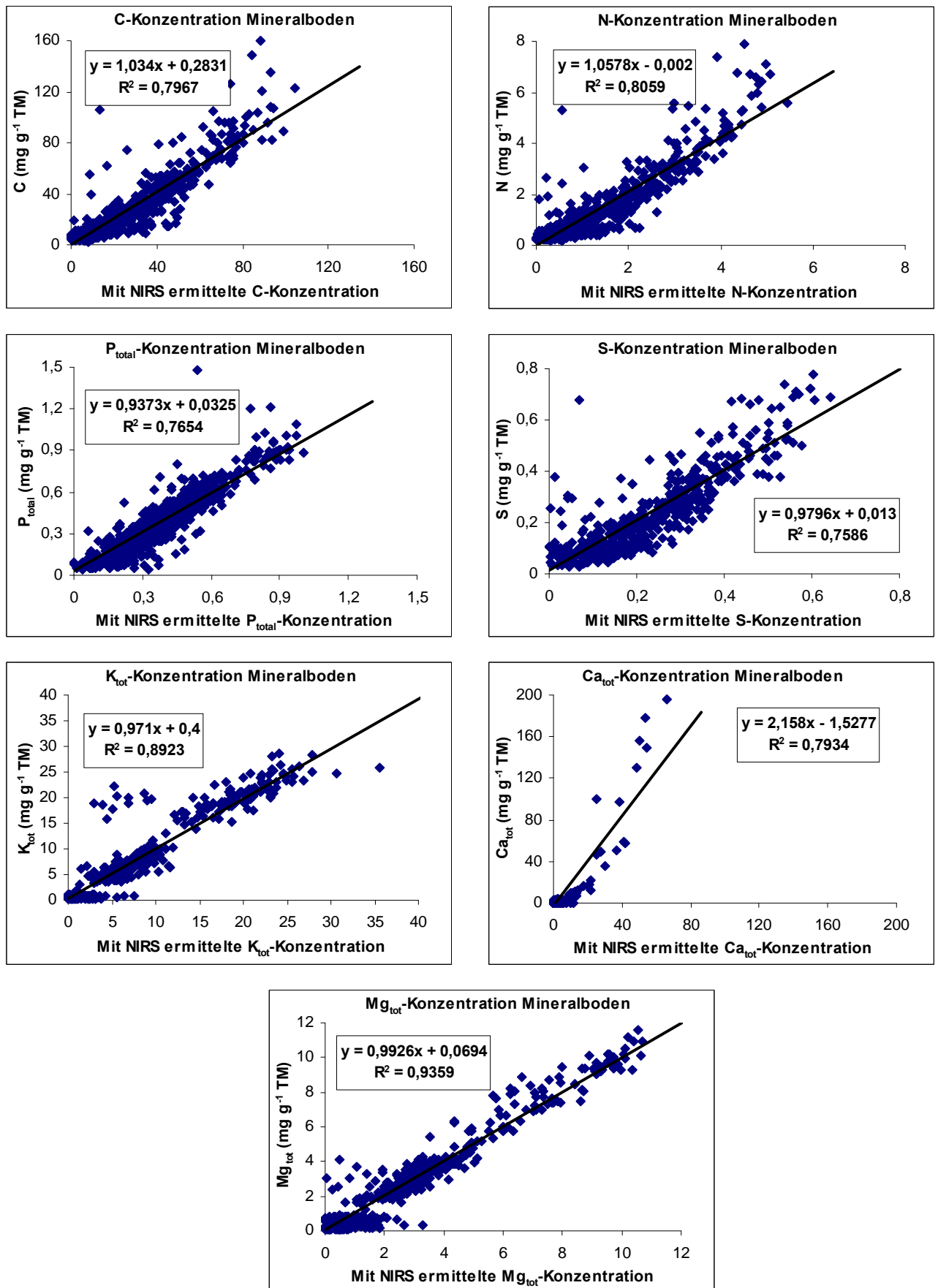


Abb. 4 Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die Gesamt-Gehalte an C, N, P, S, K, Ca, Mg in den Mineralböden (0-30 cm) der 18 untersuchten Standorte (n=720)

Da das Probenkollektiv sowohl natürliche Kalkstandorte und gekalkte Böden als auch völlig kalkfreie Substrate enthielt, zeigt die Kalibration für die Ca-Gesamtgehalte eine linksschiefe Datenakkumulation im Bereich sehr geringer Ca-Konzentrationen, wie sie auf der Mehrzahl der Standorte gemessen wurde. Dennoch ist das Bestimmtheitsmaß der Kalibration mit R^2 0,79 selbst bei diesem Datensatz noch sehr hoch, was z. T. auf die hohe Proben-Anzahl zurückzuführen ist. Eliminiert man die Datenpunkte mit, aufgrund von anstehendem Kalkgestein oder Kalkung, extrem hohen Ca-Gehalten aus der Kalibration, resultierte daraus allerdings keine Verbesserung der Kalibration bzw. kein höherer statistischer Zusammenhang.

Weitere wichtige Parameter, die bei bodenchemischen Analysen bzw. im Rahmen des Monitorings erhoben werden sind die Konzentrationen austauschbar gebundener Kationen sowie die Berechnung der Basensättigung hieraus. Auch diese Parameter lassen sich mittels der NIRS-Methodik mit ausreichender Präzision herleiten, wie aus Abb. 5 deutlich wird.

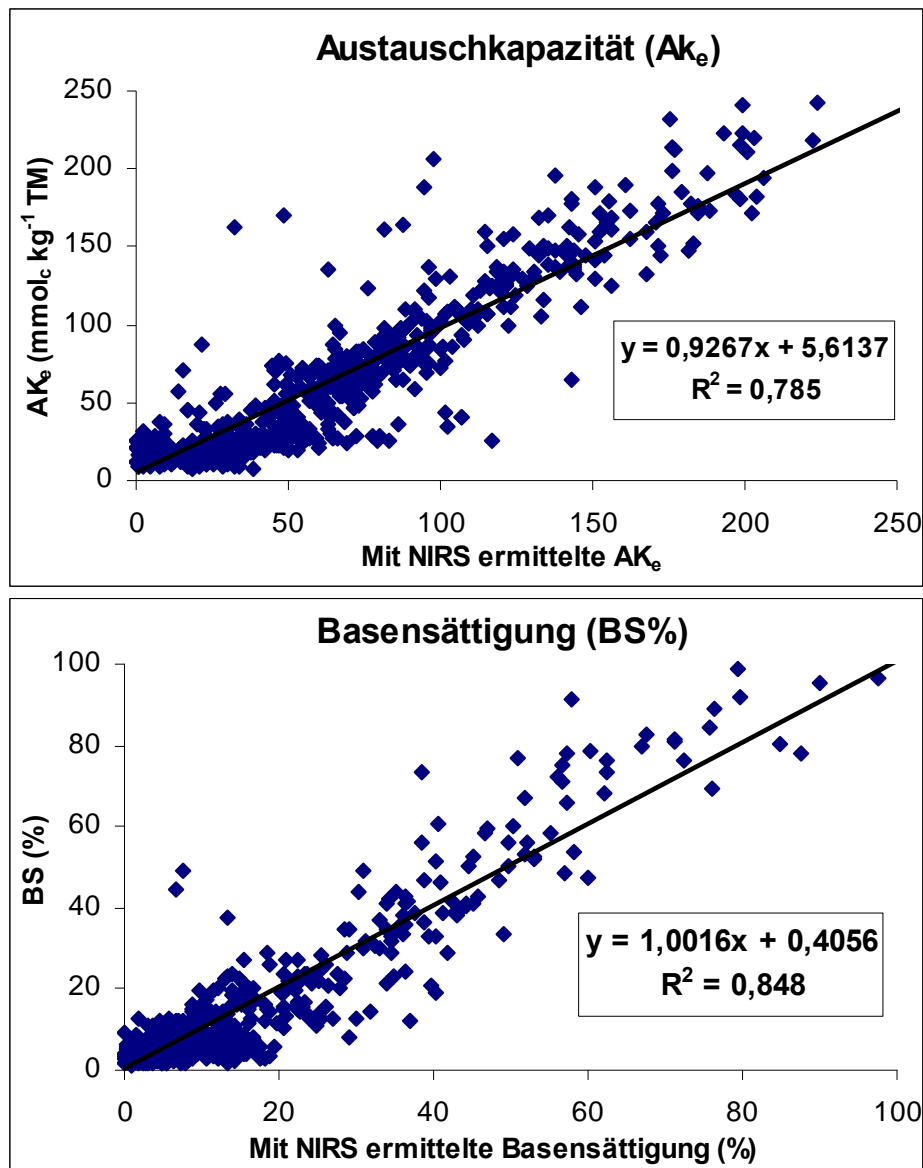


Abb. 5 Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die Austauschkapazität (AK_e) und Basensättigung (BS %) in den Mineralböden (0-30cm) ohne Kalkeinfluss (n=640)

Die Resultate machen deutlich, dass eine standörtliche Differenzierung hinsichtlich kalkbeeinflussten und –unbeeinflussten für die Herleitung austauschbar gebundener Nährkation-Gehalte teilweise erforderlich erscheint. Für die austauschbar gebundenen Gehalte an Kalium und Calcium konnte durch die getrennte Betrachtung von kalkbeeinflussten und –unbeeinflussten Standorten die Anpassung der Messwerte an die über NIRS hergeleiteten Werte deutlich verbessert werden (von R^2 0,58 bzw. 0,52 zu R^2 0,74 bzw. 0,77), wohingegen im Hinblick auf die Kalibrationsentwicklung von austauschbarem Magnesium diese Differenzierung keine Auswirkungen zeigte und in einem R^2 von 0,70 bzw. 0,68 resultierte (Anpassungen für austauschbar gebundene K-, Ca- und Mg-Gehalte sind nicht abgebildet).

Insgesamt zeigt sich aus diesen Ergebnissen, dass die Nahinfrarot-Spektroskopie neben ihrer bereits bekannten guten Einsetzbarkeit zur Bestimmung organischer bzw. organisch gebundener Elemente auch für die Herleitung der meisten anorganisch gebundenen Elemente im Mineralboden geeignet ist.

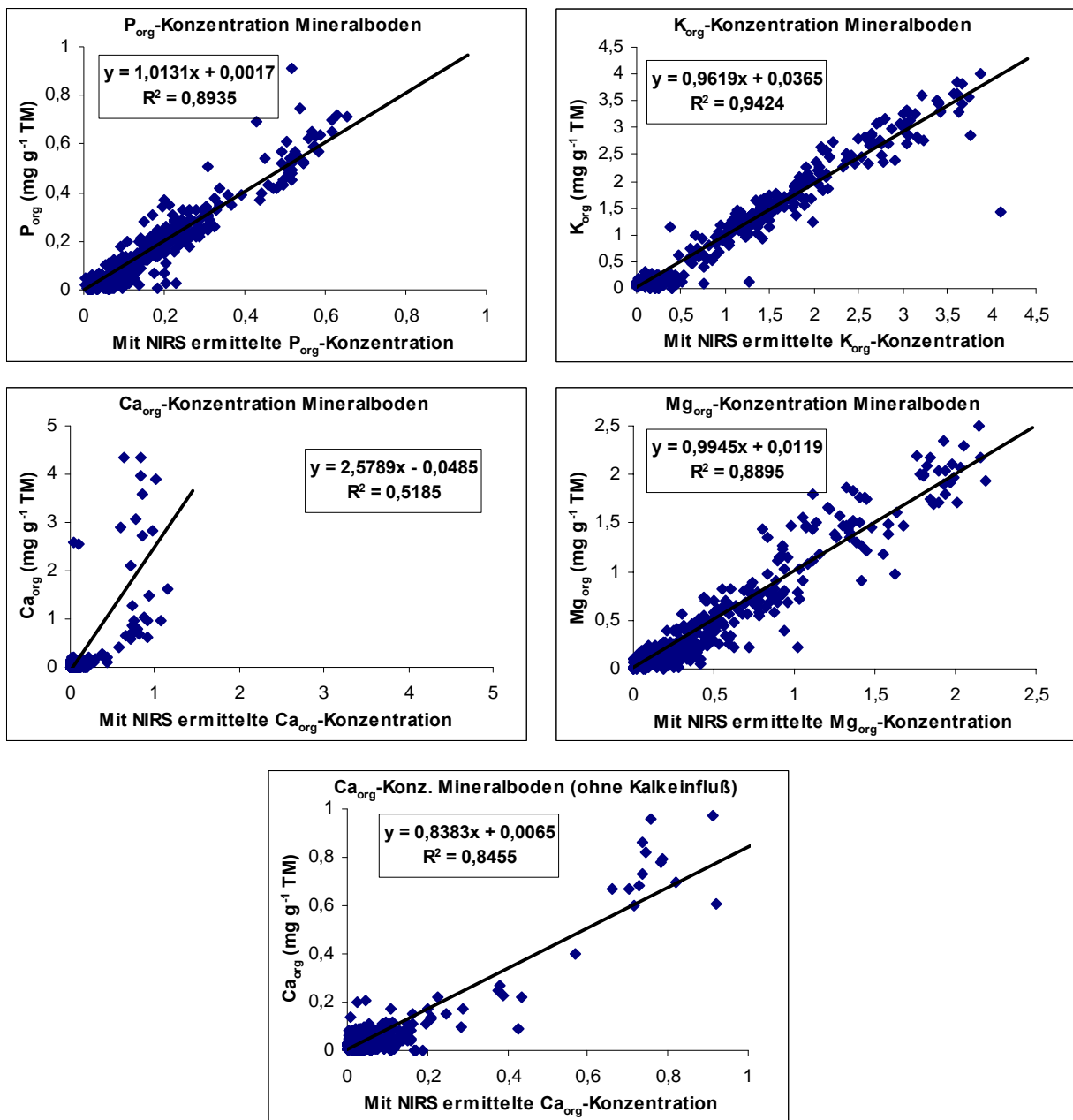


Abb. 6 Ergebnisse der Kalibrationsentwicklung für die organisch gebundenen Gehalte an P, K, Ca, Mg in den Mineralböden (0-30cm) der 18 untersuchten Standorte (n=360)

Wie bereits unter 4.1.2 beschrieben, wurden neben den standardanalytischen Messungen an den Mineralbodenproben auch die organisch gebundenen Anteile der wichtigsten Elemente bestimmt. Da durch die NIR-Spektroskopie vor allem organische Molekül-Bindungen in Schwingung versetzt werden, versprach die Einbindung dieser Messdaten als Referenzwerte in die Kalibrationsentwicklung eine im Ver-

gleich zu dem Einsatz der Gesamtgehalte noch bessere Anpassung von NIRS-Messung zu Referenzmethode (Abb. 6).

Vor allem für die Anpassung der NIRS-Messung an die Phosphor- aber auch an die Kaliumkonzentrationen im Mineralboden resultierte die Kalibrationsentwicklung mit den organisch gebundenen Gehalten dieser Elemente in einer noch engeren Beziehung (von R^2 0,77 zu 0,89 bzw. von 0,89 zu 0,94). Im Gegensatz dazu waren die hergeleiteten Beziehungen zwischen den mittels NIRS und der „Ignition Method“ gemessenen Magnesium-Konzentrationen etwas geringer als bei der Betrachtung der Gesamtgehalte. Dies dürfte an der in diesem Kollektiv im Vergleich zur Datenbasis der Gesamtgehalte um die Hälfte reduzierten Probenanzahl resultieren. Analog zur Kalibrationsentwicklung der austauschbar gebundenen Mg-Gehalte resultierte auch hier die zusätzliche Eliminierung der kalkbeeinflussten Proben in keiner verbesserten Anpassung. Der reduzierte Probenumfang könnte ebenfalls ein Grund für die deutlich schwächere Anpassung der gemessenen Ca_{org} -Gehalte an die mittels NIRS hergeleiteten Werte sein. Allerdings konnte hier (wie auch bei der Betrachtung der austauschbar gebundenen Ca-Gehalte), im Vergleich zur NIRS-Anpassung an die Ca_{tot} -Gehalte, durch die Eliminierung der stark kalkhaltigen Proben eine deutliche Verbesserung der Kalibration erzielt werden (siehe unterste Grafik in Abb. 6). Offensichtlich ist für eine aussagekräftige Einbindung des Elements Ca^{2+} in die NIRS-Analytik eine substratabhängige Differenzierung erforderlich, die für die übrigen Nährelemente nicht zwingend getroffen werden muss.

Mit diesen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass mit der NIRS ein Werkzeug zur Verfügung steht, das für die Abschätzung der in der organischen Substanz enthaltenen Elementgehalte in hohem Maße geeignet ist. Der große Vorteil liegt darin, dass die wichtigsten Kenngrößen ohne nasschemische Aufbereitung der Proben (lediglich Homogenisierung) an einer Probe mit einer Messung erfasst werden können. Bei der großen Variabilität der Bodenkenngrößen erlaubt der Einsatz der NIRS daher die kostengünstige Analyse größerer Probenkollektive. Frühere Untersuchungen am Institut für Bodenkunde und Waldernährung haben bereits gezeigt, dass auch weitere Parameter des Bodens, wie Schwermetallgehalte, Ligningehalte, mikrobiell gebundener Kohlenstoff und Stickstoff mit einem hohen Grad an Wahrscheinlichkeit abgeschätzt werden können (Ludwig et al., 2006; Chodak et al. 2002, 2003, 2004, 2007; Brinkmann 2002).

Die sehr aufwändige Stoffgruppenfraktionierung sowie Untersuchungen zur Abschätzung der Hydrophobizität sind noch nicht vollständig abgeschlossen und werden weitergeführt.

4.1.4 Messungen zur Bodenrespiration auf den niedersächsischen Standorten und in Neuglobsow (Brandenburg)

Zur Abschätzung der CO_2 -Freisetzung aus dem Boden wurden auf allen Messflächen jeweils fünf offene Bodenhauben installiert (s. Abb. 7), mit denen in regelmäßigen Abständen der Kohlenstofffluss mittels IR-Spektrometer erfasst wurde und weiterhin erfasst wird. Zusätzlich sind auf den Messflächen im Solling (Niedersachsen) und auf der Waldmessfläche in Neuglobsow (Brandenburg) fünf Hauben bis in eine Tiefe von 50 cm eingesetzt worden, um durch dieses sog. „*Trenching*“ die autotrophe Wurzelrespiration auszuschließen und somit den Anteil der heterotrophen Atmung abschätzen zu können.

Für die direkte Messung der CO_2 -Freisetzung im Gelände, wurde am Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen ein „ CO_2 -Messkoffer“ entwickelt, der die früher eingesetzte gaschromatographische Messung ersetzte. Hierfür wurde der von der Firma EDINBURGH SENSORS LTD. entwickelte „Gascard Infra-Red Gas Monitor“ zusammen mit einem Durchfluss-Pumpensystem zur „Spülung“ der Hauben sowie einem entsprechenden Akku zur Stromversorgung des Systems in einem Aluminiumkoffer verbaut (Abb. 7). Nach einer Mess- bzw. „Durchspül-Zeit“ von 2-3 Minuten kann die jeweilige Anfangs- bzw. End- CO_2 -Konzentration in der Haube in der Einheit ppm (parts per million) über eine digitale Anzeige abgelesen und notiert werden. Die Anfangskonzentration wurde dabei immer direkt nach dem Verschluss der Haube, die Endkonzentration nach einer Inkubationszeit von durchschnittlich einer Stunde erfasst (abhängig von der Temperatur bzw. der bodenbiologischen Aktivität). Während des Messintervalls sollte sich die CO_2 -Konzentration verdoppelt haben.

Dieses Gerät zeichnet sich durch geringe Kosten, Robustheit und Stabilität sowie einfache Handhabung aus. Damit ist gewährleistet, dass es von ungelerntem Personal problemlos bedient werden kann. Vergleiche mit den sonst üblichen gaschromatographischen Messungen erbrachten identische Werte (Lemke 2006, Borken 2006). Damit steht ein Gerät zur Verfügung, das in einem großen Kollektiv von Standorten mit Personal „vor Ort“ eingesetzt werden kann, um die erforderliche Datengrundlage bereit zu stellen.

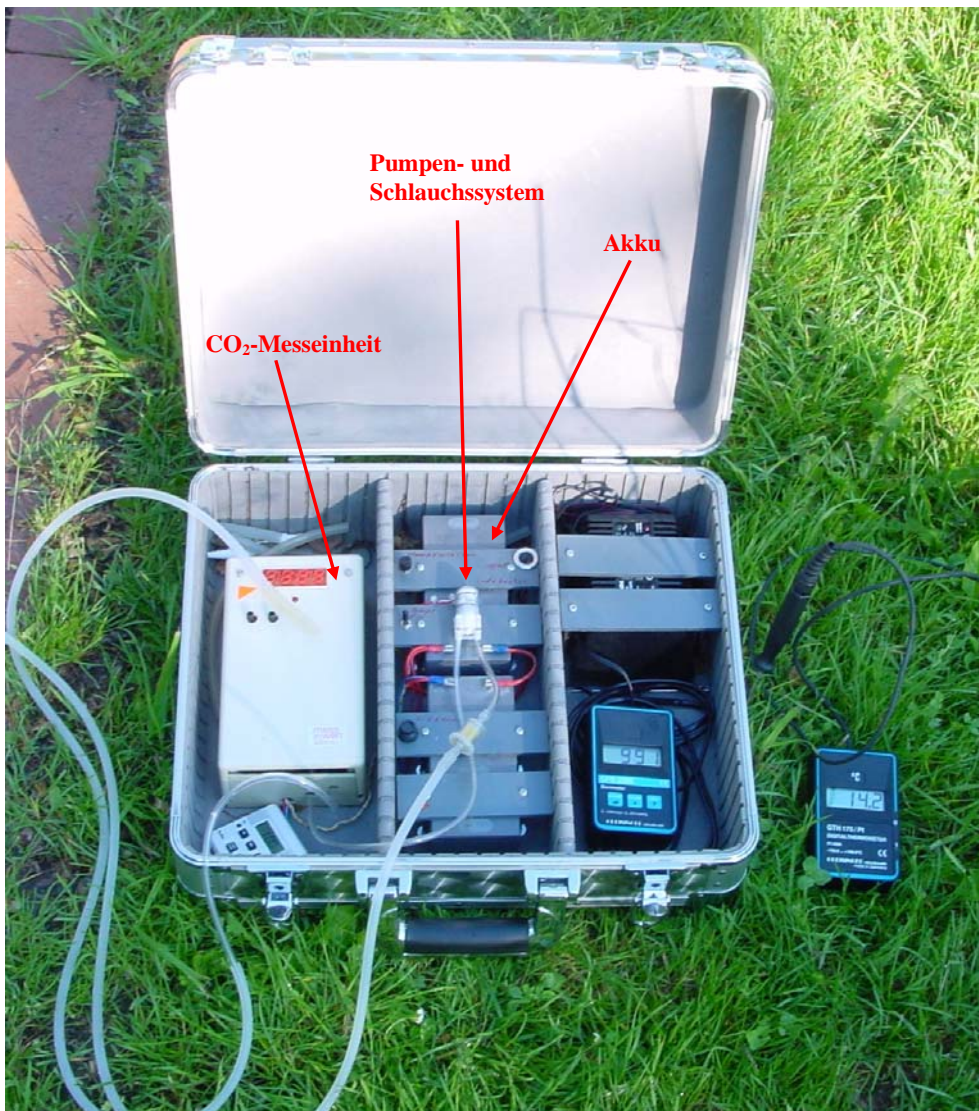


Abb. 7 Aufbau und Installation der zur Messung der CO₂-Freisetzung aus Waldböden verwendeten Hauben und der zur CO₂-Messung im Gelände verwendete Messkoffer

Die Berechnung der CO₂-Flüsse erfolgte gemäß der manuellen, geschlossenen Kammermethode.

Der Gasfluss F_{Gas} [$\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$] berechnet sich nach folgender Formel:

$$F_{Gas} = \frac{dc}{dt} \times \frac{(M_{Gas} \times V_H)}{M_v \times A} \times R \quad (\text{Gl. 1})$$

dc/dt = Konzentrationsanstieg oder –abfall der Gase (ppmv h^{-1} bzw. ppbv h^{-1})

M_{Gas} = Molmasse für CO₂-C: 12 g mol^{-1}

M_v = Molvolumen für CO₂-C: $22,26 \text{ l mol}^{-1}$

V_H = Volumen Haube, (l); A = Bodenfläche der Haube (m^2)

R = Reduktionsfaktor (dimensionslos)

Der Reduktionsfaktor zur Berechnung des Gasvolumens auf Normalzustand (0°C und 1013 hPa) ist nach den Gasgesetzen für ein ideales Gas definiert durch:

$$R = \frac{p_a \times 273}{p_o(273 + T_a)} \quad \text{oder} \quad \frac{p_a}{p_o(1 + 0.00366 \times T_a)} \quad (\text{Gl. 2})$$

p_o = Normaldruck (h Pa) p_a = aktueller Luftdruck (h Pa) T_a = aktuelle Lufttemperatur

aktuelle(r) Luftdruck, -temperatur = Luftdruck und –temperatur zum Zeitpunkt der Gasmessung

Neben der Erfassung der CO₂-Freisetzung wurden bei jeder Messung der Luftdruck, die Lufttemperatur und die Bodentemperatur bestimmt. Die Bodentemperatur ist, neben dem Feuchtgehalt des Bodens, der Parameter welcher die Aktivität der Mikroorganismen und somit die CO₂-Produktion im Boden maßgeblich bestimmt. Die Wassergehalte des Bodens wurden durch die Wasserhaushaltsmodelle geliefert, die auf den Flächen angewendet wurden.

Auf allen niedersächsischen Standorten wurde Mitte 2005 mit den CO₂-Messungen begonnen, so dass zum jetzigen Zeitpunkt nur für das Jahr 2006 eine lückenlose Dokumentation der CO₂-Freisetzung in Abhängigkeit von der Jahreszeit vorliegt. Auf den ebenfalls vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung betreuten Flächen in Neuglobsow (Brandenburg) liegt aufgrund von Messungen im Rahmen eines vorherigen Projekts eine lückenlose Beschreibung der CO₂-Dynamik seit Dezember 2003 vor. In der Abb. 8 ist der jahreszeitliche Verlauf der CO₂-Emissionen sowie der Bodentemperaturen für die Standorte Neuglobsow, Lange Bramke (Harz) und Solling dargestellt. Diese drei Standorte weisen die längsten Messreihen auf und sind damit am besten geeignet, den Verlauf der CO₂-Freisetzung darzustellen.

Die CO₂-C Freisetzung zeigt auf allen drei Standorten den erwarteten saisonalen Verlauf, d.h. ein Maximum in den Sommermonaten und deutlich geringere Werte in der kalten Jahreszeit. Allerdings sind sehr hohe Temperaturen nicht immer mit deutlich erhöhten, sondern z. T. sogar mit verringerten CO₂-Freisetzungsraten verbunden. Hierin kommt der Einfluss des Bodenwassergehalts auf die CO₂-Produktion zum Ausdruck, da hohe Temperaturen in den Sommern 2005 und 2006 mit lang anhaltenden Trockenperioden verbunden waren, die zur Wasserverknappung und damit zur Hemmung der biologischen Aktivität geführt haben. An den Verläufen der Bodentemperatur sowie an den CO₂-Freisetzungsraten kommt ebenfalls der Einfluss der geographischen Lage eines Bestandes auf die CO₂-Produktion und –Emission im bzw. aus dem Boden zum Ausdruck. Auf dem durch kontinentales Klima geprägten Flachlandstandort in Neuglobsow ist die Amplitude der mittleren Bodentemperatur sowie der CO₂-Freisetzung bedeutend höher als auf den atlantisch geprägten Mittelgebirgsstandorten im niedersächsischen Harz und Solling. Die Unterbrechung der Messungen im Harz und Solling während des Winters 2005/2006 war durch hohe Schneedecken verursacht.

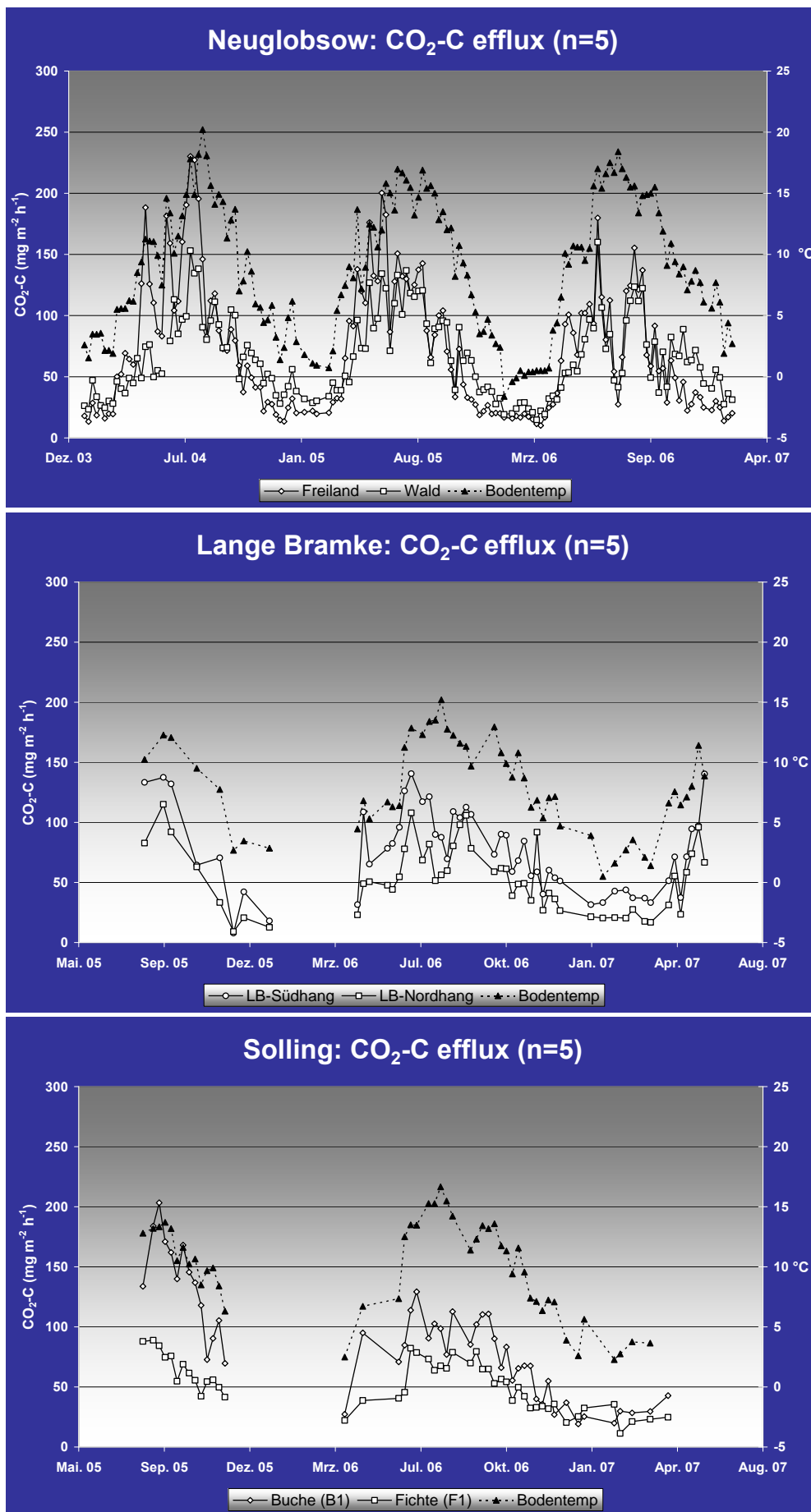


Abb. 8 Jahreszeitlicher Verlauf der CO₂-C Freisetzung (mg m⁻² h⁻¹) und der Bodentemperatur (°C) an den Standorten Neuglobsow (Brandenburg), Lange Bramke (Harz) und Solling (n=5)

Im Mittel wurden im Jahr 2006 in der Vegetationsperiode (Mai bis Oktober) und in der kälteren Jahreszeit (November bis April) folgende CO₂-C Mengen pro Tag aus den Böden der drei Waldstandorte freigesetzt:

Standort	Mittlere CO ₂ -C Freisetzung pro Tag (mg m ⁻²)	
	Mai bis Oktober 2006	November bis April 2006
Neuglobsow (DE-02/NG)	100mg	40mg
Lange Bramke (/LBNH; 302/LBSH)	84mg	44mg
Solling (304/SLB1; 305/SLF1)	82mg	39mg

Die Berechnung der freigesetzten CO₂-C-Mengen basierte auf Einpunkt-Messungen, die in wöchentlichen Abständen (bei den Trenchings in zweiwöchentlichen Intervallen) zur jeweils gleichen Tageszeit durchgeführt wurden. Die Tagesgänge der CO₂-Freisetzung blieben daher unberücksichtigt, so dass der Wert aus der einmaligen Tagesmessung als repräsentativer Mittelwert des Tagesgangs diene. Die Gegenüberstellung der durchschnittlichen CO₂-Emission pro Tag berechnet aus einmaliger Messung und kontinuierlicher Messung (700 Messungen pro Tag) in der Arbeit von Brumme und Beese (1992) zeigt, dass die aus den verschiedenen Messhäufigkeiten hergeleiteten mittleren Tagesemissionen eine durchschnittliche Abweichung von weniger als 1% aufweisen. Daher liefert die Berechnung der mittleren CO₂-Tages- bzw. Jahres-Emissionen aus einer Messung repräsentative Werte.

In Tab. 7 ist die mittlere CO₂-C Freisetzung der untersuchten Flächen für das Jahr 2006 dargestellt. Aus den Böden der verschiedenen Standorte wurden in 2006 im Mittel 3,1 bis 5,6 t CO₂-C ha⁻¹ durch Wurzelrespiration und heterotrophe Atmung freigesetzt. Trotz höherer Temperaturen und CO₂-Freisetzungsraten im Sommer (vgl. Abb. 8) wurden auf den Flächen in Neuglobsow (Brandenburg) über das Jahr gesehen keine größeren CO₂-C-Mengen im Vergleich zu den meisten niedersächsischen Standorten emittiert. Der Grund hierfür liegt in den geringeren Jahresniederschlägen und den tieferen Bodentemperaturen vom Herbst bis ins Frühjahr auf diesem kontinental geprägten Standort. Aufgrund fehlender Bodenabschirmung und dementsprechend größerer Abkühlung bzw. geringerer Bodentemperaturen außerhalb der Vegetationszeit ist auch die jährliche CO₂-C-Freisetzung aus dem Boden der dortigen Freifläche trotz höherer „Sommer-Emissionen“ nicht höher als aus dem mit Kiefer und Buche bestockten Waldstandort in Neuglobsow. Auf den mit Fichte bestockten Messflächen in der Langen Bramke im niedersächsischen Harz ist der Effekt der Exposition eines Standorts auf die Bodenaktivität und somit auf die CO₂-Produktion erkennbar. Auf dem Standort am Südhang führte die längere Einstrahlungsphase zu erhöhten mittleren Bodentemperaturen (+ 0,4 °C), die sich in einer um im Mittel 1,7 t ha⁻¹ a⁻¹ erhöhten CO₂-C Freisetzung gegenüber dem Nordhang-Standort widerspiegelte. Ein ähnlicher Effekt resultierte aus der unterschiedlichen Bestockung mit Laub- und Nadelholz. Auf der mit Buche bestanden Fläche im Solling (B1) wurde im Vergleich zur Fichtenfläche (F1) eine um 1°C höhere mittlere Bodentemperatur und eine um 1,6 t ha⁻¹ a⁻¹ höhere CO₂-C-Freisetzung nachgewiesen.

Die vergleichsweise geringen CO₂-C Emissionen aus dem Boden des natürlichen Kalkstandorts Göttinger Wald (306/GWBU) von 3,1 t ha⁻¹ a⁻¹ resultieren primär aus der Flachgründigkeit dieses Standorts. Der durch die Kalkauflösung bedingte CO₂-C-Verbrauch beläuft sich bei einer Auflösungsrate von 1 t CaCO₃ pro ha und Jahr gerade mal auf rund 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ und kann demnach nicht der entscheidende Faktor für die geringeren jährlichen Emissionsraten sein. Als weitere Einflussgrößen sind die unterschiedliche Produktivität der Bestände und die Humusdynamik (Auf- oder Abbau) zu nennen. Dies lässt sich aber experimentell erst langfristig feststellen.

Der Anteil der mittels Trenching erfassten CO₂-C Freisetzung durch heterotrophe Atmung an der Gesamt-Emission belief sich im Jahre 2006 auf 84 % auf der Waldmessfläche in Neuglobsow, 89 % auf der Buchen- (SLB1) und 82 % auf der Fichten-Fläche (SLF1) im Solling. Im Mittel wurden zwischen 0,7 t CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹ durch die Bodenmikroorganismen produziert und emittiert, was einem Anteil von 11 bis 18 % an der gesamten CO₂-C-Freisetzung aus den Waldböden entspricht. Dies deckt sich mit den Ergebnissen des bayrischen Teilprojekts (siehe Kapitel 4.2.4).

Tab. 7 Mittlere CO₂-C Freisetzung auf den Standorten in Niedersachsen und in Neuglobsow (Brandenburg) im Jahr 2006

Standort	Fläche / Kennung	CO ₂ -C Freisetzung in 2006 (t ha ⁻¹)	
		Mittelwert	Variationskoeffizient
Neuglobsow (Brandenburg)	Freifläche	5,2	21,5%
	DE-02 / NG (Waldmessfläche)	5,2	26,5%
	DE-02 / NG (Trenching bis 50cm)	4,4	12,8%
Harz (Niedersachsen)	302 / LBSH (Lange Bramke Südhang)	5,6	28,7%
	Lange Bramke Nordhang	3,9	38,0%
Solling (Niedersachsen)	304 / SLB1 (Buche B1)	5,5	19,8%
	304 / SLB1 (Trenching B1 bis 50cm)	4,9	27,5%
	305 / SLF1 (Fichte F1)	3,9	37,1%
	305 / SLF1 (Trenching F1 bis 50cm)	3,2	34,3%
Göttinger Wald (Niedersachsen)	306 / GWBU (Göttinger Wald Buche)	3,1	18,3%
Augustendorf (Niedersachsen)	307 / AUKI (Augustendorf Kiefer)	4,2	12,6%
Lüss (Niedersachsen)	301 / LSBU (Lüss Buche)	5,5	21,3%

Die große räumliche Variabilität der CO₂-Freisetzung erfordert zukünftig eine Erhöhung der Zahl der Hauben oder eine Vergrößerung der Grundflächen. Die Variationskoeffizienten bei der CO₂-Messung sind in der gleichen Größenordnung, wie sie auch bei anderen Kenngrößen von Waldböden gefunden werden. Sie weisen auf ein generelles Problem der Quantifizierung von Bodenprozessen im Wald hin.

4.2 Messung von Bodenrespiration mit einem mobilen Infrarot-Gasanalyzer und Erfassung von Streuabbauraten

Autor: Christoph Schulz (LWF, Freising)

4.2.1 Zusammenfassung

Im Rahmen eines Demonstrationsvorhabens wurde die Messung der Bodenrespiration mit mobilen Infrarot-Meßgeräten und die Umsetzung im forstlichen Umweltmonitoring untersucht. Das angewendete Verfahren mit der wöchentlichen Messung der CO₂-Anreicherung in neun Messkammern stellt eine praxistaugliche Möglichkeit dar, um den wichtigen Fluss der Bodenrespiration dauerhaft zu messen. Mit einfachen Methoden können neben der Gesamtrespiration auch die autotrophe Respiration der Wurzeln und die Respiration der Streuauflage abgeschätzt werden.

Die an sechs Level-II Flächen ermittelten Zeitreihen zeigen die räumlichen und zeitlichen Schwankungen der CO₂-Flüsse. Einzelflüsse schwanken zwischen 2 und 350 Milligramm Kohlenstoff pro Quadratmeter und Stunde (mg CO₂-C m⁻² h⁻¹). Die durchschnittlichen Flüsse liegen zwischen 47 und 86 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹, aus denen sich jährliche Flüsse von 0,4 bis 0,75 kg m⁻² h⁻¹ abschätzen lassen.

Die Investitionskosten für Messgeräte und Messeinrichtungen an einer Station liegen bei 4500,- Euro. Bei Abschreibung über fünf Jahre und Personalkosten von 10,- Euro pro Stunde liegen die Gesamtkosten für die wöchentliche Messung an einer Station bei ca. 2300,- Euro pro Jahr. Wenn das IC-Messgerät an mehreren Standorten eingesetzt wird, verringern sich die Kosten entsprechend.

4.2.2 Einführung

Mit der Messung von Zuwachs, Mortalität, Streufall, Holzeinschlag sowie des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in der Bodenlösung werden an den Bayerischen Level-II Plots fast alle maßgeblichen Daten zu den Kohlenstoffflüssen erhoben. Die einzigen nicht erfassten Größen zur Bilanzierung des Kohlenstoffs sind mikrobielle Biomasse, Wurzelstreu und heterotrophe Respiration.

Im Rahmen des Pilotprojektes wurden Respirationmessungen mit mobilen Infrarot-Analysatoren ausgeführt und die Möglichkeiten zur Übernahme in den normalen Monitoringbetrieb geprüft. Die Entwicklung des Verfahrens erfolgte in enger Zusammenarbeit mit Werner Borken vom Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung (BayCEER), der auf langjährige, experimentelle Erfahrung mit CO₂-Respirationmessungen zurückblicken kann. Das Grundprinzip der Messung sollte eine ausreichend genaue Messtechnik sein, die jedoch auch von Nicht-Wissenschaftlern ausgeführt werden kann. An sechs Level-II Flächen wurde (und wird) in je neun fest installierten Messkammern wöchentlich über vier Minuten die CO₂-Anreicherung in den vorübergehend geschlossenen Kammern gemessen.

Abweichend vom Antrag wurden die Streuabbauraten nicht mit Litterbags bestimmt. Dieses aufwändige Verfahren ist im Rahmen des Monitoring schwer umzusetzen. Stattdessen wird die Abbaurate durch Entfernen der Streuauflage in einigen Messkammern sowie Inkubationsversuche hergeleitet. Mit den Messungen wurde im Frühsommer 2006 begonnen.

4.2.3 Methode Respirationmessung

4.2.3.1 Standorte

Die Respirationmessungen erfolgen auf den Level-II-Flächen Altdorf, Ebersberg, Flossenbürg, Freising, Mitterfels und Riedenburg. Damit stehen Daten von je zwei Fichten- und Buchenflächen sowie je einer Eichen- und Kiefernfläche zur Verfügung. Die Charakterisierung der Standorte ist aus Tab. 8 zu ersehen.

Diese Standorte wurden ausgewählt, weil dort standardmäßig auch die Bodenfeuchte (Volumetrischer Bodenwassergehalt über Time-Domain-Reflektrometrie [TDR]-Messungen) und die Bodentemperatur in fünf und zehn Zentimetern Tiefe gemessen werden.

Tab. 8: Für Respirationmessungen relevante Daten an den ausgewählten Level-II Flächen. Bodendaten aus Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF; Schubert 2001)

	Altdorf	Ebersberg	Flossenbürg	Freising	Mitterfels	Riedenburg
Baumart	Kiefer	Fichte	Fichte	Buche (Eiche)	Buche	Eiche (Buche)
Jahrestemperatur (°C)	7,6	6,9	5,2	7,5	5,0	6,9
Jahresniederschlag (mm)	825	933	810	813	1342	662
Messtiefen Bodenfeuchte (cm)	5- 30- 50- 80- 140	5- 30- 50- 75-100	5- 30- 50- 75-100	5- 30- 50- 75-100	5- 30- 50- 75-100	5- 30- 50- 75-100
mittlere Mächtigkeit Auflage nach BDF (cm)	9,5 (7 bis 12)	4,5 (0,5 bis 7,5)	10,0 (7 bis 12)	3,5 (2,5 bis 6)	9,5 (5,5 bis 12,5)	3,0 (1,5 bis 5,5)
mittlere Mächtigkeit Auflage Messkammern (cm)	7,8	3,6	6,3	2,3	2,8	2,3
Kohlenstoffvorrat Auflage nach BDF (t/ha)	45,2	26,1	55,2	6,3	60,8	6,4
Kohlenstoffvorrat Mineralboden nach BDF (t/ha)	78,0	137,4	233,7	46,8	232,4	83,6
C/N-Verhältnis	32	24	23	23	20	23

4.2.3.2 Messgeräte

Die Messungen erfolgten mit einem Messkoffer CO2PORT der Firma Messwert GmbH Göttingen, der in Zusammenarbeit mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und dem Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung (BayCEER) entwickelt wurde.

Er setzt sich zusammen aus einem Infrarot-Gasanalysator von Edinburgh Sensors (Gascard II), einen von der Messwert GmbH entwickelten Datenlogger CO2LOG inklusive Software sowie Gas-Pumpe, Akku, Durchflussmesser, Potentiometer, Partikelfilter, Trockenmittelpatrone und Schlauchverbindungen (siehe Abb. 9).

Der Infrarot-Gasanalysator misst im Bereich von 0 bis 1000 ppm mit einer Genauigkeit von 2 Prozent des Bereichs. Die Messung ist zwar unabhängig von der Luftfeuchte, dem Gaseingang ist jedoch eine Patrone mit Trockenmittel (Drierite bzw. Silicagel) vorgeschaltet, um Kondensation im Sensor auszuschließen.

Der Datenlogger gibt die CO₂-Konzentrationen in zehnekündlicher Auflösung wieder. Über eine serielle Schnittstelle werden mit der Software CO2LOG die Dateien des Loggers in den Computer eingelesen und Ausgabedateien mit der mittleren Anreicherung pro Minute und das Bestimmtheitsmaß der einzelnen Messreihen berechnet.

Die Messungen der Lufttemperatur in den Messkammern und der Bodentemperatur erfolgte mit Einstichfühlern (13 cm Länge) und dem Sekundenthermometer GTH 1170 der Firma Greisinger (siehe Abb. 9).



Abb. 9: Messkoffer mit Datenlogger, Temperaturmessgerät und Fühlern für Luft- und Bodentemperatur (links) sowie geschlossene Messkammer mit grauen Ein- und Ausgangsschläuchen zum CO₂-Messgerät, weißem Überdruckschlauch und grünem Kabel zum Temperaturfühler im Deckel (rechts)

4.2.3.3 Messkammern

Die Anreicherung der CO₂-Konzentrationen wird auf jeder Level-II Fläche in je neun Messkammern gemessen. Die Kammern sind abgesägte PG-Rohre mit 50 cm Durchmesser (Innendurchmesser 47,2 cm) und 33 cm Höhe (Abb. 9, rechts). Der Rand ist auf der oberen Seite glatt gefräst und auf der Unterseite abgeschrägt, damit die Kammer leichter im Boden versenkt werden kann. Die Kammern werden soweit in den Boden getrieben, bis sie fest sitzen. Das bedeutet, dass die Kammern in der Regel um 5 cm tief im Mineralboden verankert sind. Beim Einsetzen der Kammern werden vor allem in Fichtenbeständen Feinwurzeln durchtrennt.

Für die Messung wird der Kammer ein Deckel aufgesetzt und mit drei Verschlüssen geschlossen. Die Auflagefläche ist mit einem Moosgummi abgedichtet. Im Deckel befindet sich vier Löcher für Ein- und Ausgang zum CO₂-Messgerät, die Messung Lufttemperatur in der Kammer und ein ca. ein Meter langer, offener Schlauch zum Druckausgleich (Abb. 9, rechts).

Die Aufstellung der Kammern erfolgte gutachtlich auf repräsentativen Bestandesflächen (Abb. 10). An den Stationen Altdorf, Ebersberg, Flossenbürg und Mitterfels wurden die Kammern im Zaun, das heißt auf der jeweiligen Kernfläche der Level-II Fläche installiert. An den Stationen Freising und Riedenburg erfolgte sie außerhalb des Zaunes.

Auf allen Flächen liegen die Kammern in der Nähe der restlichen Messeinrichtungen, so dass die Daten, besonders die Bodenfeuchte, auch für die Respirationmessungen benutzt werden können.

Um ein Umsetzen des Messkoffers zu vermeiden, wurden die Kammern entsprechend der Schlauchlänge in einem Radius von maximal fünf Metern gesetzt. Auf den Fichtenflächen in Ebersberg und Flossenbürg mussten Bereiche zwischen hochstreichenden Wurzeln gesucht werden, um die Kammern im Boden verankern zu können.

In jeder Kammer wurde über 20 Einzelmessungen die Höhe von der Bodenoberfläche bis zur Kammeroberfläche gemessen, um das Volumen zu ermitteln.



Abb. 10: Aufstellung der Messkammern an der Level-II Fläche Flossenbürg.

4.2.3.4 Messtechnik

In jeder Messkammer wird einmal wöchentlich am Vormittag (9 bis 12 Uhr) die CO₂-Anreicherung über vier Minuten gemessen. Dazu werden Ein- und Ausgang des Messkoffers über fünf Meter lange Schläuche mit dem Deckel verbunden. Die Kammer wird mit dem Deckel verschlossen und sofort nach Anstieg der auf dem Logger ablesbaren CO₂-Konzentration mit der Datenspeicherung begonnen. Die Pumpe wird auf eine Leistung von einem Liter pro Minute eingestellt, so dass in vier Minuten ca. ein Zehntel des mittleren Kammervolumens von ca. 40 Litern durch den Infrarot-Analysator geführt wird. Neben jeder Kammer wird die Bodentemperatur in ca. 13 cm Tiefe (Länge des Einstichfühlers) und die Lufttemperatur in der Kammer gemessen. Anfangskonzentration und mittlere Anreicherung pro Minute am Ende der Messung sind auf dem Loggerdisplay ablesbar und werden mit Boden- und Lufttemperatur in einem Formblatt notiert.

Zu Beginn des Projektes wurden verschieden lange Messzeiträume geprüft. Vier Minuten wurden gewählt, weil eine Änderung der CO₂-Produktion im Boden und des Diffusionsgradienten in diesem Zeitraum unwahrscheinlich sind. Gleichzeitig steht eine ausreichende Zahl an Messdaten zu Verfügung, um auch bei Messfehlern noch brauchbare Werte auszusortieren (siehe auch Kap. 4.2.3.9.)

4.2.3.5 Behandlungsvarianten

Auf jeder Fläche wurden neun Kammern installiert und so eine Fläche von 1,6 Quadratmetern beprobt. Über ca. 6 Monate wurde an allen Kammern die Gesamtrespiration gemessen. Anschließend (November / Dezember 2006) wurde jeweils drei Kammern unterschiedlich behandelt, um die Quellen der Respiration zu trennen:

1. Unbehandelt: An je drei Kammern wurde weiterhin die Gesamtrespiration gemessen.
2. Trenchen: Um je drei Kammern wurde ein Graben von 50 bis 70 cm Tiefe gezogen, alle Wurzeln durchtrennt und eine Teichfolie eingelegt, um ein Wieder-Einwachsen von Wurzeln zu verhindern (Abb. 11, oben). In diesen Kammern wird die Wurzelatmung ausgeschlossen und nur die gesamte heterotrophe Respiration erfasst.
3. Streuentnahme: Aus je drei Kammern wurde die gesamte Streuauflage entfernt (Abb. 11, links unten). In diesen Kammern wird die Gesamtrespiration des Mineralbodens erfasst. Durch Vergleich mit der unbehandelten Variante kann die Respiration der Streuauflage errechnet werden und aus dem Verhältnis zum Kohlenstoffvorrat der Streuauflage ist die Umsetzungsrate der Streu abschätzbar.



Abb. 11: Graben und Teichfolie bei Behandlungsvariante „Trenchen“ auf der Fläche Flossenbürg (links oben), getrennte Fläche nach Wiederauffüllen in Altdorf (rechts oben), Streuentnahme auf der Fläche Mitterfels (links unten) und Lava-Bruch in Messkammer in Altdorf (rechts unten)

Die Streuentnahme erfolgte gemäß dem Handbuch Forstliche Standortaufnahme (1996). Für jede Kammer wurde getrennt nach Horizonten das Trockengewicht bestimmt und der Kohlenstoffgehalt ermittelt.

Da sich durch die Entnahme der Streu die physikalischen Bedingungen (Wasserspeicherung, Einstrahlung, Wärmetransport) in den Kammern ändern, wurde im Frühjahr eine doppelte Geotextilmatte mit der Stärke 170 g/cm² eingelegt. Darüber wurden sieben Liter Lava-Bruch der Siebgröße 4 bis 8 mm eingefüllt, das entspricht einer durchschnittlichen Höhe von 4 cm (Abb. 11, unten rechts). Matte und Lava-Bruch schützen den Boden und simulieren entfernt eine Streuauflage. Das Material ist inert und verändert die chemischen Bedingungen allenfalls nach vielen Jahren.

Die Veränderung des Kammervolumens wurde durch erneute Messung von 20 Höhen nach Streuentnahme und nach Einfüllen des Lava-Bruchs erfasst. Damit ist auch die mittlere Mächtigkeit der Auflage gegeben.

4.2.3.6 Flussberechnung

Der Gasfluss F_{Gas} [mg m⁻² h⁻¹] für CO₂-C berechnet sich nach der Formel:

$$F_{\text{Gas}} = \frac{dc}{dt} \times \frac{1}{1000} \times \frac{M_{\text{Gas}} \times V_H}{M_v \times A} \times \frac{p_a \times 273}{p_o (273 + Ta)} \quad (\text{Gl. 3})$$

mit:

dc/dt = gemessene Anreicherung CO₂ in ppm pro Minute

M_{Gas} = Molmasse für CO₂-C: 12 g mol⁻¹

M_v	= Molvolumen für CO ₂ -C: 22,26 l mol ⁻¹
V_H	= Volumen Haube (l)
A	= Bodenfläche der Haube (m ²): 0,175 m ²
p_o	= Normaldruck (h Pa): 1013 hPa
p_a	= aktueller Luftdruck (h Pa) zum Messzeitpunkt
T_a	= aktuelle Lufttemperatur zum Messzeitpunkt in der Messkammer

Die Anreicherung wird über eine lineare Regression aus den 10-sekündlichen Messwerten über 4 Minuten ($n=25$) berechnet (siehe auch Kap. 4.2.3.9 Qualitätssicherung). Das Volumen der Messkammern ergibt sich aus der oben beschriebenen, mehrfachen Messung der lichten Höhe und dem Innenradius. Die Lufttemperatur wird in jeder Kammer zu Beginn der Anreicherung gemessen. Der Luftdruck wird mit Internetdaten von nahe gelegenen Stationen des Deutschen Wetterdienstes auf die jeweilige Level-II Fläche umgerechnet. In Annäherung an die barometrische Höhenformel wird eine Druckänderung von einem Hektopascal je acht Meter Höhendifferenz angenommen.

4.2.3.7 Umsetzung im Monitoring

Im Rahmen des Pilotprojektes sollte eine Messtechnik entwickelt werden, die im bestehenden bayerischen Monitoringbetrieb umgesetzt werden kann. Die Aufstellung und Behandlung der Messkammern erfolgte durch wissenschaftliches Personal der LWF. Anfänglich wurden auch die Messungen von der LWF ausgeführt, um den Messablauf zu entwickeln und zu prüfen. Mittelfristig sollten die Respirationsmessung an den bayerischen Level-II Flächen von den lokalen Betreuern, die wöchentlich die Flächen aufsuchen, ausgeführt werden. Dazu musste das Messverfahren, die Behandlung von Störfällen und der Datentransfer geklärt werden.

Zur Zeit werden an fünf Level-II Flächen die Messung vor Ort ausgeführt. Das Messverfahren ist so einfach, dass es nach kurzer Einweisung ausgeführt werden kann. Die Messgeräte laufen störungsfrei und zeigen sich bisher als ausreichend robust für die Freilandmessung. Störfälle ergaben sich bisher nur aus Messfehlern, die in der Regel sofort festgestellt und durch Wiederholung der Messung behoben werden konnten.

Der Logger des Messkoffers speichert 2048 Messungen. Um die Daten zeitnah zur Verfügung zu haben, werden die Daten regelmäßig über eine serielle Schnittstelle auf einen PC übertragen. Bei Messung durch die lokalen Betreuer werden die Daten monatlich ausgelesen und per Email an die LWF transferiert.

4.2.3.8 Qualitätssicherung

Die Qualität der Messungen hängt von den Messgeräten und der Sorgfalt bei der Ausführung der Messung ab.

Die Wartung des Messgeräts betrifft vor allem das Trockenmittel, den Partikelfilter am Eingang in das Meßsystem und den EingangsfILTER zum IC-Sensor. Die IR-Messsensoren werden kalibriert geliefert und sind wartungsfrei. Sie sollten einmal pro Jahr geprüft werden. Durch Messung CO₂-freier Luft (chemische Entfernung mit Natronkalk) kann die Nullmessung jederzeit kontrolliert werden. Mit Normgasen bzw. Vergleich mit geeichten Messgeräten kann die Genauigkeit im Messbereich (350 bis 600 ppm) geprüft werden. Eine Korrektur der Kalibrierung kann über den Logger vorgenommen werden. Dazu werden die vom Digital-Analog-Wandler gelieferten Stufen (counts) für 0 bzw. 1000 ppm eingestellt.

Die Qualität der Messung selbst, kann über den Verlauf der Messwerte geprüft werden. Jede Messung wird in einer einzelnen Datei nach Messkammer und Datum gespeichert. Mit der Software DIAdem (Version 10.1; National Instruments) können die Dateien schnell eingelesen und interaktiv visualisiert und analysiert werden (siehe Abb. 12). Auf einen Blick kann jede Messreihe geprüft werden. Dabei dient sowohl der Verlauf der einzelnen Messung, als auch der Vergleich zwischen den Messungen als Kriterium.

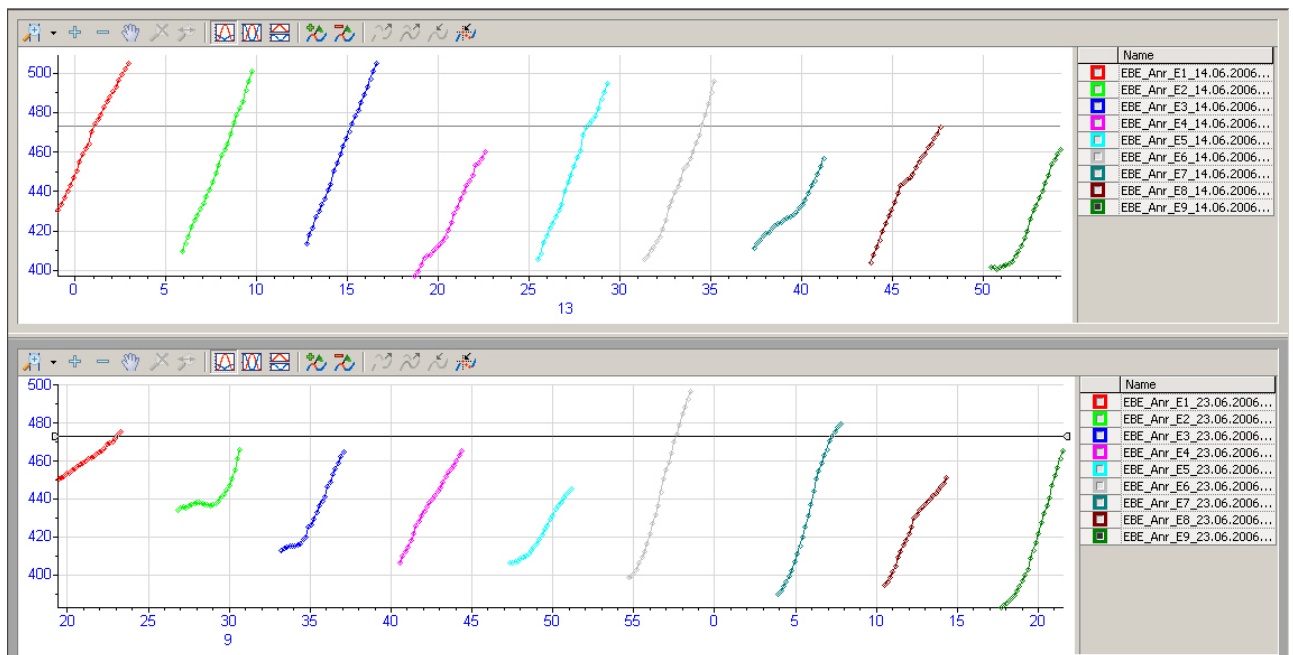


Abb. 12: Visualisierung der Ergebnisse der CO₂-Messung vom 14. und 23. Juni 2006 mit DIAdem-VIEW. Zeitachse mit Anstieg der Konzentrationen in ppm für alle neun Messungen einer Messreihe

Im Normalfall zeigen die Messungen einen annähernd linearen Verlauf (Abb. 12 und Abb. 13, links oben),- bei über 90 Prozent aller Messungen liegen die Bestimmtheitsmaße deutlich über 0,9.

Eine starke Änderung des Anstiegs der Konzentrationen innerhalb von vier Minuten ist biologisch oder physikalisch schwer erklärbar. Starke Abweichungen von der Linearität sind deshalb auf Störungen bei der Messung zurückzuführen:

- Der häufigste Fall ist ein anfänglich fehlender oder flacher Anstieg (Abb. 13, rechts oben) bzw. sogar ein anfänglicher Rückgang der Konzentrationen (Abb. 13, links unten), was durch zu frühen Beginn der Messung verursacht wird. Nach einer Messung muss das System ausreichend lange mit Umgebungsluft gespült werden, um auf die Anfangskonzentrationen zurückzugehen. Wird die nächste Messung zu früh gestartet, durchmischen sich die höheren Konzentrationen im Messsystem und die niedrigeren in der Kammer und verursachen zu Beginn der Messung verringerte oder sogar abfallende Konzentrationen, die anschließend in einen steileren, linearen Anstieg übergehen.
- Bei sehr niedrigen Temperaturen steigen die Konzentrationen nur sehr geringfügig (Abb. 13, links unten) und zeigen oft starke Schwankungen. Hier kommt das Messgerät an seine Grenzen (Messgenauigkeit und operationale Temperatur).
- Sehr selten zeigt der Verlauf der Messwerte ein Abflachen am Ende der Messung (Abb. 13, rechts unten). Da nicht damit zu rechnen ist, dass der Fluss von CO₂ schlagartig aussetzt, ist diese Störung am ehesten mit unterschiedlichen Konzentrationen in der Messkammer zu erklären. Dazu müsste der Anstieg der CO₂-Konzentration durch Vermischung mit Luftpaketen oder -schichten niedrigerer Konzentration ausgeglichen werden.

Da 25 Messwerte zur Verfügung stehen, können Fehlwerte entfernt werden und die mittlere Anreicherung pro Minute aus den restlichen, stetig steigenden Daten gerechnet werden. Bisher erfolgte das gutachtlich, es ist jedoch vorgesehen mit DIAdem über die Berechnung von Wendepunkten, Minima und Maxima eine automatische Prüfung und Korrektur der Messwerte zu erreichen.

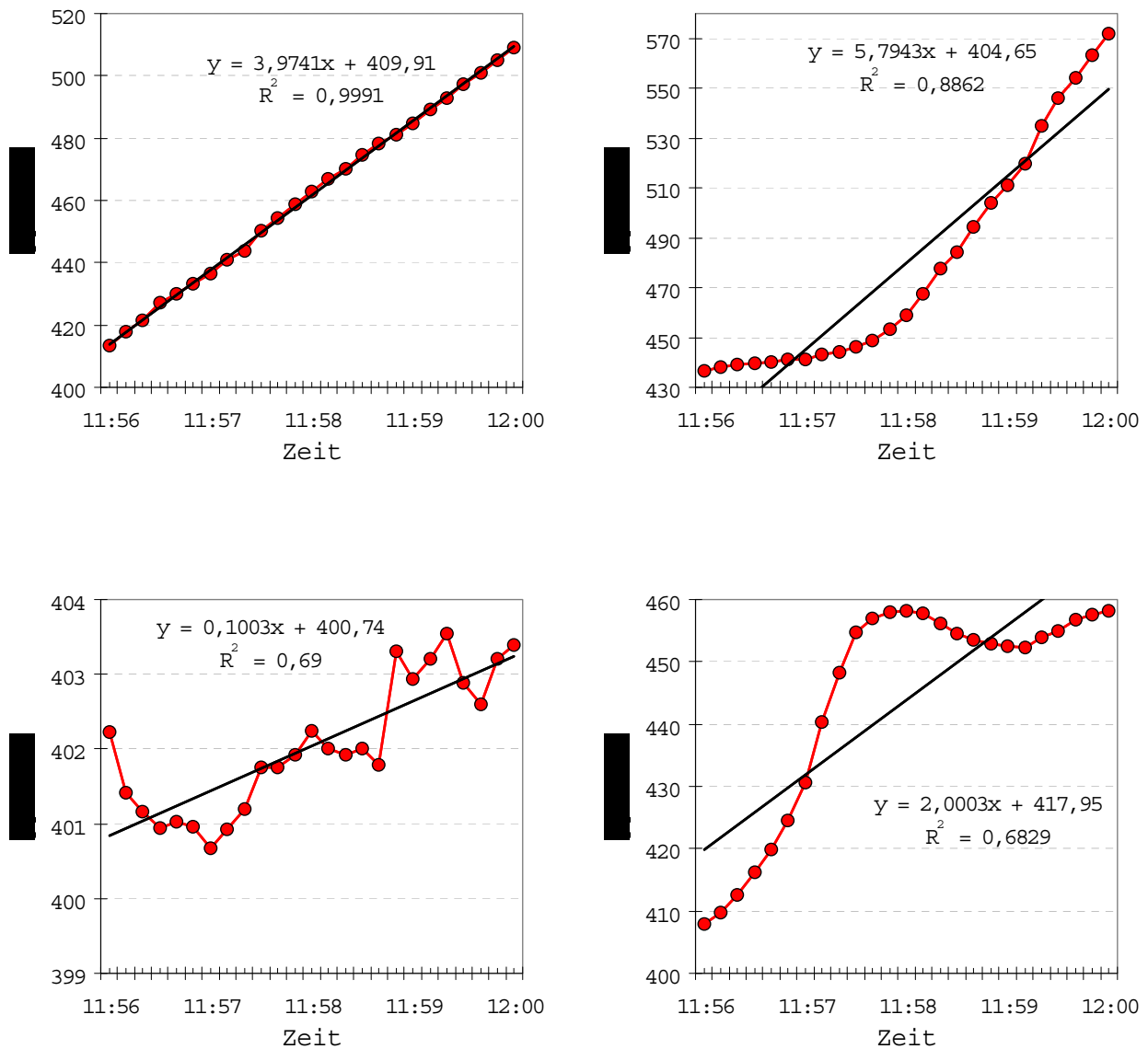


Abb. 13: Typischer, linearer Verlauf einer Messung (links oben) sowie gestörter Verlauf mit anfänglich flachem Anstieg (rechts oben), anfänglich rückläufigen Konzentrationen und starken Schwankungen (links unten) und rückläufigen Konzentrationen am Ende der Messung (rechts unten)

4.2.3.9 Aufwand/Kosten

Die Kosten des verwendeten Verfahrens setzen sich aus der einmaligen, hohen Anschaffung von Messgeräten und Messkammern sowie dem Personaleinsatz und geringfügigen Verbrauchsmaterial für den Messbetrieb und Datenverwaltung zusammen (Tab. 9). Der Infrarotsensor (Gascard II) ist das empfindlichste Teil im Messkoffer. Sollte die Infrarotleuchte durchbrennen, kann die Gascard II für ca. 1500,- Euro ersetzt werden. Vorläufermodelle laufen im Praxisbetrieb bereits mehrere Jahre, so dass für die Abschreibung fünf Jahre angesetzt wurden. Bei den Personalkosten wurden keine Anfahrt berechnet, da die Level-II Flächen zur Probenahme wöchentlich angefahren werden.

Für Messgeräte und Messeinrichtung (9 Kammern) ist eine Investition von rund 4500,- Euro nötig. Die Kosten für den anschließenden Messbetrieb sind vergleichsweise gering. Sie setzen sich aus den Kosten für die Messung und die Datenverwaltung zusammen.

Insgesamt entstehen bei Abschreibung der Anschaffung und wöchentlicher Messung an einer Station Gesamtkosten von rund 2300,- Euro pro Jahr. Der einzelne Messwert kostet dann 5,- Euro.

Tab. 9: Kosten der Respirationmessungen

Materialkosten				
	Stückpreis (€)	Benötigte Anzahl	Abschreibungszeitraum (Jahre)	Jährlicher Aufwand (€)
IR-Messkoffer	3800,00	1	5	760,00
Messkammern	50,00	9	5	90,00
Deckel	100,00	1	5	20,00
Temperaturmessung	80,00	1	5	16,00
Sonst. Material	100,00	1	2	50,00
Personalkosten				
	Stundenlohn (€)	Benötigte Zeit	Einheiten pro Jahr	
Messung	10,00	1,5	52	780,00
Datenverwaltung	10,00	5	12	600,00
			Summe:	2316,00

4.2.4 Inkubationsversuche

Im Rahmen einer Diplomarbeit am Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung (BayCEER) werden die Stoffflüsse (CO_2 , Bodenlösung) der Humusaufgaben unter definierten Bedingungen untersucht. Dazu wurden an allen sechs Level-II Stationen in der Umgebung der Messkammern fünf Proben genommen. Mit einer Rammkernsonde, in die ein Plexiglaszylinder eingesetzt ist, werden Säulen des Auflagehorizonts in seiner natürlichen Lagerung gewonnen.

Die Bodensäulen werden geschützt in das Labor transportiert. In Klimakammern werden sie in eine Messvorrichtung eingesetzt, welche die Belüftung und Bewässerung der Probe sowie die Messung von Kohlendioxid und Bodenlösung erlauben.

Über einen Zeitraum von mehreren Monaten werden bei gleichbleibenden Temperaturen und konstantem Wassergehalt die CO_2 -Respiration und die Zusammensetzung der Bodenlösung gemessen. Damit kann vergleichend auf die Umsetzungsraten der Auflagehorizonte an den sechs Stationen geschlossen werden.

4.2.5 Ergebnisse

Die Auswertung der Ergebnisse ist eingeschränkt, da noch kein vollständiges Jahr gemessen wurde und nur wenige Messwerte für die unterschiedlichen Behandlungen vorliegen. Die Auswertungen beziehen sich auf 1733 Flussmessungen vom Beginn im Juni 2006 bis Anfang April 2007. An der hochliegenden Mittelgebirgsstation Mitterfels wurde in den Wintermonaten nur vereinzelt gemessen. An der Level-II Fläche in Altdorf wurden die unterschiedlichen Behandlungen erst im Frühjahr 2007 realisiert, so dass noch keine Vergleichswerte vorliegen. Die Inkubationsversuche wurden gerade erst begonnen, so dass Ergebnisse erst Ende des Jahres vorliegen.

4.2.5.1 Gesamtrespiration

Für die Gesamtrespiration stehen die Werte aller neun Messkammern während des Vorlaufes (ca. Mai bis Dezember) und anschließend die Werte der drei unbehandelten Kammern zur Verfügung. Die insgesamt 1339 gemessenen Werte reichen von 2 bis 348, mit einem Median von $66 \text{ mg CO}_2\text{-C}/(\text{m}^2\text{h})$ (siehe Abb. 14 und Tab. 10).

Für die einzelnen Stationen ergeben sich mittlere Werte (Mediane) von 46 bis $86 \text{ mg CO}_2\text{-C}/(\text{m}^2\text{h})$ (siehe Abb. 14 und Tab. 10). Die Buchenstationen Freising und Mitterfels zeigen mit Werten um die $80 \text{ mg CO}_2\text{-C}/(\text{m}^2\text{h})$ die höchsten, die Fichtenstation in Flossenbürg mit knapp über $40 \text{ mg CO}_2\text{-C}/(\text{m}^2\text{h})$ die niedrigsten, mittleren Werte für die Gesamtrespiration (siehe Tab. 10). Die Unterschiede sind nicht nur auf die Lage der Stationen und die Baumart zurückzuführen, sondern auch auf den Messzeitraum. Für Mitterfels z.B. liegen nur wenige Daten für den Winter vor.

Aus den mittleren Flüssen pro Stunde und Quadratmeter lässt sich die Gesamtrespiration des Jahres abschätzen, indem sie über 24 Stunden und 365 Tage hochgerechnet wird. Die Werte liegen zwischen 0,4 Kilogramm pro Jahr und Quadratmeter in Flossenbürg und 0,76 kg/(a*m²) in Mitterfels.

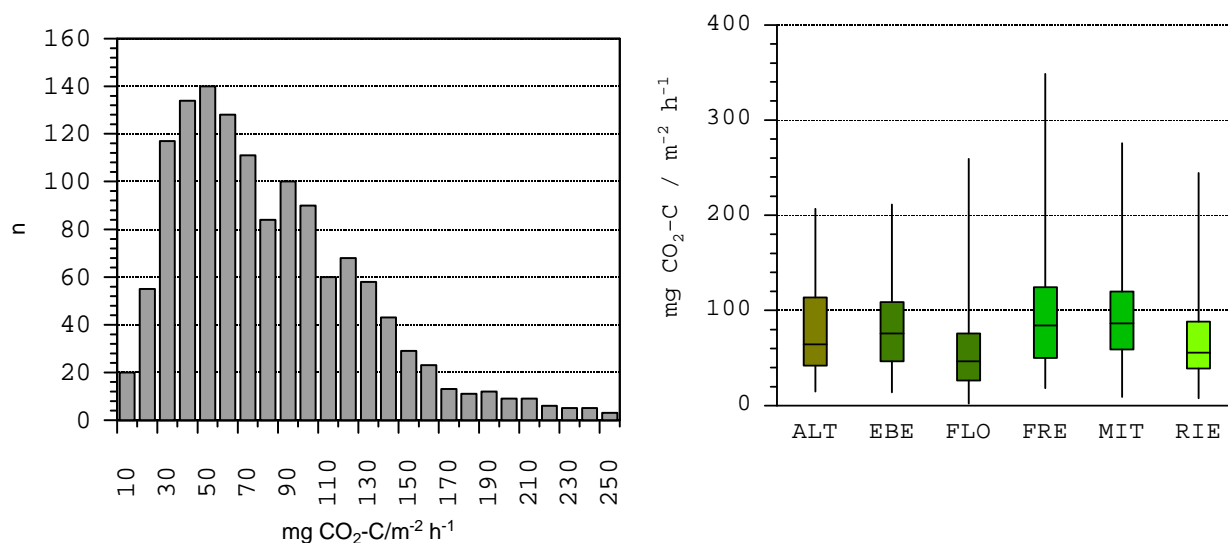


Abb. 14: Häufigkeitsverteilung aller Messwerte für die Gesamtrespiration (links) und Median, 25- und 75 Prozent-Quantile, größter und kleinster Wert für die Gesamtrespiration an den sechs Level-II Stationen (rechts).

Tab. 10: Gesamtrespiration und jährlicher Streufall

	alle Stationen	ALT	EBE	FLO	FRE	MIT	RIE
Baumart		Kiefer	Fichte	Fichte	Buche	Buche	Eiche
Anzahl Messwerte	1339	234	282	247	238	134	204
Messzeitraum	6/06 – 4/07	7/06 – 3/07	6/06 – 4/07	6/06 – 4/07	6/06 – 4/07	6/06 – 12/06	6/06 – 3/07
	CO₂-C [mg m⁻² h⁻¹]						
Median	66,9	64,2	76,3	46,5	84,3	86,3	55,8
Maximum	348,7	206,7	211,4	259,1	348,7	275,7	244,4
Minimum	1,4	14,8	13,9	2,2	18,2	9,2	7,9
Untere Quartil (25%)	40,8	42,1	46,6	26,3	49,9	59,0	39,0
obere Quartil (75%)	103,6	113,5	108,6	75,9	124,4	119,8	88,2
Mittelwert	77,1	76,9	79,7	55,9	94,8	95,1	67,6
Standardabw.	48,1	42,6	41,3	42,4	57,3	53,4	41,6
	CO₂-C [kg m⁻² a⁻¹]						
Gesamtfluss Jahr	0,59	0,56	0,67	0,41	0,74	0,76	0,49
Jährlicher Streufall		0,23	0,58	0,32	0,50	0,40	0,64

Die Temperatur ist neben Streuqualität, Bodenfruchtbarkeit, Bodenart und Bodenfeuchte ein maßgeblicher Faktor für die Umsetzungsraten des organischen Bodenmaterials. Bei jeder Respirationmessung wird die Bodentemperaturen in 13 cm Tiefe direkt neben der Kammer und die Lufttemperatur in der Kammer gemessen. Abb. 15 zeigt für alle Stationen die Einzelflüsse in Abhängigkeit von der Boden-

temperatur. Alle Flächen zeigen eine positive Korrelation mit einer Zunahme der Streuung mit den Temperaturen. Die Fichtenstationen Flossenbürg und Ebersberg sowie die Eichen-Buchen-Station Riedenburg weisen eine markante Erhöhung der Streuung bei Temperaturen über 10 °C auf.

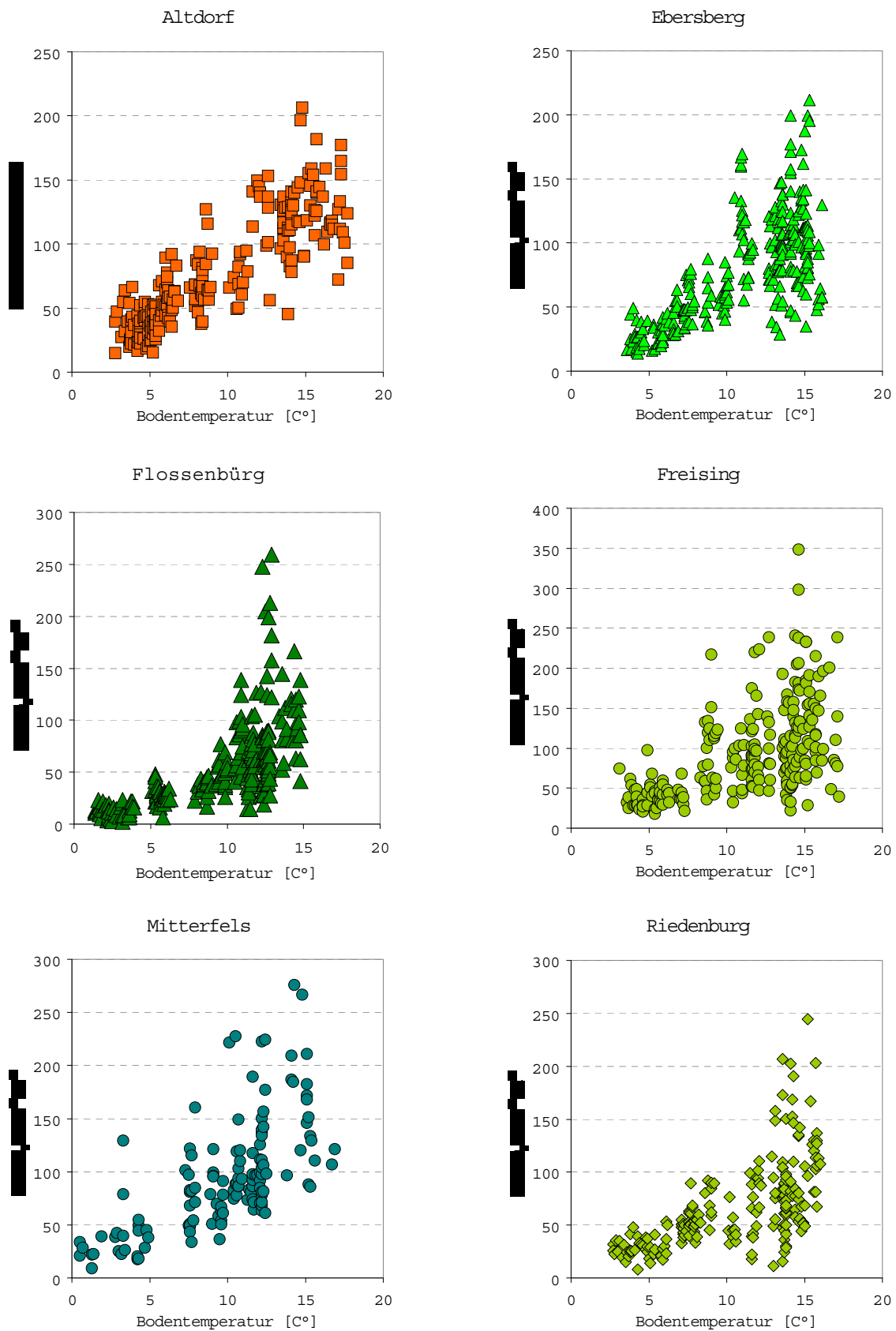


Abb. 15: CO₂-Flüsse in Abhängigkeit von der Bodentemperatur

4.2.5.2 Behandlungsvarianten

Um die Auswirkung der Behandlung "Streuentnahme" und "Trenchen" auf die Gesamtrespiration festzustellen, wurden drei unbehandelten Messkammern als Kontrolle belassen. Über eine Varianzanalyse wurde geprüft, ob die Werte der drei Behandlungs-Varianten sich nicht bereits vorher unterschieden haben. Da die Messwerte zu verschiedenen Zeitpunkten in Niveau und Streuung stark variierten, wurden sie standardisiert. Signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen wurden dann mit einem F-Test ermittelt. Dabei zeigte sich wie zu erwarten, dass die Varianten nach der Behandlung signifikant unterschiedlich waren. Überraschenderweise waren die Kammern der Behandlungsvarianten bis auf eine Ausnahme (Ebersberg) auch schon vor der Behandlung signifikant unterschiedlich. Das kann zum Einen damit erklärt werden, dass die Varianten ohne Wurzelatmung ("getrencht") abseits von den anderen Kammern aufgestellt wurden, um durch den Graben nicht die Respiration in den anderen Kammern zu beeinflussen.

Zum Anderen spiegelt es die große Heterogenität der organischen Kohlenstoffvorräte im Boden, die dazu führen, dass einzelne Messkammern sehr hohe Respirationsraten aufweisen und den mittleren Wert der Behandlungsvariante stark dominieren.

Die Behandlung der Messkammern erfolgte im November und Dezember 2007, so dass bislang wenige Werte zum Vergleich der Varianten zur Verfügung stehen. An der Level-II Station Altdorf stehen noch keine Daten zur Verfügung, weil die Behandlungsvarianten erst im Frühjahr 2007 umgesetzt wurden.

Da der Winter 2006/2007 vergleichsweise milde war, konnte an fast allen Stationen durchgehend gemessen werden. Die Werte sind jedoch bei allen Behandlungsvarianten so niedrig, dass deutliche Unterschiede erst im Laufe der kommenden Vegetationsperiode zu erwarten sind (siehe Abb. 16).

Durch Streuentnahme und das Abtrennen der Wurzeln werden niedrigere Respirationsraten als in der Kontrolle erwartet. Die Behandlung verändert aber nicht nur die Kohlendioxidquellen in den jeweiligen Varianten, sondern auch die Bedingungen der Respiration. Mit der Entnahme der Streuauflage verändern sich die physikalischen und chemischen Bedingungen für den Mineralboden, die durch das Abdecken mit Lava-Bruch nur unvollständig abgefangen werden können.

In der Variante „Trenchen“ steigt durch das Abtrennen der Wurzeln die Menge toten organischen Materials. Zudem erhöht sich durch das Fehlen der Wurzeln die Bodenfeuchte und es fehlt die Zufuhr von organischer Substanz durch die Wurzelstreu.

Entsprechend zeigen die Behandlungen ein heterogenes Bild (Tab. 11).

Die Variante „Trenchen“ zeigt an den Stationen Ebersberg und Riedenburg in den ersten Monaten höhere CO₂-Flüsse als die Kontrolle. An diesen beiden Stationen stehen die Kammern, um die der Graben gezogen wurde, am weitesten von den anderen entfernt. Die anderen Stationen zeigen geringfügig geringere Flüsse als die Kontrolle. Für den Winter sind ähnliche Werte wie auf der Kontrolle zu erwarten, da auch auf den unbehandelten Flächen mit geringer autotropher Respiration der Wurzeln zu rechnen ist.

Tab. 11: Mittlere CO₂-Flüsse nach Behandlung (Dezember 06 – April 07)

	unbehandelt	ohne Streuauflage		Trenching	
	mg CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹	mg CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹	%	mg CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹	%
Ebersberg	28,6	14,2	51	33,9	119
Flossenbürg	15,6	8,4	54	13,0	91
Freising	40,9	50,0	124	37,3	93
Mitterfels	30,3	44,0	158	25,3	90
Riedenburg	28,7	24,3	90	39,4	138

Die Kammern ohne Streuauflage zeigen an den Fichtenstationen Ebersberg und Flossenbürg und in geringerem Maße im Eichen-Buchen-Bestand in Riedenburg die zu erwartenden, deutlich verringerten mittleren CO₂-Flüsse. Die Buchenstationen Freising und Mitterfels weisen hingegen deutlich höhere Werte als die Kontrolle auf (Tab. 11). An beiden Stationen zeigten einzelne Kammern schon im Vorlauf zum Teil deutlich erhöhte Flüsse auf.

Klare Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten sind im Laufe der Jahre zu erwarten. Bei der Variante „Trenchen“ ist zumindest im ersten Jahr mit einer Kompensation der fehlenden, autotrophen Respiration durch die durchtrennten Wurzeln zu erwarten.

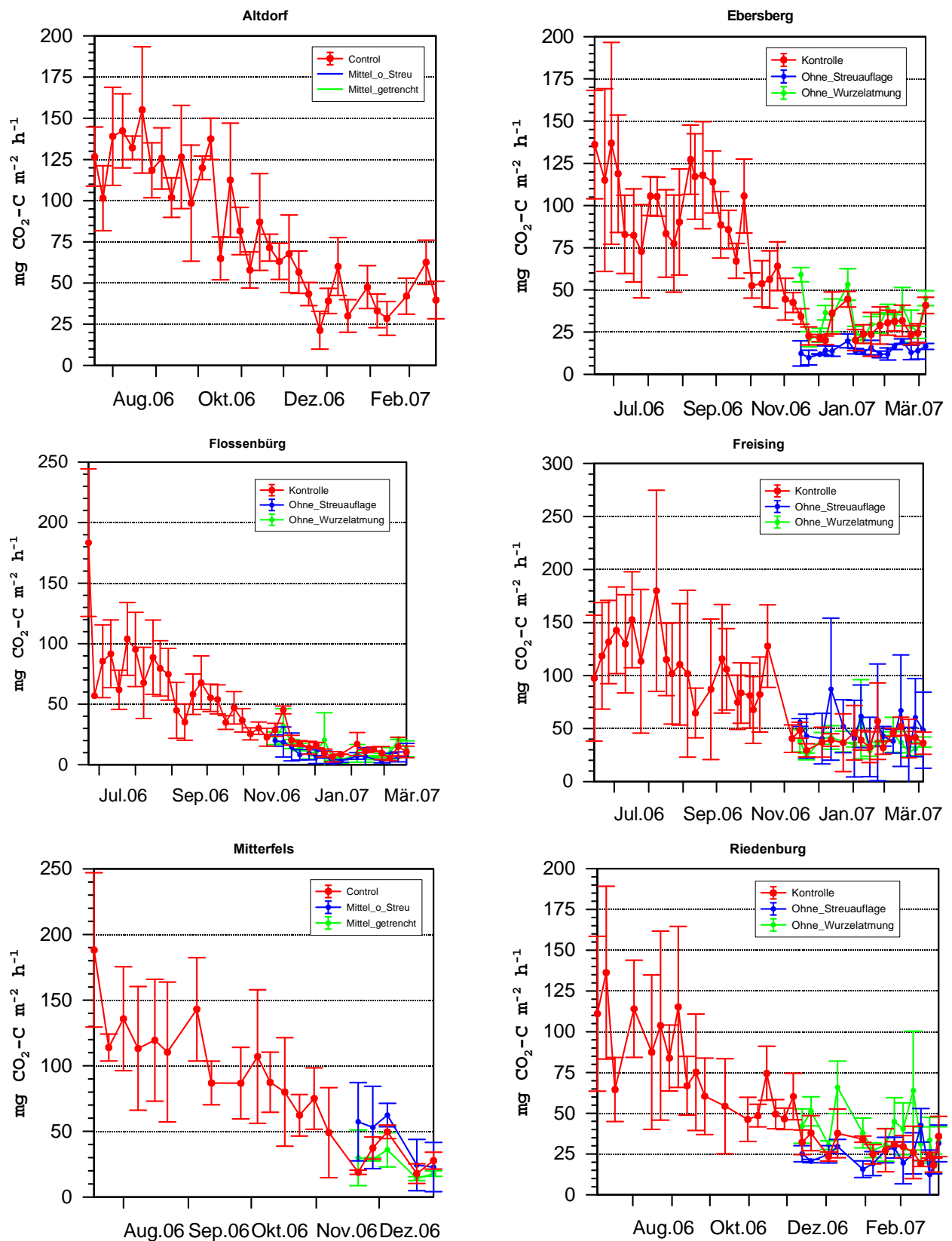


Abb. 16: Verlauf von mittleren Werten und Standardabweichung der Bodenrespiration im Vorlauf und nach Behandlung

4.2.6 Schlussfolgerungen für das Monitoring

Es ist geplant, die Respirationssmessung an den sechs bayerischen Level-II Flächen noch mehrere Jahre fortzusetzen.

Bereits nach kurzer Laufzeit der Messungen zeigt das Demonstrationsvorhaben bzw. Pilotprojekt, dass die Bodenrespiration mit mobilen Infrarot-Messgeräten eine wertvolle Ergänzung des Umweltmonitorings im Wald sein kann.

Viele Schlussfolgerungen werden sich aber erst aus dem dauerhaften Betrieb und der Anwendung der Messergebnisse zur Modellierung und Bilanzierung der Kohlenstoffflüsse ergeben.

So fragt sich, wie lange die CO₂-Messung in den Behandlungsvarianten sinnvoll ist. Die Variante „Trenchen“ führt mit der Zeit zu stark veränderten Böden (höhere Feuchte, fehlende Wurzelstreu) die nicht mehr mit der Kontrolle vergleichbar sind. Auch durch die entnommene Streuauflage ist mit deutlichen Veränderungen der Bodeneigenschaften zu rechnen.

Gleichzeitig deuten bereits die bisherigen Ergebnisse an, dass drei Kontroll-Kammern die Heterogenität der Bodenrespiration kaum wiedergeben. Es ist also zu überlegen, mit einer höheren Kammerzahl die Messung der Gesamtrespiration fortzuführen, wenn die Behandlungsvarianten Ergebnisse geliefert haben, die die Anteile von autotrophen Respiration oder Respiration der Streuauflage an der Gesamtrespiration zufriedenstellend abschätzen lassen.

Auch wenn eines der Hauptziele der Respirationssmessungen ist, Modelle über Kalibrierung und Validierung zu verbessern, werden sie die Messung an einzelnen Monitoringstationen nicht ersetzen. Besonders wenn die Umweltbedingungen sich ändern, sind die langen Zeitreihen des Umweltmonitorings unentbehrlich. So können z.B. an den Level-II Flächen den jährlichen Respirationswerten die jährlichen Streufallmengen gegenübergestellt werden (siehe auch Tab. 10) und Änderungen, Trends oder Beobachtung unter dem Klimawandel dienen.

4.3 Messungen zur Bodenrespiration auf der Fläche „Beerenbusch Buche“

Autor: Hubert Jochheim (ZALF)

Im Untersuchungsbestand „Buche Beerenbusch“ (Plot 1207) wurden im Jahr 2001 Messeinrichtungen zur Untersuchung des Wasser- und Stoffhaushalts sowie des Zuwachsverhaltens des Bestandes installiert. Der Bestand dient als Ergänzung zu den in Brandenburg im Rahmen des Level-II-Programms beprobten 6 Kiefernbeständen und wurde nach vergleichbaren Methoden vom ZALF und der LFE beprobt und analysiert. Nähere Angaben zum Bestand und zu ersten Ergebnissen finden sich in Jochheim et al. (2007).

4.3.1 Methoden

Im Rahmen dieses Pilotprojektes wurde im Juni 2005 mit der Analyse der Bodenrespiration begonnen. Dazu wurden jeweils 5 Bodenbereiche mit bzw. ohne Wurzeltrenching im 14-tägigen Turnus beprobt. Zur Vorbereitung der Beprobung der Bodenbereiche ohne Wurzeltrenching wurden ringförmige PVC-Rinnen mit einem Durchmesser von 50 cm auf die Humusschicht ohne Zerstörung der Wurzeln eingesetzt und der äußere Rand durch Anhäufungen von Bodenmaterial abgedichtet. Bei den Bodenbereichen mit Wurzeltrenching wurden Stahlrohre mit 50 cm Durchmesser 50 cm tief in den Boden eingetrieben (Abb. 17). Auf diese Stahlrohre wurden gleichartige PVC-Rinnen aufgeklebt.

Für die Beprobungen, die jeweils in der Zeit zwischen 11 und 13 Uhr durchgeführt wurden, wurden in die PVC-Rinnen Hauben mit einem Volumen von 65 dm³ eingesetzt und die Rinnen zur Abdichtung mit Wasser befüllt. Je nach Höhe der über den Boden hinausragenden Rinnen ergibt sich ein zusätzliches Volumen von 10 – 30 dm³. Die Entnahme der Gasproben erfolgte mit zwei an die Hauben angeschlossenen evakuierten Gasmäusen. Zur Feststellung der CO₂-Konzentration der Umgebungsluft wurden unmittelbar nach dem Aufsetzen der Hauben auf die PVC-Rinne Gasproben mit der ersten Gasmaus aus den Hauben entnommen. Die Entnahme der zweiten Gasprobe geschah exakt 1 Stunde nach dem Aufsetzen der Haube. Die Differenz der CO₂-Menge zwischen den beiden Proben entspricht der Bodenrespiration pro Stunde.



Abb. 17 Installation der Stahlrohre zum Wurzeltrenching (links) und Hauben zur Analyse der Bodenrespiration (rechts)

Die Gasproben wurden mittels Gaschromatographie im ZALF-Institut für Landschaftsstoffdynamik unter Anleitung von Dr. Jürgen Augustin analysiert.

Die Abtrennung der Wurzeln in den Teilproben mit Wurzeltrenching hat eine Unterbindung der Wasserentnahme zur Folge, so dass die Randbedingungen der beiden Bodenbereiche mit bzw. ohne Wurzeltrenching nicht direkt vergleichbar sind. Zur Quantifizierung dieser Störeinflüsse wurde ab Mai 2006 bei jeder Bodenrespirationsanalyse die Bodenfeuchte unter jeder Messkammer in 0-10 cm Bodentiefe mit dauerhaft installierten ECH2O.EC-10-Sensoren gemessen. An dieser Stelle sei auf die messtechnischen Probleme bei der Bodenfeuchte-Messung mit den ECH2O.EC-10-Sensoren hingewiesen. Bei

stark austrocknenden Böden kann infolge von Schrumpfungen des Bodens die Bodenfeuchte zu niedrig angezeigt werden.

Die Bodentemperaturen werden nicht separat für jeden Messplatz gemessen. Es wird davon ausgegangen, dass hier keine systematischen Unterschiede zwischen den Bodenbereichen mit bzw. ohne Wurzeltranching bestehen. Zur Erfassung der Effekte der Bodentemperatur werden die Messwerte der unter der Streuauflage sowie in 20 cm Mineralbodentiefe installierten Sensoren verwendet.

4.3.2 Ergebnisse

Es zeigt sich ein signifikanter jahreszeitlicher Verlauf der Bodenrespiration mit Maxima in den Sommermonaten, der im Wesentlichen vom Verlauf der Bodentemperatur bestimmt wird (Abb. 19). Die räumliche Variation ergibt sich aus den Boxplots in Abb. 18. In einigen Phasen ergeben sich Abweichungen in den Verläufen zwischen den lebenden und den abgetrennten Wurzelbereichen.

- An den ersten beiden Probeterminen (bis zu 4 Wochen nach Installation) lässt sich eine erhöhte Bodenrespiration in den Bodenbereichen der abgetrennten Wurzeln erkennen. Dies wird als Effekt der absterbenden und sich zersetzenden Wurzeln gedeutet.
- Bei Bodentemperaturen um 0°C geht die Bodenrespiration aus den Bereichen mit Wurzeltranching auf nahezu Null zurück. In diesen Phasen liegt die Bodenrespiration der Bodenbereiche mit lebenden Wurzeln um 100 – 200 % über denen der reinen heterotrophen Respiration (Abb. 18, Abb. 19).
- Aus den Bodenbereichen der lebenden Wurzeln ergibt sich in den Sommermonaten eine deutlich Dynamik der Bodenrespiration, die nicht mit Temperatureinflüssen im Zusammenhang steht. Die im Sommer zu beobachtenden Einbrüche der Bodenrespiration können vielmehr durch Begrenzungen infolge von Bodenaustrocknungen erklärt werden, die nur in den Bereichen mit lebenden Wurzeln auftreten (Abb. 20).

In erster Näherung stehen die beiden Versuchsanordnungen für die heterotrophe Respiration inklusive Wurzelrespiration (Bodenbereiche mit lebenden Wurzeln) bzw. lediglich die heterotrophe Respiration (Bodenbereiche mit abgetrennten Wurzeln). Unterstellt man diese Annahme, kommt man innerhalb der vorliegenden Messperiode zu einem Wurzelatmungs-Anteil an der gesamten Bodenatmung von 19,3 %. Berücksichtigt man, dass die unterbundene Wasseraufnahme bei den Bereichen mit Wurzeltranching messtechnisch zu einer Überschätzung der heterotrophen Respiration führt, stellt dieser Wert einen Minimalwert dar. Der Anteil der Wurzelrespiration kann also auch deutlich über diesem Wert liegen. Dies steht in Übereinstimmung mit den Einschätzungen von (Hanson et al. 2000), die in einem Übersichtsartikel drei verschiedene Methoden zur messtechnischen Trennung zwischen heterotropher Respiration und Wurzelrespiration vergleichen.

In Abb. 21 sind die gemessenen Einzelwerte der Bodenrespiration in Bodenbereichen mit lebenden und abgetrennten Wurzeln in Abhängigkeit von Bodentemperatur und Bodenfeuchte gegenübergestellt. Es ist erkennbar, dass die Wurzelrespiration im gesamten Bodenfeuchte-Temperatur-Bereich einen erheblichen Anteil der Bodenrespiration ausmacht. Es wird aber auch deutlich, dass für Auswertungen anhand von multiplen nichtlinearen Regressionsanalysen bei den Bodenbereichen ohne lebende Feinwurzeln wichtige Messpunkte unter trockenen Bodenbedingungen fehlen.

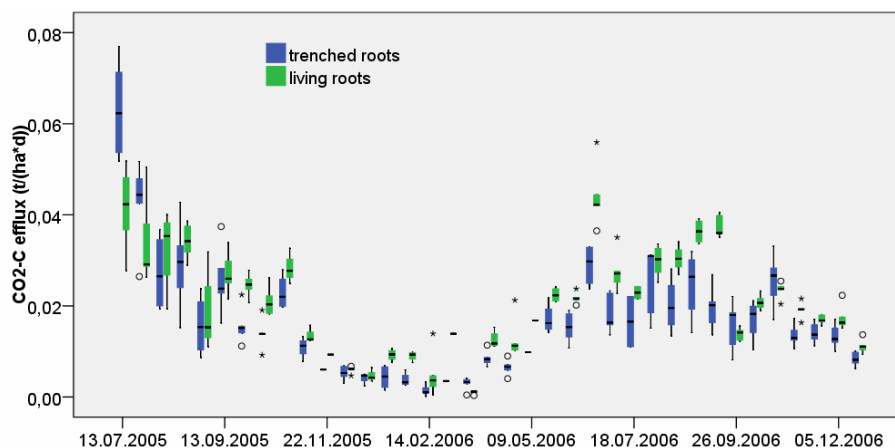


Abb. 18 Verlauf der Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit lebenden bzw. abgetrennten Wurzeln. Dargestellt sind Boxplots aus den jeweils bis zu 5 Einzelmessungen

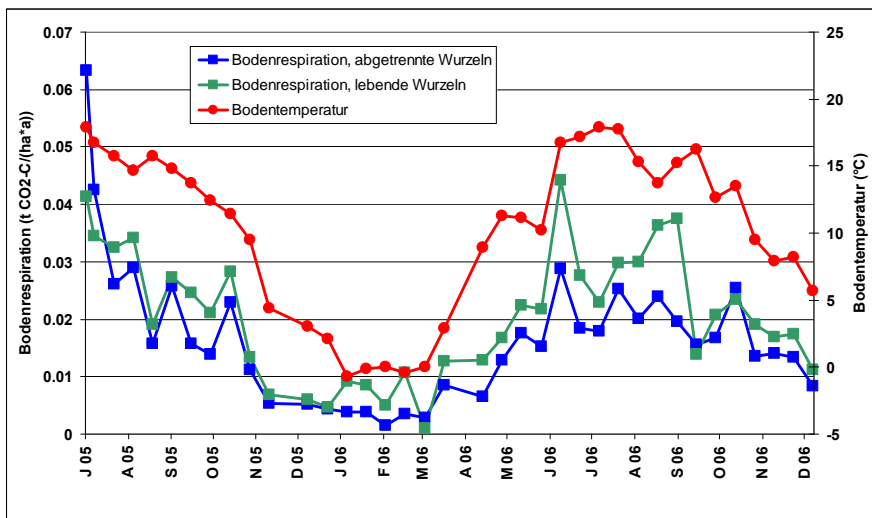


Abb. 19 Verlauf der mittleren Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit lebenden bzw. abgetrennten Wurzeln sowie Verlauf der Bodentemperatur unterhalb der Humusauflage

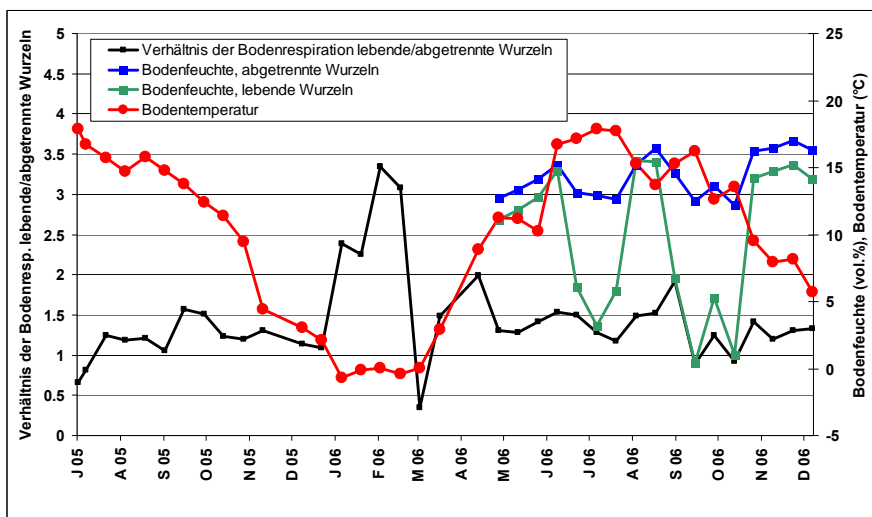


Abb. 20 Verlauf des Verhältnisses aus Bodenrespiration der Bodenbereiche mit lebenden zu denen mit abgetrennten Wurzeln sowie Verlauf der Bodentemperatur unterhalb der Humusauflage und der Bodenfeuchte der beiden Bodenbereiche

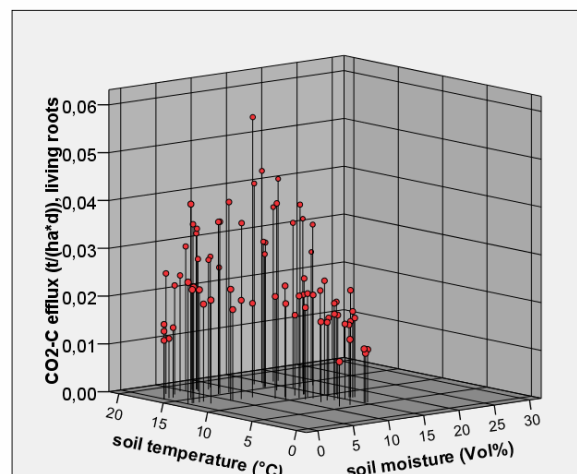
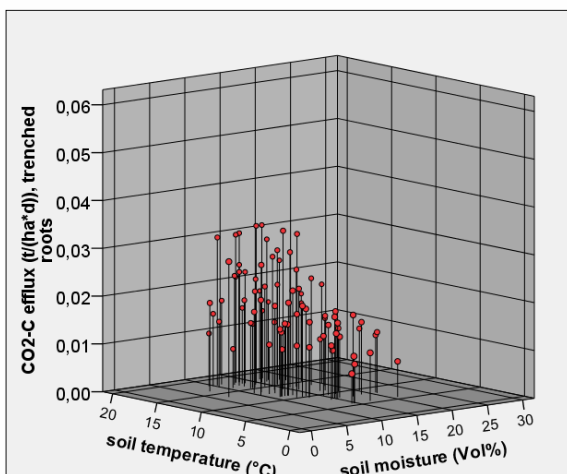


Abb. 21 Bodenrespiration in Abhängigkeit von Bodentemperatur und Bodenfeuchte, a) CO₂-Efflux bei abgetrennten Wurzeln, b) CO₂-Efflux bei lebenden Wurzeln

4.4 Ergänzende Untersuchungen auf brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen

4.4.1 Untersuchungen zur Bodenrespiration auf Level-II-Flächen

Autor: Peter Einert (LFE)

Im April 2006 wurde im Rahmen des Pilotprojektes zum Einfluss des Klimawandels auf den Kohlenstoffhaushalt mit der Erfassung der Bodenrespiration auf zwei Level II- Flächen (Beerenbusch-1202, Kienhorst-1203) begonnen. Erste Ergebnisse dieser Untersuchungen werden nachfolgend vorgestellt und diskutiert.

4.4.1.1 Versuchsaufbau und Methodik

Auf den beiden Versuchsfeldern wurden jeweils 5 Zylinder mit einem Durchmesser von 30 cm bis ca. 2 cm in die obere Mineralbodenschicht eingeschlagen. Die Humusaufgabe und die darin befindlichen Wurzeln der Gras- und Krautschicht wurden durchtrennt. Die vorhandene Bodenvegetation ist in den Messkammern verblieben (Abb. 22). Das lichte Volumen der Messkammern schwankt je nach Höhe über der Humusaufgabe zwischen 7 und 10 l. Für die Messungen werden die Zylinder mit einem Deckel abgedichtet und die CO₂- Konzentration sofort nach dem Schließen und genau eine Stunde später über zwei Deckelventile mit Hilfe eines Infrarot- Gasanalysator erfasst (Abb. 22). Die Differenz zwischen den beiden gemessenen CO₂- Konzentrationen (in ppm) ergibt die Bodenrespiration pro Stunde. Die Gasmessungen erfolgten 14-tägig zwischen 9 und 14 Uhr. Die Bodentemperatur und Bodenfeuchte wurden mittels Profilsonden in 10 cm Tiefe erfasst.



Abb. 22 Messkammer mit Bodenvegetation (links) und Infrarot-Analysator (rechts)

4.4.1.2 Ergebnisse

Wie erwartet, unterliegt die Bodenrespiration einer jährlichen Dynamik, die primär von der Bodentemperatur bestimmt wird. Eingeschränkt wird dieser jahreszeitliche Verlauf durch die Bodenfeuchte. Besonders in der Zeit von Juni bis Anfang August 2006 kommt es trotz steigender Temperaturen zu keiner Erhöhung der Bodenrespiration. Der fehlende Niederschlag und die damit verbundene Austrocknung des Bodens sind als Ursache erkennbar (Abb. 23 und Abb. 24). Die Niederschläge im August und damit verbunden die Erhöhung der Bodenfeuchte führen zu einem sprunghaften Anstieg der CO₂-Abgabe aus dem Boden (von 10 auf 22 bzw. 24 kg CO₂-C/(ha*d)). In den Wintermonaten verringert sich die Bodenrespiration deutlich, geht aber nicht auf Null zurück (Min. 5 kg CO₂-C/(ha*d)).

Die räumliche Variation ist in den Sommermonaten bei ausreichender Bodenfeuchte besonders hoch und könnte auf die unterschiedliche Intensität der mikrobiellen Atmung in den einzelnen Messkammern (Heterogenität der Humusaufgabe) zurückzuführen sein

Eine Berechnung der CO₂-C-Abgabe des Bodens pro Jahr ist mit der geringen Anzahl der Messdaten nicht möglich.

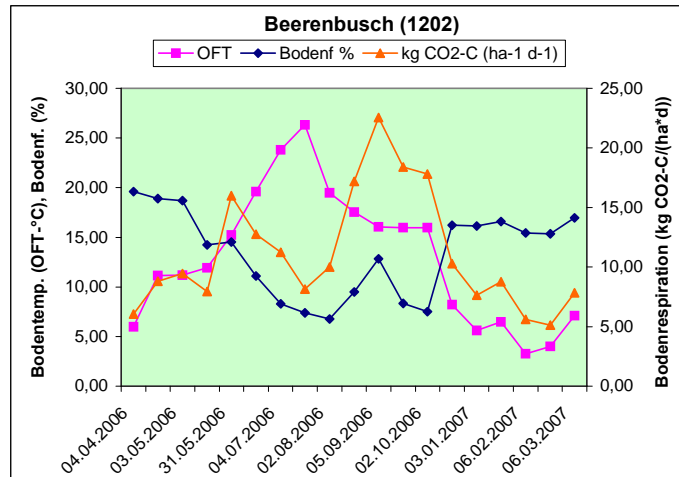


Abb. 23 Verlauf der mittleren Bodenrespiration, der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte im Bestand Level II-Fläche „Beerenbusch“

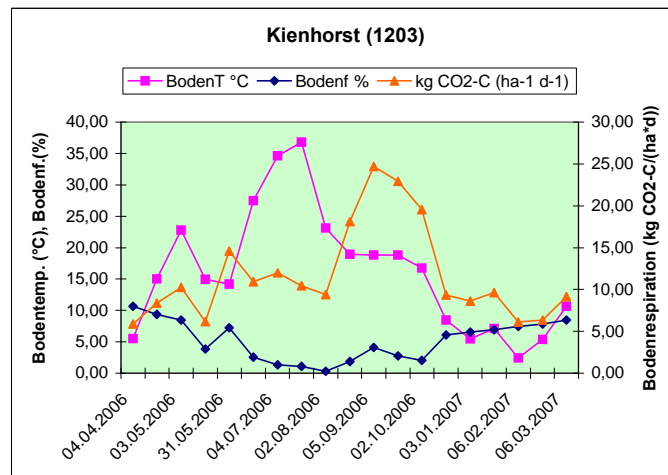


Abb. 24 Verlauf der mittleren Bodenrespiration, der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte im Bestand Level II-Fläche „Kienhorst“

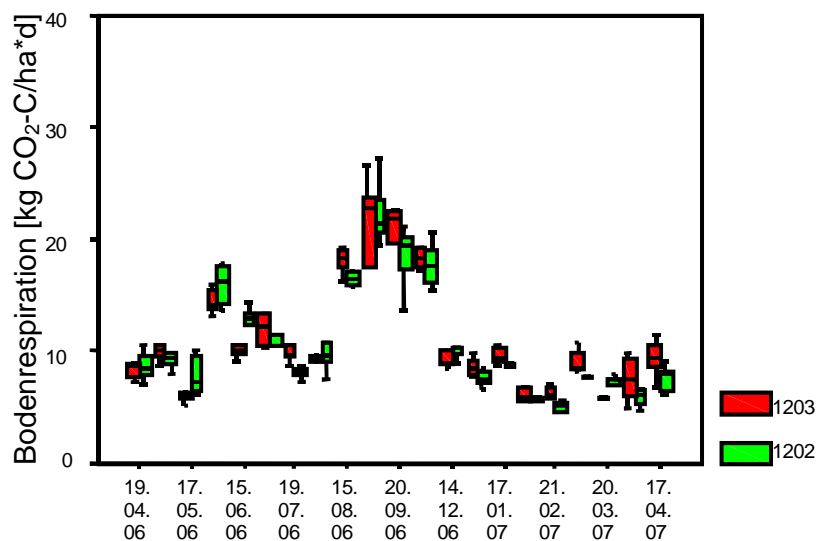


Abb. 25 Verlauf der Bodenrespiration, dargestellt als Boxplots aus 5 Einzelmessungen

4.4.2 Jahrringanalysen an ÖWK-Beständen

Autor: Reinhard Kallweit (LFE)

Im Rahmen des Projektes wurden an 30 ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen (Flächenübersicht Tab. 2) zusätzlich zur ertragskundlichen Grundaufnahme von BHD und 30 Baumhöhen im Frühjahr 2006 Bohrkerne zur Erfassung des jährlichen Kreisflächenzuwachsentwicklung entnommen und ausgewertet. Die Zielstellung dieser Untersuchung war die zusätzlichen Bereitstellung von jährlich aufgelösten Daten zum Wachstumsverlauf des herrschenden Bestandes der ÖWK-Flächen, die zur Verifizierung der modellierten Zuwachsverläufe dienen konnten.

An jeder Fläche wurde an 30 herrschenden Bäumen jeweils 1 Bohrkern in Brusthöhe entnommen. Mit der Auswahl herrschender Bäume wurde das Ziel verfolgt nur solche Bäume in die Betrachtung der Kreisflächenzuwachsdynamik einzubeziehen, die in ihrer bisherigen Bestandesentwicklung nicht unterdrückt waren und somit im wesentlichen auf die von außen einwirkenden Standortfaktoren (Witterung, Stoffeinträge) in einem als homogen angenommenen Standortzustand reagierten.

Die Bohrkerne wurden in Träger eingeleimt und geschliffen und an einem Jahrring-Messgerät LINTAB 4 mit Software TSAP-Basic der Firma Rinntech (Heidelberg) die letzten 20 Jahrringbreiten auf 0,01 mm gemessen. Die Methodik und ihrer Anwendung für das ökologische Monitoring sind bei Beck (2001) beschrieben.

Die Messergebnisse der Jahrringbreiten wurden durch Subtraktion der Modellwerte einer linearen Regression hinsichtlich des Niveaus als auch durch Eliminierung des Trends indiziert.

Daneben wurde auf Basis der Erhebung der BHD der abgebohrten Bäume der Kreisflächenzuwachs berechnet. Die Zeitreihen des Kreisflächenzuwachses weisen im Allgemeinen eine sehr hohe Dynamik auf, beinhalten aber neben witterungsbedingten starken jährlichen Schwankungen einen Langfristtrend (BECK, 2001).

Es wurden insgesamt 30 ÖWK-Flächen ausgewertet, davon 9 der Baumart Rotbuche, 4 der Traubeneiche und 17 der Kiefer. Die räumliche Verteilung dieser Plots deckt einen großen Teil der Region ab.

An den 9 untersuchten Buchenflächen ist im Untersuchungszeitraum 1985 – 2005 übereinstimmend ein rückläufiger Trend des Kreisflächenzuwachses des herrschenden Bestandes festzustellen (Abb. 26).

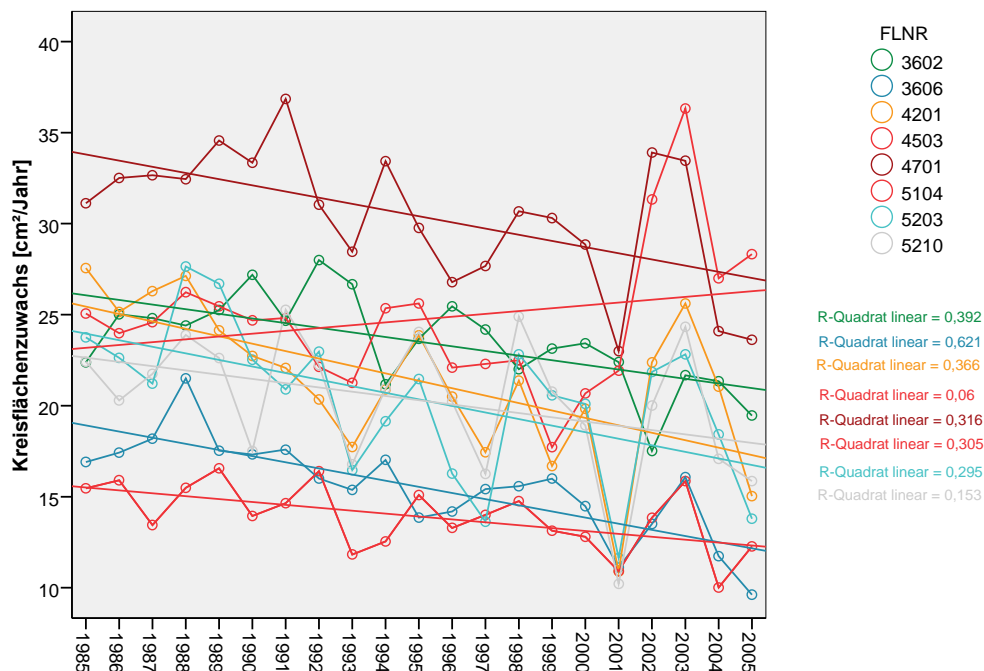


Abb. 26 Trendbetrachtung des Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Buchenbestände

Allein die ÖWK-Fläche 4503 zeigte, wahrscheinlich in Folge eines starken Pflegeeingriffs 2001 im Zusammenhang mit dem außergewöhnlich niederschlagsreichen Jahr 2002, eine bis 2005 anhaltende Steigerung des Kreisflächenzuwachses.

Die sehr gute Nachzeichnung der Dynamik des Index der Jahrringbreite an der Mehrzahl der Flächen durch die klimatische Wasserbilanz der Vegetationsperiode, die nur näherungsweise den Wasserhaushalt des Bestandes charakterisiert, die übereinstimmend fallende Tendenz des Kreisflächenzuwachses in einer Periode deutlicher Erwärmung und die sehr starke Reaktion der Buchenbestände auf das feucht-kühle Jahr 2002, das sich bis 2003 in einem Zuwachshoch auswirkte, weisen auf Probleme der Buchen mit den veränderten klimatischen Wachstumsbedingungen.

Die häufigen intensiven Buchenmasten 1995, 1998, 2000 und 2004 (Erhebung erst ab 1995) haben keinen direkt erkennbaren Bezug zu reduzierten Jahrringbreiten im Mastjahr bzw. dem Folgejahr.

Grafische Übersichten zu Jahrringindex im Vergleich mit dem negativen Index der klimatischen Wasserbilanz sowie zum Kreisflächenzuwachs mit linearem Trend finden sich im Anhang (Anlage zu Kap. 4.4.3, Abb. 1-3).

Die 4 untersuchten Eichenbestände (Abb. 27) weisen dagegen einen steigenden Trend des Kreisflächenzuwachses des herrschenden Bestandes auf. Übereinstimmend treten die Jahre 1993 und 2001 als negative Weiserjahre hervor. Auffällig ist der starke Anstieg des Kreisflächenzuwachses im Jahr 2002.

Im Vergleich mit dem Verlauf der klimatischen Wasserbilanz der Vegetationszeit erscheint auch für die untersuchten Trauben-Eichen eine deutliche Beziehung des Kreisflächenwachstums zum Wasserhaushalt der Standorte zu bestehen. Die Jahre 1989, 1992, 1999 und 2000, sowie 2003 waren ausgesprochene Trockenjahre, die sich im Zuwachsverlauf des Folgejahres abbilden, ohne jedoch bisher einen schwach steigenden bzw. stagnierenden Trend (Fläche 5705) zu brechen. Auf das Trockenjahr 2003 folgte 2004 ein nicht so starker Zuwachseinbruch wie im Jahr 1993.

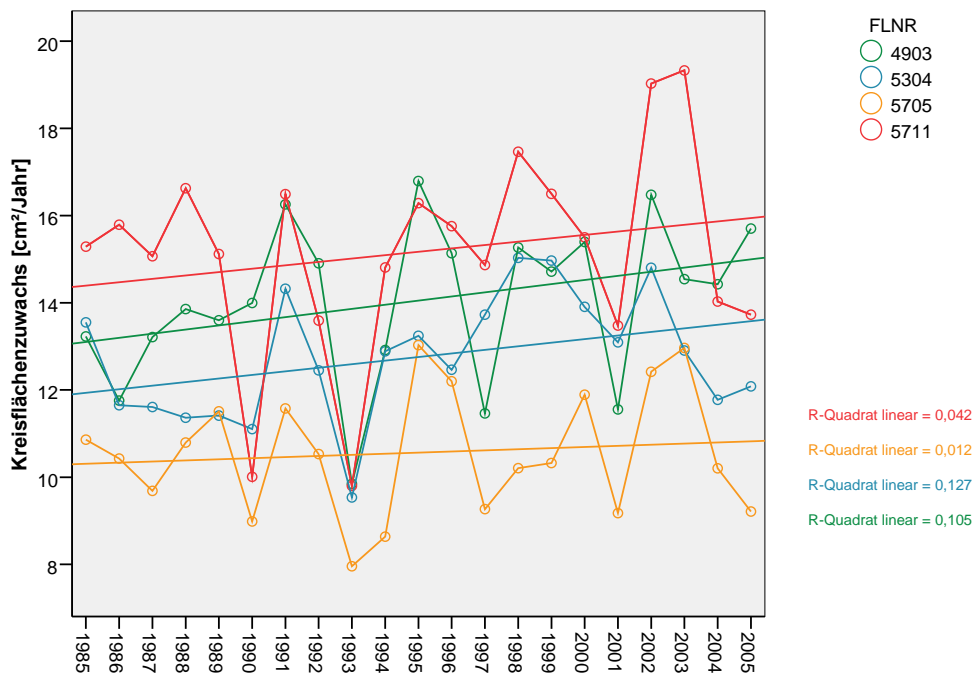


Abb. 27 Trendbetrachtung des Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Trauben-Eichenbestände

Die Kiefern weisen im Mittel der untersuchten Bestände keinen Trend im Kreisflächenzuwachs auf. An den einzelnen Flächen treten sowohl stark steigende, auf akzeleriertes Wachstum deutende Zuwachstrends auf (5207), normale (3601, 5205, 5206, 5208, 5303, 5407, 6106, 6202, 6206) als auch Flächen mit stagnierendem (4702, 5211, 5301, 6104, 6201) oder gar depressivem Wachstumstrend (4103, 6103) (Abb. 28; Abb. 29; Abb. 30 und Anlage zu Kap. 4.4.3, Abb. 3).

Das akzelerierte Wachstum an der Fläche 5207 kann auf den Wegfall einer extremen lokalen N-Immissionsbelastung durch eine Schweinemastanlage zurückgeführt werden. Durch die Entlastung können die Potenziale des kräftigen Standortes wieder in hohe Zuwachsleistungen umgesetzt werden. Entsprechende Ergebnisse wurden in einer Trendbetrachtung einer anderen Kiefernfläche im gleichen Revier von Hofmann & Jensen (2004) gefunden.

Die übrigen Flächen der Gruppe mit steigendem Wachstumstrend sind etwa einem normalen alters- und bonitätsbedingtem Wachstumstrend zuzuordnen.

Die differenzierte Zuwachsentwicklung bedarf einer weiteren Untersuchung. Neben klimatischen Bedingungen spielt auch der Nährstoffhaushalt und seine Überprägung durch Fremdstoffdepositionen eine Rolle (Anders et al. 2002). Auffällig war die Konzentration der fallenden Zuwachstrends bei den Standorten der armen Trophiestufe (4103, 6103). Die anderen nach Stamm-Trophiestufen zusammengefassten Verläufe des Kreisflächenzuwachses zeigen ein mit steigender Trophie steigendes Zuwachsniveau bei im Mittel steigendem Trend (Abb. 31).

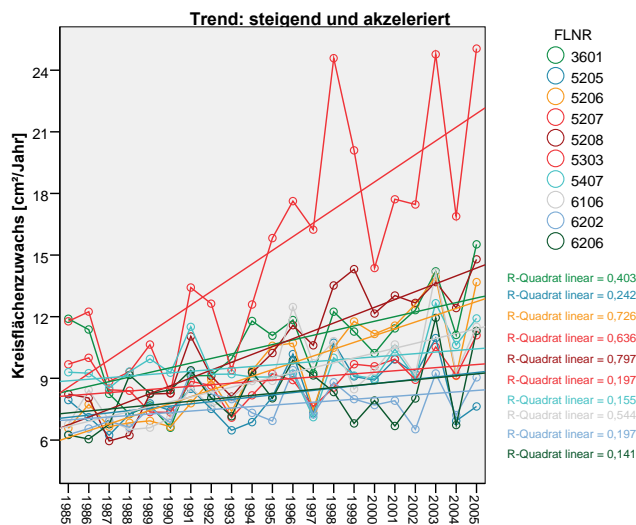


Abb. 28 Kreisflächenzuwachs der ÖWK-Kiefernflächen mit akzeleriertem bzw. normalem Trend

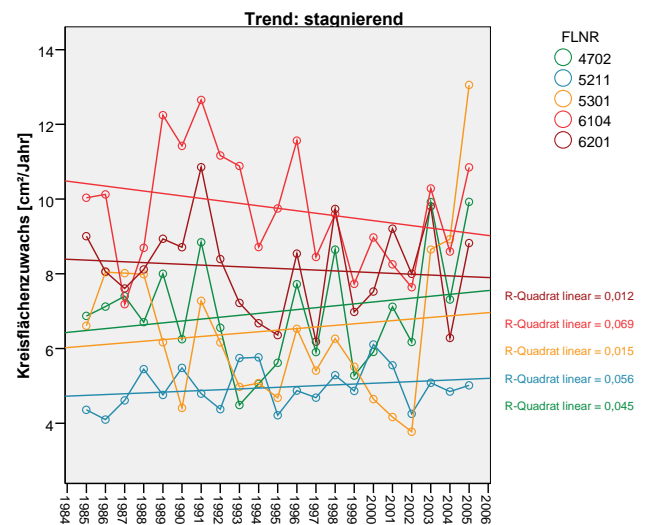


Abb. 29 Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Kiefernflächen mit stagnierendem Trend

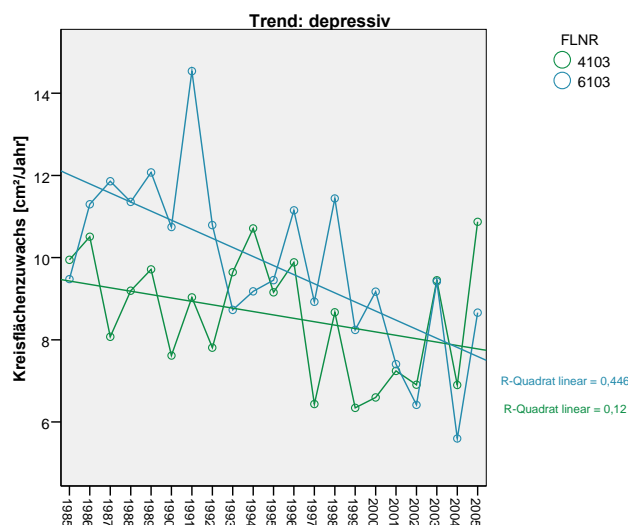


Abb. 30 Kreisflächenzuwachses der ÖWK-Kiefernflächen mit depressivem Trend

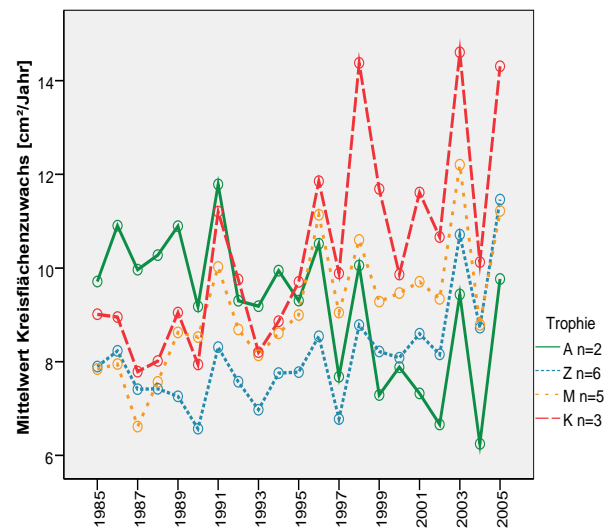


Abb. 31 Mittlerer Kreisflächenzuwachs des herrschenden Bestandes der Kiefern-ÖWK-Basisflächen nach Stamm-Trophiestufen der Standorte

Im Vergleich der drei untersuchten Baumarten wird allein bei der Buche ein ausgeprägt fallender Trend im Kreisflächenzuwachs der letzten 20 Jahre erfasst (Abb. 32). Dagegen bleibt bei Eiche im Mittel ein leicht steigender Trend bestehen. Sowohl die untersuchten Buchen als auch die Eichen erweisen sich im Kreisflächenwachstum sehr sensitiv gegenüber Trockenperioden, wie die Zuwachseinbrüche (1993, 2001, 2004) in den Folgejahren von anhand der klimatischen Wasserbilanz ausgewiesenen Trockenjahren (Abb. 33) belegen. Demgegenüber erscheint die Kiefer im Wachstum weniger sensitiv bei geringerem Niveau des Kreisflächenwachstums auf Trockenstress zu reagieren.

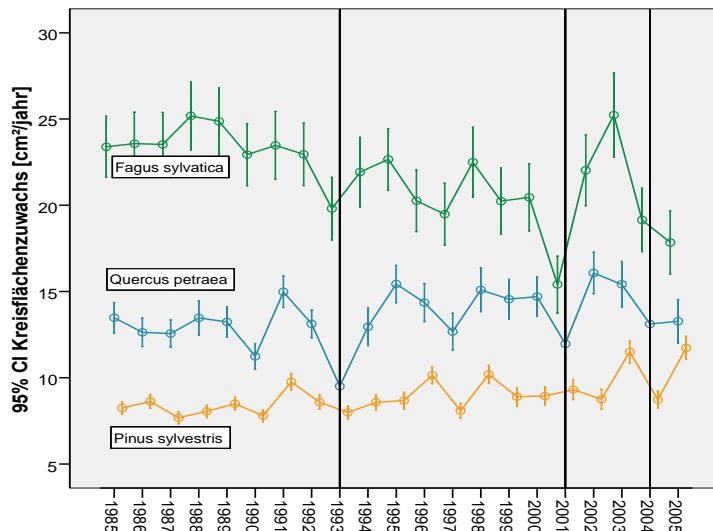


Abb. 32 Mittlerer Kreisflächenzuwachs in cm²/Jahr herrschender Bestandesglieder von Buche (N= 9), Trauben-Eiche (N=4) und Kiefer (N=17) an ÖWK-Basisflächen in Brandenburg

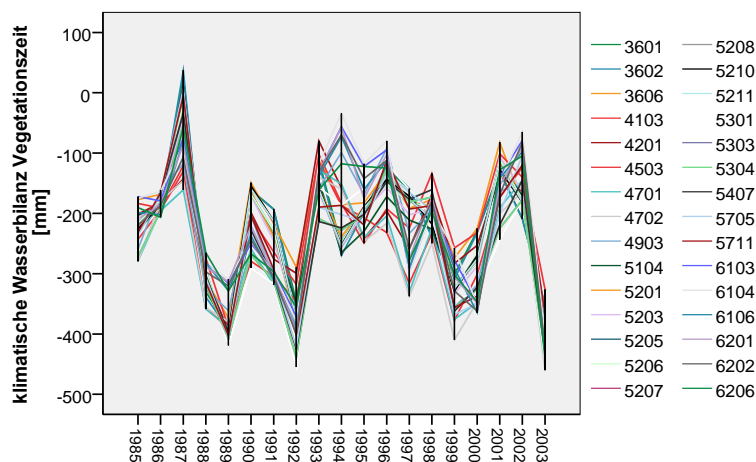


Abb. 33 Klimatische Wasserbilanz der Vegetationszeit 1985-2003 für ÖWK-Basisflächen in Brandenburg

Die im Rahmen des Projektes erhobenen Daten sollten zur Verifizierung der Modellergebnisse dienen. Sie stehen darüber hinaus für weiterführende Untersuchungen zur Verfügung, die nicht Gegenstand des Projektes waren.

Eine Wiederholungsaufnahme von BHD und Höhenkurve der ausgewählten 30 ÖWK-Flächen sollte die Bestandesentwicklung der Inventurflächen dokumentieren (vgl. Anhang zu Kap. 4.4.3). Trotz fallender Trends im Kreisflächenzuwachs der herrschenden Bestandesglieder der Buchenflächen ist für die Gesamtbestände nur an den Flächen 4201 und 4503 eine reduzierte Bonität erfasst worden, an der Fläche 5201 gar ein Anstieg. Auffällig ist die sehr hohe Grundflächenhaltung an den Flächen 3602 mit B° 1.56 und 3606 mit B° 1.31. Bei Eichen war in den Gesamtbeständen keine Bonitätsentwicklung festzustellen, die Grundflächenhaltung ist auch an diesen Flächen überwiegend sehr hoch.

Die Kiefernflächen weisen überwiegend gleichbleibende Bonitätsentwicklung auf. Nur an den Flächen 4702, 5407, 6103, 6201 und 6202 wurden geringere Bonitäten gegenüber den Vergleichsaufnahmen festgestellt. Auch hier waren an einigen Flächen (3601, 5211, 6103, 6201 und 6202) sehr hohe Grundflächenhaltungen festzustellen.

Die von den Modellen angenommene planmäßige Bewirtschaftung nach Ertragtafelalgorithmen trifft in vielen Fällen nicht zu. Andererseits fehlen für die Einzelflächen dokumentierte Bewirtschaftungsmaßnahmen bzw. regelmäßige ertragskundliche Erhebungen. In diesem Zusammenhang muss der Wert der Monitoring-Flächen für die C-Bilanzierung kritisch hinterfragt werden.

Die Methode der Jahrringanalyse herrschender Bestandeglieder erscheint unter diesen Umständen die Methode der Wahl um modellhaft Zuwachstrends bzw. Zuwachsdynamik der Bestände ohne starken Einfluss der Bewirtschaftungsintensität in hoher zeitlicher Auflösung zu erfassen.

4.4.3 Bodenuntersuchungen an ÖWK-Beständen zu C- und N-Vorräten

Autor: Alexander Konopatzky (LFE)

Ziel: Aus den zwischen 1986 und 2002 wiederholt beprobten 131 Flächen der Ökologischen Waldzustandkontrolle (ÖWK) in Brandenburg sollten anhand ihrer Änderungsbeträge zum C- und N-Vorrat Rahmenwerte für die entsprechenden Modellvalidierungen bereitgestellt werden. Außerdem war von Interesse, ob sich bereits in dem relativ kurzen Turnus einer Wiederholungsbeprobung von ca. 10 Jahren signifikante Verschiebungen dieser Parameter ergeben.

Kurzcharakteristik des Netzes/ Methoden:

- meist Reinbestände vorrangig im Stangenholz- und jüngeren Baumholzstadium;
- Zufallsauswahl von Suchkreisen mit Festlegung repräsentativer Einzelstandorte zur Flächenanlage durch die Standortserkundung 1986-89; Zweitaufnahme 1991-95; Drittaufnahme 1996-2002; Auswerteschwerpunkt entsprechend der Flächenverteilung auf Sand-Braunerden unter Kiefer.
- Horizontweise volumengerechte Beprobung an 1 Hauptprofil bis 160 cm, Drittaufnahme zusätzlich mit Satellitenprofilen bis ca. (0,8...) 1m und getrennter Beprobung + Analytik; Verrechnung zu festen Tiefenstufen vor der Auswertung, Drittaufnahme als Flächenmittel ausgewertet.
- Nachanalysenreihen zum Vergleich der Erst- und Drittaufnahmen zwecks Eliminierung von Effekten der Methodenänderungen (Umrechnung teilweise bei N_i ; außerdem Mg^{2+} im NH_4Cl -Auszug).
- Durch Vergleich des Haupt- und der Nebenprofile der Drittaufnahme wurde ein Effekt der Wiederholungsbeprobung desselben Profils (30...50 cm Abstechen je Wiederholung) für C_t und N_t ausgeschlossen.

Bevor auf die Veränderungen der C- und N-Vorräte im ÖWK- Netz eingegangen wird, sollen die **Grundzüge der Veränderungen des chemischen Zustandes in der Humusaufgabe** betrachtet werden, die vor allem die Mächtigkeit bzw. den Vorrat der Humusaufgabe steuern, aber als biologisch aktivster Bodenblock auch direkt mit den Abläufen im humosen Mineralboden verbunden sind. Übliche, an Vegetationsunterschiede angelehnte Klassen, sind n- und b- Stufen (siehe Anhang zu Kap. 4.4.2 Tab. 2). Nc-% und Basensättigung als V-Wert (K.-A.) sind Grundlage der Einstufung als nach Kopp (1969), Kopp et al. (1982) bzw. Schulze und Kopp (1995).

In Abb. 34 zeigt sich der Wandel des Nc-Gehaltes und der Basensättigung im Auflagehumus (bzw. bei morphologischen Mullhumusformen im obersten Mineralboden) zwischen 1986 und 2002 am Beispiel der Kiefernbestände auf Sand-Braunerden:

Die niedrigen **Stickstoffstufen** n1...n4 erfahren unter Kiefer einen Anstieg des N-Anteils gegenüber dem C. Der Nc-%-Wert steigt generell umso stärker, je schwächer die Ausgangs- n-Stufe ist. Als Demonstrationsobjekt für eingehendere Betrachtungen dient die Braunerdegruppe, da sie in der Stichprobe am stärksten besetzt ist:

Eine Trendumkehr tritt unter Kiefer ab N-Stufe n5 (Moder) mit einer Verstärkung in Stufe n6 (ehemals stark durch N-Eintrag belastete Flächen) ein. Die Kiefer kann N bei hohem Angebot also nicht im Umlauf halten. Unter Laubholz tritt die Verschlechterung des Nc-%-Wertes erst bei Stufe n6 (Moder) auf (Einzelheiten siehe Anhang zu Kap. 4.4.2).

Als sich gegenseitig überlagernde Ursachen der Nc-Änderung sind diskutabel:

- Andauernde N-Einträge, (seit 1985 eher schwach abgesunken - Einert u. Barth 2001) beeinflussen vor allem die ehemals schlechteren n-Stufen;
- Die wachsende Humusaufgabe bewirkt einen Verdünnungseffekt für Stickstoff durch Vitalisierung des Kronenbereiches nach 1990 wegen Wegfalls der SO₂-Schäden (siehe Kallweit u. Böttiger 2001). Humusabbau der Auflage selbst (z.B. durch Erwärmung) ist damit auch nicht die Ursache für die Verengung von C/N-Verhältnissen bei schlechterem Ausgangs-N-Niveau.
- Rückgang von Flächen mit sehr hohen Nadel-Blattspiegelwerten wegen gesunkener Luxusversorgung von Baumbeständen und Bodenvegetation (Kallweit 2001).
- Eine bessere C-Ernährung über steigende CO₂-Verwertungseffizienz (vgl. Kap. 4.5) käme angesichts des Untersuchungszeitraumes nur als Zusatzeffekt in Frage.
- Versauerungsbedingt zunehmende Stagnation des C-Umsatzes wäre ebenfalls naheliegend: Dagegen spricht aber, dass überraschenderweise keine enge Korrelation der Nc-%-Änderung mit der Versauerung ehemals besserer b-Zustände auftritt (insgesamt in Braunerden nicht signifikant). Auch bei den Nadelspiegelwerten besteht nach Kallweit im ÖWK-Netz kein wesentlicher Zusammenhang zwischen N-Gehalt der Nadeln und der b-Stufe der Humusform.

Die Änderungsausmaß der Nc-Gehalte steigt mit sinkendem Humusvorrat der Bodenform (s. Anhang: Ranker Regosole mit starkem Nc-Anstieg; Gleypodsole mit minimalen Veränderungen). Ähnliche Befunde geben Konopatzky u. Freyer (1996) u. Baritz (2003) an, die eine erhöhte Geschwindigkeit der N-Eutrophierung der Humuszustände auf jungen Bodenformen mit geringem Humusvorrat feststellten.

Die **Veränderungen der Basenstufen** der Humusaufgabe setzen den bereits in den 1980-er Jahren im Gebiet begonnenen Versauerungstrend (Konopatzky et al. 1995, Kopp 1996, Konopatzky u. Kirschner 1997) nahtlos fort: ab Ausgangs-Basenstufe b5 unter Kiefer und b6 unter Laubholz-u.Mischbeständen wird der Prozess vor allem durch laufende bzw. Vorbelastung mit Anionen aus der Schwefel- und Stickstoffdeposition angetrieben (z.B. Ulrich 1986 u. 1994, Hauhs 1985, Pahlke 1990, Hallbäck 1992, Feger 1995). Dabei spielten die Vorbelastungen mit im Boden zwischengespeicherten Schwefel noch bis zum Zeitpunkt der ÖWK- Drittaufnahme eine wichtige Rolle (Strohbach 2001), gingen danach aber zurück. Die Verbesserung der Basenzustände unter Kiefer bei Basenstufe b3 dürfte auf die mit verbesserter Stickstoffstufe sich entwickelnde anspruchsvollere Bodenvegetation zurückzuführen sein. Bei Laubholz tritt die Verbesserung der Basenstufe noch bei Ausgangsstufe b4 und b5 ein.

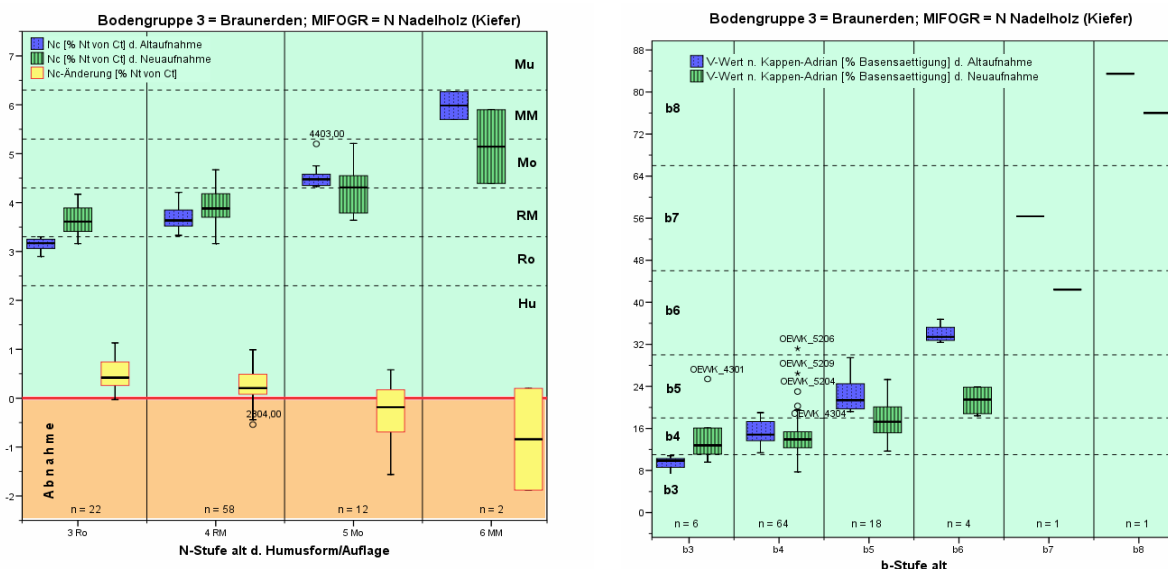


Abb. 34: Veränderungen des Nc-% [%Nt von Ct] und der Basensättigung [% der KAKges] (Methode Kappen-Adrian) in den Humusaufgaben bei Sand- und Bändersand-Braunerden unter Kiefer nach n- bzw. b-Stufen im Ausgangszustand 1986/89 bis 1996/2002

In allen nach Ausgangs-Stickstoffzuständen definierten Gruppen haben sich die **Ct- Vorräte der Humusaufgaben unter Kiefer** um 3...11 t/ha deutlich erhöht (Abb. 35). Der Großteil des Wandels fand bereits bis zur zweiten Beprobung 1991..95 statt, was mit der steigenden Vitalität und der wesentlich erhöhten Produktion an Nadelstreu verbunden sein müsste. Die Ct- Vorräte erreichen bei n-Stufe n3 - n4 (Rohhumus bis Rohhumusartiger Moder -RM) ihr Maximum von ca. 21 t/ha, um dann kontinuierlich

abzufallen bis auf ca. 6 t/ha bei n-Stufe 6 (Mullartiger Moder - MM). Die Mächtigkeit der Humusauflagen wuchs unter Kiefer im Durchschnitt aller Bestände um ca. 1,1 cm. Der Anstieg des Ct-Vorrates in der Humusauflage war bis zur 3. Beprobung beim Rohhumus mit im Mittel 3,2 t/ha am geringsten - zurückzuführen vor allem auf geringere Streumasse.

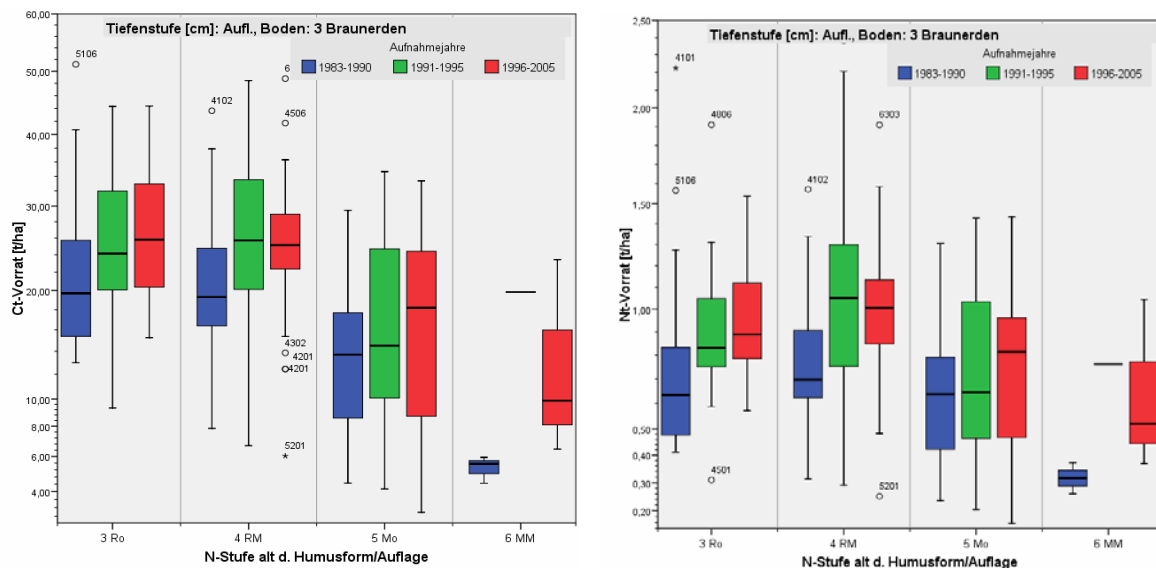


Abb. 35: Veränderung der Ct- und Nt- Vorräte in der Humusauflage (links) sowie der Nt-Vorräte in 2 Tiefenstufen zu den 3 Beprobungsterminen nach Ausgangs- Stickstoffzuständen der Humusauflage (ohne Unterscheidung der Bestandesgruppen)

Die Ct- Vorratsänderung in der Humusauflage ist vor allem mit der pH-Wertänderung deutlich negativ korreliert ($r = -0.30$, Sign. 0.004) und schwach zur V-Wertänderung ($r = -0.194$; Sign. 0.049), so dass eine Versauerungskomponente am Aufbau der Humusauflagen beteiligt sein dürfte.

In Mecklenburg-Vorpommern wuchs nach Dieckmann (2004) die Auflagenmächtigkeit aller wiederholt beprobten ÖWK-Flächen zwischen 1986 und 2001 um ca. 1,8 cm und der mittlere Vorrat der Humusauflagen um 6,2 t (Brandenburg insgesamt: 5,8 t/ha).

Die **Stickstoffvorräte** der Humusauflagen entwickeln sich hauptsächlich entsprechend den Trends beim Humusvorrat: stetig steigend unter Kiefer, eher abfallend unter Laubholz. Ihre Änderung wird zusätzlich noch direkt nachweisbar durch Versauerung beeinflusst (Korrelationen: zur pH(KCl)-Änderung $r = -0.30$ bei Sign. 0.002 und zur V-Wert-Änderung $r = -0,21$ Sign. 0.033).

Das Vorratsmaximum wird insgesamt bei n- Stufe n4 (RM) erreicht. Daraus folgt, dass es bei Verbesserung der n-Stufe über Niveau n4 hinaus (ca. Nc% 4,0 bzw. C/N 25) zur Nettofreisetzung von Stickstoff aus der Humusauflage kommen müsste.

Die Optimumverteilung der Nt-Vorräte in der Auflage wird jedoch bis 40 cm Tiefe vollkommen durch einen kontinuierlichen Vorratsanstieg von ca. 2,06 t/ha beim Ausgangsniveau n3 auf im Mittel ca. 3.14 t/ha beim Ausgangsniveau n6 (MM) abgelöst. Bis zur Tiefenstufe 20-40 cm weisen die Nt-Vorräte bis einschließlich n-Stufe n5 (Moder) einen Zunahmetrend auf. Der mittlere N-Summen-Gewinn in der Tiefenstufe beträgt 30 kg/ha. Bei n-Stufe n6 (MM) tritt jedoch in dieser Stufe bereits ein Schwund des N-Vorrates auf, der im Zusammenhang mit einem Humusverlust stehen dürfte (jedoch nur 2 Flächen).

Eine Korrelation der Stickstoffzunahme zur vorherrschenden Versauerung im oberen Mineralboden fehlt indessen ebenso wie zur gegenläufigen C-Gehaltsabnahme in der Tiefenstufe. Zur Änderung des Nc-% der Humusauflage besteht ein positiver Zusammenhang.

Dies lässt darauf schließen, dass bei laufendem N-Eintrag interne Verschiebungen des C-Umsatzes zwischen Mineralboden und Humusauflage eingesetzt haben und der Stickstoffgehalt seiner Sättigung entgegenstrebt.

Der **Alterseinfluss** der Bestände auf die Entwicklung der Ct-Vorräte der Humusauflage ist praktisch sehr gering (schwach negative Korrelation: $r = -0,217$; Sign. 0,027), also eine Humusabbautendenz mit steigendem Alter. Dies trifft entsprechend auch für Nt-Vorratsänderung der Humusauflage zu. Damit ist der Humusvorratsaufbau in der Auflage also eher kein Alterungseffekt der Bestände.

Dies steht allerdings im Gegensatz zu Befunden von Konopatzky u. Freyer (1996) sowie Heinsdorf et al. (1986), die bei jeweils vergleichbaren n-Stufen deutliche Zunahmen der Ct-Vorräte vom Stangenholz- zum Baumholzalter feststellten.

Bei den **Ct-Summen** der Braunerden (Abb. 36) insgesamt zeigt sich mit zunehmender **Tiefenstufe im Mineralboden** ein Humusschwund, der ab Tiefenstufe 20-40 cm jeweils um etwa 0,6...1,2 t/ha und Tiefenstufe (bzw. 0,3...0,6 t/ha*dm) beträgt sowie unterhalb 20 cm Tiefe stets signifikant ist. Parallel dazu löst sich die in der Humusauflage vollzogene C-Vorrats-Zunahme bis 20 cm Tiefe auf. Darunter sind folglich insgesamt keine signifikanten Unterschiede der akkumulierten **Vorräte** mehr festzustellen. Die C-Summenänderung ist mit der Versauerung als pH-Wertänderung und der Nc-%-Änderung innerhalb der Tiefenstufe korreliert, so dass Versauerung erwartungsgemäß bremsend auf die Humusfreisetzung wirkt. In der Tiefenstufe 60-80 cm bestehen ähnliche Korrelationen zu Parametern des Basenhaushaltes, sowie zusätzlich auch eine negative Korrelation zum Grundwasserstand. Letzteres weist auf einen generellen Einfluss veränderter Feuchteverhältnisse auf die C-Vorratsentwicklung des Mineralbodens hin.

Es konnte keine Korrelation der Ct-Summen zu den Veränderungen von **Feinwurzelanzahlen** aus der Profilsprache gefunden werden (auch nicht zum Ct-Vorrat), obwohl die Feinwurzelanzahlen in den Tiefen bis 0...60 cm signifikant abnahmen. Allerdings war die Fallzahl mit maximal 34 wiederholt nach Feinwurzeln angesprochenen Flächen in der Braunerdegruppe auch gering.

Bemerkenswert ist, dass nach Riek et al. (2007) auf den brandenburgischen Level-II-Flächen mit entsprechender Bodenausstattung keine nennenswerten Austräge an DOC und Nitrat stattfanden (die Sickerung war insgesamt sehr niedrig), so dass als wichtigste natürliche Ursache für den C-Verlust im Mineralboden vor allem eine erhöhte Atmungsintensität durch wärmere Jahreswitterung in Frage kommt. Ein Alterseinfluss auf den C-Wandel konnte im Mineralboden nicht nachgewiesen werden.

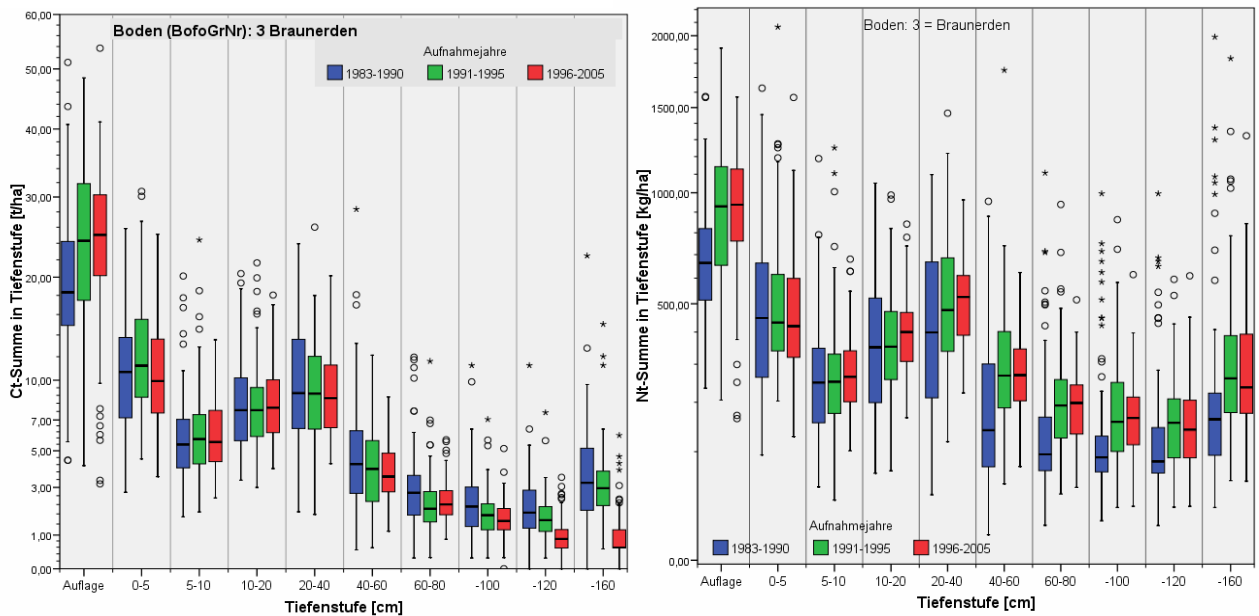


Abb. 36: Veränderung der Ct- und Nt- Tiefenstufensummen der Braunerdegruppe über die 3 Beprobungstermine; unterschiedliche Stufenmächtigkeiten beachten. n: 70 bzw. 71 Flächen

Hinsichtlich des **Nt** herrschen in Brandenburgs Braunerden ab Tiefenstufen 10-20 cm N-Zunahmen von im Mittel ca. 10...35 kg/ha*dm vor, die signifikant sind und vor allem zwischen der Erst- und Zweitbeprobung stattfanden. Die Akkumulation über das ganze Profil betrug bis zur Drittbeprobung ca. 460

kg/ha – also je nach Schwerpunktzeiträumen der Änderung 75...20 kg/ ha* a bzw. im Mittel über 12 Jahre 40 kg/ ha * a. Dies geht zur Hälfte auf die Akkumulation in der Humusauflage/ dem humosen Oberboden zurück. Der Rest verteilt sich im weiteren Unterboden.

Ab Tiefenstufe 40...60 cm traten nach der Zweitbeprobung keine sicherbaren Veränderungen mehr auf. Dies bedeutet, dass im Mineralboden die Stickstoffsättigung erreicht ist.

Die N-Akkumulation im Boden liegt erheblich über den nach Riek et al (2007) zu erwartenden Mengen (Faktor 2...2,5), was einerseits auf Effekte vor der Einrichtung der Level-2-Flächen mit höheren Depositionsniveau zurückzuführen sein könnte und andererseits in Richtung einer in Level 2 bisher deutlich unterschätzten Trockendeposition weist. Allerdings können auch immer noch die Analysen in der Nähe der Nachweisgrenze für N eine Rolle spielen. Dieses methodische Risiko wurde jedoch inzwischen durch eine Nachanalysenreihe für die Altanalysen (ca. 5% des Materials) mit sehr straffem Zusammenhang ($r^2 = 0,916$) minimiert, in deren Folge die Altwerte in heutige Werte umgerechnet wurden, wenn der N-Gehalt $< 0,1\%$ betrug (humusarmer Mineralboden). Bei darüber liegendem N-Gehalt gab es keinen Umrechnungsbedarf.

Die Ct-Gehalte verschiedener Bodentypen werden mit ihren Änderungen in Tab. 12 dargestellt.

Bei den Ct-Summen/ **Vorräten in der Humusauflage** können die **Ranker/Regosole** als nahtlose Fortsetzung der Trends bei den Braunerden in Richtung der schlechteren Ausgangszustände gesehen werden: steigender Ct-Vorrat von ca. 7,3 t/ha , bei insgesamt schon hohen Ausgangsniveaus im Vergleich zu jenen der Braunerden mit gleicher n-Stufe, was vor allem auf saurere mittlere Basenzustände und fehlende Beteiligung von Laubholz an der Gruppe zurückzuführen sein dürfte. Eine leichte Verbesserung der Basenzustände (BSeff, V-Wert nach Kappen-Adrian) führt noch nicht zu stärkerem Humusabbau, da der Ausgangszustand sehr sauer ist.

Die noch rezent grundwasserbeeinflussten **Gleypodsole** stellen mit ihren enormen Humusaufgaben aus Feucht-Rohhumus von im Mittel 58 t C/ha die Spitzengruppe in der ÖWK-Stichprobe dar. Selbst hier stieg der C-Vorrat eher noch an (10 t/ha, nicht sign.). Die Nc-Verhältnisse sind praktisch stabil. Das ist insofern sehr bemerkenswert, als 2 der 5 Flächen schon über einen Meter tiefer als normal gelegene Grundwasserstände hatten und eine weitere Fläche gegenwärtig im Entwässerungsprozess wegen allgemeiner Grundwasserabsenkung steht. Diese Humusformen müssen also mit ihrer meist von Adlerfarn dominierten Bodenvegetation als sehr stabil selbst gegen mittelfristige Entwässerung angesehen werden.

Demgegenüber sind die **Gleybraunerden** der Stichprobe in der Regel schon längere Zeit teilweise bis $> 3\text{m}$ Tiefe entwässert, so dass die große Ähnlichkeit der Ct-Vorräte zu den Braunerden stimmig ist. Die gegenüber den Braunerden größere Änderung zwischen Alt- und Neuaufnahme von im Mittel fast 9 t/ha ist im t-Test signifikant.

Zusammenfassend lässt sich vor allem feststellen, dass Wiederholungsuntersuchungen auf Level-1-Niveau ein wesentliches Validierungsinstrument für Kernaussagen zur Stoffbilanz aus Modellen sein können und das Level-2-Netz hinsichtlich der flächenhaften Übertragbarkeit der Aussagen sowie nach der Standortsbreite in unverzichtbarer Weise ergänzen.

Mittelwerte der Ct-Vorratsänderung in der Tiefenstufe und akkumuliert [t/ha] nach Bodenformengruppen

Mittelwerte des Ct-Vorrats alt und			Bodenformengruppe						gesamt (ohne Gruppe 2)
Tiefenstufe	Stufenuntergrenze [cm]	Daten-Mittelwerte	1	2	3	6	11	12	
			Ranker, Rumpffrosterden, Saumpodssole in Sandsubstr.	Rost-, Humusrost-podssole u.ä. in Sandsubstraten	Braunerde u.ä. in Sandsubstrat-gruppe	Fahlerden u.ä. in Tieflehm-, Lehm- u.ä. Substraten	Sand-Gley-podssole	Sand-Gley-braun-erden u.ä.	
1	Humusauflage	Vorrat der Stufe [t/ha] 1986-89	20.49	27.70	19.13	5.82	58.73	18.59	20.86
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	7.26	6.51	4.55	7.51	10.38	8.98	5.36
		Anzahl Flächen	9	1	92	1	5	8	116
2	0 - 5	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	9.73	21.37	10.96	12.54	26.29	11.83	11.60
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	30.22	49.06	30.08	18.36	85.02	30.42	32.41
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002	1.92	-3.76	-0.14	-0.52	-4.55	0.27	-0.15
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	9.18	2.75	4.40	6.99	5.83	9.25	5.20
		Anzahl Flächen	9	1	93	2	5	8	117
3	5 - 10	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	3.71	8.09	6.00	3.94	16.63	6.50	6.28
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	33.93	57.15	36.09	22.30	101.66	36.92	38.69
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002	0.05		0.06	1.81	-1.49	1.13	0.10
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	9.23		4.46	8.80	4.33	10.38	5.29
		Anzahl Flächen	9	1	93	2	5	8	117
4	10 - 20	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	5.75	15.36	8.37	7.18	25.40	9.96	8.99
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	39.68	72.51	44.46	29.48	127.06	46.88	47.67
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002	-0.79		-0.23	-0.31	-7.35	0.45	-0.53
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	8.44		4.23	8.49	-3.02	10.83	4.76
		Anzahl Flächen	9	1	93	2	5	8	117
5	20 - 40	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	6.34	16.56	9.98	9.97	35.21	12.66	10.96
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	46.02	89.07	54.44	39.45	162.26	59.54	58.63
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002	-0.53	-0.10	-0.94	-2.47	-7.68	-1.79	-1.28
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	7.92		3.29	6.03	-10.70	9.04	3.48
		Anzahl Flächen	9	1	93	2	5	8	117
6	40 - 60	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	4.88	2.77	5.03	4.36	8.23	3.33	5.03
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	50.90	91.84	59.47	43.81	170.50	62.87	63.66
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002	-1.43	3.98	-1.19	0.60	3.70	0.69	-0.84
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	6.49		2.11	6.63	-7.00	9.73	2.64
		Anzahl Flächen	9	1	93	2	5	8	117
7	60 - 80	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	4.31	4.70	3.03	7.89	3.82	2.03	3.18
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	55.22	96.54	62.50	51.70	174.31	64.89	66.84
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002	-1.83	1.97	-0.64	-4.28	0.68	0.37	-0.67
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	4.66		1.46	2.35	-6.32	10.10	1.97
		Anzahl Flächen	9	1	93	2	5	8	117
8	- 100	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	3.12	0.31	2.42	14.74	3.33	1.31	2.55
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	58.34	96.86	64.92	66.43	177.64	66.21	69.39
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002	-1.28	5.49	-0.84	-11.93	-1.18	-0.09	-0.93
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002	3.38		0.62	-9.58	-7.50	10.01	1.04
		Anzahl Flächen	9	1	91	1	5	8	114
9	- 120	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	2.91	0.32	2.24	14.74	2.06	1.54	2.35
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	61.25	97.17	67.16	81.17	179.70	67.75	71.74
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002							
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002							
		Anzahl Flächen	8	1	89	1	4	7	109
10	- 160	Summe in d. Stufe [t/ha] 1986-89	6.12	0.64	5.65	0.00	2.74	2.55	5.36
		mittl.Vorrat bis Stufe [t/ha] 1986-89	67.37	97.82	72.81	81.17	182.44	70.30	77.10
		Änderung i.d. Stufe bis 1996/2002							
		Änderung d. Vorrats bis 1996/2002							
		Anzahl Flächen	6	1	70	0	2	7	85

Tab. 12: Übersicht über die Ct-Vorräte der Bodenformengruppen und ihre Änderung nach Tiefenstufen

4.5 Test und Anwendung von Simulationsmodellen zum Kohlenstoffhaushalt in Wäldern und zu Auswirkungen von Klimaänderungen

Autoren: Franz-W. Badeck (PIK), Hubert Jochheim (ZALF), Petra Lasch (PIK), Martina Puhmann (ZALF), Felicitas Suckow (PIK)

Die in den Beständen der Dauerbeobachtungsflächen erhobenen Messungen dienen der Initialisierung und Validierung der beiden dynamischen Simulationsmodelle 4C und BIOME-BGC zur Berechnung des Kohlenstoffhaushalts der Waldökosysteme.

Der Kohlenstoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme kann mit dynamischen Prozessmodellen nur dann annähernd realistisch abgebildet werden, wenn sichergestellt ist, dass auch die wesentlichen system-internen Einflussgrößen realistisch simuliert werden und dass die wesentlichen Rückkopplungsmechanismen berücksichtigt werden. Daher werden im Folgenden über den Kohlenstoffhaushalt hinaus auch die Simulationsergebnisse zu Flüssen und Statusvariablen des Energie- und Wasserhaushalts mit Messwerten verglichen.

Die Bodentemperatur stellt eine wesentliche Einflussgröße der bodenbiologischen Umsatzbedingungen dar. Sie hat weiterhin Einfluss auf die Berechnung der Erhaltungsrespiration von Stamm und Wurzelholz. Die korrekte Simulation des Wasserhaushalts ist ebenfalls essentiell, insbesondere für Standorte, bei denen der Wasserhaushalt eine limitierende Rolle bei der Photosynthese, den Allokations- oder den Dekompositionsvorgängen spielt. Davon sind fast alle in der Studie berücksichtigten Level-II-Standorte betroffen, vor allem aber die Regionen mit sehr niedrigen Jahresniederschlägen und/oder sandigen Bodensubstraten mit ihren geringen Wasserspeicherkapazitäten.

4.5.1 Die verwendeten Simulationsmodelle

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die beiden Simulationsmodelle 4C (**FORESEE - FOREST Ecosystems in a changing Environment**) (Schaber et al. 1999; Suckow et al. 2001) sowie das Modell BIOME-BGC (Running & Coughlan 1988; Running & Gower 1991; Thornton et al. 2002), <http://www.ntsug.umd.edu/>) verwendet. Letzteres wurde im ZALF weiterentwickelt, um Differenzierungen zwischen verschiedenen Baumarten und Standorten stärker zu berücksichtigen.

Die wesentlichen Strukturen, Funktionen, Inputdaten und Zielgrößen der beiden Simulationsmodelle sind in Tab. 13 vergleichend gegenübergestellt. Eine ausführlichere Beschreibung der beiden Modelle findet sich im Anhang zu Kap. 4.5.1

Tab. 13 Strukturen, Funktionen, Inputdaten und Zielgrößen der verwendeten Simulationsmodelle

	BIOME-BGC	4C
Modellcharakteristika		
Modellzweck	Dynamisches Waldwachstumsmodell zur Berechnung des Wasser-, C- und N-Haushalts	Dynamisches Waldwachstumsmodell zur Berechnung der Bestandesentwicklung und des Stoffhaushalts
Prozesse und Bilanzen des Kohlenstoff-Haushalts	Photosynthese, Erhaltungsrespiration, Wuchsrespiration, Allokation, Streufall, Mortalität, Holzzuwachs, GPP, NPP, NEP, NEE, autotrophe Respiration, heterotrophe Respiration, Holzernte, Pflanzung	Photosynthese, Erhaltungsrespiration, Wuchsrespiration, Allokation, Streufall, Mortalität, Holzzuwachs, GPP, NPP, NEP, NEE, autotrophe Respiration, heterotrophe Respiration, Holzernte, Pflanzung, Regeneration
Prozesse des Wasserhaushalts	Schneespeicherung, Interzeption, Boden-evaporation, Transpiration, Infiltration, Oberflächenabfluss, Tiefensickerung, kapillarer Aufstieg, Dynamik des - Grundwasserspiegels	Schneespeicherung, Interzeption, - Bodenevaporation, Transpiration, Infiltration und Tiefensickerung

	BIOME-BGC	4C
Prozesse des Stickstoffhaushalts	Aufnahme, Allokation, Retranslokation, Mineralisierung, Denitrifizierung, N-Austrag mit Sickerwasser	Aufnahme, Allokation, Retranslokation, Mineralisierung, Nitrifizierung, N-Austrag mit Sickerwasser
Management-Optionen	Durchforstung, Kahlschlag, Pflanzung, N-Düngung	Durchforstungsvarianten, Kahlschlag, Pflanzung, N-Düngung, Regeneration
Strukturelle Eigenschaften		
Bestandesstruktur	Big-leaf-Ansatz, Unterscheidung in Sonn- und Schattkrone, keine räumliche Differenzierung innerhalb des Bestandes, nur Reinbestände	Baumkohorten unterschiedlicher Arten und Dimensionen, oberirdischer Bestandesraum in Schichten, keine räumliche Differenzierung innerhalb des Bestandes, Rein- und Mischbestände
Baumstruktur	Blatt/Nadel, Cambium und Phloem, Baumholz, Grobwurzel, Feinwurzel	Blatt/Nadel, Kernholz, leitendes Holz, Äste und Zweige, Grobwurzel, Feinwurzel
Bodenvegetation	-	Bodenvegetationstypen
Bodenstrukturierung	Für Wasserhaushalt beliebige Anzahl an Schichten, variable Schichtdicke 2, 5, 10 oder 20 cm Totholz 2 Kompartimente für organische Bodensubstanz (Streu, Humus und Mineralboden) mit je 4 Pools unterschiedlicher Umsatzraten	Für Wasserhaushalt beliebige Anzahl an Schichten, variable Schichtdicke (i.d.R. an die Stratifizierung des Bodens angelehnt) Totholz Kompartimente für Humus sowie für Laub-/Nadel-, Ast-, Feinwurzel- und Grobwurzelstreu in Pools mit artenabhängigen Umsatzraten
Räumliche Auflösung	Bestand	Kohorte/Bestand
Zeitschritte	Täglich für H ₂ O-, C- und N- Flüsse, jährlich für forstliches Management	Täglich/wöchentlich für H ₂ O-, C- und N- Flüsse, wöchentlich/jährlich für Allokation, Mortalität, Regeneration, forstliches Management
Triebkräfte, Parametrisierung und Initialisierung		
Triebkräfte	Strahlung, Temperatur, Niederschlag und Dampfdruckdefizit als Tageswerte CO ₂ -Konzentration und N-Deposition als Jahreswerte	Strahlung, Temperatur, Niederschlag, relative Luftfeuchte, Luftdruck Windgeschwindigkeit und N-Deposition als Tageswerte CO ₂ -Konzentration als Jahreswert
Parametrisierung Boden	Textur, Bodenskelett, Lagerungsdichte, Porenvolumen, Feldkapazität, Welkepunkt, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Grundwasserabstand	Textur, Bodenskelett, Lagerungsdichte, Porenvolumen, Feldkapazität, Welkepunkt, Grundwasserabstand
Initialisierung Boden	Wassergehalt, Bodentemperatur und N-Vorrat modellintern generiert; pH-Wert, C-Vorrat, C _{org} -Konzentration; N-Vorrat im Streu-Pool, N _{min} -Konzentration	Wassergehalt und Bodentemperatur modellintern generiert, pH-Wert, N-Vorrat, C-Vorrat
Initialisierung Bestand	Vorräte für Baumholz und Blatt Wurzeltiefe, Wurzelverteilung	Einzelbaumdaten/ Ertragskennwerte in Durchmesserklassen/ Bestandesmittelwerte, Wurzeltiefe
Hauptprozesse		
Photosynthese	getrennt nach Sonn- und Schattkrone, nach (de Pury & Farquhar 1997),	vereinfachtes Farquhar-Modell nach (Haxeltine & Prentice 1996)

	BIOME-BGC	4C
Autotrophe Respiration	Erhaltungsrespiration als Funktion von Temperatur und N-Konzentration, Wuchsrespiration als konstante Fraktion	Erhaltungsrespiration als Funktion der Temperatur Wachstumsrespiration als konstante Fraktion
Transpiration	Penman-Monteith	Penman-Monteith, Turc-Ivanov oder Priestley-Taylor
Mortalität	Mortalität täglich als konstante Fraktion	Jährlich, stressbedingt und/oder abhängig vom max. Alter für Kohorten
Streufall	Täglich, Seneszenzmodell für Laubwald, konstante Fraktion für Nadelwald	Jährlich, konstante Fraktionen
Saisonalität	Photosynthesekapazität, Phänologie	Photosynthesekapazität, Phänologie
Heterotrophe Respiration	Funktion von Bodentemperatur, Saugspannung	Funktion von Bodentemperatur, Bodenwassergehalt

4.5.2 Modelleingangs- und Validierungsdaten der Untersuchungsstandorte

Generell werden die für die Level-II-Flächen verfügbaren Daten für unterschiedliche Modellierungsarbeiten verwendet:

- Initialisierung (Daten, die den Zustand des zu simulierenden Ökosystems zu Beginn des Simulationszeitraums beschreiben)
- Triebkräfte (unabhängige Variablen, welche die Entwicklung des Systems treiben; im Wesentlichen Wetter-, N-Depositions- und CO₂-Konzentrationszeitreihen)
- zum Modelltest verwendete Größen (Zeitreihen von Messwerten, die auch Lücken aufweisen können)

Im Folgenden werden Datenquellen, ihre Aufbereitung und Ergänzung beschrieben.

4.5.2.1 Datenquellen

Von den Level-II-Flächen flossen Teile der verwendeten Daten aus der Level-II-Datenbank der Bundesforschungsanstalt für Forst und Holzwirtschaft, BFH (W. Lux) in die Untersuchung ein.

Zusätzliche Daten in erheblichem Umfang wurden von den Forstlichen Versuchsanstalten der Bundesländer Bayern (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF: Ch. Schulz, Stephan Raspe), Brandenburg (Landesforstanstalt Eberswalde, LFE: R. Kallweit, P. Einert) und Niedersachsen (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, NW-FVA: H. Meesenburg, K.-J. Meiwes) sowie vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (F. Beese, H. Schulte-Bisping, D. Berthold) und dem Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg (ZALF, H. Jochheim) zur Verfügung gestellt.

Die für die Initialisierung und für Modelltests für 4C und BIOME-BGC genutzten Größen sind in den entsprechenden Dateien zur Datenübersicht (siehe Anhang zu Kap. 4.5.2.1) dokumentiert.

Nähere Angaben zur Charakterisierung der untersuchten Bestände sowie zu dort gewonnenen Untersuchungsergebnissen finden sich in den im Anhang aufgeführten Literaturquellen.

4.5.2.2 Beschreibung und Aufbereitung der verwendeten Inputdaten

4.5.2.2.1 Triebkräfte

Wetterdaten der Messflächen

Die Level-II-Flächen wurden in der Regel im Zeitraum 1990 – 1996 in Betrieb genommen, so dass ab diesem Zeitraum Wetterdaten von einer in der Nähe gelegenen Freifläche erhoben wurden. Die in der BFH-Level-II-Datenbank vorhandenen Wetterdaten sind nicht lückenbereinigt und konnten daher für diese Untersuchung nicht verwendet werden. Daher wurden die von den Landesforstbehörden der Bundesländer bereitgestellten, lückenbereinigten Wetterdaten als Tageswerte für die Messgrößen Minimum, Maximum sowie Mittelwert der Lufttemperatur, Globalstrahlung, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschlag verwendet.

Das für das Modell BIOME-BGC benötigte Sättigungsdampfdruckdefizit der Luft (VPD) wurde als Differenz aus dem Sättigungsdampfdruck und dem aktuellen Dampfdruck beim Taupunkt nach Allen et al. (1998) berechnet. Als Taupunkttemperatur konnte dabei die minimale Tagestemperatur eingesetzt werden, da das auf Jahresbasis berechnete Verhältnis aus $ET_{pot} / \text{Niederschlagssumme}$ für alle Versuchstandorte < 2.5 ist (Thornton et al. 2000).

Langfristige Wetterdaten

Für Simulationsläufe außerhalb der Periode 1996-2006, z.B. für den Vergleich von Simulationsergebnissen mit Jahrringanalysen, wurden die relativ kurzen Wetterdatenreihen mit Daten benachbarter DWD-Wetterstationen (Österle et al. 2006) für die Zeiträume ab 1951 bis 1995 ergänzt.

Aufgrund abweichender geographischer Lage kann es dabei zu Sprüngen einzelner Messgrößen kommen, die u. U. Einfluss auf die Simulationsergebnisse haben können (vgl. Anhang). Zur Vermeidung derartiger Sprünge wurden für die BIOME-BGC-Simulationen die Temperaturen und die relative Luftfeuchte der DWD-Wetterstationen für den Zeitraum 1951-1995 an die Witterungsbedingungen der Level-II-Freiflächen angepasst. Dazu wurden für parallel vorhandene Datenreihen (1996-2000) auf Monatsbasis lineare Regression analysiert, die dann zur Umrechnung der DWD-Wetterdaten verwendet wurden.

Klimaänderungsszenarios

Zur Analyse der Auswirkungen veränderter Klimabedingungen wurden Klimaänderungsszenarios für DWD-Stationen verwendet, die auf der Basis des SRES-Emissionsszenario A2 des IPCC mit dem Globalmodell ECHAM5-MPI-OM des MPI für Meteorologie, Hamburg erstellt und mit dem statistischen Modell STAR (Orlowsky, 2007) regionalisiert wurden. Auch die verwendeten atmosphärischen CO_2 -Konzentrationen entsprachen dem SRES-Emissionsszenario A2.

Für einige Level-II-Standorte wurden aufgrund der räumlichen Nähe und ähnlicher Höhenlage DWD-Stationen zugeordnet (vgl. Datei im Anhang). Neben den deutlich erhöhten mittleren Tagestemperaturen (Abb. 37) und verminderten Jahresniederschlägen (Abb. 38) zeichnen sich die Klimaszenarios auch durch eine etwas erhöhte Globalstrahlung und in den meisten Fällen auch ein erhöhtes Dampfdruckdefizit der Luft aus (vgl. Datei im Anhang).

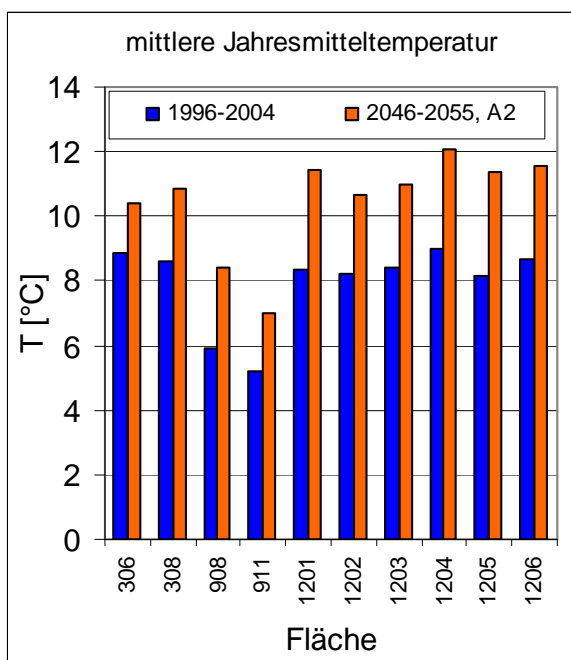


Abb. 37: Mittlere Jahresmitteltemperatur für die Messungen an den Level-II-Freiflächen, 1996-2004 und 2046-2055 des A2-Klimaszenarios

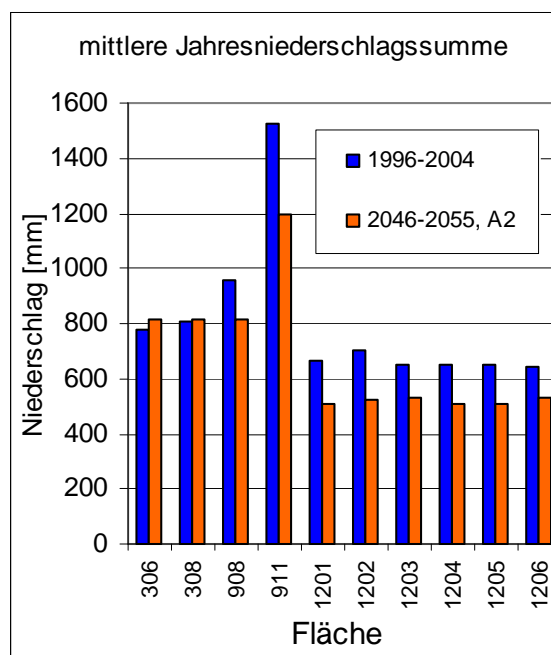


Abb. 38: Mittlere Jahresniederschlagssumme für die Messungen an den Level-II-Freiflächen, 1996-2004 und 2046-2055 des A2-Klimaszenarios

Stickstoff-Deposition

Die Gesamtdeposition von Stickstoff in die Bestände wurde nach der Kronenraumbilanz-Methode des Arbeitskreises B der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II (Gehrmann et al. 2001) auf Basis der Stoffflüsse im Freiland- und Bestandesniederschlag berechnet, die der Level-II-Datenbank der BFH entnommen wurden. Dabei werden die Deposition von NO_3^- , nach dem Ansatz von Ulrich (1994), die der Gesamtsäure- und NH_4^+ -Deposition nach einem Ansatz von (Draaijers & Erismann 1995) berechnet. Die dazu benötigten Wasserflüsse und die Stickstoff-Konzentrationen in den Freiland- und Bestandesniederschlägen stammen aus der Level-II-Datenbank der BFH.

In Fällen, bei denen die Simulationszeiträume die Messzeiträume überschreiten, wurden jeweils die Flächenmittelwerte der gesamten Messzeiträume als N-Gesamtdeposition für alle fehlenden Simulationsjahre verwendet.

Tab. 14 Mittlere N-Depositionen ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) auf den Level-II-Plots

Fläche	N-Deposition
301	18.2
302	26.5
303	34.0
304	36.3
305	46.8
306	24.3
307	33.6
308	22.6

Fläche	N-Deposition
901	16.9
906	21.3
908	21.2
911	22.3
913	18.7
919	20.6

Fläche	N-Deposition
1201	10.7
1202	10.4
1203	7.3
1204	10.8
1205	9.8
1206	9.8
1207	16.0
DE02	7.6

4.5.2.2.2 Bodenprofil

Eines der Auswahlkriterien für die in dieser Untersuchung zu berücksichtigenden Standorte war das Vorliegen von Bodenprofildaten.

In Beständen ohne Angaben zu bodenhydrologischen Parameter wurden Gesamtporenvolumen (GPV), Feldkapazität (FK), permanenter Welkepunkt (PWP) und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (kf) nach den Regeln der Tab. 48b der Forstlichen Standortaufnahme, (AK-Standortskartierung 2003) abgeleitet. Bei Standorten, bei denen nur die Bodenarten angegeben waren, wurden die Mittelwerte der jeweiligen Sand-, Schluff- und Ton-Anteile eingesetzt und aus diesen die Parameter abgeleitet.

Diese hydrologischen Parameter dienten als erster Anhaltspunkt für die Simulation. Im Verlauf der Modellkalibrierung von BIOME-BGC wurden die Parameter anhand der mit TDR-Sonden gemessenen Bodenfeuchte optimiert.

4.5.2.2.3 Wurzelprofil

Aus ggf. vorliegenden Wurzelprofil-Messungen wurden die maximale Wurzeltiefe und ein Parameter zur Definition der vertikalen Wurzelverteilung abgeleitet. Für 4C wird nur die maximale Durchwurzelungstiefe abgeleitet. Der Parameter für die vertikale Wurzelverteilung ist hier modellintern konstant.

4.5.2.2.4 C- und N-Vorräte im Boden

Als Startwert für die C-Vorräte steht in der Regel nur der Messwert einer Erhebung bei Einrichtung der Untersuchungsfläche zur Verfügung. Bei einigen Flächen mit längerer Untersuchungsphase (Solling Buche und Fichte, Plots 304, 305) sowie bei den ÖWK-Standorten existieren auch Zeitreihen der Boden-C-Vorräte.

Die gemessenen Boden-C- und N-Konzentrationen und -Vorräte stehen in der Regel für die organische Auflage, z.T. nach Auflagehorizonten getrennt, und für den Mineralboden horizont- oder schichtweise zur Verfügung. Die Daten zur Initialisierung sind für die Modelle 4C und BIOME-BGC unterschiedlich.

Für die 4C- Initialisierung wird aus dem C- und N-Vorrat der Auflage in Abhängigkeit vom vorhandenen Bestand ein Anteil der Streu abgeschätzt, sofern dieser Wert nicht direkt eingelesen wird. Die Streu wiederum wird baumartenspezifisch in Pools für Nadeln/Blätter, Zweige und Äste, Fein- und Grobwurzeln sowie Stämme unterteilt. Nach Abzug der Streu-Pools wird der Vorrat an C und N im Humus festgelegt. Für die Mineralbodenschichten wird analog verfahren, wobei hier nur noch die Streu-Pools der Fein- und Grobwurzeln berücksichtigt werden. Die Pools der Streu und des Humus in der Auflage sowie im Mineralboden haben unterschiedliche Umsatzraten.

In BIOME-BGC wird der Boden-C- und -N-Vorrat in zwei Schichten (Streu und Boden) unterteilt. Jede der beiden Schichten ist in 4 Pools mit unterschiedlichen Basis-Umsatzraten unterteilt. Die 4 Streu-C-Pools stellen dabei die OI-Lage dar, während die 4 Boden-C-Pools der Summe der übrigen Humus- (Of, Oh) und Mineralbodenhorizonte (bis 50 cm Bodentiefe) entspricht. Die Höhe des gesamten Boden-C-Vorrats zu Beginn der Simulation wurde unter Berücksichtigung der vorhandenen Messwerte gewählt, wobei zwei Strategien verfolgt wurden. Zum einen wurde der Startwert innerhalb der vorgegebenen Spannweite so gewählt, dass die Veränderung im Boden C im Verlauf der Simulation möglichst gering blieb (Plots 1201 bis 1206), zum anderen der dem Startjahr am nächsten gelegene Messwert als Startwert verwendet (alle anderen Plots). Falls detaillierte Angaben zum C-Vorrat der OI-Lage vorhanden waren, wurden die Vorräte der Streu-Schicht aus der OI-Lage abgeleitet. Für Standorte ohne Angaben der OI-Lage wurde ein C-Vorrat von 2 t C ha^{-1} angenommen. Die Aufteilung der C-Vorräte in Streu und Boden auf die je 4 Pools wurde iterativ optimiert.

4.5.2.2.5 C- und N-Vorräte im Totholz

Messwerte zum Totholz existieren von den Versuchsstandorten nicht, so dass hier in jedem Fall von Annahmen ausgegangen werden muss.

Als Totholz werden in 4C die liegenden und stehenden abgestorbenen Stämme zusammengefasst. Dieser Pool kann direkt durch Messwerte initialisiert werden. Ist keine Initialisierung des Totholz-Pools bekannt, wird angenommen, dass der Pool leer ist.

Im Modell BIOME-BGC ist der Totholz-Pool abweichend von dem üblichen ökosystemaren Begriff des Totholzes definiert. Es wird darunter die Summe von stehendem und liegendem Totholz, aber auch von abgefallenem Ast-, Zweigholz sowie abgestorbenem Grobwurzelholz verstanden.

Für die Modellanwendung von BIOME-BGC wurden zwei Verfahren zur Initialisierung verwendet. Bei der ersten Methode wurde von einem Totholzanteil von 2 % des bestehenden Baumholzes ausgegan-

gen. In der zweiten Herangehensweise werden die Startwerte durch Simulationsrechnungen in einem iterativen Verfahren bestimmt, so dass die Totholzmenge im Simulationsverlauf annähernd konstant bleibt.

4.5.2.2.6 Holz-C-Vorräte des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes

In der Level-II-Datenbank der BFH stehen Daten aus ertragskundlichen Vollaufnahmen mit Angaben zum Stammdurchmesser und zur Baumhöhe sowie die Derbholzvorräte aller Bäume der Experimentalflächen zur Verfügung. Angaben zu den ausscheidenden Beständen fehlen jedoch, so dass Holzwachsraten nur bei ergänzender Datenlieferung der Forstlichen Forschungsanstalten der Bundesländer abgeleitet werden konnten.

Im Datenbedarf für die Bestandesinitialisierung unterscheiden sich die Modelle 4C und BIOME-BGC.

Für die Modellanwendung mit 4C wurden die Bestände für die Flächen in Niedersachsen und Brandenburg mit Einzelbaumdaten initialisiert, die aus der BFH-Datenbank ausgelesen wurden (siehe Anhang, dort sind auch die für die Ergänzung der Höhen verwendeten Höhenfunktionen aufgeführt). Für die langfristigen Simulationen an den Flächen 304 und 305 sowie 1203 und 1205 wurden Initialisierungen mit Bestandesdurchschnittswerten erstellt. Die Initialisierung mit Einzelbaumdaten für die bayerischen Flächen erfolgte nach Daten aus der BFH-Datenbank unter Nutzung von Zusatzinformationen zum Alter nach Rötzer et al. (2005). Auch bei den Bestandesdaten kann festgehalten werden, dass die Aufarbeitung für die Nutzung zu Modellinitialisierung und Modelltest als ein Filter zur Prüfung der Datenqualität in der Datenbank verwendet werden kann. So wurde z.B. festgestellt, dass in der Level-II-Datenbank für den Plot 305 die Baumzahl von 534 im Jahr 1981 auf 473 im Jahr 1990 abnimmt und dann wieder 534 im Jahr 1995 steigt.

Das Modell BIOME-BGC führt keine separaten Pools für Äste und Zweige. Zur Berücksichtigung der Ast-/Zweiganteile für den Baumholzzuwachs werden diese modellintern dem Kompartiment für Stammholz zugerechnet. Zur Unterscheidung von Ast-/Zweiganteilen und Stammholz beim Holzexport werden altersabhängige Biomasse-Expansionsfaktoren (Dieter & Elsasser 2002) verwendet.

Für Bestände, für die längerfristige Simulationsrechnungen (z.B. zur Berücksichtigung von Jahringanalysen als Kalibrierungsgrößen) durchgeführt wurden, deren Beginn vor der Einrichtung der Versuchsflächen mit ertragskundlichen Erhebungen lagen, wurden die Startwerte für die Holzvorräte aus Ertragstafeln abgeleitet. Dazu musste davon ausgegangen werden, dass die Bonität über die Simulationsperiode konstant geblieben ist. Dies betraf vor allem die brandenburgischen Level-II- und ÖWK-Flächen.

4.5.2.2.7 Modellparameter

C/N-Verhältnisse in Nadel/Blatt, Laubstreufall und Holz

Einige der für das Modell BIOME-BGC benötigten Modellparameter konnten aus Messungen an den Level-II-Standorten abgeleitet werden. Das betraf vor allem die C/N-Relationen in den Kompartimenten Nadel/Blatt, in frisch gefallener Nadel/Blatt-Streu und im Holz. Als Modellparameter wurden jeweils die gewichteten Mittelwerte aller zur Verfügung stehenden Daten der jeweiligen Standorte eingesetzt. Das Modell 4C benutzt aus der Literatur abgeleitete Parameter für die C/N-Verhältnisse, die für diese Studie nicht modifiziert wurden.

4.5.3 Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit 4C

Autoren: Franz-W. Badeck, Petra Lasch, Felicitas Suckow (PIK)

Im Folgenden werden Modelltests für die Level-II-Flächen dargestellt, für die auch Simulationsstudien mit BIOME-BGC durchgeführt wurden und die in den Modellvergleich einbezogen sind. Soweit nicht anders vermerkt, wurde das Modell von Turc-Ivanov zur Berechnung der potenziellen Evapotranspiration verwendet.

4.5.3.1 Bodentemperatur

Der Vergleich der simulierten zu den gemessenen Bodentemperaturen zeigt eine gute Reproduktion ihrer zeitlichen Variabilität. Der Korrelationskoeffizient (R) für den kompletten Vergleich zu allen Messpunkten bis zu 1.5 m Tiefe war immer größer als 0.9, für 93 % der Vergleiche größer als 0.925 und für 66 % der Vergleiche > 0.95 (siehe Anhang). Ergebnisse mit $0.85 < R < 0.9$ wurden ausschließlich im Vergleich zu den Originaldaten aus der Datenbank an der Fläche 305 Solling Fichte erzielt. Die Inspek-

tion der Messreihen ergab eine unrealistische Verschiebung der Messwerte ab Oktober 2001. Die Datenbank enthält zwei große Datenlücken im Oktober/November 2001. Mit hoher Wahrscheinlichkeit müssen die Messwerte kontinuierlich an die letzte vorangehende Eintragung anschließen und damit um insgesamt ca. 3 Wochen auf das frühere Datum verschoben werden. Eine derartige Korrektur ist zwar noch mit den Kollegen aus Niedersachsen zu verifizieren wurde aber vorgenommen und für einen Vergleich genutzt. Die Korrelation zwischen Messwerten und Modellergebnissen wurde dadurch erheblich verbessert, so dass auch hier Korrelationskoeffizienten von 0.92 bis 0.96 erreicht werden.

Die mittleren absoluten Abweichungen liegen für 79 % der Zeitserien zwischen 1 und 2 °C in den Bodentiefen bis inklusive 31 cm und für 83 % der Zeitserien zwischen 0.5 und 1.5 °C in den Bodentiefen größer 31 cm. Die Abweichungen der simulierten von den gemessenen Bodentemperaturen bis zu 31 cm Bodentiefe zeigen eine Tendenz zu einem systematischen Fehler. In der Mehrzahl der Fälle (71%) unterschätzt die Simulation die Bodentemperaturen. Der mittlere Fehler beträgt -0.59 °C. Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Bodentemperaturen, die für Modellverbesserungen ausgewertet werden können, finden sich in den Winterfrostperioden oft kombiniert mit Schneedecken, was am Standort Solling 305 gut zu erkennen ist.

Die Güte der Bodentemperaturberechnung zeigt sich insbesondere bei der Simulation auf der Buchen-Fläche 1207 Beerenbusch. Hier liegen zwischen 0 und 500 cm Tiefe sechs Messreihen über sechs Jahre vor, die das klassische Bild der Dämpfung und Verschiebung der Amplitude mit zunehmender Tiefe zeigen und von 4C gut abgebildet werden. In diesem Zusammenhang sei noch einmal betont, dass das Bodentemperaturmodell die Startwerte intern aus Standort- und meteorologischen Bedingungen generiert und nicht auf Bodentemperaturmesswerte angewiesen ist. Ebenso wird die Temperaturleitfähigkeit, die den Wärmetransport in die Tiefe beschreibt, in Abhängigkeit von Bodentextur und Wassergehalt im Modell berechnet.

Differenzen zwischen Simulationsergebnissen und Messdaten erklären sich zum Teil aus unplausiblen Messwerten. So verlaufen beispielsweise auf der Fläche 1202 Beerenbusch die Kurven der Bodentemperaturmesswerte in 20 und 70 cm Tiefe bis einschließlich 2001 mit Ausnahme des Winters nahezu identisch, ohne die oben erwähnte bekannte Verschiebung und Dämpfung der Amplitude erkennen zu lassen. In 1205 Neusorgefeld liegt das Niveau der Bodentemperaturmesswertkurve 1997-1999 deutlich höher als in den darauffolgenden Jahren und liegt in diesem Zeitraum sogar über der Messwertreihe in 20 cm Tiefe (vgl. Diagramme im Anhang).

4.5.3.2 Wasserhaushalt

Die Zeitserien des Bodenwassergehalts bis zu 31 cm Tiefe wurden mit Korrelationskoeffizienten größer als 0.45 simuliert, wobei 74 % der Serien einen Korrelationskoeffizienten größer als 0.6 und 17 % mit $R > 0.8$ erbrachten. Die Zeitserien des Bodenwassergehalts in Tiefen größer 31 cm und bis zu 1.5 m wurden mit Korrelationskoeffizienten > 0.19 simuliert, wobei 63 % der Serien einen Korrelationskoeffizienten $R > 0.6$ und 7 % mit $R > 0.8$ erbrachten. Die größeren Abweichungen in der Reproduktion der Variabilität der Wassergehalte im Vergleich zu den Temperaturen resultiert vor allem aus dem langsameren Wiederauffüllen des Bodenwassers in geringen Bodentiefen bei stärkeren Niederschlägen nach Trockenphasen, kombiniert mit verzögertem Wiederauffüllen in größeren Tiefen (s. 908 Flossenbürg und 911 Mitterfels im Jahr 2003) und aus tageweisem Überschießen der gemessenen Bodenwassergehalte über die Feldkapazität des Modells.

Die absoluten mittleren Abweichungen zwischen gemessenem und simuliertem volumetrischen Wassergehalt war für 17% der Zeitserien größer als 5 Prozentpunkte in Tiefen bis inklusive 31 cm und für 7 % der Zeitserien in Tiefen bis 1.5 m. Für die Zeitserien in großen Messtiefen (größer 1.5 m) wurde die zeitliche Variabilität nur mit Korrelationskoeffizienten $R < 0.6$ wiedergegeben. Auf der Fläche 1205 Neusorgefeld sind Mess- und Simulationswerte negativ korreliert.

Die interannuelle Variation im Bestandesjahresniederschlag für die Flächen 1201-1207 wurde sehr gut durch die Simulationsrechnungen reproduziert ($R > 0.975$, 0.941 für 1206, 0.911 für 1203). Mit Ausnahme je eines Jahres an den Flächen 1206 und 1207 war der berechnete Bestandesniederschlag immer größer als der gemessene (siehe Abb. 39).

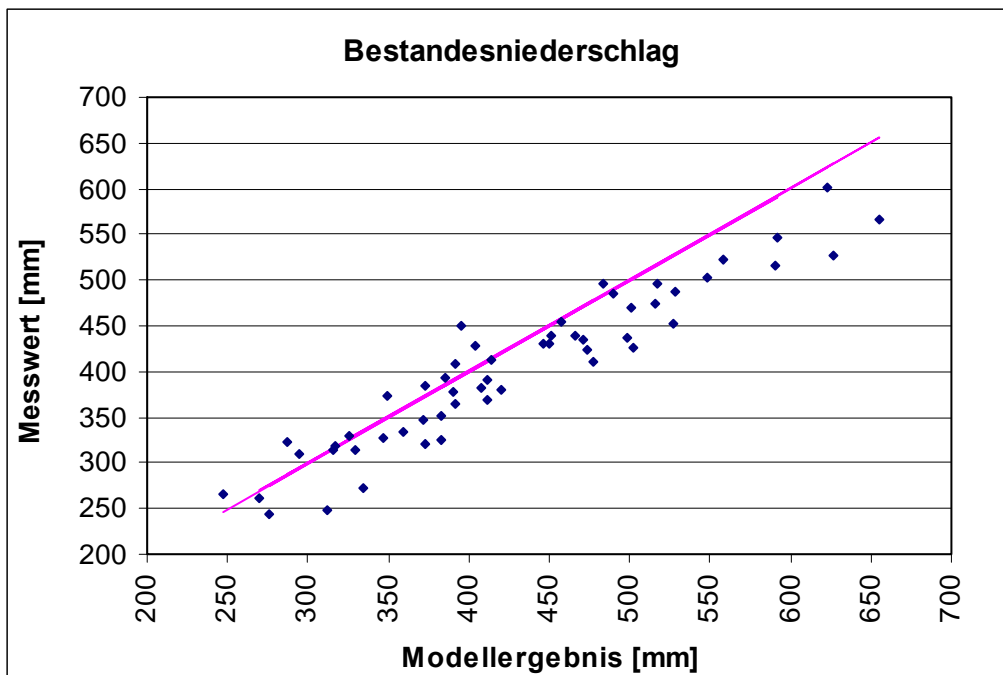


Abb. 39: Gemessener und modellierter Bestandesniederschlag in den Jahren 1996-2004 für die Brandenburger Kiefernflächen (1201-1206) zusammen mit der 1:1-Linie.

4.5.3.3 Holz-Vorräte und -Zuwachs

Die auf den Level-II-Flächen durchgeführten Wiederholungsinventuren können dazu genutzt werden, das simulierte Zuwachsverhalten zu überprüfen. Dabei können sowohl der Volumen/Massenzuwachs, wie auch das relative Wachstum von Durchmesser und Höhe untersucht werden.

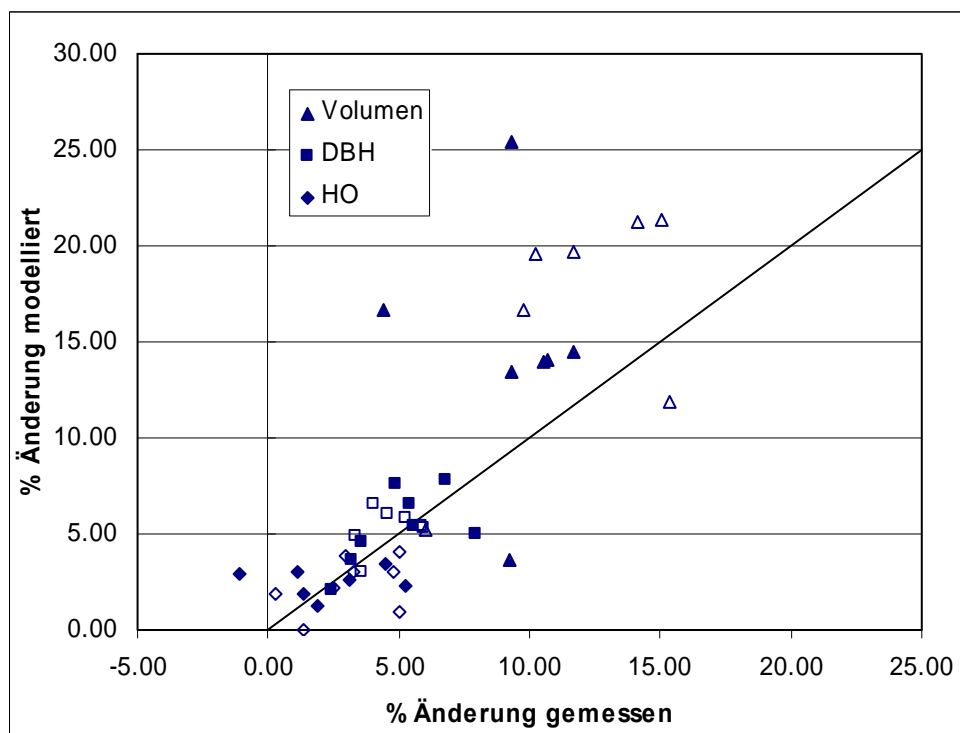


Abb. 40 Vergleich von gemessenen und modellierten Kenngrößen des Bestandeswachstums für die Flächen 305 und 1201 bis 1206. Die offenen Symbole geben die Änderung im Zeitraum 1995/1999 für Fläche 305 und 1994/1999 für die Flächen 1201 bis 1206, die ausgefüllten die Änderung im Zeitraum 1999/2004 wieder.

Der Vergleich des Zuwachsverhaltens der Bestände auf den Flächen 305 und 1201 bis 1206 (siehe Abb. 40) zeigt eine Tendenz zu einer Überschätzung des Durchmesser- und Volumenzuwachses einhergehend mit einer Unterschätzung des Höhenzuwachses. Dies kann als Hinweis auf eine systematische Abweichung in der Allokation auf Höhen- und Durchmesserwachstum gedeutet werden.

Die Ergebnisse für die Fläche 1204 Weitzgrund, für die ein gutes Ergebnis der Simulation vorliegt (siehe Abb. 41), zeigt, dass es für die Tendenz zur Überschätzung des Holzvolumens zwei Gründe geben kann. Auch bei guter Übereinstimmung von Durchmesser in Brusthöhe des Bestandesmittelstamms, der Oberhöhe und der Stammzahl wird das Volumen überschätzt, dies trifft auch schon für die Bestandesinitialisierung zu. Damit wird eine Differenz zwischen den beiden Volumenmodellen belegt, die einerseits im Modell 4C implementiert sind und andererseits von der LFE zur Volumenschätzung verwendet werden.

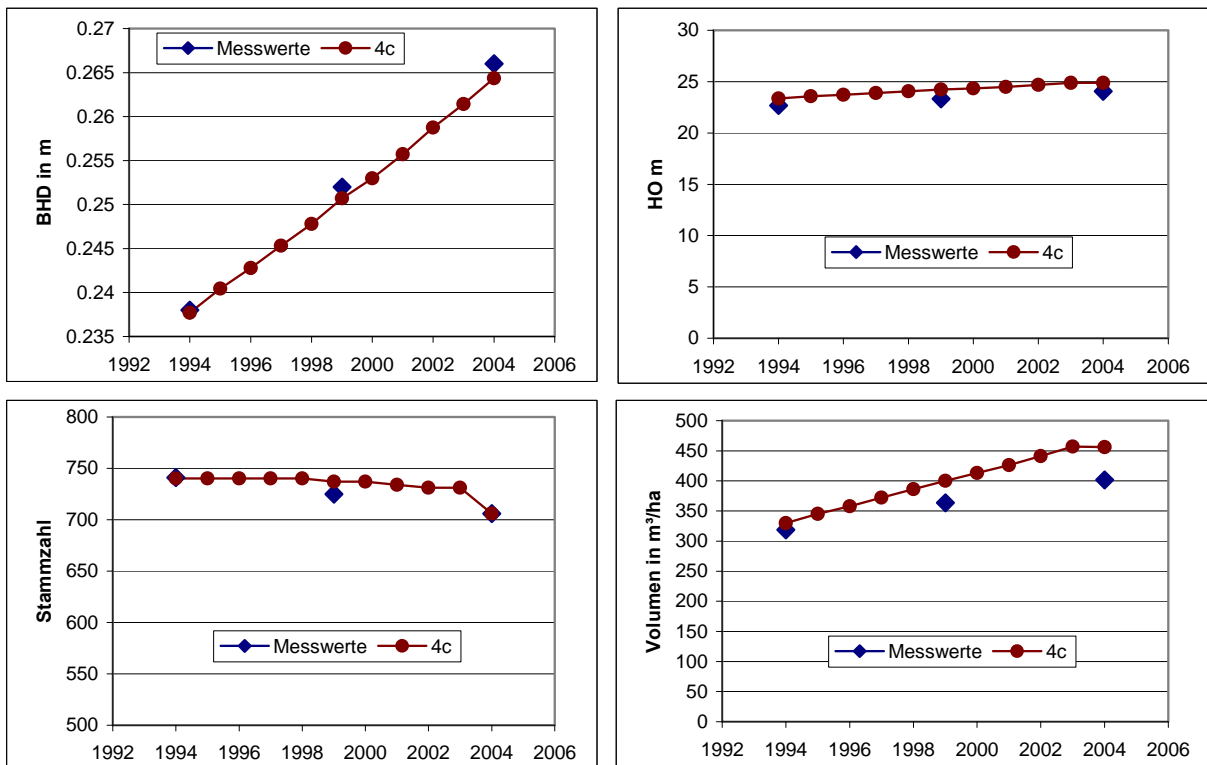


Abb. 41 Vergleich von Inventurergebnissen und simuliertem Bestandeswachstum für die Fläche 1204

4.5.3.4 Jahrringanalysen

Für die Kiefernbestände 1203 und 1205 wurde beispielhaft ein Vergleich der simulierten Entwicklung des Durchmessers mit Jahrringdaten durchgeführt. Für die beiden Kiefernbestände wurde aus Ertrags- tafelwerten jeweils eine Bestandesinitialisierung für 1954 erzeugt, da für diesen Zeitpunkt keine Einzel- baumdaten vorlagen. Für die Fläche 1205 (Abb. 42) besteht zwischen Messwerten und Simulationswer- ten eine Gleichläufigkeit von 55 % im Zeitraum 1954 – 1999, das Verhältnis der Sensitivitäten beträgt 95 %. 4C zeigt deutliche Reaktionen der Jahrringbreite auf Extremjahre wie 1976 und 1992. Die Aus- wertungen für beide Flächen zusammen befinden sich im Anhang.

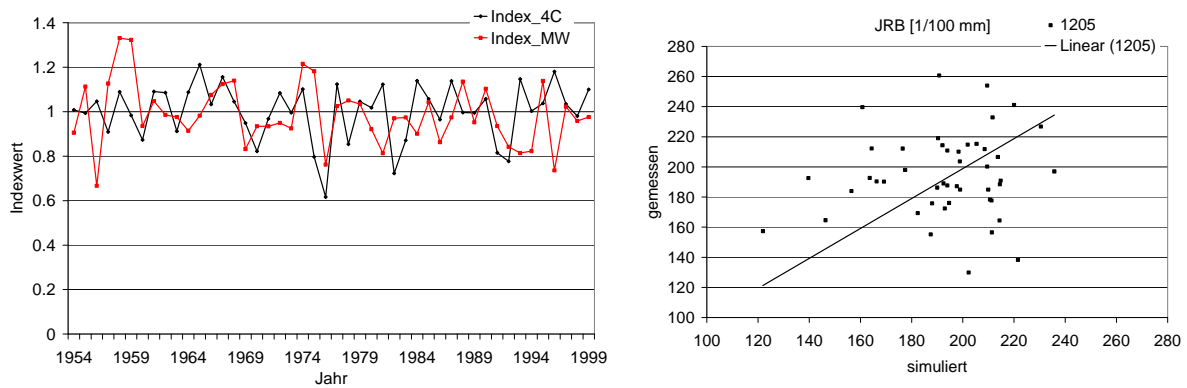


Abb. 42 Zeitlicher Verlauf der indexierten simulierten und gemessenen Jahrringbreiten (links) der Fläche 1205 und Vergleich der gemessenen und simulierten Jahrringbreiten (JRB, rechts)

4.5.3.5 Blattmasse, Blattflächenindex, Streufall

Die unabhängig von allen Informationen über Streufall oder Blattflächenindex aus den Initialisierungsroutinen von 4C resultierenden Blatt- und Nadelmassen liegen in einem Korridor von -31 bis +29 Prozent der gemessenen durchschnittlichen jährlichen Blatt- und Nadelstreufallmassen (Tab. 15). Im Allgemeinen ist die interannuelle Variabilität der modellierten Blattmassen geringer als die beobachtete, was zu erwarten ist, da keine explizite Variation der Streuproduktion mit Stressfaktoren modelliert wird.

Tab. 15 Vergleich der modellierten und gemessenen Blatt/Nadel-Streufallraten;

Fläche	Baumarten	PA [%] ¹	σ_S / σ_M ²
304	Buche	-18.74	0.55
911	Buche	-12.66	0.17
919	Buche / Eiche	3.56	0.10
913	Eiche / Buche	29.96	0.23
906	Fichte	11.25	0.32
908	Fichte	-3.65	0.09
305	Fichte / Buche	0.20	0.29
901	Kiefer	-31.03	0.52
1201	Kiefer	-1.79	0.18
1202	Kiefer	-8.69	0.12
1203	Kiefer	15.34	0.18
1204	Kiefer	24.43	0.31
1205	Kiefer	21.76	0.30
1206	Kiefer	23.28	0.37

¹ prozentuale Abweichung des Simulationswertes (S) vom Messwert (M) , PA = (M-S)/M

² Standardabweichung der Simulationswerte (σ_S) / Standardabweichung der Messwerte (σ_M)

Der Vergleich der Zeitserien von drei brandenburgischen Level-II-Flächen (Abb. 43) illustriert diese Tendenzen. An den im Norden Brandenburgs gelegenen Flächen 1201 und 1202 wird das Niveau der Nadelmassen und auch die Differenz zwischen den beiden Standorten gut reproduziert, während die Fläche 1205 für einen der Fälle mit 21% Unterschätzung der Nadelmassen steht.

Die vom Modell nicht simulierte stressbedingte Variation in der Blatt- und Nadelstreuproduktion lässt sich in den Beobachtungsdaten nicht quantitativ von den Effekten der interannuellen Variation im Wachstum trennen. Einige Ereignisse sind jedoch qualitativ gut identifizierbar. Sie gehen mit der Variation in den Streuproduktionsraten einher und sind durch Sturm oder Trockenheit bedingt. An der Fläche 906, Ebersberg, wurde im Jahr 2001 eine außergewöhnlich hohe Nadelstreuproduktion gemessen (Mittelwert + 1.97 Standardabweichung). Dieses Ereignis ist durch den Sturm Lothar bedingt. Die mittlere Abweichung zwischen gemessener und modellierter Streuproduktion reduziert sich auf 3.95% wenn dieses Jahr aus dem Vergleich ausgeschlossen wird. Für die Flächen 1202 bis 1206 und 908 wurde eine erhöhte Streuproduktion im Trocken- und Hitzestressjahr 2003 und ein mäßiger bis starker Rückgang im Jahr 2004 mit den Streufallmessungen registriert (siehe Beispiel Fläche 1205 in Abb. 43). Der Zusammenhang mit Trockenstressperioden wird durch eine durchschnittliche positive Korrelation des modellierten Trockenstressindex für das Wachstum und der beobachteten Streuproduktion im Folgejahr ($k = 0.63$) unterstützt. Die schwächere interannuelle Variabilität in der modellierten Streufallproduktion (siehe Tab. 15, simulierte Standardabweichung/Messwertstandardabweichung) beschreibt nur eine Komponente der interannuellen Variabilität, die auf den variierenden Zuwachs zurückzuführen ist.

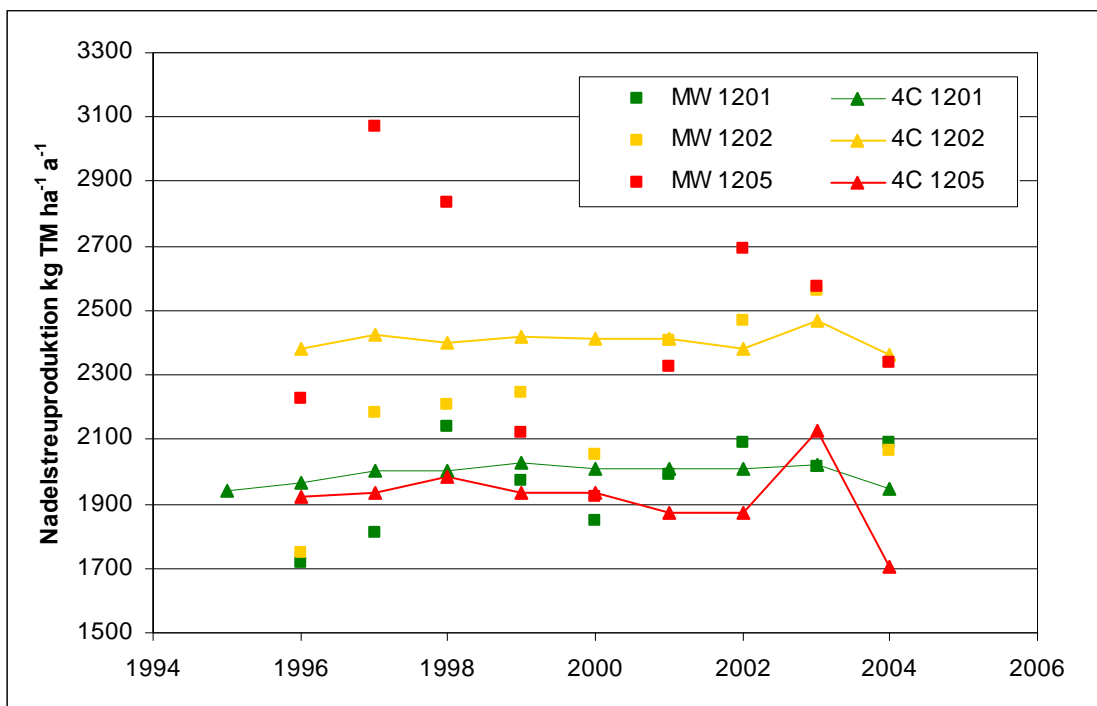


Abb. 43 Gemessene (MW) und simulierte (4C) Nadelstreuproduktion an drei Brandenburger Level-II-Standorten

4.5.3.6 Bodenrespiration

Der Vergleich von aus punktuellen Messungen extrapolierter und simulierter Bodenrespiration am Standort Neuglobsow (siehe Abb. 44) zeigt eine gute Übereinstimmung sowohl in der absoluten Größenordnung, als auch in der intraannuellen Variabilität der Bodenrespirationsflussraten. Zwei Ausnahmen lassen sich feststellen: Zum einen ist eine systematische Abweichung der Respirationsraten im Frühjahr und Herbst zu verzeichnen. Das Modellergebnis zeigt in diesen Phasen eine gegenüber den Messwerten frühere Änderung. Wie dem Vergleich der zeitlichen Änderungen in den Wurzelatmungs- und mikrobiellen Komponenten der Bodenatmung entnommen werden kann, ist diese Differenz hauptsächlich auf die simulierten mikrobiellen Atmungsraten zurückzuführen. Die Untersuchung des Jahresgangs der Differenzen zwischen gemessenen und modellierten Bodentemperaturen (Daten nicht dargestellt) zeigt eine Unterschätzung der Bodentemperatur durch das Modell vom Spätsommer an, den ganzen Winter hindurch bis in den März. Im April und Mai werden die Bodentemperaturen dann um bis zu 6 Grad überschätzt, während die Simulation für die Sommermonate gute Übereinstimmung zeigt. Das Modellergebnis unterschätzt somit den zeitlichen Verzögerungseffekt im Jahresgang der Bodentemperaturen, was die Abweichungen in den simulierten mikrobiellen Respirationsraten von den gemessenen erklären könnte. Diese Interpretation wird auch durch bessere Übereinstimmung des Jah-

resgangs der auf der Freifläche unter Gras gemessenen Respirationraten mit dem Simulationsergebnis unterstützt. Die Respirationmessung auf den enger mit der Atmosphäre gekoppelten Böden der Freifläche zeigt ähnlich den Simulationsergebnissen einen früheren Anstieg im Frühjahr und einen früheren Abfall im Herbst.

Die zweite systematische Abweichung tritt im Sommer des Jahres 2006 auf. Ein deutlicher Rückgang der gemessenen Respirationraten im Juli und September/Oktober dieses Jahres, der sowohl auf der Freifläche als auch im Wald gemessen wurde, wird vom Simulationsergebnis nicht nachvollzogen. Eine mögliche Erklärung für diese Differenz könnte in einem außergewöhnlich starken Austrocknen des Bodens liegen, das nicht vom Bodenwassermodell wiedergegeben wird. Diese Hypothese kann jedoch erst getestet werden, wenn die Messungen der Bodenwassergehalte für 2006 vorliegen.

Die diskutierte Übereinstimmung und Differenzen bezüglich der täglichen Bodenrespirationraten spiegeln sich in sehr ähnlichen Jahressummen der Respirationsflüsse wieder. Die Extrapolation der gemessenen Raten ergab 576, 645 und 532 g C m⁻² a⁻¹ in den Jahren 2004, 2005 und 2006. Dem stehen simulierte 616, 714 und 729 g C m⁻² a⁻¹ gegenüber.

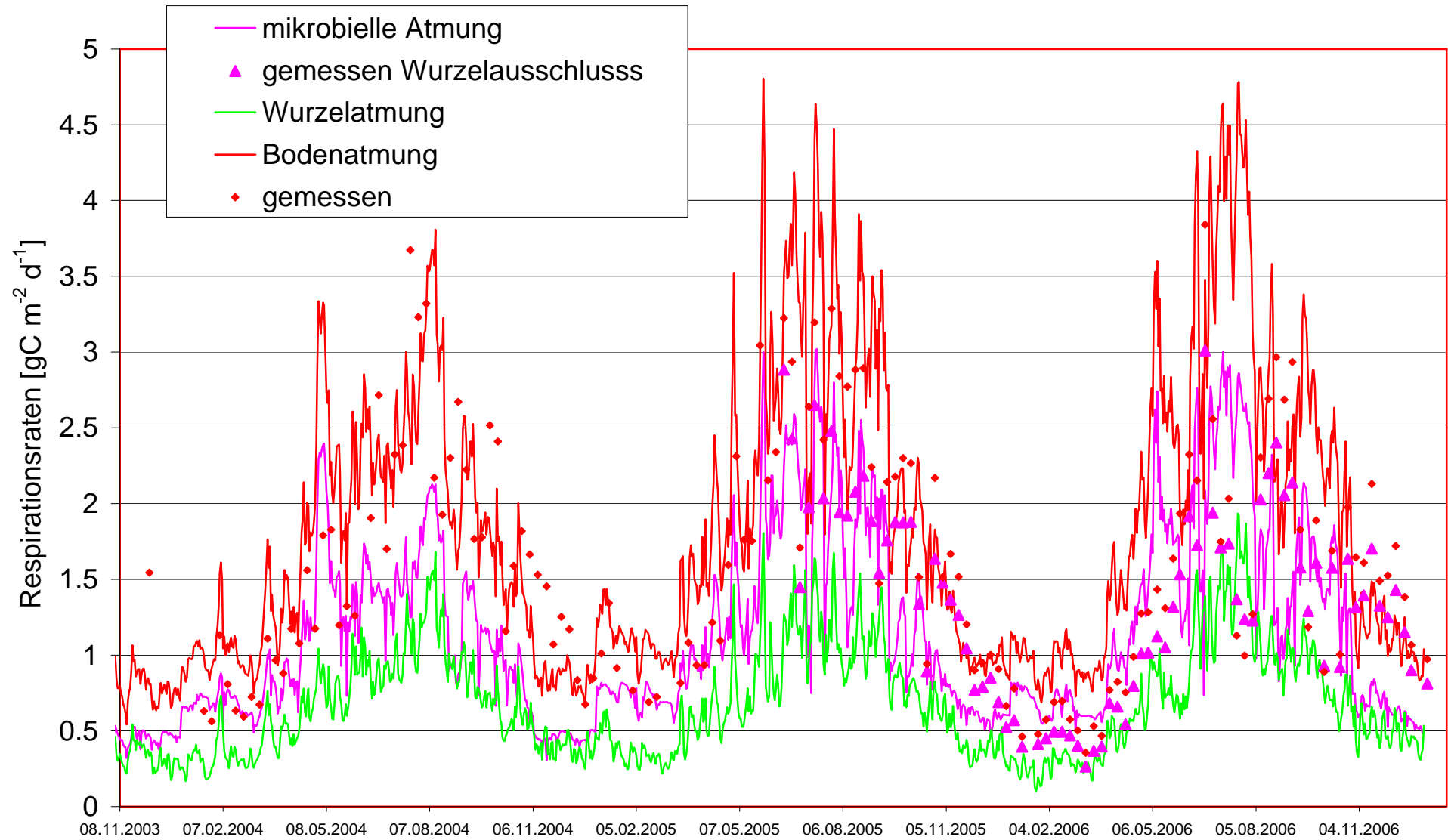


Abb. 44 Bodenrespiration für die Fläche Neuglobsow.

4.5.3.7 Boden-C-Vorräte

Die Startwerte der Kohlenstoffgehalte im Boden wurden auf der Basis der Angaben der Versuchsansteller und der BFH-Datenbank festgelegt. Unabhängig von den Startwerten zeigt die Simulation der Bodenkohlenstoffvorräte überwiegend eine leichte Akkumulation (s.

Abb. 45). Die jährliche Akkumulation liegt zwischen -0.48 % (307 Augustendorf) und 3.14 % (913 Riedenburg) der Startwerte und beträgt an allen Standorten weniger als 0.15 kg C m⁻². Dieses Resultat befindet sich in guter Übereinstimmung mit Ergebnissen von Liski et al. (2002).

Die Ergebnisse für die Fläche 306 (Fläche mit Vorrat > 80 kg C m⁻²) müssen dabei aus dem Vergleich herausgenommen werden. Für diese Fläche konnten Carbonat-C-Gehalte nicht eindeutig vom organischen Bodenkohlenstoff getrennt werden. Deshalb sind die Vorräte im organischen Bodenkohlenstoff zu hoch und in der Folge ist die Mineralisierung größer als die Streuproduktion. Dies erklärt auch, warum für die Fläche 306 als einziger Fläche eine negative NEP berechnet wird.

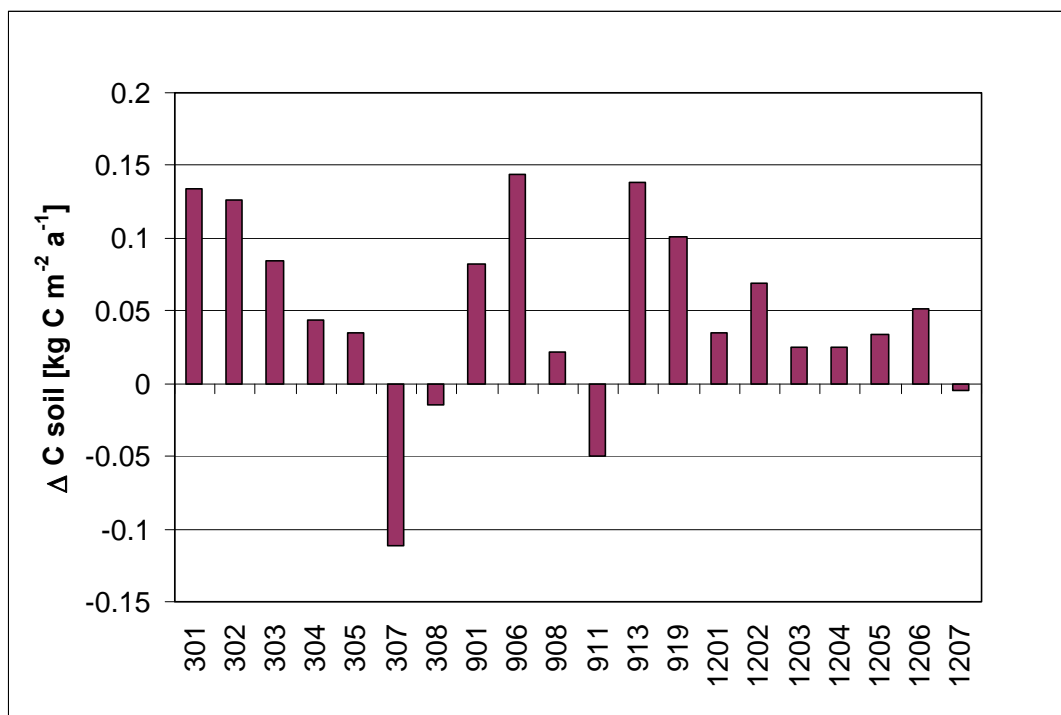


Abb. 45 Mittlere jährliche Änderung der Bodenkohlenstoffvorräte [kg C m⁻²] für alle Standorte ohne 306

4.5.3.8 Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messwerten der ÖWK-Standorte

4.5.3.8.1 Boden-Kohlenstoffvorräte Messung vs. Simulation

Die Analyse der Messungen der Bodenkohlenstoffvorräte an den ÖWK-Standorten hat ergeben, dass diese Daten nicht hinreichend sind, um Modelltests durchzuführen. Es standen Daten einer Erstaufnahme in den Jahren 1986 bis 1989, sowie meist zwei Wiederholungsaufnahmen im Fünfjahresabstand zur Verfügung. Die Messreihen waren damit noch relativ kurz. Zudem war die Verteilung der Beprobungsflächen zum letzten Beprobungszeitpunkt gegenüber den vorangehenden geändert. Im Unterschied zu den vorangehenden Beprobungsjahren, standen für den letzten Probenahmezeitpunkt Ergebnisse für mehrere Satellitengruben zur Verfügung. Die Untersuchung der Variabilität der Bodenkohlenstoffvorräte für dieses letzte Beprobungsjahr ergibt eine hohe räumliche Variabilität (siehe Abb. 46). Zudem waren die beprobten Profiltiefen verschieden in den drei Beprobungsjahren. Somit konnte die Differenz zwischen Beprobungen an einem Satelliten zu den vorangehenden Beprobungsjahren

und dem Mittelwert des letzten Beprobungsjahrs nicht zur Schätzung der Änderung in den Vorräten herangezogen und damit kein Modelltest durchgeführt werden.

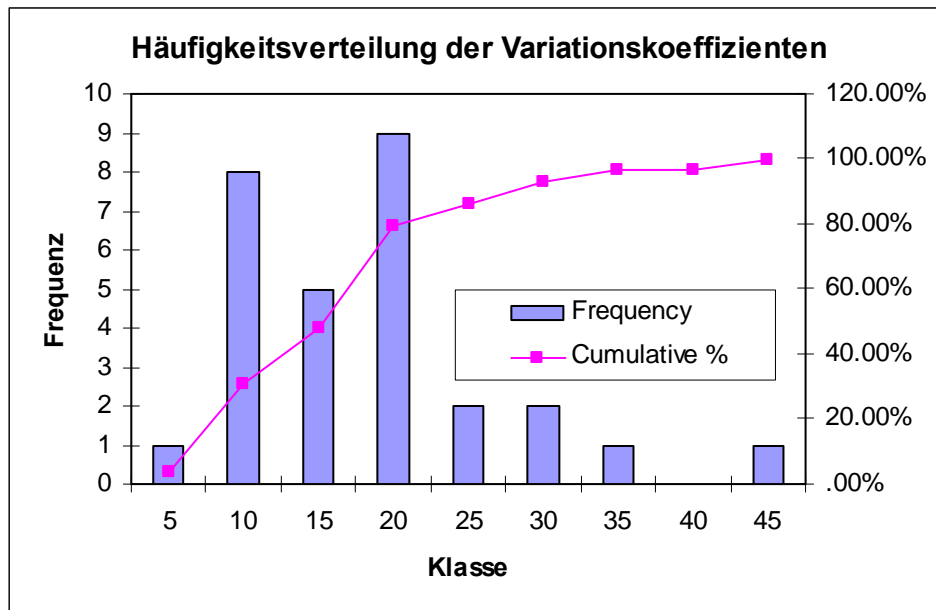


Abb. 46 Häufigkeitsverteilung des Variationskoeffizienten der Erhebung des Gesamtbodenkohlenstoffvorrats an den ÖWK-Flächen zum letzten Beprobungszeitpunkt (n=4 mit Ausnahme einer Fläche für die n=3)

Für die Simulationsstudien, die für die ÖWK-Flächen durchgeführt wurden, können jedoch hinsichtlich der Bodenkohlenstoffvorräte zwei vorläufige Schlussfolgerungen gezogen werden. Die durchschnittliche Vorratsänderung, welche für die 29 Flächen für den Zeitraum 1986-2003 errechnet wurde, beträgt 33.4% des Anfangsvorrats. Die Anfangsvorräte waren dabei für das Jahr 1986 mit den Messungen im ersten Beprobungsjahr initialisiert worden. Die Spannweite der simulierten Änderungen reicht von 4.1 bis 111.6 %. Es besteht eine mäßige Korrelation ($r = 0.49$) zwischen diesen simulierten Änderungen in den Vorräten und den prozentualen Differenzen zwischen den Resultaten der ersten und letzten Beprobung. Daraus kann zwar nicht auf reale Veränderungen der Vorräte geschlossen werden, jedoch ist davon auszugehen, dass dieses Resultat eine Mischung aus Kompensation für über/unter dem Flächenmittel liegende Erstaufnahmewerte und realen Veränderungen andeutet. Die simulierte Zunahme der Bodenkohlenstoffvorräte ist in qualitativer Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Modellstudien (Liski et al., 2002).

4.5.3.8.2 Holzvorratsmessergebnisse vs. Stammzuwachs-Simulation

Für eine Initialisierung mit den in den Inventuren erhobenen Durchmesser-, Höhen- und Stammzahlwerten ergibt sich in der Regel ein größerer Wert für das Bestandesstammholzvolumen, als nach dem von der LFE verwendeten Programm (Beispiel: 11% Differenz für Fläche 3601). Dies verweist auf einen unterschiedlichen Formfaktor hin, der dem Volumenmodell von 4C und dem im Programm der LFE (EKW) inhärent ist.

4.5.3.8.3 Jahrringanalysen vs. Stammzuwachs-Simulation

Der Vergleich der aus Bohrspananalysen rekonstruierten Jahrringbreiten mit den simulierten Jahrringbreiten für die 10 Flächen, für die Messungen vorlagen (3601, 4702, 5206, 5208, 5303, 6103, 6104, 6106, 6201, 6203) wurde als Test der Initialisierung der Standortsproduktivität ohne Kalibrierung verwendet. Es resultiert ein mäßig gute Korrelation zwischen der mittleren gemessenen und modellierten Jahrringbreite. Die sehr gute Übereinstimmung für die Standorte 3601 und 6201 geht einher mit den niedrigsten geschätzten Standortproduktivitäten. Eine starke Tendenz zu höheren Abweichungen bei höherer geschätzter Standortproduktivität wurde gefunden.

Der Variationskoeffizient der simulierten Jahrringbreiten (Modell nach Turc-Ivanov für die potenzielle Evapotranspiration) liegt im Mittel bei 65% des Variationskoeffizienten der gemessenen Jahrringbreiten, ein Indiz für eine Unterschätzung der interannuellen Variation des Durchmesserzuwachses durch das Modell.

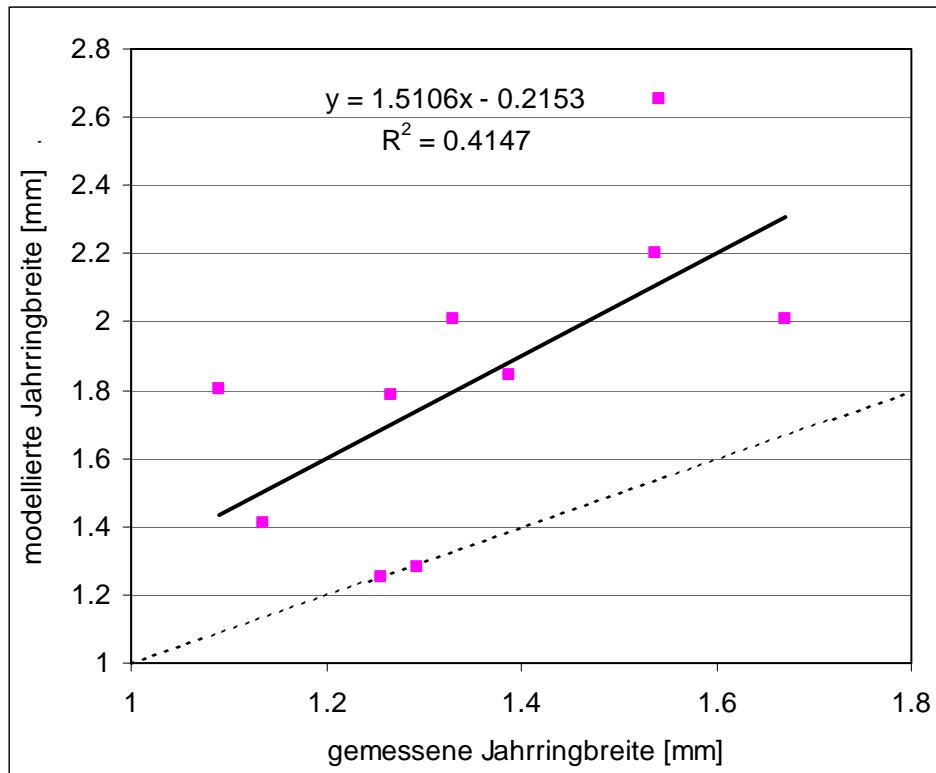


Abb. 47 Modellierte vs. gemessene mittlere Jahrringbreite an 10 ÖWK-Standorten. Gepunktet = 1:1 Linie.

4.5.3.9 Auswirkungen der Klimaszenarios

Es wurden Simulationen ausgehend von dem Anfangszustand, der für die zuvor besprochenen Simulationsstudien verwendet wurde, mit den Klimaszenarios sowohl mit Startjahr 2004 als auch mit Startjahr 2046 durchgeführt. Dabei wurden nicht die ansteigenden atmosphärischen CO₂-Gehalte berücksichtigt. Unter den Klimaszenarios, die geringe Änderungen in den Niederschlägen beinhalten, dominiert das Aufheben der winterlichen Temperaturlimitierungen. Die Bruttoprimärproduktion ist zur Jahrhundertmitte größer als gegenwärtig, mit Ausnahme der Fläche 1205. Die Nettoökosystemproduktion zeigt analoge, jedoch schwächere Trends. Rechnungen mit entsprechend dem A2 Szenario ansteigenden atmosphärischen CO₂-Gehalten ergaben im Durchschnitt über die Standorte eine um 7 % höhere Bruttoprimärproduktion für den Simulationszeitraum 2046-2055 im Vergleich zu den Rechnungen mit konstantem atmosphärischem CO₂.

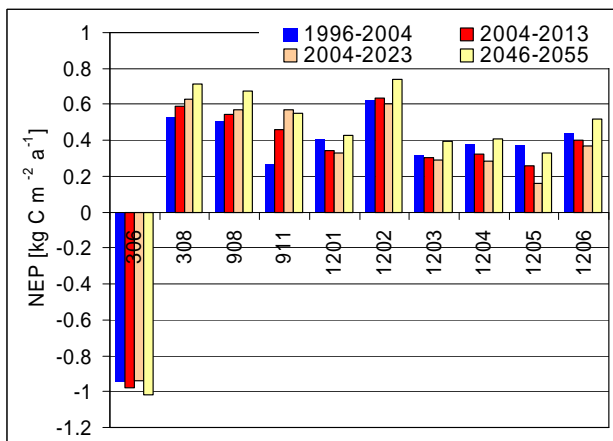
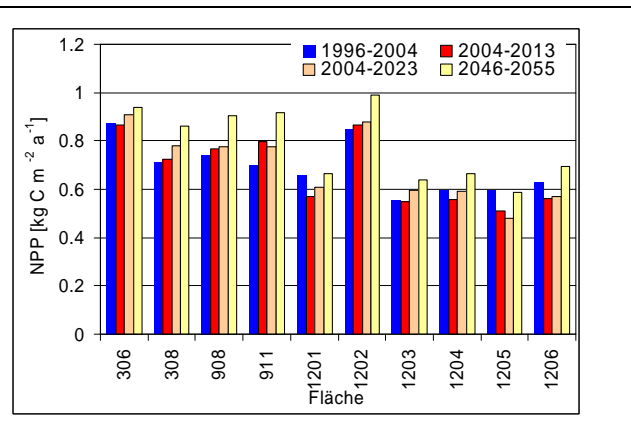
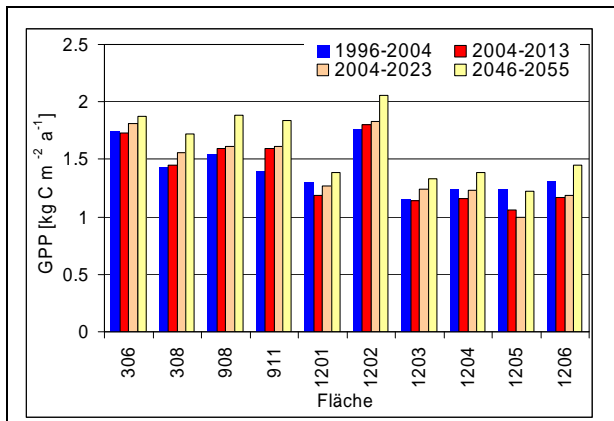


Abb. 48: Durchschnittliche Bruttoprimärproduktion (GPP), Nettoprimärproduktion (NPP) und Nettoökosystemproduktion (NEP) unter verschiedenen Klimaszenarios im Vergleich zum Referenzzeitraum (1996-2004). Die Rechnungen mit Klimaszenarios starten jeweils im ersten Simulationsjahr mit einem Bestand identisch zu dem im Jahr 1994.

4.5.4 Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit BIOME-BGC

Autoren: Hubert Jochheim, Martina Puhlmann (ZALF)

Anhand der von den Untersuchungsstandorten vorliegenden Messungen wurde eine Modellinitialisierung für die Forstbestände und Boden-C-Vorräte sowie eine Parametrisierung der Boden- und Wurzelprofile und eine Aufbereitung der Wetterdaten durchgeführt wie in Kapitel 4.5.2.2 beschrieben. Als Anhaltgrößen für Modellparameter wurden zunächst die aus verschiedenen Literaturquellen (Churkina et al. 2003; Mollicone et al. 2003; Pietsch et al. 2005; White et al. 2000) für BIOME-BGC zur Verfügung stehenden Werte eingesetzt. Da das verwendete Modell in einigen Modulen von der Originalversion deutlich abweicht, konnten die Parameter nicht ungeprüft übernommen werden. Die vorliegenden Messdaten wurden daher zur Kalibrierung des Modells verwendet. Für die vorliegende Studie wurden soweit möglich einheitliche, baumartenspezifische Modellparameter verwendet. Einige Modellparameter wurden jedoch standortspezifisch ermittelt. Aus der Bandbreite der Parameter für eine Baumart können dann in einem späteren Schritt mittlere baumartenspezifische Modellparameter abgeleitet werden.

4.5.4.1 Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messwerten von Level-II-Standorten

Insgesamt wurde bei 15 Flächen die Datenbasis zur Modell-Initialisierung und -Kalibrierung als für die Fragestellung geeignet angesehen. Von diesen Level-II-Standorten wurde mit dem Modell BIOME-BGC die Entwicklung der Pools und Flüsse des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts berechnet. Die Tabelle im Anhang (zu Kap. 4.5.2.1) enthält die Liste der bearbeiteten Flächen mit den Zeiträumen der jeweils zur Verfügung stehenden Initialisierungs- und Kalibrierungsdaten.

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten Parametersätze für die Baumarten Fichte (Flächen Nr. 302, 303, 305, 906, 908), Kiefer (Flächen Nr. 307, 1201, 1202, 1203, 1204, 1205, 1206) und Buche (Flächen Nr. 304, 911, 1207) an den aufgelisteten Flächen erarbeitet werden:

In den folgenden Kapiteln werden die Simulationsergebnisse im Vergleich zu vorliegenden Messergebnissen dargestellt und diskutiert. Zu jeder gemessenen Größe des Wasser- oder des Kohlenstoffhaushalts werden einige ausgewählte Beispiele dargestellt. Für die aufgelisteten Untersuchungsflächen ist eine vollständige vergleichende Darstellung der Mess- und Simulationsergebnisse aller bearbeiteten Level-II-Flächen im Anhang auf CD beigefügt.

4.5.4.1.1 Bodentemperatur

BIOME-BGC berechnet die Bodentemperatur für die Bodentiefe 10 cm ab Oberfläche der Humusauf-lage. Demgegenüber wird die Bodentiefe bei den Messungen ab Mineralbodenoberfläche gezählt. Für den Vergleich zwischen Messung und Simulation wurde jeweils die Bodentiefe ausgewählt, die der simulierten Bodentiefe am nächsten kommt.

Der jahreszeitliche Verlauf der Bodentemperatur wird im Allgemeinen gut abgebildet. Das gilt für alle untersuchten Standorte (vgl. Graphiken u. Tabelle im Anhang). Die Korrelationskoeffizienten zwischen den gemessenen und simulierten Werten liegen für die Standorte zwischen 0.912 und 0.975, im Mittel bei 0.951. Die Differenz zwischen simulierten und gemessenen Jahresmittelwerten liegt zwischen -1.6 °C und +1.8 °C, im Mittel bei -0.5 °C. Die Simulationen ergeben geringfügig höhere Variationskoeffizienten (68%) gegenüber den Messungen (58%).

Abweichungen treten vor allem in den Wintermonaten auf, in denen die Bodentemperatur vom Modell offenbar zu stark von den kurzfristigen Lufttemperaturen bestimmt wird und die Wärmeleitung des Bodens bzw. die isolierende Wirkung von Schnee nicht berücksichtigt wird. In einigen Fichtenbeständen (303, 305, 906) wird darüber hinaus die Bodentemperatur im Sommer z. T. überschätzt. Dies wird auf eine unzureichende Abbildung der isolierenden Wirkung der dichten Fichtenkronen zurück geführt. Inzwischen existiert eine weiterentwickelte Version des Bodentemperaturmodells, die das gesamte Bodenprofil berücksichtigt.

4.5.4.1.2 Wasserhaushalt

4.5.4.1.2.1 Bestandesniederschlag und Interzeptionsverdunstung

Sowohl in Laub- als auch in Nadelwaldbeständen werden die Interzeptionsverdunstung und der Bestandesniederschlags in ihrer jahreszeitlichen Dynamik gut wiedergeben. Der Korrelationskoeffizient zwischen den gemessenen und simulierten Bestandesniederschlägen beträgt auf Basis der Jahressummen 0,929, auf Basis der Mittelwerte über alle Simulationsjahre 0,959 (Abb. 49). Auch für die Einzelflächen werden überwiegend ähnlich hohe Korrelationen erzielt. Die entsprechenden Korrelationskoeffizienten für die Interzeptionsverdunstung betragen 0,44 bzw. 0,51. Die Ergebnisse auf Basis der wöchentlichen, 14-tägigen bzw. monatlichen, im Jahresverlauf kumulierten Einzelmessungen sind für alle Untersuchungsbestände im Anhang dargestellt.

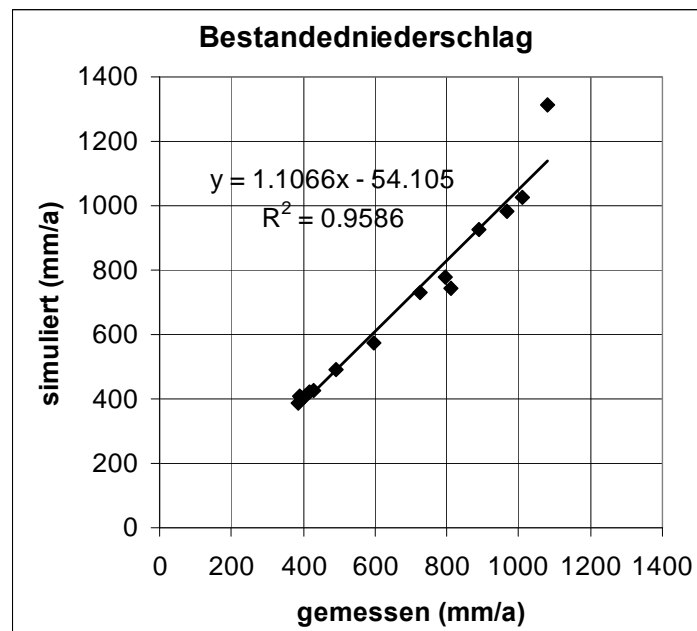


Abb. 49 Mittelwerte der simulierten gegenüber den gemessenen Bestandesniederschlägen aller Untersuchungsflächen

Stärkere Abweichungen bei einzelnen Flächen können auf unterschiedlichen Ursachen beruhen:

- Die Dynamik der Schneespeicherung und –schmelze im Kronendach wird im Modell nicht berücksichtigt.
- Die simulierte Interzeptionsverdunstung ist im Modell direkt vom Blattflächenindex abhängig. Alle Faktoren, die den Blattflächenindex beeinflussen (z.B. Insektenkalamitäten, Sturmschäden in der Krone), wirken sich auch auf die gemessene Interzeptionsverdunstung aus. Liegen hierzu nur unzureichende Angaben vor, können hiervon auch die simulierte Interzeptionsverdunstung sowie der Bestandesniederschlag betroffen sein.
- Zum Teil werden Fehler in den verwendeten Freilandniederschlagsdaten vermutet, die bis zum Ende des Projekts nicht geklärt werden konnten. Die Niederschlagsdaten gehen bei der Berechnung der „gemessenen“ Interzeptionsverdunstung ein.

4.5.4.1.2.2 Kronendachtranspiration

Messergebnisse zur Kronendachtranspiration aus Xylemfluss-Messungen stellen wichtige Daten für die Modellkalibrierung des Wasserhaushalts dar, da sie wesentliche Informationen über die Reduktion der Stomata-Leitfähigkeit bei Trockenstress liefern können. Aus einzelnen, außerhalb des Level-II-Programms initiierten Untersuchungen konnten Vergleichsdaten zur Kronendachtranspiration aus Xylemfluss-Messungen von insgesamt 4 Standorten (304, 305, 1202, 1207) in die Studie mit einbezogen werden ((Schipka et al. 2005) Jutta Heimann (unveröff.), (Lüttschwager 2001), (Lüttschwager & Remus 2007)).

In Abb. 50 sind die simulierten täglichen Kronendachtranspirationsraten den gemessenen für den Standort Beerenbusch Buche (Plot 1207) über den Zeitraum 2002 – 2005 gegenüber gestellt. Prinzipiell ist die Korrelation zwischen gemessener und simulierter Transpiration als gut einzustufen (Abb. 50 rechts). Die Spitzenwerte der simulierten Transpirationsraten gehen im Jahr 2002, aber auch in den ersten Sommermonaten der Jahre 2004 und 2005 über die gemessenen Werte hinaus. Im Sommer 2003 wird die Transpiration in der extremen Wärmeperiode im Modell überschätzt.

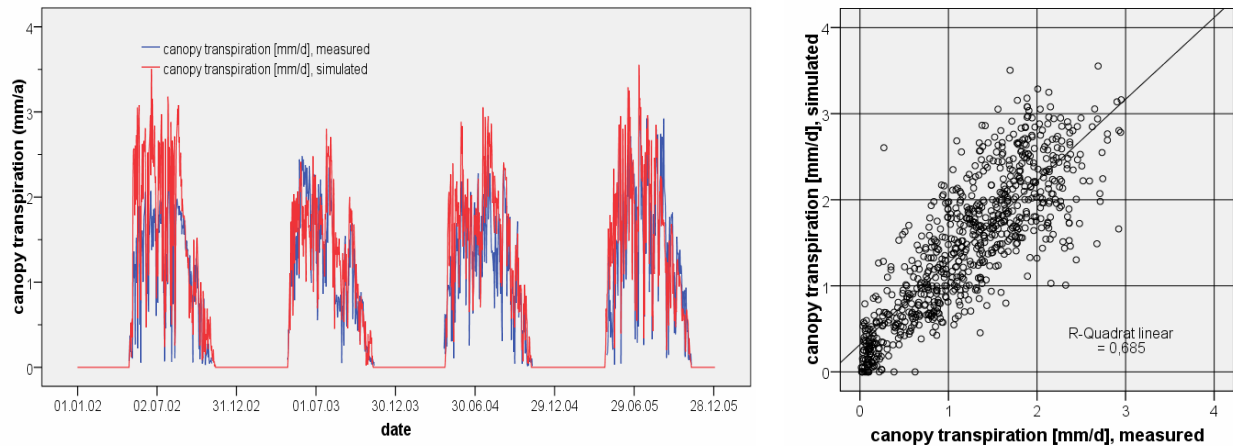


Abb. 50 Gemessene und simulierte Tageswerte der Kronendachtranspiration des Buchenbestandes der Messfläche 1207 (Beerenbusch Buche) im zeitlichen Verlauf des Zeitraums 2002 – 2005 (links) und im Streudiagramm (rechts)

In Beständen mit hohem Deckungsgrad der Bodenvegetation ist die Kalibrierung des Modells BIOME-BGC anhand von Messwerten zur Kronendachtranspiration nicht geeignet. Da die Transpiration der Bodenvegetation nicht berücksichtigt wird, würde als Folge der zu geringen Gesamttranspirationsrate eine gegenüber den Messwerten erhöhte Bodenfeuchte simuliert. Dementsprechend fielen die Versickerungsrate des Wassers zu hoch aus und die Photosyntheserate und Bodenrespiration würden in den sommerlichen Trockenphasen nicht ausreichend eingeschränkt. Um derartige Effekte zu vermindern, wurde die Stomataleitfähigkeit erhöht (Kennzeichnung der Dateien im Anhang mit „_hsc“). Die simulierte Transpiration ist dabei eher als Summe aus Transpiration des Bestandes und der Bodenvegetation aufzufassen und liegt deutlich über den gemessenen Werten. Die übrigen ökosystemaren Prozesse werden jedoch vermutlich realer abgebildet. Diese Vorgehensweise stellt simulationstechnisch eine vorläufige Lösung des Problems dar, bis eine Erweiterung des Modells zum Mehrschicht-Bestandesmodell realisiert ist, die eine Berücksichtigung der Bodenvegetation erlaubt.

Abgesehen von diesen methodisch bedingten Unterschieden begründen sich die bei den übrigen Beständen beobachteten Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Werten vermutlich hauptsächlich auf Unsicherheiten der tatsächlichen Wurzeltiefe, die die verfügbare Wassermenge nicht korrekt berücksichtigt.

4.5.4.1.2.3 Bodenfeuchte

Zum Vergleich von simulierter und gemessener Bodenfeuchte wurde in der Regel die mit TDR- oder FD-Sonden gemessene Bodenfeuchte verwendet. Bei einigen Standorten, bei denen diese Werte nicht vorlagen, musste stattdessen die Bodenfeuchte aus Tensiometerdaten berechnet werden. Hierzu wurden die von den Forstlichen Versuchsanstalten zur Verfügung gestellten van Genuchten-Parameter verwendet (Plots 302, 303).

Die simulierte Bodenfeuchte stimmt auf der Mehrzahl der Flächen gut mit den Messwerten überein (vgl. Einzelergebnisse im Anhang). Im Mittel werden Korrelationskoeffizienten von 0,53 erzielt. Meistens werden in den oberen Mineralbodenschichten bis 30 cm Tiefe die besten Ergebnisse erzielt (Mittelwert von $R = 0,63$). In einigen Fällen mit mehreren Messsonden pro Bodentiefe zeigen einzelne Sonden gute Übereinstimmungen mit den Simulationen, während andere deutlich abfallen.

Größere Abweichungen zwischen Simulationsergebnissen und Messwerten bei einigen Flächen lassen sich auf unterschiedliche Ursachen zurückführen:

- Schwankender Grundwassereinfluss, der mit der eingesetzten Modelloption „statischer Grundwasserspiegel“ nicht berücksichtigt werden kann (Standorte 1201, 1206). Simulationsrechnungen mit der dynamischen Grundwasser-Option des Modells haben gezeigt, dass die Dynamik des Grundwasserspiegels dieser beiden Standorte offenbar durch Zuflüsse von Außen bewirkt wird und sich nicht durch die Sickerwasserflüsse des Standorts selbst erklären lässt.
- Die vertikale Wurzelverteilung stimmt bei einigen Standorten (307, 1202, 1204) offenbar nicht mit dem im Modell vorgegebenen asymptotischen Verteilungsmuster überein. Bei Standorten aus pleistozänen Sanden mit Tieflehmunterlagerungen wurden Wurzelverteilungen mit einer zweiten tiefer gelegenen Intensivwurzelschicht beobachtet.
- Im Simulationsmodell wird der Skelettanteil der Bodenprofil-Angaben berücksichtigt. Bei der Bewertung der Messwerte muss jedoch unterschieden werden, ob der Skelettanteil aus Grobskelett oder Grus besteht. Beide Fälle unterschieden sich hinsichtlich der Auswirkungen auf die Messergebnisse der TDR- oder FD-Sonden und der notwendigen Umrechnungen beim Vergleich mit Simulationsergebnissen.
- Probleme bei der Messmethodik der eingesetzten Sonden, z.B. nicht kalibrierte Sonden oder eine evtl. auftretende Messdrift treten bei einigen Bodentiefen der Standorte 1203, 1205, 1206, 1207 auf.
- Nicht zutreffende van Genuchten-Parameter, die zur Umrechnung von Tensionen in Wassergehalte verwendet wurden (z.B. Standort 304). In diesem Falle wurden die van Genuchten-Parameter der benachbarten Fläche des Standortes 305 auf den Standort 304 übertragen, die offenbar nicht passen.

4.5.4.1.3 Kohlenstoffhaushalt

4.5.4.1.3.1 Holz-C-Vorräte und -Zuwachs

Zur Modellkalibrierung und –validierung kann der simulierte Stammzuwachs mit Daten aus ertragskundlichen Erhebungen am Bestand, mit Ertragstafelwerten sowie mit Jahrringanalysen verglichen werden. Von den Forstlichen Versuchsanstalten wurden Messdaten der verbleibenden und ausscheidenden Bestände aus ertragskundlichen Erhebungen, die in maximal 5-Jahresschritten durchgeführt wurden, zur Verfügung gestellt.

Die Derbholz-Vorräte wurden über Expansionsfaktoren in Baumholzvorräte umgerechnet (vgl. Kap. 4.5.2.2.4. Bei den Beständen, für die längerfristige Simulationsrechnungen zum Vergleich z.B. mit Jahrringanalysen durchgeführt wurden, existieren keine gemessenen Holzvorratsdaten über den gesamten Simulationszeitraum. In diesen Fällen bleibt nur der Vergleich mit den aus Ertragstafelwerten abgeleiteten Holzvorräten und Zuwachsraten. Dazu wurde davon ausgegangen, dass die aktuelle Bonität der Versuchsbestände über die gesamte Simulationsperiode konstant geblieben ist. Diese Voraussetzung gilt zwar aufgrund der eingetretenen Eutrophierungen infolge der weiträumigen Stickstoffeinträge als unsicher, als grobe Richtgröße können die Ertragstafelwerte dennoch Hinweise über die Anpassungsgüte des simulierten Zuwachsverhaltens liefern.

Ein Beispiel für einen Vergleich zwischen simulierten und gemessenen bzw. aus Ertragstafeln abgeleiteten Baumholzvorräten stellt Abb. 51 für den Kiefernstandort Neusorgefeld (Plot 1205) dar. Der C-Vorrat wird für den ersten Teil der Simulationsperiode gut abgebildet. Ab 1999 übertrifft die Simulation die Ertragstafelwerte jedoch deutlich (Abb. 51 links). Dies lässt sich dadurch erklären, dass mit Einrichtung der Versuchsflächen im Jahr 1995 die Durchforstung unterhalb der in den Ertragstafeln vorgesehenen Werte liegt. Der Gesamtzuwachs, wie er beim Vergleich des verbleibenden und der kumulierten Summe des ausscheidenden Bestandes zum Ausdruck kommt (Abb. 51 rechts), verläuft im gesamten Simulationszeitraum weitgehend in Übereinstimmung mit den Ertragstafelwerten.

In 4 der 6 brandenburgischen Kiefernstandorte wurden im Vergleich zu den Ertragstafelwerten erwartungsgemäß höhere Zuwachsraten simuliert (vgl. Abbildungen im Anhang), die sich auf die geänderten Wuchsbedingungen durch veränderte Umwelteinflüsse zurückführen lassen.

Die simulierten Zuwachsraten an Baumholz treffen die gemessenen Werte meistens gut (Abb. 52 und Abbildungen im Anhang), wenn der Vergleich auf Basis der Mittelwerte über die gesamte Simulationsperiode geschieht. Hier wird ein Korrelationskoeffizient von 0,78 erzielt, wenn der Bestand Nr. 906 außer Acht gelassen wird, bei dem vermutlich die Inputdaten fehlerhaft sind. Die Bestände 303, 911, 1201 und 1203 werden um mehr als 10 % überschätzt, die Bestände 906 und 908 um mehr als 10 %

unterschätzt. Die Spannweite der Messergebnisse ist etwas größer als die der Simulationsergebnisse. Die Simulation überschätzt die Messergebnisse im unteren Bereich eher, während sie im oberen Bereich eher unterschätzt. Die unterschiedlichen Niveaus der Zuwachsraten zweier benachbarter 5-Jahres-Abschnitte können von der Simulation mitunter nicht nachvollzogen werden, was möglicherweise auch auf Messunsicherheiten zurückzuführen ist. Für einige Abweichungen zwischen den simulierten und den gemessenen Werten kommen folgende Ursachen in Frage:

- Trends bei der Simulation der Zuwachsraten, die sich u. U. in den gemessenen Zuwachsraten nicht widerspiegeln. Diese Trends beruhen möglicherweise auf Unsicherheiten bei der N-Verfügbarkeit, resultierend aus N-Deposition und Umsatz der organischen Substanz (z.B. bei Fläche 305).
- Offenbar beeinflussen auch im Modell nicht berücksichtigte Ursachen (z.B. Fruktifikation, Insektenkalamitäten, Immissionbelastung) den Zuwachs.
- Bei einigen Beständen sind Messungenauigkeiten oder Datenübertragungsfehler bei den Holzvorräten bzw. den ausscheidenden Beständen wahrscheinlich (z.B. Fläche 304 im Zeitraum 2000 – 2004).

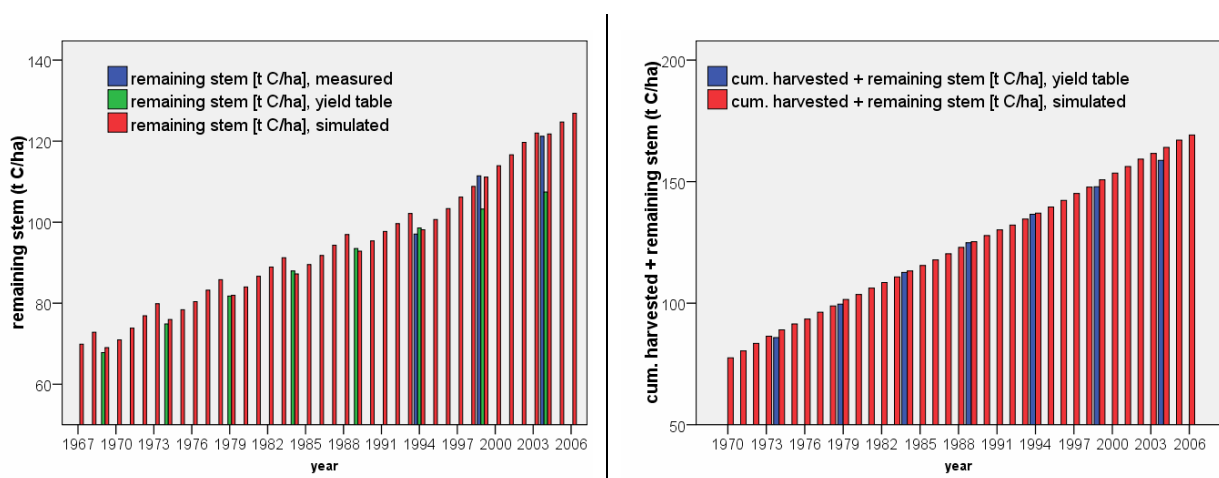


Abb. 51 Gegenüberstellung des simulierten, gemessenen und aus Ertragstafeln abgeleiteten Baumholz-C-Vorrats (links) bzw. der Summe aus verbleibendem und kumuliertem ausscheidendem Baumholz (rechts) des Standorts Neusorgefeld Kiefer (Plot Nr. 1205)

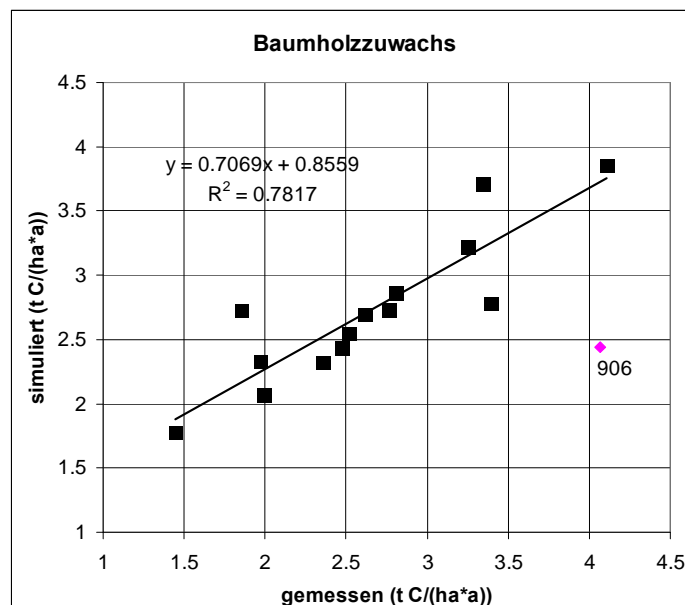


Abb. 52 Mittelwerte der simulierten gegenüber den gemessenen Stammzuwachsrate aller Untersuchungsflächen

4.5.4.1.3.2 Jahrringanalysen

Jahrringanalysen können u. U. Hinweise auf witterungsbedingte oder sonstige Einflüsse auf das Wuchsverhalten liefern. Die Jahrringbreite einzelner Weiserjahre kann vom allgemeinen Wuchstrend abweichen und so besonders gute bzw. schlechte Wuchsbedingungen anzeigen. Die Anpassung an diese witterungsbedingten Abweichungen können als Kalibrierungs- bzw. Validierungshilfe verwendet werden.

Von einzelnen Level-II-Plots liegen Jahrringanalysen vor, die ergänzend zum Level-II-Programm erhoben wurden (Plots 1201 – 1206 (Beck 2001), Plot 1207 Wolfgang Beck, BFH, Plot 305 H. Meesenburg).

Aus der analysierten Jahrringbreite und dem gemessenen Stammdurchmesser wurden der Kreisflächenzuwachs und der relative Kreisflächenzuwachs als Jahresmittelwerte der etwa 20 - 30 beprobten Einzelbäume berechnet. Sowohl der relative Kreisflächenzuwachs als auch der Holzzuwachs unterliegen zeitlichen Trends, die eine direkte regressionsanalytische Auswertung erschweren. Daher wurden die beiden Zeitreihen vom Trend bereinigt und die Indizes miteinander verglichen. Dazu wurde beim Holzzuwachs eine lineare Regression und beim gemessenen relativen Kreisflächenzuwachs eine hyperbolische durchgeführt. Im nächsten Schritt wurde die prozentuale Abweichung der beiden Größen von den jeweiligen Trends durchgeführt. Diese Abweichungen stellen eine normierte Größe der jahresbezogenen gemessenen bzw. simulierten Zuwachsbedingungen dar, die in Abb. 53 im zeitlichen Verlauf und als Streudiagramm dargestellt sind. Im vorliegenden Beispiel konnte ein schwacher Zusammenhang zwischen den simulierten und gemessenen Zuwachsabweichungen der einzelnen Jahre nachgewiesen werden.

Bei der Interpretation der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass sich bei der Simulation einerseits und den gemessenen Jahrringbreiten andererseits unterschiedliche Faktoren mit z.T. entgegen gesetzten Effekten auswirken. Bei den Langzeitsimulationen mussten Durchforstungen angenommen werden, die aus den Ertragstafeln nach pauschalen Anteilen in 5-Jahresschritten abgeleitet wurden. Ohne Informationen aus Forstlichen Betriebsbüchern besteht große Unsicherheit darüber, inwieweit die Durchforstungszeitpunkte und die -anteile den realen Bedingungen entsprechen. Bei den Simulationsrechnungen reduzieren diese Durchforstungen die Biomassevorräte aller Kompartimente des Bestandes und vermindern in den Folgejahren über die Blattmasse die Photosynthese- und folglich auch die Zuwachsraten, bis sich wieder eine volle Nadel/Blattmasse gebildet hat. Im Gegensatz dazu wirken sich Durchforstungsmaßnahmen in der Realität auf die Jahrringbreite der Folgejahre eher Zuwachs steigernd aus, da die verbleibenden Stämme durch eine abgeschwächte Konkurrenzsituation im Zuwachs eher gefördert werden.

Ein weiterer im Modell nicht berücksichtigter Faktor stellt die Fruktifikation dar, die in Mastjahren den Zuwachs erheblich schmälern kann. Die Fruktifikation wird im Modell nicht berücksichtigt.

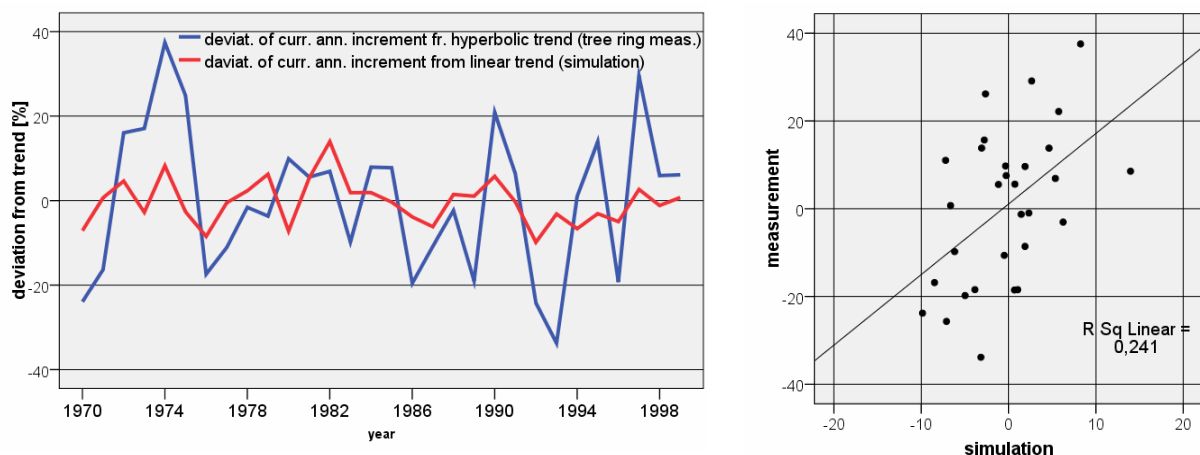


Abb. 53 Zeitlicher Verlauf (links) und Streudiagramm mit Regression (rechts) der Abweichungen des simulierten Baumholzzuwachses sowie des relativen Kreisflächenzuwachses vom Trend im Bestand Beerenbusch Kiefer (Plot Nr. 1202)

Bei den Untersuchungsstandorten mit vorliegenden Jahrringanalysen konnten bei den Flächen 305 und 1201 – 1204 ähnliche Korrelationen wie im gezeigten Beispiel nachgewiesen werden, während bei den Standorten 1205 – 1207 keine Korrelationen existieren. Bei dem Kiefernbestand 1206 liegt die

Vermutung nahe, dass sich Trockenjahre aufgrund des Grundwasseranschlusses im Zuwachsverhalten nicht auswirken. Bei dem Buchenbestand 1207 drücken sich die Witterungseffekte vermutlich nicht im Zuwachs aus, weil der Bestand aus einem Kiefernbestand mit Buchenunterwuchs hervorgegangen ist, bei dem die oberständigen Kiefern erst 1985 – 1988 entfernt wurden.

4.5.4.1.3.3 Blattmasse, Blattflächenindex, Streufall

Über das Kronendach der Wälder laufen wesentliche Wasser- und CO₂-Austauschprozesse mit der Atmosphäre ab. Die Interzeptionsverdunstung und die Photosyntheseleistung sind eine direkte Funktion des Blattflächenindex. Daher stellt die korrekte Abbildung des Blattflächenindex bzw. der Nadel/Blattmasse sowie deren saisonale Dynamik in biogeochemischen Simulationsmodellen eine wesentliche Voraussetzung für die Simulation des gesamten Stoffhaushaltsgeschehens dar.

Zur Ableitung der dafür benötigten Kalibrierungsdaten eignen sich Messdaten verschiedener Methoden, z.B. die Analyse der Blattmasse aus Inventuren bzw. aus Streufallmessungen oder die Messung des Blattflächenindex über optische Verfahren. Im Folgenden werden verschiedene Beispiele zur Nutzung derartiger Messdaten zur Modellkalibrierung bzw. –validierung aufgezeigt.

Blattflächenindex

Vor den niedersächsischen Level-II-Beständen existieren Angaben zum Blattflächenindex, wobei aber sowohl die Methode als auch das Bezugsdatum unklar sind. Derartige Daten können daher lediglich eine grobe Bewertungshilfe der Simulationsergebnisse liefern.

Eine zweite Herangehensweise ist in Abb. 54 dargestellt. Hier wurde in drei verschiedenen Jahren der Blattflächenindex aus Streufallmessungen mit detaillierten Analysen der spezifischen Blattfläche an vitalen Blättern durchgeführt. Für ein Jahr lagen zusätzliche optoelektronische Vergleichsmessungen des LAI vor, die zu sehr ähnlichen Werten kamen. Es zeigt sich, dass der Blattflächenindex trotz annähernd gleicher Blattmasse in den 3 Jahren aufgrund unterschiedlicher spezifischer Blattflächen deutlich variiert. Im Modell wird der Blattflächenindex aus der Nadel/Blattmasse über einen Modellparameter berechnet, der als Konstante für den gesamten Simulationslauf verwendet wird. Es berücksichtigt nicht die im Verlauf der Vegetationsperiode absinkende spezifische Blattfläche, so dass möglicherweise innerhalb des Jahresverlaufs eine gegenüber der realen Entwicklung höhere Dynamik des LAI simuliert wird. Die Abbildung der räumlichen und zeitlichen Variation des LAI ist in dieser Hinsicht modellseitig begrenzt.

Im dritten Beispiel liegt der Blattflächenindex zeitlich hoch aufgelöst zur Verfügung (Abb. 55). Hier wurden die wöchentlichen Streufallmessungen mit einem Nadelwachstumsmodell verknüpft. Es zeigt sich beim „gemessenen“ LAI eine hohe Dynamik, die durch das Modell nur abgeschwächt und zeitlich versetzt wiedergespiegelt werden kann. Die Ursache dafür ist, dass BIOME-BGC in der vorliegenden Entwicklungsstufe bei immergrünen Nadelwäldern eine im Jahresverlauf konstante Streufallfraktion zugrunde legt. Hier sind weitere Modellentwicklungsarbeiten vorgesehen, die das Problem lösen könnten.

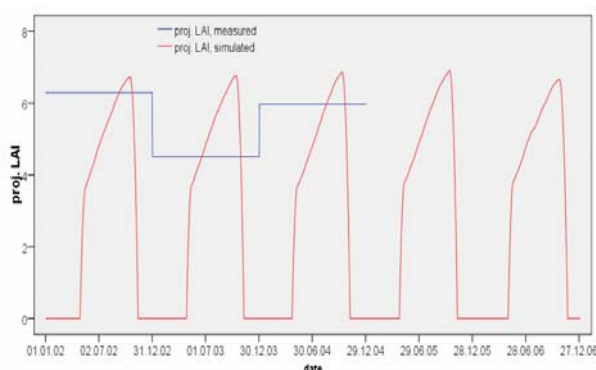


Abb. 54 Simulierter Blattflächenindex im Bestand Beerenbusch Buche (Plot 1207) im zeitlichen Verlauf im Vergleich zur Messwerten aus 3 verschiedenen Jahren (jeweils Ende August)

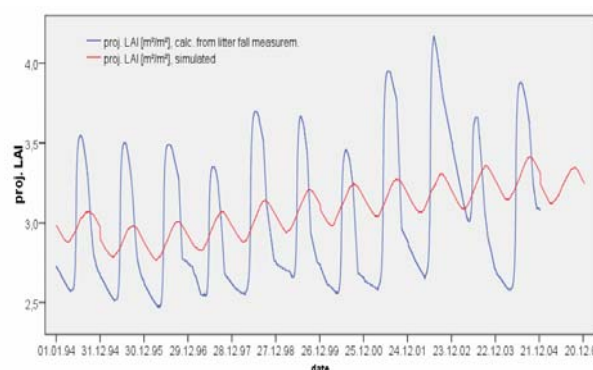


Abb. 55 Simulierter Blattflächenindex im Bestand Beerenbusch Kiefer (Plot 1202) mit zeitlich hoch aufgelösten Vergleichsdaten, die aus wöchentlichen Streufallmessungen und einem Nadelwachstumsmodell berechnet wurden

Bei den hier nicht dargestellten Untersuchungsbeständen liegen die Simulationsergebnisse im Vergleich zu den Messwerten in ähnlicher Relation wie bei den gezeigten Beispielen (vgl. Anhang). Für die Fichtenflächen 303 und 305 liegen die simulierten Werte etwas über den gemessenen, wobei zur berücksichtigen ist, dass der LAI des Bestandes 305 im Winter gemessen wurde.

Streufall

Von der überwiegenden Zahl der Standorte liegen Messergebnisse des Streufalls verschiedener Fraktionen auf Jahresbasis vor, die zur Validierung des Streufalls von Blättern und Holz verwendet werden können.

Auf der Basis der Mittelwerte über alle Simulationsjahre korrelieren die simulierten Blattstreufallraten mit den gemessenen Werte mäßig gut ($R=0,45$), wenn der Bestand 906 ausgeschlossen wird, bei dem vermutlich die Input- oder Vergleichsdaten fehlerhaft sind (Abb. 56). Die Differenzen zwischen Simulation und Messung liegen bei 67% der Flächen $< 10\%$. Auf Basis der einzelnen Jahre lassen sich jedoch keine Korrelationen nachweisen (vgl. Anhang). Simulation und Messung weisen in den Zeitreihen deutlich unterschiedliche Variation auf. Der Variationskoeffizient liegt bei den Simulationen bei 6% während er bei den Messungen 19% erreicht. Die hohen Variationen ergeben sich vermutlich aus Effekten, die vom Modell nicht abgebildet werden (z.B. Nadelstreufall als Folge von Insektenbefall, Immissionsschäden oder Sturmschäden, Variation des Blatt-/Nadel-Zuwachses bei Fruktifikation).

Da im Simulationsmodell das Stamm-Kompartiment als Baumholz zu verstehen ist, können Streufall-Daten zur Holzfraktion zur Kalibrierung der als Modellparameter enthaltenen Turnoverraten des Baumholzes verwendet werden (vgl. Abbildungen im Anhang). Der gleichmäßige Anstieg des simulierten Holzstreufalls weist darauf hin, dass das Modell diesen Prozess als einfache Funktion des Holzvorrates beschreibt. Folglich kann das Modell die ungefähre Höhe dieses Prozesses treffen, nicht jedoch die zusätzlichen Faktoren, die die zeitliche Variation des holzartigen Streufalls im Bestand verursachen (z.B. Sturm).

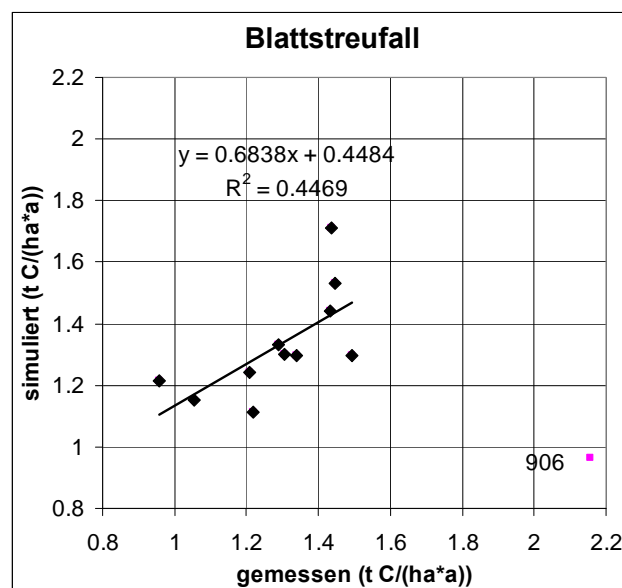


Abb. 56 Simulierte vs. gemessenen Blattstreufallraten aller Untersuchungsflächen als Mittelwerte über alle Simulationsjahre

4.5.4.1.3.4 Boden-C-Vorräte

Bei der Simulation der Boden-C-Dynamik spielen die modellspezifische Wahl der Boden-C-Startwerte und die Höhe des C-Inputs (aus Streufall, Wurzelturnover und Restholz aus Durchforstungsmaßnahmen) eine bedeutende Rolle. In BIOME-BGC müssen vier Boden-C-Pools und vier Sreu-C-Pools mit Anfangswerten belegt werden. Als Anhaltspunkt für die Startwertfindung lagen Messwerte einer Erhebung bei Einrichtung der Untersuchungsfläche und in einigen Fällen (z.B. Solling Buche und Fichte) Zeitreihen zur Verfügung. Zum Input lagen Streufallmessungen vor. Der Streufallinput aus der Fruktifikation wird allerdings im Modell nicht berücksichtigt. Über den Wurzelturnover gab es keine flächenspezifische Information, ebenso zum Restholz-Input aus Durchforstungsmaßnahmen. Hier musste von allgemeinen Annahmen ausgegangen werden.

Aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität von Wäldern ist die Spannweite der ermittelten Boden-C-Vorräte an einem Standort sehr hoch (s. weitere Ausführungen in den Kapiteln 4.1.1, 4.2, 4.4.3 und 5). Im Fall der brandenburgischen Level-II-Bestände (Plots 1201 – 1206) ergaben sich aus Analysen an 4 Bodengruben Spannweiten von ca. 5 bis 60 t C ha⁻¹ (vgl. Anhang zu Kap. 4.5.4.1.3). Die zu diesen Standorten vorhandene Information wurde dazu genutzt, die Boden-C-Startwerte so zu wählen, dass die Veränderung der Boden-C-Vorräte im Simulationszeitraum minimiert wurde, was in einer Veränderung des Boden-C-Vorrats von maximal 0.18 t C ha⁻¹ a⁻¹ resultierte. Für Standorte ohne Information zur Variabilität der Boden-C-Vorräte wurde der dem Startzeitpunkt am nächsten gelegene Messwert als Startwert herangezogen. Hier ergaben sich meist höhere absolute Änderungen des Boden-C-Vorrats. Allerdings überschreitet die mittlere jährliche prozentuale Veränderung des Boden-C-Vorrats bei keiner Fläche 1%, bei der überwiegenden Anzahl liegt sie unter 0.5%. Bei langjähriger annähernd gleichbleibender forstlicher Nutzung ist eine drastische Änderung des Boden-C-Vorrats eher unwahrscheinlich. Die größten Veränderungen treten in der Simulation bei den Flächen 302, 303, 307 und 911 auf. Diese Standorte fallen auch bei der Bodenrespiration durch hohe Raten auf. Möglicherweise muss hier eine weitere Optimierung des Bodenwasserhaushaltes erfolgen.

Bei den sechs brandenburgischen Kiefernflächen ergeben sich aus der Simulation leicht zunehmende Boden-C-Vorräte. Bei den restlichen Flächen (Plots 302 – 307, 906, 911, 1207) wird ein Absinken des Boden-C-Vorrats simuliert (vgl. Grafiken und Tabelle im Anhang). Über die Richtung einer Vorratsänderung kann nur beim Vorliegen langjähriger Messreihen oder bei entsprechender Zusatzinformation eine Aussage getroffen werden. So lässt ein Baumartenwechsel von Kiefer zu Buche, wie z.B. auf der Buchenfläche 1207, eine Abnahme des Boden-C-Vorrats erwarten, da Buchenstreu ein u.a. engeres C:N-Verhältnis aufweist.

Aus den an lediglich zwei Standorten (Plot 304 Buche, 305 Fichte) vorliegenden Zeitreihen ergibt sich bei stark schwankenden Messwerten eine geringe Zunahme der Boden-C-Vorräte. Dabei nehmen die Vorräte in den Auflagehorizonten zu, während sie in den Mineralböden eher absinken (Meiwes et al. 2002). In der Simulation kommt es bei beiden Standorten zu einer geringen Abnahme der Boden-C-Vorräte (Abb. 57). Ursache hierfür könnte die Wahl der Startwerte und die angenommene Höhe des C-Inputs bzw. Fehler in den berechneten Umsatzraten sein. Als Startwert wurde z.B. für Plot 305 der Messwert aus dem nächstgelegenen Jahr 1979 mit 128 t C ha⁻¹ eingesetzt. Das verhältnismäßig starke Absinken in den ersten Simulationsjahren zeigt, dass dieser Wert eher zu hoch ist. Ein niedriger Startwert wäre unter Berücksichtigung der vor 1979 gemessenen Werte durchaus vertretbar. Da zum jetzigen Zeitpunkt noch keine Überprüfung der berechneten Umsatzraten unter Berücksichtigung der Bodenrespiration stattgefunden hat, kann eine Überschätzung des Boden-C-Umsatzes nicht ausgeschlossen werden. Zu hoch berechnete Umsatzraten könnten aus fehlerhaften Bodendaten (Einfluss auf Bodenfeuchte und -temperatur), zu starken Vereinfachungen in der Temperaturberechnung oder aus zu hohen Basisraten resultieren.

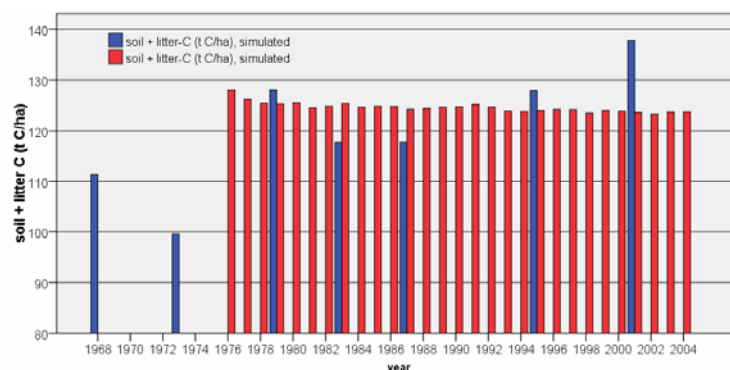


Abb. 57 Gemessener und simulierter Boden-C-Vorrat (Summe aus Auflage + Mineralboden) im Bestand Solling Fichte (Plot 305)

4.5.4.1.3.5 C-Vorräte im Totholz

Eine große Lücke bei der Abschätzung der Veränderung der C-Vorräte in Waldökosystemen stellen die Totholzvorräte dar. Totholz ist dabei als Summe aus stehendem und liegendem Totholz sowie von Ast-, Zweigholz der Streuaufgabe sowie von abgestorbenem Grobwurzelholz definiert. Auf den Level-II-Flächen werden keine Daten dazu erhoben. Daher besteht große Unsicherheit über die einzusetzenden Startwerte für die Totholzfraktion. Bei den Simulationsrechnungen der Level-II-Bestände wur-

den die Startwerte nach 2 verschiedenen Methoden abgeleitet, die die beiden Herangehensweisen bei der Modellanwendung verdeutlichen sollen.

Bei der ersten Methode wurde von einem Totholzanteil von 2 % des bestehenden Baumholzes ausgegangen. Die Effekte auf die Simulationsrechnungen sind am Beispiel des Bestandes Solling Fichte (Plot 305) in Abb. 58 (links) gezeigt. In den 29 Simulationsjahren sind die C-Vorräte im Totholz von 3 auf 8 t C ha⁻¹ angestiegen. Es wird deutlich, dass die wesentliche Quelle des Totholzes von den Durchforstungen ausgeht, dass aber auch die vom Modell verwendeten Turnoverraten, die den Holzstreufall von Ästen, Zweigen, Rinde und auch von Grobwurzeln repräsentieren, einen Beitrag dazu leisten.

Die zweite Herangehensweise ist in Abb. 58 (rechts) am Beispiel des Kiefernbestandes Beerenbusch (Plot 1202) demonstriert. Hier wird der Startwert so gewählt, dass die Totholzmenge im Simulationsverlauf annähernd konstant bleibt.

Eine Bewertung der Simulationsergebnisse zu den Totholz-C-Vorräten fällt schwer, da keine Messdaten der Untersuchungsbestände und nur unzureichende Literaturangaben dazu existieren. Ausgehend von den Daten der zweiten Bundeswaldinventur, in der in deutschen Wäldern mittlere Totholzvorräte von 11 m³ ha⁻¹ angegeben sind, erscheinen die simulierten Werte eher zu hoch. Ergänzende Messungen zu Vorräten und Umsatzraten wären eine notwendige Erweiterung des Messprogramms, die wichtige Initialisierungs- und Kalibrierungsdaten für die Modellanwendung geben können.

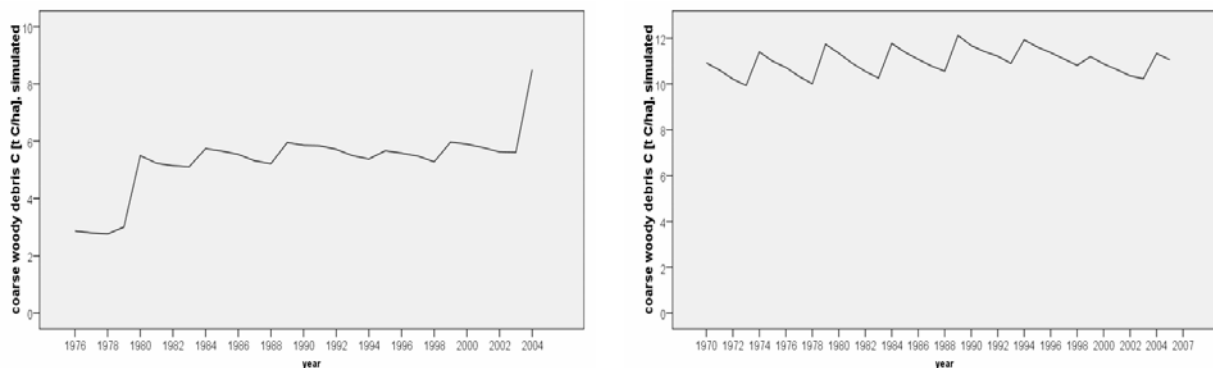


Abb. 58 Simulierter Totholz-C-Vorrat im Bestand Solling Fichte (Plot 305, links) und im Bestand Beerenbusch Kiefer (Plot 1202, rechts)

4.5.4.1.3.6 Bodenrespiration

Die Messungen zur Bodenrespiration wurden an insgesamt 18 Standorten durchgeführt. Von diesen Standorten konnten 4 Standorte in Brandenburg (1202, 1203, 1206, 1207) und 3 Standorte in Bayern (906, 908, 911) sowie ein Standort in Niedersachsen (302) in die Auswertung einbezogen werden. Von den übrigen Standorten standen keine bzw. unzureichende Wetterdaten für den Messzeitraum zur Verfügung.

Die Grafik in Abb. 59 (links) stellt beispielhaft die Simulationsergebnisse als Summe aus heterotropher Respiration + autotropher Wurzelrespiration den Messungen aus den Bodenbereichen ohne Wurzeltrenching gegenüber. Es zeigt sich, dass die saisonale Dynamik prinzipiell von der Simulation abgebildet wird und dass phasenweise gute Übereinstimmung existiert. In einigen Phasen treten jedoch stärkere Abweichungen zu den Messwerten auf. Mitunter sind die gemessenen und simulierten Werte parallel verschoben oder es kommt in Phasen von Sommertrockenheit teilweise zu einer Überschätzung der Bodenrespiration vom Modell (vgl. Grafiken im Anhang). Der Vergleich mit den Messwerten deutet allerdings nicht auf eine systematische Über- oder Unterschätzung der Bodenrespiration hin.

In Abb. 59 (rechts) ist die simulierte heterotrophe Respiration der gemessenen Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit abgetrenntem Wurzelsystem gegenübergestellt. Auch wenn beiden Reihen nicht direkt vergleichbar sind, da bei den „gemessenen“ Werten der heterotrophen Respiration die fehlende Wasserentnahme in diesen Bereichen zu erhöhter Bodenfeuchte führt und so die trockenheitsbedingte Limitierung der heterotrophen Respiration hier entfällt, so zeigt die Simulationen für den Bestand Beerenbusch Buche (1207) in den Sommermonaten erwartungsgemäß niedrigere Werte als die Messungen an.

Als Ursache für die Abweichungen zwischen Messung und Simulation kommen Unsicherheiten sowohl messtechnischer Art als auch von Seiten des Modells in Frage. Die messtechnischen Unsicherheiten sind in den entsprechenden Kapiteln (Kap. 4.1.4, 4.2, 4.3, 4.4.1), die Unsicherheiten bei der Modellierung werden im Folgenden kurz erläutert.

- Die Modellparameter und die Initialwerte für den Boden-C-Vorrat wurden nicht unter Einbeziehung der gemessenen Bodenrespirationsdaten optimiert. Die Simulationen zur Bodenrespiration konnten erst kurz vor Projektende nach Vorliegen der aktuellen Wetterdaten bearbeitet werden.
- Das in BIOME-BGC gegebene Modellkonzept sieht lediglich eine Unterteilung des Boden-C-Vorrats in zwei Schichten (Streu, Boden) vor, wobei die Streuschicht als OI-Schicht, die zweite als Summe aus Of-, Oh- und Mineralbodenvorrat aufzufassen ist.
- In die Berechnung der Umsatzbedingungen gehen als Einflussfaktoren die Bodentemperatur und die Bodenfeuchte ein. Die simulierte Bodentemperatur entspricht der Temperatur in 10 cm Bodentiefe ab Oberfläche der Humusaufgabe. Die in das Dekompositionsmodell einfließende Bodenfeuchte wird als Mittelwert aus den einzelnen Bodenschichten bis 50 cm Bodentiefe errechnet.
- Es ist unklar, bis zu welcher Bodentiefe der Boden-C-Vorrat als reaktiv angesehen werden kann. Die gemessenen Bodenprofil-Daten liegen bis zu unterschiedlichen Bodentiefen vor. In der vorliegenden Untersuchung wurden bei allen niedersächsischen (Plots 301 – 308) und bayerischen Standorten (901 – 919) die C-Vorräte bis 50 cm, bei den brandenburgischen Standorten (1201 – 1207) bis 100 cm Bodentiefe berücksichtigt.
- Die Inputraten in die Streu- und Boden-Kompartimente sind mit Unsicherheiten behaftet, die sich aus den Allokationsparametern und Turnoverraten der modellierten Biomasse-Kompartimente ergeben. Ein C-Input durch eine evtl. vorliegende Bodenvegetationsschicht wird in der verwendeten Modellversion ebenfalls nicht berücksichtigt.

Angesichts dieser Unsicherheiten ergibt sich in diesen Aspekten Bedarf an einer Weiterentwicklung des Modellkonzeptes sowie an einer Erweiterung von Experimentaldaten (C-Input durch Wurzelumsatz, Zeitreihen zum Boden-C-Vorrat). Das Modell BIOME-BGC wurde bereits als Mehrschicht-Modell des Boden-C-Umsatz mit einem tiefenbezogenen Bodentemperaturmodell realisiert. Die neueste Modellversion konnte jedoch nicht mehr im Rahmen dieses Projektes verwendet werden.

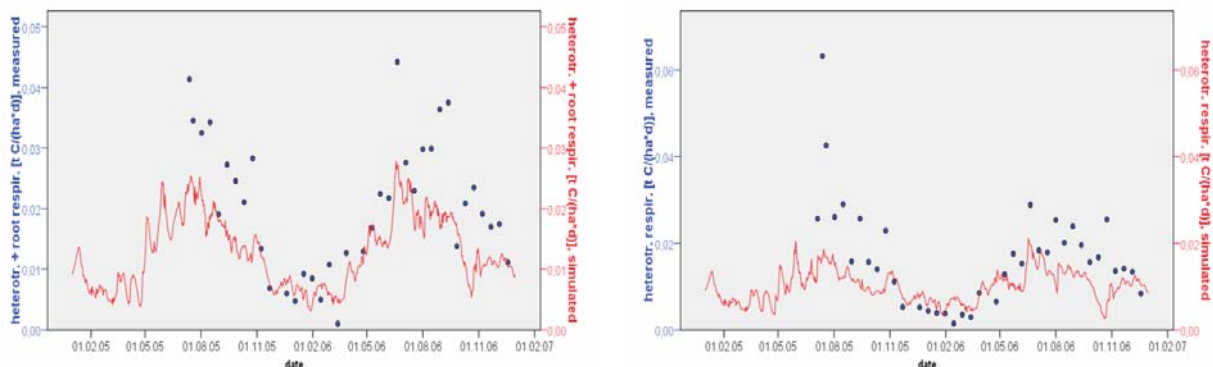


Abb. 59 Simulierte heterotrophe Respiration + Wurzel-Respiration und gemessene Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit lebenden Wurzeln in ausgewählten Untersuchungsbeständen (links) und simulierte heterotrophe Respiration und gemessene Bodenrespiration in den Bodenbereichen mit abgetrennten Wurzeln (rechts) des Bestandes Beerenbusch Buche (Plot 1207)

4.5.4.2 Auswirkungen veränderter Klimabedingungen

Mit BIOME-BGC wurden die Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Wasser- und Kohlenstoffhaushalt für einen Fichtenbestand (908), zwei Buchenbestände (911, 1207) und 6 Kiefernbestände (1201 – 1206) berechnet. Zur Definition der Lage der verwendeten DWD-Stationen und der Witterungsbedingungen des Basis- bzw. Klimaszenario sei auf Tabellen im Anhang verwiesen. Die veränderten Klimabedingungen zeichnen sich durch erhöhte Jahresmitteltemperaturen (+1,9 - +3,3 °C) aus. Das Niederschlagsaufkommen ist bei den Standorten vermindert (-8 – -18 %). Das Dampfdruckdefizit

der Luft ist meist erhöht (+1 - +25 %), am Standort 1206 jedoch leicht vermindert (-5 %). Die Klimaszenarios weisen bei allen Standorten erhöhte mittlere Globalstrahlungswerte auf (+11 - +20 %).

Abgesehen von den veränderten Klimabedingungen und CO₂-Konzentrationen wurden die Klimaänderungsszenarios stets unter identischen Randbedingungen durchgeführt. Es wurden dieselben Bestandes- und Boden-Initialisierungen und -Parametrisierungen sowie N-Depositions-Raten verwendet. Auch die Länge der Simulation war identisch, allein der Zeitraum war um jeweils 50 Jahre verschoben. Die Auswertung des Vergleichs der Auswirkung von Klimaänderungen bezog sich bei allen Szenarios auf die Zeiträume 1996 – 2005 vs. 2046 – 2055.

4.5.4.2.1 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt

Als Folge der veränderten Klimabedingungen wird die Interzeptionsverdunstung bei der überwiegenden Zahl der Standorte erhöht, bei 2 Kiefernstandorten vermindert. Die Transpiration steigt bei 5 Standorten noch an, während sie bei 4 Standorten durch eine begrenzte Wasserverfügbarkeit im Boden vermindert wird. Die Bodenevaporation wird mit Ausnahme eines Standortes durchweg vermindert. Als Folge des verminderten Niederschlags bei gleichzeitig erhöhter Verdunstung wurde für die Simulationsperiode bei allen Standorten eine deutliche Verminderung des Sickerwasseraufkommens simuliert. Bei drei Kiefern-Standorten 1202, 1204 und 1205 ging die Wasserversickerung aus dem Wurzelbereich auf fast Null zurück.

Die Ursachen für die erhöhte Verdunstung liegen zum einen am höheren Dampfdruckdefizit der Klimaszenarios, aber auch im erhöhten Zuwachs an Blattmasse, durch den sich der Blattflächenindex erhöht.

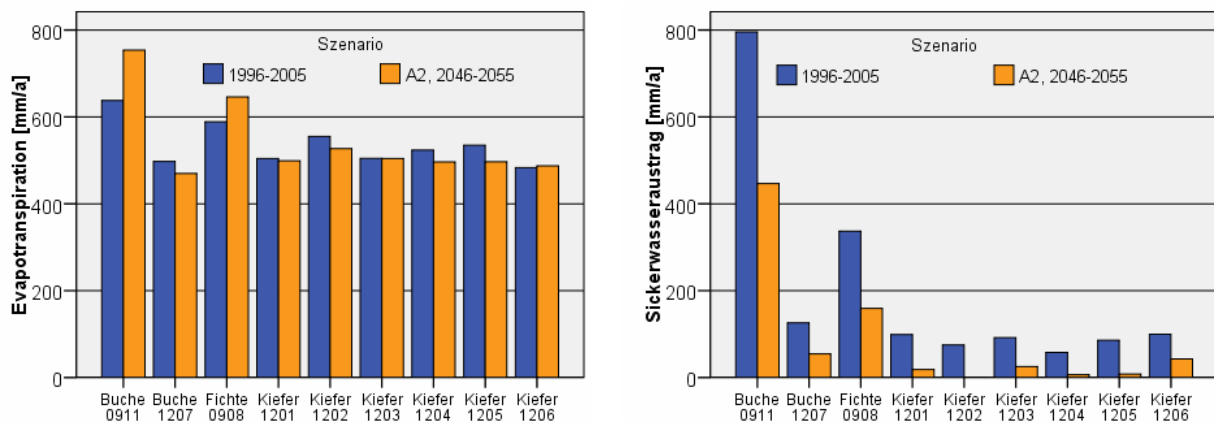


Abb. 60 Simulierte Raten der Evapotranspiration und des Sickerwasseraustrags unter den Bedingungen des Basis- und des Klimaszenario.

4.5.4.2.2 Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt

Die Simulationen unter dem Klimaszenario weisen auf erhöhte Raten fast aller Teilprozesse des Kohlenstoffhaushalts im Vergleich zum Basisszenario hin (Abb. 61.). Bei den untersuchten Standorten steigt die GPP um 13 – 65 %. Die Erhaltungsrespiration wird im Vergleich dazu überproportional gesteigert (24 – 88 %), so dass die Zuwachsraten für Blatt und Stamm sowie die NPP nur um 2 – 59 % anwachsen. Das Modell simuliert unter veränderten Klimabedingungen auch gesteigerte heterotrophe Respirations-Raten um 8-27 % (Ausnahme Fläche 1205: -5%), die aber keine Umkehr der Klimaänderungs-Effekte auf die NEP bewirken, die um 1 – 25 % ansteigt. Auch die C-Bilanz unter Berücksichtigung der Holzexporte, die NBP wird bei den Standorten um 3 – 248 % gesteigert (Ausnahme Plot 1205: -1 %).

Am Ende der beiden Simulationsperioden sind unter veränderten Klimabedingungen in der Vegetation der Bestände um 4 – 19 % höhere C-Vorräte gespeichert. Überproportionale Steigerungen der Vorräte zeigen sich in den Streu-Vorräten (OI-Lage) um 12 – 66 %. Bei den Auswirkungen auf die Boden-C-Vorräte weisen die meisten Bestände kaum Unterschiede auf (-1 - +1 %). Nur bei einem Buchenbestand (1207) steigt er merklich an (+ 4 %). Die veränderten Klimabedingungen steigern auch die Abbauraten von Totholz in den Kiefernbeständen, so dass die Vorräte in fast allen Beständen um bis zu 5 % sinken, während sie im Buchenbestand 1207 um 14 % steigen. Entsprechend den Simulationser-

gebissen zu den C-Bilanzen weisen alle Bestände am Ende der Simulationsperiode unter veränderten Klimabedingungen erhöhte C-Vorräte (+2 - +13 %) auf.

Die sich verändernden Klimabedingungen wirken sich durch mehrere Faktoren auf den C-Haushalt aus. Die erhöhte Temperatur bewirkt einerseits eine verlängerte Vegetationsperiode, eine Steigerung der Photosyntheserate, aber auch eine Erhöhung der Erhaltungsrespiration. Auch die erhöhten CO₂-Konzentrationen steigern die Photosyntheserate. Umgekehrt bewirken der zunehmende Trockenstress durch das erhöhte Dampfdruckdefizit der Luft sowie die begrenzte Wasserverfügbarkeit im Boden nach zurückgehenden Niederschlägen eine Begrenzung der Photosyntheserate. Die Dekompositionsvorgänge werden durch die erhöhten Temperaturen gesteigert, während die verminderten Bodenwassergehalte bei den hier ausgewählten terrestrischen Standorten limitierend wirken.

Es sei an dieser Stelle betont, dass die hier simulierten Effekte aufgrund des relativ kurzen Simulationszeitraums eher die kurzfristigen Effekte und weniger die längerfristigen Reaktionen des gesamten Ökosystems widerspiegeln.

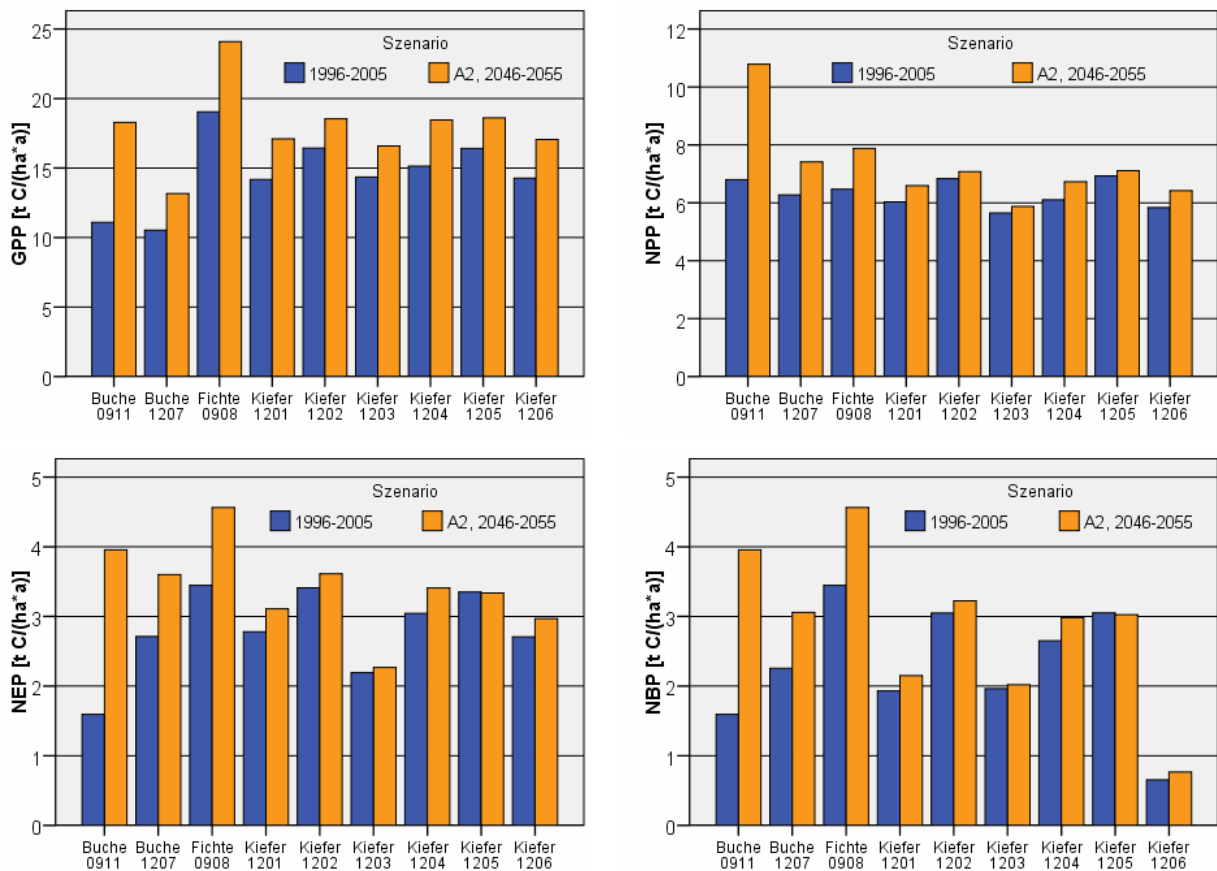


Abb. 61 Simulierte Kohlenstoff-Bilanzgrößen (t C ha⁻¹ a⁻¹) unter den Bedingungen des Basis- und des Klimaszenario

4.5.5 Vergleich der Ergebnisse der beiden Simulationsmodelle

Autoren: Franz-W. Badeck (PIK), Hubert Jochheim (ZALF), Petra Lasch (PIK), Martina Puhmann (ZALF), Felicitas Suckow (PIK)

Die Simulationsmodelle 4C und BIOME-BGC beschreiben Wachstum und Stoffhaushalt von Wäldern in Abhängigkeit von meteorologischen und Standortbedingungen. In der Arbeitsweise sind die Modelle 4C und BIOME-BGC grundlegend verschieden, es gibt aber grundlegende Unterschiede in der Methodik der Modellanwendung. Für 4C ist keine Kalibrierungsphase erforderlich. Alle baumartenspezifischen Parameter sind im Prinzip im Modell festgelegt und auch für die hier gezeigten Modellanwendungen nicht geändert worden, sie variieren auch nicht zwischen den Standorten. Standortsspezifische Parameter werden aus den verfügbaren Bodeninformationen abgeleitet und nicht durch Messwertvergleich eingestellt. Ein standortsspezifischer Parameter zur Steuerung des stickstoffabhängigen Wachstums wird mit Hilfe von Ertragsrichtwerten bestimmt. Im Gegensatz dazu wurden die Messdaten zur Kalibrierung der veränderten Modellversion von BIOME-BGC genutzt (vgl. Kap. 4.5.4).

Bei der Ableitung von Startwerten und der Verwendung von Triebkräften wird unterschiedlich vorgegangen. Aufgrund der z.T. widersprüchlichen Daten (Level-II-Datenbank der BFH vs. Daten von Forstlichen Versuchsanstalten, unterschiedlich durchgeführte Korrekturen bei offensichtlich fehlerhaften Inputdaten) sowie z.T. unterschiedlicher Modellkonzeptionen wurden für die beiden Modelle unterschiedliche Startwerte verwendet. Dies betraf vor allem die Boden-C-Vorräte. Zusätzlich wurden die N-Vorräte der Böden und die C-Vorräte in den Waldbeständen durch die Modell-Vorgaben bedingt unterschiedlich initialisiert.

Zum Modellvergleich wurden nur die Zeiträume ab 1996 betrachtet. Teilweise wurden aber unterschiedliche Ausgangsbedingungen zu Beginn des verglichenen Simulationszeitraums verwendet. So wurden z.B. die Flächen 1201-1206 und 1207 mit BIOME-BGC ab 1967 bzw. 1951 simuliert, mit 4C, aufgesetzt auf den gelieferten detaillierten Bestandes- und Bodendaten, ab 1994 bzw. 2001 (Datenbank), so dass die Bestandessituation bereits zu Beginn des Vergleichszeitraums unterschiedlich war.

Dennoch ergeben sich aus dem Modellvergleich Hinweise auf die Validität bzw. eventuell vorhandene Schwachstellen der eingesetzten Modelle.

4.5.5.1.1 Wasserhaushalt

Beide Modelle sind in der Lage, die Interzeptionsverdunstung gut abzubilden, vor allem an den Brandenburger Standorten. Die maximale Spanne der Abweichungen reicht von -31 bis +33 % (4C relativ zu BIOME-BGC). Die mittlere Abweichung von -9 % verweist auf etwas geringere Interzeption/ Interzeptionsverdunstung in den 4C Simulationsergebnissen. Beide Modelle reproduzieren übereinstimmend die erwarteten Unterschiede zwischen Buchen-, Fichten und Kiefernwäldern, die auf Unterschiede im Blattflächenindex (LAI) und in der Belaubungsdauer zurückzuführen sind.

Die simulierte **Transpiration** der Baumbestände (für die Flächen 1201 bis 1206 in Brandenburg einschließlich der Transpiration der Bodenvegetation) ist mit 4C im Mittel um 39 % geringer als mit BIOME-BGC. Lediglich für zwei Flächen 1207 und 906 wurden sehr ähnliche Jahressummen der Transpirationsflüsse simuliert.

Es können einige vorläufige Schlussfolgerungen über mögliche Gründe für diese Differenzen gezogen werden. Die Simulationen mit 4C wurden unter Verwendung des Ansatzes nach Turc-Ivanov für die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration (PET) durchgeführt. Im Modell wird eine obere Grenze für die Summe aus allen Verdunstungsflüssen festgelegt und limitiert damit vor allem die Baumtranspiration. Erste Tests an der Fläche 1201 zeigen, dass alternative Ansätze für die Berechnung der PET nach Priestley-Taylor oder nach Penman-Monteith zu ca. 35 % höheren Transpirationsraten führen. Wenn sich durch weitere Studien belegen lässt, dass die letztgenannten Ansätze den realen atmosphärischen Verdunstungsanspruch besser wiedergeben als die Berechnung nach Turc-Ivanov, würde dies einen großen Teil der Unterschiede in den Modellresultaten erklären.

BIOME-BGC berechnet dagegen die PET nach Penman-Monteith. Für die Kiefernstandorte (307, 1201-1206) entspricht die dargestellte Transpiration nicht der Kronendachtranspiration, sondern der Bestandstranspiration einschließlich des Anteils der Bodenvegetation. Zur realistischeren Abbildung des Bodenwasserhaushalts und seiner Effekte auf die Dekomposition wurde die Stomataleitfähigkeit heraufgesetzt, um die Transpirationsrate zu erhöhen, da die verwendete Modellversion von BIOME-BGC keine Bodenvegetation berücksichtigt.

Die Differenzen in der Transpiration, finden sich bei weitestgehend ähnlichen Ergebnissen für die Interzeptionsverdunstung spiegelbildlich in der simulierten **Tiefensickerung** wieder. Die 4C Ergebnisse liegen hier im Mittel 24 % über den mit BIOME-BGC simulierten Werten.

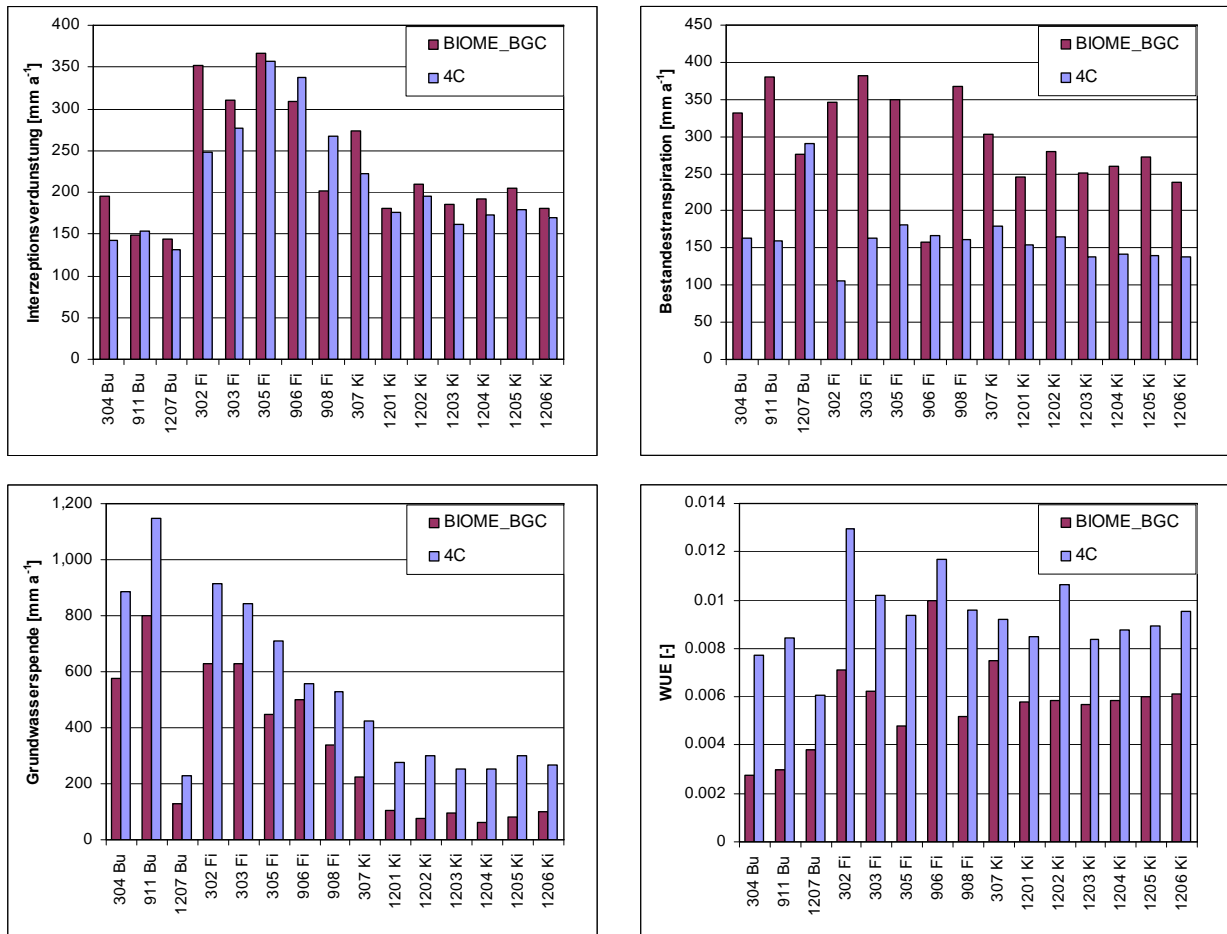


Abb. 62 Simulierte Mittelwerte der jährlichen Wasserhaushaltsgrößen Interzeption, Transpiration, Versickerung und Wassernutzungseffizienz (WUE) an den untersuchten Level II-Standorten

4.5.5.1.2 Kohlenstoffhaushalt

Die Simulationsergebnisse zur Nettoprimärproduktion (NPP) zeigen eine weitgehende Übereinstimmung zwischen beiden Modellen. Für einzelne Flächen kommt das Modell 4C zu einer deutlich höheren NPP (906, 305, 1207).

Bei den Simulationsergebnissen zur Bruttoprimärproduktion (GPP) und zur autotrophen Respiration (RA) unterschieden sich die beiden Modelle dagegen deutlicher, wobei die Abweichungen im Zusammenhang stehen. Die Variabilität der Differenzen zwischen der Bruttophotosynthese (GPP) und der autotrophen Respiration (RA) in den beiden Modellen ist größer (Variationskoeffizient = 30 bzw. 48 %) als die Differenzen der NPP (Variationskoeffizient 22 %). Die Abweichungen in GPP und RA sind in 14 von 15 Fällen gleichläufig und hoch miteinander korreliert ($R = 0.96$). In der genutzten 4C Version wird den Hypothesen von (Waring et al. 1998) folgend die autotrophe Respiration als konstante Fraktion der GPP (ca. 50%) berechnet. Demgegenüber berechnet BIOME-BGC die autotrophe Respiration als Funktion des N-Vorrats in den Biomasse-Kompartimenten und der Temperatur nach (Ryan 1991). RA wird für die Buchenbestände von BIOME-BGC deutlich niedriger als von 4C simuliert, während es bei den Nadelbeständen umgekehrt ist. Demzufolge ist bei 4C das Verhältnis von RA und NPP für alle Flächen nahe 1, während es für BIOME-BGC zwischen 0,66 im Mittel für die Buchenbestände, 1,98 im Mittel für die Fichtenbestände und 1,49 im Mittel für die Kiefernbestände variiert.

Die deutlichsten Unterschiede zwischen beiden Modellen zeigen sich in der simulierten heterotrophen Respiration, die wiederum einen hohen Anteil an den Unterschieden bei der Nettoökosystemproduktion (NEP) hat. Die heterotrophe Respiration (RH) wird von 4C im Vergleich zu BIOME-BGC im

Mittel um 32 % geringer simuliert. Entsprechend wird von 4C im Schnitt eine C-Akkumulation im Boden simuliert, während BIOME-BGC eine leichte C-Vorratsabnahme berechnet. Zusammen mit der um 11 % höheren NPP von 4C summieren sich die Unterschiede in der Nettoökosystemproduktion (NEP) auf 67 %. An allen Standorten ist die durch 4C simulierte NEP größer als die von BIOME-BGC, während die heterotrophe Respiration immer geringer ist. Nähere Anhaltspunkte zu den Modellunterschieden können erwartet werden, wenn die Vergleiche zwischen simulierten und gemessenen Bodenrespirationsraten abgeschlossen sind.

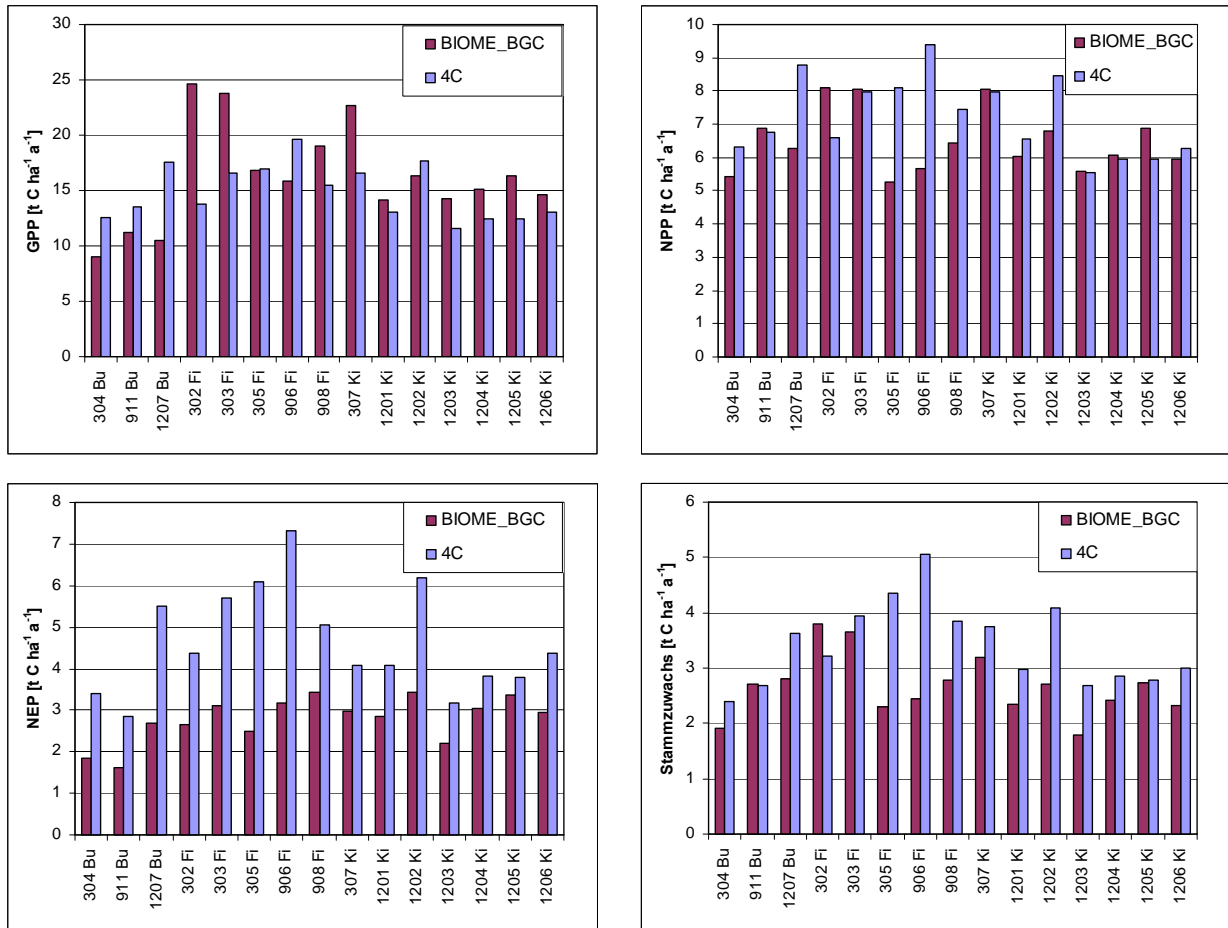


Abb. 63 Simulierte Mittelwerte der jährlichen Kohlenstoffhaushaltsgrößen und des Stammzuwachses an den untersuchten Level II-Standorten

5 Diskussion der vorhandenen und erhobenen Daten für die Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der verwendeten Simulationsmodelle

Autoren: Franz W. Badeck (PIK), Fritz Beese, Dirk Berthold (Uni. Göttingen), Peter Einert (LFE), Hubert Jochheim (ZALF), Reinhard Kallweit, Alexander Konopatzky (LFE), Petra Lasch (PIK), Henning Meesenburg, Karl-Josef Meiwes (NW-FVA), Martina Puhmann (ZALF), Stephan Raspe (LWF), Hubert Schulte-Bisping (Uni. Göttingen), Christoph Schulz (LWF), Felicitas Suckow (PIK)

1. Nutzbarkeit von Level-II-Daten für Modellanwendungen

Die im Level-II-Programm erhobenen Daten forstlicher Ökosysteme stellen nach Ergänzung um einige Messgrößen einen wesentlichen Beitrag zur Analyse des Kohlenstoffhaushalts von Waldökosystemen dar. Sie ermöglichen die Kalibrierung und Validierung von dynamischen Simulationsmodellen, mit denen auch nicht gemessene Flussgrößen berechnet werden können. Mit ihrer Hilfe kann der Einfluss von Klimaänderungen auf die ökologischen und ökonomischen Leistungen der Wälder abgeschätzt werden kann.

Die Verwendung einer größeren Zahl von Flächen mit mehrjährigen Messreihen ist vor allem zur Identifikation von systematischen Fehlern notwendig. Einzelne Fehler und auch über längere Perioden konsistente systematische Fehler in den Messreihen haben dann statistisch ein geringes Gewicht. Modelleigenschaften konnten vor allem mit Bezug auf die Bodenwärme und den Bodenwasserhaushalt, auf die Modellierung der Baumformen, des Baumwachstums, der Jahringbreiten und der Bodenrespiration bewertet werden.

Aus den Erfahrungen bei der Anwendung der Simulationsmodelle in diesem Projekt ergeben sich Hinweise, aus denen Voraussetzungen für verbesserte Modellanwendungen abgeleitet werden können, die unten diskutiert werden.

2. Datenqualität vorhandener Messdaten

Im Zuge der Aufbereitung und Anwendung der Daten, die als Triebkräfte und zur Initialisierung eingesetzt werden, sowie durch Vergleich von Modellergebnissen mit Messwerten zeigte es sich, dass die Level-II-Datenbank der BFH in einigen Aspekten unzureichend ist.

- Die **Wetterdaten** sind teilweise sehr lückenhaft, so dass eine Modellanwendung auf dieser Basis für keinen der Untersuchungsstandorte möglich war.
- Für eine Ableitung der Zuwachsraten der Waldbestände fehlen die Angaben zum **ausscheidenden Bestand**.
- Die Erfassung des **Streufalls** wird in vielen Level-II-Beständen durchgeführt und ist in der Datenbank vorgesehen, sie waren am 31.12.2004 für keinen der Untersuchungsbestände realisiert.
- An einigen Standorten wurden mehrere **TDR- und Tensiometer-Sonden** eingesetzt, um eine systematische räumliche Heterogenität, z.B. entlang eines Stammabstandsgradienten zu erfassen. In der Level-II-Datenbank der BFH wurden diese Einzeldaten zu Mittelwerten zusammengefasst. Dabei kommt es zum Teil zu Datensprüngen, wenn einzelne Sonden mit systematischen Abweichungen zu den übrigen Sonden ausfielen. Der Vergleich dieser Daten mit der simulierten Bodenfeuchte sollte zukünftig auf der Basis der **Einzelwerte** erfolgen.
- Für eine Beurteilung der zur Verfügung stehenden Daten sind ergänzende **Metadaten** über die verwendeten Methoden notwendig.

Auch bei den von den Landesforstbehörden zur Verfügung gestellten Daten zeigten sich einige Datenlücken oder –inkonsistenzen.

- Bei einigen Standorten bestehen möglicherweise noch Fehler bei den **Freilandniederschlägen**. Als Folge wird auch die Interzeptionsverdunstung aus der Differenz zum Bestandesniederschlag falsch berechnet.

- Bei einigen Standorten (911, 913, 919) gab es Probleme mit den Daten zu den ausscheidenden Beständen.
- In einigen Fällen und/oder Bodentiefen traten Inkonsistenzen zwischen den aus Bodenprofilen abgeleiteten **Bodenwasserhaushaltskenngrößen** (PV, FK, PWP) und den aus zeitlichen Verläufen der Bodenfeuchte (aus TDR,- FD-Sonden) erkennbaren Kenngrößen auf. Dies hat z.T. seine Ursache in Hystereseerscheinungen und muss zukünftig berücksichtigt werden.
- Bei hohem Skelettanteil in den Böden sind ergänzende Angaben zur **Korngröße des Bodenskeletts** notwendig.
- Bei einigen Standorten, die zur Erfassung der Bodenfeuchte nur mit Tensiometern bestückt sind, liegen keine **van Genuchten-Parameter** vor, die zur Umrechnung in Bodenfeuchte benötigt werden.

3. Datenverfügbarkeit

Zum Zeitpunkt des Projektbeginns wurde der Arbeitsaufwand für die Datenaufbereitung völlig unterschätzt. Bei Beantragung war davon ausgegangen worden, dass die Daten der Level-II-Bestände mit Ausnahme der in den Kooperationsprojekten als zusätzliche Erhebung vorgesehenen Messungen in der Level-II-Datenbank der BFH vorliegen und ohne größeren Arbeitsaufwand daraus zu extrahieren sind. Es stellte sich jedoch im Verlauf der Projektbearbeitung heraus, dass die Level-II-Datenbank zum Teil unvollständig ist und teilweise widersprüchliche Daten enthält. Ersatzweise wurde die Zusammenstellung der Daten zu den Triebkräften sowie zur Initialisierung und Modellkalibrierung bzw. – Validierung von den Forstlichen Forschungsanstalten der Bundesländer bereitgestellt, was mit erhöhtem Arbeitsaufwand aller Beteiligten verbunden war. Datenlieferungen erfolgten bis Ende März 2007 und waren dadurch nicht mehr vollständig in die Auswertungen einzubeziehen.

Fazit (1-3):

Die Level-II-Standorte stellen ein solides Fundament für die Kalibrierung und Validierung von Modellen des Kohlenstoffhaushaltes dar. Die Untersuchungen zeigten jedoch, dass die dafür notwendigen Daten nicht einfach abrufbar sind und zum Teil nur mit einem erheblichen Zeitaufwand zu bekommen sind. Es zeigte sich ferner, dass die Datensätze Lücken aufwiesen die nicht durch Anwendung von entsprechenden Algorithmen aufgefüllt wurden. In einigen Fällen fehlte eine Plausibilitätsprüfung. Aus diesem Befund lässt sich schließen, dass die Datenkontrolle und –aufarbeitung im Level-II-Programm nicht den Stand erreicht hat, der für eine problemlose Weitergabe und –verarbeitung erforderlich ist. Es ist daher notwendig, bei Aufrechterhaltung des Messprogramms diesen Bereich personell zu verstärken oder die Zahl der Messflächen so zu reduzieren, dass eine zeitgerechte Aufarbeitung und Kontrolle der erhobenen Daten möglich wird. Andernfalls kann die einmalige und für zukünftige Fragestellungen unbedingt notwendige Informationsbasis nicht hinreichend genutzt werden.

Bei der Auswahl der verbleibenden Flächen sollte unbedingt eine länderübergreifende Abstimmung erfolgen.

4. Ergänzende Untersuchungen

Die Kalibrierung und Validierung der Modelle zur Simulation des Kohlenstoffhaushaltes kann durch die ergänzende Erhebung weiterer Parameter verbessert werden. Die Bodenrespiration ist ein zentraler Prozess im Kohlenstoffhaushalt. Wegen ihrer zentralen Rolle und der möglichen Eignung zur Validierung von Kohlenstoffmodellen wurde ein Verfahren zur Respirationmessung auf Tauglichkeit für den Einsatz im Monitoring geprüft. Es wurden ein kommerzielles und ein selbst entwickeltes Gerät eingesetzt, die beide mit einem Infrarot-Gasanalysator arbeiten. Die Messungen in den drei Bundesländern Brandenburg, Niedersachsen und Bayern mit ihren unterschiedlichen klimatischen und standörtlichen Bedingungen ließen sich zuverlässig durchführen. Die Handhabung der Geräte ist nach entsprechender Einweisung für Flächenbetreuer vor Ort möglich. Insofern eignet sich dieses Verfahren für den Einsatz im forstlichen Umweltmonitoring. Die Messergebnisse in den drei Bundesländern gaben ein in sich konsistentes Bild. Dies betrifft sowohl die Raten der Respiration, deren jahreszeitliche Variabilität wie auch die Trennung in heterotrophe und autotrophe Respiration.

Im Zuge der Speicherung organischen Kohlenstoffs im Boden und der Mineralisierung der organischen Substanz werden auch Nährstoffe gebunden bzw. freigesetzt. Der Aspekt der organischen Substanz als Nährstoffspeicher wurde bisher wenig im Forest-Focus-Monitoring berücksichtigt. Vor

allem der Phosphor ist zu einem hohen Anteil in der organischen Substanz des Bodens gebunden, aber auch beim Magnesium und Kalium spielt die organische Bindung eine wichtige Rolle. Die Untersuchungsergebnisse legen nahe, die organischen Bodensubstanz als Nährstoffsene und -quelle im Monitoring quantitativ zu beschreiben. Dies kann durch den Einsatz der Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) geschehen. Mit diesem Verfahren werden die Bindungen des Kohlenstoffs zu andern Elementen charakterisiert; zur Quantifizierung der Elementgehalte werden statistische Beziehungen zwischen den Spektren und den chemisch-analytisch bestimmten Nährelementgehalten benutzt. Die Korrelationen waren im Auflagehumus sehr eng, im oberen Mineralboden waren sie noch so gut, dass es sinnvoll erscheint, dieses Verfahren in Übersichtsuntersuchungen, wie beispielsweise im Level-II-Monitoring-Programm oder Standortkartierungsverfahren, einzusetzen. Dieses Verfahren kann dazu benutzt werden, die Regionalisierung von Level-II-Monitoring-Ergebnissen zu verbessern.

Fazit (4):

Die Waldböden sind durch eine sehr große räumliche Variabilität ihrer Parameter, Parameterfunktionen und Prozesse gekennzeichnet. Dies erfordert die Analyse einer großen Zahl von Proben, um sichere Aussagen zu machen. Dazu müssen wiederum Methoden entwickelt werden, die kostengünstig und einfach zu handhaben sind. Die im Rahmen dieses Projekts eingesetzten Methoden zur Messung der Bodenrespiration und zur Charakterisierung der organischen Bodensubstanz erfüllen diese Anforderungen im hohen Maße. Sie lieferten die im Projekt geforderten zusätzlichen Daten und sind für zukünftige Erhebungen dringend zu empfehlen.

5. Bewertung der Modellergebnisse

Der Wasserhaushalt von Wäldern wird mit den beiden Modellen 4C und BIOME-BGC realistisch abgebildet. Auch die Simulation wichtiger Prozesse des Kohlenstoffhaushalts, z.B. die Entwicklung der Blattmasse und des Blattflächenindex, des Streufalls von Blättern bzw. Nadeln und des Stammzuwachses kann als valide angesehen werden. Nähere Ausführungen zu möglichen Modellverbesserungen erfolgen weiter unten.

Die Simulation der Dynamik des Boden-C- und des Wurzelumsatzes ist noch mit Unsicherheiten behaftet, die vor allem auf der unzureichenden Datenlage bei den entsprechenden Initialisierungs- und Validierungsdaten beruhen. In dieser Hinsicht sind die ergänzenden Messergebnisse zur Bodenrespiration als wertvolle Ergänzung des Level-II-Untersuchungsprogramms anzusehen, wenngleich sie in dieser Untersuchung aufgrund der Kürze der Messreihen bisher nur in geringem Umfang eingesetzt werden konnten. Die Einbeziehung dieser Daten lässt eine Verbesserung der Modellkonzepte und der Modellparametrisierung und eine erhöhte Validität der Simulationsmodelle zum Kohlenstoffhaushalt von Waldökosystemen erwarten.

6. Notwendige Weiterentwicklungen der Modelle und Modellparametrisierungsarbeiten

Durch Vergleich der Simulationsergebnisse mit Messdaten ergaben sich Hinweise auf notwendige Weiterentwicklungen der eingesetzten Modelle, die deren Modellgüte zum Teil erheblich verbessern können.

Die Tests haben Optionen für Weiterentwicklungen des Modells 4C mit Bezug auf den Energiehaushalt (Energiezufuhr in den Boden), Baumform, sowie die Allokation ergeben. Weiterhin muss geprüft werden, ob die Berechnung der potenziellen Evapotranspiration nach Turc-Ivanov durch Ansätze nach Priestley-Taylor oder Penman-Monteith ersetzt werden soll, um eine bessere Reproduktion der Wasserhaushaltsgrößen im Modell zu erreichen.

Für BIOME-BGC betrifft dies Aspekte der Schneespeicherung im Kronenraum, die Berücksichtigung der Bodenvegetation bei der Verdunstung, einem Mehrschicht-Modellkonzeption beim Boden-C-Umsatz und der Bodentemperatur, die Weiterentwicklung zu einem Mischbestandes-Modell, die Berücksichtigung der Fruktifikation, die Berücksichtigung der Saisonalität des Nadelstreufalls und der spezifischen Blattfläche. Einige dieser Modelländerungen wurden im Rahmen des Projekts realisiert, konnten aber nicht mehr eingesetzt werden. Weitergehende Modellparametrisierungsarbeiten betreffen Aspekte zur Begrenzung der Transpiration bei Trockenstress und die Begrenzung der Dekomposition unter Bedingungen von Sommertrockenheit.

7. Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen mit den verwendeten Modellen

Es ist geplant, zu allen Modellparametern Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen durchzuführen. Vor allem betrifft dies Parameter, zu denen Messdaten nur schwer beschaffbar sind (Allokationsparameter, Anteile von löslichen Substanzen, Cellulose und Lignin in den Biomasse-Kompartimenten).

Die Messungen zum Boden-C-Vorrat sind aufgrund der räumlichen Heterogenitäten der einzelnen Messparameter (C-Konzentration, Bodendichte, Skelettgehalt) mit großen Unsicherheiten behaftet, die eine Erfassung abgesicherter Trends im Boden-C-Vorrat verhindert. Die begonnenen Messungen der CO₂-Emissionsraten können hier Abhilfe leisten.

Da Angaben zu den Totholz-Vorräten der Level-II-Bestände fehlen, mussten für Simulationsanalysen Startwerte angenommen werden. Die Auswirkungen werden nachfolgend in Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen analysiert.

8. Empfohlene ergänzende Untersuchungen zur Verbesserung der Modelle

- Es empfiehlt sich, in allen Fällen ausdrücklich zu vermerken, ob **Niederschlagskorrekturen** (nach Richter oder vergleichbaren Algorithmen) vorgenommen wurden. Eine Untersuchung der Komponenten der Abweichungen des **Freiflächenklimas** vom Klima nahegelegener Klimastationen (Waldeffekt versus Waldinnenklimaeffekt) kann wichtige Grundlagen für das Verständnis der gemessenen klimatischen Größen und die Kombination von Level-II-Klimadaten mit längeren externen Messreihen, sowie Szenariodaten erbringen.
- Die ergänzend durchgeführten Analysen der **Bodenrespiration** werden als notwendige Erweiterung des Level-II-Konzeptes angesehen. Auf Basis dieser Daten ist mit einer erheblichen Steigerung der Validität der Modelle zu rechnen. Die Trennung von autotropher und heterotropher Respiration kann mit den bisherigen Methoden nur abgeschätzt werden.
- Modellparameter zu den Anteilen von **gelösten Substanzen, Cellulose** und **Lignin** in den Biomassekompartimenten Blatt/Nadel, Feinwurzel und Holz sowie in der Streuauflage lassen sich aus NIR-spektroskopischen Untersuchungen gewinnen. Hieraus kann eine baumarten- und standortsspezifische Anpassung dieser für die Simulation des C-Umsatzes wesentlichen Modellparameter erfolgen.
- Die Vorräte und der Turnover von **Totholz** (stehendes und liegendes Totholz, Äste, Zweige, Grobwurzeln) sind zukünftig mit zu erfassen.
- Die Messdaten zum Holzzuwachs und Streufall können für die Ableitung von **Allokationsparametern** des Modells verwendet werden. Große Unsicherheiten bestehen aber bei der Biomasse und den Umsatzraten der **Fein- und Grobwurzeln**, die einen wesentlichen Beitrag zum C-Input in die Böden liefern. Weitergehende Untersuchungen dazu sind notwendig.
- Die Analyse standortsbezogener **bodenphysikalischer** Daten zum Porenvolumen, zur Feldkapazität und zum Permanenten Welkepunkt im gesamten durchwurzelten Bodenprofil ermöglicht eine bessere Abschätzung der Kenngrößen als dies über die Pedotransferfunktionen möglich ist. Aufgrund von Hystereseerscheinungen sind daher „Feldkurven“ am besten geeignet, wenngleich auch mit ihnen nur das „mittlere Verhalten des Bodenwassers“ beschrieben werden kann.
- Bei den Standortsaufnahmen werden die **Wurzeltiefen** in der Regel bis etwa 1-2 m Bodentiefe erfasst. Dies reicht in den niederschlagsreichen Regionen der Mittelgebirge meist aus, um die volle Durchwurzelungstiefe zu erfassen. In den niederschlagsarmen Regionen mit sandigen Substraten reicht die Wurzel jedoch oft deutlich tiefer. Für die Modellierung ist man auf Schätzungen angewiesen.
- Eine gewisse Unsicherheitsquelle ergibt sich bei der Parametrisierung der trockenheitsbedingten Reduktion des Gasaustauschs. Ergänzende Untersuchungen zum **Xylemfluss** bzw. anderer **Trockenstressindikatoren**, z.B. hoch aufgelöste Untersuchungen der Stammdurchmesserschwankungen könnten hier die Parametrisierung verbessern.
- **Laboruntersuchungen** zur Parametrisierung der Temperatur- und Bodenfeuchte-Effekte auf die **heterotrophe Respiration** unter standardisierten Bedingungen. Dies könnte in Kombination mit umfassenden bodenchemischen Analysen zur Auffindung anderer Einflussfaktoren der heterotrophen Respiration führen, die bisher in den Modellen nicht berücksichtigt werden.

6 Empfehlungen für ein Kohlenstoffmonitoring

Die Berichterstattung zu den mit dem Kyoto-Protokoll eingegangenen Verpflichtungen erfordert die Quantifizierung von Größen, die mit den standardmäßig zur Verfügung stehenden Inventurmethode nicht auf kurzen Zeitskalen erfasst werden. Dies betrifft insbesondere die Dynamik der Holzvorräte (ober- und unterirdisch) sowie der Kohlenstoffvorräte in Auflagehumus und Mineralboden sowie der Totholzvorräte.

Die Vielfalt der Böden und die kleinräumige Variabilität der Kohlenstoffgehalte, Lagerungsdichten und Skelettgehalte sowie deren Tiefenprofile macht eine Abschätzung der jährlichen Änderungen der C-Vorräte in Böden aufgrund von Inventurvergleichen unmöglich. Der dazu erforderliche Messaufwand würde die verfügbaren Mittel bei weitem übersteigen.

Für die Fortschreibung der Veränderungen der Kohlenstoffvorräte im Bestand und im Boden können Modelle genutzt werden, die sowohl bei der nationalen Berichterstattung wie auch bei der Erstellung regionaler Berichte eingesetzt werden.

Diese Modelle können an Hand von Daten des Forstlichen Umweltmonitorings kalibriert und validiert werden. Das Level II-Programm bietet die geeignete Kombination aus detaillierter Information und standörtlicher Repräsentanz für diesen Zweck.

Aufbauend auf den Ergebnissen eines Forest-Focus-Projektes in den Bundesländern Bayern, Brandenburg und Niedersachsen zur Verwendung von Level II-Daten für die Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes können die folgenden Empfehlungen für die Optimierung der Nutzbarkeit der Level II-Daten abgeleitet werden:

- Ergänzende Datenerhebungen
 1. Mit dem **NIRS** (Nah-Infrarot-Spektroskopie) ist eine Methode verfügbar, die mit vertretbarem Aufwand zum einen die notwendige Zahl der Analysen möglich macht und zum anderen die Ermittlung einer Vielzahl anderer Bodenkenngrößen erlaubt, die für die Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes benötigt werden.
 2. Erweiterung des Umfangs der Plots mit Streufallmessungen im optionalen Programm. Die Streufallmessungen erlauben einen Test der modellierten interannuellen Variabilität der oberirdischen Allokation.
 3. Bodenrespirationsmessungen an ausgewählten Plots im optionalen Programm. In Analogie zu den Messungen des Bodenwassergehalts dienen Bodenrespirationsmessungen dazu, die Reproduktion der intra- und interannuellen Variabilität durch die Modelle zu überprüfen, ein wesentlicher Schritt zur Reduktion der Fehlerspannen bei der Modellanwendung für die Schätzung von Änderungen in den Bodenkohlenstoffvorräten.
 4. Messungen bodenphysikalischer Kenngrößen (Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Skelettgehalt, Porenvolumen, Feldkapazität, Permanenter Welkepunkt) zum Pflichtprogramm hinzufügen. Diese mit begrenzten Kosten einmalig zu erhebenden Größen bilden eine wichtige Grundlage für die Beschreibung des Bodenwasserhaushaltes, der bei der Abschätzung des Stoffhaushaltes eine entscheidende Komponente ist.
 5. Ergänzung der Messungen von Bodentemperatur und Bodenwassergehalt im optionalen Programm in einem Netz von repräsentativen Plots für ca. 1 Jahrzehnt. Damit können Modelltests in einem weiten Bereich von edaphischen Bedingungen durchgeführt werden und die Anwendbarkeit der Modelle für ein breites Spektrum von Böden sichergestellt werden.

Auf diese Weise wird es möglich, standortbezogen die Wirkungen des Klimawandels und von forstlichen Eingriffen zu quantifizieren und zu bewerten und die Berichterstattung zum Kyoto-Protokoll wirkungsvoll zu unterstützen.

Darüber hinaus hat sich in dem Projekt gezeigt, dass weitere Anstrengungen bzgl. der Datenbeschaffung und Datenqualität erforderlich sind:

- Erarbeiten eines Konzepts für Metadaten zur Beschreibung von zusätzlich verfügbaren Daten, die nicht in der Level II-Datenbank enthalten sind (z.B. ältere Inventuren, Geschichte des Standorts, jeweils mit Kontaktinformation).
- Erarbeiten eines Konzeptes zum Füllen von Datenlücken. Daten, die lückenfrei für die Modellierung benötigt werden, können zentral (bei den Datenbankbetreibern), dezentral (bei den Datenlieferanten für die Einzelplots) oder fallweise (durch Ergänzung im Zuge der Datennutzung) geschlossen werden.
- Etablierung eines Protokolls zum Nachliefern von Korrekturen, die sich im Laufe der Datenverwendung als notwendig erweisen.

7 Literatur

- AK-Standortskartierung (2003) Forstliche Standortsaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. IHW-Verlag und Verlagsbuchhandlung, Eching
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements -. FAO: FAO Irrigation and drainage paper, Vol 56.
- Anders S.; Beck, W.; Bolte, A.; Hofmann, G.; Jenssen, M.; Krakau, U.-K. und J. Müller(2002). Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands – Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Verlag Dr. Kessel, Remagen-Oberwinter: 283 S.
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R. (2006): Multivariate Analysenmethoden. Springer Berlin - Heidelberg, 11. Auflage. 830 S.
- Baritz, R. (2003): Humus Forms in Forests of the Northern German Lowlands. Geologisches Jahrbuch, Reihe F (Bodenkunde), Sonderheft SF3: 145 S. + Anh.
- Beese F.; Lottfield N. (2000): HNO₃-Druckaufschlüsse: Eine brauchbare Methode zur ökochemischen Charakterisierung von Böden. Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Georg-August-Universität, Göttingen
- Beese F.; Deutschmann G.; Meiwes K.J.; unter Mitarb. v. Grosskurth G.; Meesenburg H. (1999): Exkursion G5: Belastung, Manipulation und Sanierung von Waldböden am Beispiel des Sollings. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.90, 307-326.
- Benecke P. (1984): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nieders. Forstl. Versuchsanst. 77.
- BMELV (1996): Deutscher Waldbodenbericht, Band 1.Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- Borken, W. (2006): Dynamics and control of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in temperate forest soils. Kummulative Habilitationsschrift an der Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften der Universität Bayreuth.
- Brinkmann K. (2002): Einfluß sich ändernder Umweltbedingungen auf Struktur- und Abwehrkomponenten in Buche und Pappel. Dissertation an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität, Göttingen.
- Brosius, F. (2006): SPSS 14. mitp- Redline GmbH. Heidelberg. 1024 S.
- Bredemeier M., Tiktak A., van Heerden K. (1995). The Solling Norway Spruce site. Ecological Modelling 83: 7-15.
- Beck W (2001) Überlegungen zur Erfassung wachstumskundlicher Kenngrößen auf Level-II-Kiefern-Versuchsflächen. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35: 33-36
- Brumme R. and Beese F. (1992): Effects of Liming and Nitrogen Fertilization on Emissions of CO₂ and N₂O from a Temperate Forest. Journal of Geophysical Research, 97, 12851-12858.
- Chodak, M., Niklinska, M. and Beese, F. (2007): Near-infrared spectroscopy for analysis of chemical and microbiological properties of forest soil organic horizons in a heavy-metal polluted area. Biology and Fertility of Soils, March 2007, published online.
- Chodak, M., Ludwig B., Khanna P. and Beese, F. (2002): Use of near infrared spectroscopy to determine biological and chemical characteristics of organic layers under spruce and beech stands. J. Plant Nutr. Soil Sci., 165, 27-33.
- Chodak, M., Khanna P. and Beese, F. (2003): Hot water extractable C and N in relation to microbiological properties of soils under beech forests. Biology and Fertility of Soils, 39, 123-130.
- Chodak, M., Khanna P., Horvath B. and Beese, F. (2004): Near infrared spectroscopy for determination of total and exchangeable cations in geologically heterogeneous forest soil. Journal of Near Infrared Spectroscopy, 12, 315-324.
- Churkina G, Tenhunen J, Thornton P, Falge EM, Elbers JA, Erhard M, Grunwald T, Kowalski AS, Rannik U & Sprinz D (2003) Analyzing the ecosystem carbon dynamics of four European coniferous forests using a biogeochemistry model. Ecosystems 6: 168-184

- de Pury DGG & Farquhar GD (1997) Simple scaling of photosynthesis from leaves to canopies without the errors of big-leaf models. *Plant Cell and Environment* 20: 537-557
- Dieckmann, O. (2004): Waldbodenbericht der Forstverwaltung Mecklenburg-Vorpommern. Mitt. aus d. Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern 5: 186 S.
- Dieter M & Elsasser P (2002) Carbon stocks and carbon stock changes in the tree biomass of Germany's forests. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121: 195-210
- Draaijers GPJ & Erisman JW (1995) A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water Air and Soil Pollution* 85: 2253-2258
- Einert, P. (2001): Entwicklung der Fremdstoffbelastung der Wälder. in: LFE/MLUR Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Hendrik Bäßler Verlag, Berlin, S. 57-78.
- Einert, P.; Barth, R. (2001): Deposition von Luftschadstoffen in Waldbeständen Brandenburgs. in: LFE/MLUR Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Hendrik Bäßler Verlag, Berlin, S. 79 - 96.
- Ellenberg H.; Mayer R.; Schaueremann J. (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projekts. Stuttgart, Ulmer.
- Farquhar G.D., von Caemmerer S., Berry J.A. (1980): A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C3 species. *Planta* 149, 78–90.
- Feger, K.-H. (1995): Boden- und Wasserschutz in forstlich genutzten Ökosystemen. In: Alfred-Wegener-Stiftung (Hrsg.): Die benutzte Erde. Ökosysteme-Rohstoffgewinnung-Herausforderungen. Ernst & Sohn: 315-329.
- Gauger T., Anshelm F., Schuster H., Erisman J. W., Vermeulen A. T., Draaijers G. P. J., Bleeker A., Nagel H.-D. (2002). Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 1: Deposition loads 1990-1999. Stuttgart, Institut für Navigation der Universität Stuttgart: 207.
- Gehrmann J, Andrae H, Fischer U, Lux W & Spranger T (2001) Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn
- Gerke, H. (1987). "Untersuchungen zum Wasserhaushalt eines Kalkbuchenwald-Ökosystems und zur Wasserbewegung in flachgründigen Böden und im durchwurzelteten Kalkgestein als Grundlage zur Modellentwicklung." *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben* Reihe A, Bd. 27: 189 pp.
- Grimmeisen, W. and M. Kennel (1999). "Wasserhaushaltsuntersuchungen an den Bayerischen Waldklimastationen." *Allgemeine Forstzeitschrift*(12): 610-611.
- Hallbäck, L. (1992): The nature and importance of long-term soil acidification in Swedish forest ecosystems Dissertation - Swedish University of Agricultural Sciences Department of Ecology and Environmental Research, Rapport 52, Uppsala.
- Hammel, K. and M. Kennel, Eds. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München*. München.
- Hanson PJ, Edwards NT, Garten CT & Andrews JA (2000) Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48: 115-146
- Hauhs, M. (1985): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). *Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben* 17: 206 S.
- Haxeltine A & Prentice IC (1996) A general model for the light-use efficiency of primary production. *Functional Ecology* 10: 551-561
- Heinsdorf, D./Krauss, H. H./Tölle, H. (1986): Entwicklung der C- und N-Vorräte nach Kahlschlag auf ärmeren und anhydromorphen Sandböden unter Kiefer. *Beitr. f. d. Forstwirtsch.* 20(1): 8-13
- Hofmann, G.; Jenssen, M. (2005) Teil Wald/Forst in: Lebensräume im Wandel, Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. *Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe, Heft-Nr. 94: 128-139.*

- Holtan, H.N. (1961). A concept for infiltration estimates in watershed engineering. U.S. Dept. ARS, 41-51.
- Ibrom, A. (2001). "Die biophysikalische Steuerung der Kohlenstoffbilanz in einem Fichtenbestand im Solling." Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A173: 209 S.
- IPCC 2003; Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry Vol. Intergovernmental Panel on Climate Change, Hayama, Japan (www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.htm)
- Jochheim H., Einert P., Ende H.-P., Kallweit R., Lüttschwager D., Schindler U. (2007). Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland - Ergebnisse einer 4jährigen Messperiode. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 41(1): 1-14.
- Jochheim H., Einert P., Ende H.-P., Kallweit R., Konopatzky A., Riek W., Strohbach B. (2001). Die Wasserbilanz der Level-II-Standorte Brandenburgs - Berechnungen mit dem Simulationsmodell FOREST-BGC. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35: 9-13.
- Kallweit, R. (1999). Level II-Programm in Brandenburg. Allgemeine Forstzeitschrift / Der Wald (54): 589-590.
- Kallweit, R. (1999). Monitoring des Waldzustandes in Brandenburg. Das Level 2-Programm als Bestandteil der forstlichen Umweltkontrolle. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 33(3): 97-102.
- Kallweit, R. (2001). Kalkulation von Vorräten und Umsätzen oberirdischer Biomassekompartimente und Nährstoffmengen der Kiefernbestände an Level-II-Flächen Brandenburgs. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35: 37-44.
- Kallweit, R. (2001): Inventuren des Ernährungszustandes der Kiefer im Basisnetz der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK) und Entwicklung des Ernährungszustandes an EU-Dauerbeobachtungsflächen Level II. in: LFE/MLUR Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Hendrik Bäßler Verlag, Berlin, S. 162-195.
- Kallweit, R.; Böttiger, A. (2001): Waldschadenserhebung (WSE, Level I) in: LFE/MLUR Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Hendrik Bäßler Verlag, Berlin, S. 16-38.
- Knigge, W., Schulz, H. (1966). Grundriss der Forstbenutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin 584 S.
- Konopatzky, A. (2001): Der Bodenzustand in den Wäldern Brandenburgs. in: LFE/MLUR Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Hendrik Bäßler Verlag, Berlin, S. 38-56.
- Konopatzky, A., Kallweit, R. (1997): Der Waldbodenzustand in Brandenburg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen der Jahre 1989-94. Landesanstalt f. Forstplanung, Potsdam, 150 S. und Anhang. Landesanstalt f. Forstplanung, Potsdam, 150 S. und Anhang.
- Konopatzky, A., Freyer, C. (1996): Zum langjährigen Bodenzustandswandel in den Wäldern des Immissionsgebietes Dübener Heide. Abschlußber. BMBF-Verbundforsch.projekt SANA, Teil E-1.2, Landesanst.f.Forstplanung Potsdam im Auftrag des Potsdam-Instituts f. Klimafolgenforsch. und Fraunhofer-Inst. f. Atmosphär. Umweltforsch.(IFU), Garmisch-Partenkirchen: vervielfält. Mnskr.: 40 S.,.
- Konopatzky, A., Kopp,D., Heymann,G.,Köhlers,S. , Kümmel,G., Freyer,C. (1995): Bodenzustandswandel in der Dübener Heide. Mitt.Dt.Bodenkundl.Gesellsch., 77: 96-124.
- Kopp, D. u. Standortserkunder (1969): Die Waldstandorte des Tieflandes. Ergebnisse der forstlichen Standortserkundung der DDR. Bd.I, 1.Lieferung, Eigendruck Forstprojektierung Potsdam.
- Kopp, D., Lehninger, K., Lehninger, R. (1996): Erkundungsergebnisse zur Bodenzustandentwicklung in den Wäldern Mecklenburg- Vorpommerns. Ministerium f. Landwirtschaft, Naturschutz und Forsten des Landes Mecklenburg- Vorpommern (Hrsg.): Landesamt f. Forstplanung, Schwerin, 165 S.
- Kopp, D., Lehninger, K., Lehninger, R. (1996): Ergebnisse der Bodenzustandserhebung in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns. Auswertebereicht im Auftrag des Forstplanungsamtes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin. Entwurfsfassung 4/1996: ca. 100 S.

- Kopp,D., Jäger, K.-D., Succow, M. (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung . Akademie Verlag Berlin , 339 S. + Tabellenband
- Kopp,D., Kirschner, G. (1992): Fremdstoffbedingter Standortwandel aus periodischer Kartierung des Standortzustandes in den Wäldern des Nordostdeutschen Tieflandes nach Ergebnissen der Forstlichen Standortserkundung . Beitr. f. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol. 26 (3/4) : 62-71 .
- Lasch, P., F. W. Badeck, F. Suckow, M. Lindner, P. Mohr (2005). Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *Forest Ecology and Management* 207(1-2): 59.
- Lemke, M. (2006): Die C-Dynamik von Waldböden bei reduzierten Stoffeinträgen (Dachprojekt Solling). Dissertation an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität, Göttingen
- LFE/MLUR (Landesforstanstalt Eberswalde und Minist. f. Landwirtschaft, Umweltschutz u. Raumordnung Brandenburg, Hrsg.) (2001): Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. fachl. Leitung Kallweit, R., Hendrik Bäßler Verlag, Berlin, 264 S.
- Liski, J., Perruchoud, D. & Karjalainen, T. (2002): Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management* 169(1-2): 159-175.
- Ludwig B., Terhoeven-Urselmans T., Michel K., Helfrich M. and Flessa H. (2006): Near-infrared spectroscopy can predict the composition of organic matter in soil and litter. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 169, 168-174.
- Lüttschwager D (2001) Xylemflußmessungen an Kiefern der Level-II-Fläche Beerenbusch. Beiträge für die Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35: 23-25
- Lüttschwager D & Remus R (2007) Radial distribution of sap flux density in trunks of a mature beech stand. *Ann. Sci. For.* 64: 431-438
- LWF (1993). Bayerische Waldklimastationen Jahrbuch 1993, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF): 479.
- LWF (1994). Bayerische Waldklimastationen Jahrbuch 1994, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF): 349.
- LWF (1995). Bayerische Waldklimastationen Jahrbuch 1995, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF): 110.
- LWF (1996). Bayerische Waldklimastationen Jahrbuch 1996, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF): 113.
- LWF (2000). Bayerische Waldklimastationen Jahrbuch 2000, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF): 148.
- Mäkelä, A. (1986). Implications of the pipe model theory on dry matter partitioning and height growth trees. *Journal of Theoretical Biology* 123: 103-120.
- Meesenburg, H.; K.J. Meiwes; P. Rademacher (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 611-616.
- Meesenburg, H.; Meiwes, K.J.; Bartens, H. (1999): Veränderung der Elementvorräte im Boden von Buchen- und Fichtenökosystemen im Solling. *Ber. Freiburger Forstl. Forschung* 7, 109-114.
- Meiwes KJ, Meeseburg H, Bartens H, Rademacher P & Khanna PK (2002) Akkumulation von Auflagehumus im Solling - Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst und Holz* 57: 428-433
- Mollicone D, Matteucci G, Köble R, Masci A, Chiesi M & Smith PC (2003) A model-based approach for the estimation of carbon sinks in European forests. In: Valentini R (Ed) *Fluxes of carbon, water and energy of European forests* pp 179-206). Springer, Berlin
- Orlowsky, B. (2007). Setzkasten Vergangenheit -- ein kombinatorischer Ansatz fuer regionale Klimasimulationen. Hamburg, Universität Hamburg.
- Österle H, Gerstengarbe F-W & Werner PC (2006) Ein neuer meteorologischer Datensatz für Deutschland, 1951-2003. 7. Deutsche Klimatagung, Klimatrends: Vergangenheit und Zukunft, 9.-11.10.2006. München

- Pahlke, U. W. (1990): Langzeit-Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften in säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalens - Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur - Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen ""Luftverunreinigungen"" Fachbereich Architektur, Bio- und Geowissenschaften der Universität Gesamthochschule Essen 1990"
- Pietsch SA, Hasenauer H & Thornton PE (2005) BGC-model parameters for tree species growing in central European forests. *Forest Ecology and Management* 211: 264-295
- Riek W., Kallweit R., Einert P., Strohbach B. (2006). Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen des Level II-Daubeobachtungsprogramms in Brandenburg. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 40(4): 145-157.
- Riek, W.; Wolff, B. (2005): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Literaturstudie i.Auftrag d. Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. (Bezug über Bundeforsch.anstalt f. Forst- u. Holfwirtschaft - BFH, Institut Eberswalde). 134 S.
- Rötzer, T., Grote, R. & Pretzsch, H. (2005): Effects of environmental changes on the vitality of forest stands. *European Journal of Forest Research* 124(4): 349-362.
- Running SW & Coughlan JC (1988) A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling* 42: 125-154
- Running SW & Gower ST (1991) FOREST-BGC, A general model of forest ecosystem processes for regional applications. II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. *Tree Physiology* 9: 147-160
- Ryan MG (1991) Effects of climate change on plant respiration. *Ecological Applications* 1: 157-167
- Saunders and Williams (1955) modified by Walker and Adams (1958): Ignition method.
- Schaber J, Badeck F & Lasch P (1999) Ein Modell der Sukzessionsdynamik europäischer Wälder - Forest Ecosystems in a changing Environment (4C). In: Pelz DR, Rau O & Saborowski J (Eds) *Deutscher Verband forstlicher Versuchsanstalten - Sektion forstliche Biometrie und Informatik. 11. Jahrestagung und Internationale biometrische Gesellschaft. Deutsche Region* pp 212-217). Freiburg
- Schinner, F., Sonnleitner, R. (1996): *Bodenökologie: Mikrobiologie und Enzymatik*. Hamburg und Berlin.
- Schipka F, Heimann J & Leuschner C (2005) Regional variation in canopy transpiration of Central European beech forests. *Oecologia* 143: 260-270
- Schulte-Bisping H., Beese F., Priesack E., Dieffenbach-Fries H. (2005). Dynamik des Wasserhaushalts eines Buchen-Kiefern-Altbestandes in Nord-Ostdeutschland (Brandenburg). *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 176: 143-152.
- Schulze E.D. (2006) Biological control of the terrestrial carbon sink. *Biogeosciences* 3: 147-166
- Schulze, G., Kopp, D. (1995): Standortserkundungsanweisung 1995. Arbeitsanleitung für die Standortserkundung, im Auftrag des Forstplanungsamtes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, als Manuskript vervielfältigt, ca 800 S.
- Strohbach, B.; Konopatzky, A. (2001): Bodenmorphologische und bodenchemische Klassifizierung der brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen (Level II). in: LFE/MLUR Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Hendrik Bäßler Verlag, Berlin, S. 132-161.
- Suckow F, Badeck F-W, Lasch P & Schaber J (2001) Nutzung von Level-II-Beobachtungen für Tests und Anwendungen des Sukzessionsmodells FORESEE. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 35: 90-93
- Thornton PE, Hasenauer H & White MA (2000) Simultaneous estimation of daily solar radiation and humidity from observed temperature and precipitation: an application over complex terrain in Austria. *Agricultural and Forest Meteorology* 104: 255-271
- Thornton PE, Law BE, Gholz HL, Clark KL, Falge E, Ellsworth DS, Golstein AH, Monson RK, Hollinger D, Falk M, Chen J & Sparks JP (2002) Modeling and measuring the effects of disturbance history and climate on carbon and water budgets in evergreen needleleaf forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 113: 185-222

- Tiktak A., Bredemeier M., van Heerden K. (1995). The Solling dataset Site characteristics, monitoring data and deposition scenarios. *Ecological Modelling* 83: 17-34.
- Tillmann, P. (2001): Kalibrationsentwicklung für NIRS-Geräte - Eine Einführung. Göttingen, 2000 ISBN-10: 3895886262, ISBN-13: 9783895886263
- UBA 2006; Nationaler Inventarbericht Zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2005, Umweltbundesamt
- UNFCCC 2006 European Community's initial report under the Kyoto Protocol, UNFCCC documentation (unfccc.int/files/national_reports/initial_reports_under_the_kyoto_protocol/application/pdf/ec_initial_report_new.pdf)
- Ulrich, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification . *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 702 - 717 (1986)
- Ulrich, B. (1994): Ökosystemare Grundlagen - Stoffhaushalt von Waldökosystemen und Gewässerqualität in: MATSCHULLAT/ HEINRICHS/ SCHNEIDER/ ULRICH (Hrsg.,1994): Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität. Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz., Springer-Verlag Berlin: 1 - 19
- Waring RH, Landsberg JJ & Williams M (1998) Net primary production of forests: a constant fraction of gross primary production? *Tree Physiology* 18: 129-134
- Wegehenkel M., Jochheim H., Einert P., Kallweit R., Konopatzky A., Riek W., Strohbach B. (2001). Wasserhaushaltssimulation der Level-II-Kiefernbestände Brandenburgs. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 35: 5-8.
- Wirth, C.; Schulze, E.D.; Schwalbe, G.; Tomczyk, S.; Weber, G.; Weller, E. (2004): Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wälder Thüringens. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Jena, 308 Seiten..
- White MA, Thornton PE, Running SW & Nemani RR (2000) Parameterization and sensitivity analysis of the BIOME-BGC terrestrial ecosystem model: Net primary production controls. *Earth Interactions* 4: 1-85
- Wolff, B., Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserfassung im Wald (BZE). Bundesministerium f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, Bonn, ca 200 S.+ Anlagenband.

8 Anhang

Liste der Dateien mit Tabellen, Abbildungen und Texten auf der CD des Anhangs

Zu Kapitel 4.4 Ergänzende Untersuchungen auf brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen

- 4.4.2_Boden_C_N_Vorrat_OEWK-Bestaende.doc
- 4.4.3_Jahrringanalysen_OEWK-Bestaende.doc

Zu Kapitel 4.5.1 Die verwendeten Simulationsmodelle

- 4.5.1_Modellbeschreibung_4C.doc
- 4.5.1_Modellbeschreibung_BIOME-BGC.doc

Zu Kapitel 4.5.2.1 Datenquellen

- 4.5.2.1_Datenubersicht_Bayern.xls
- 4.5.2.1_Datenubersicht_Brandenburg.xls
- 4.5.2.1_Datenubersicht_Niedersachsen.xls
- 4.5.2.1_Modelleingangs_Vergleichsdaten_BIOME-BGC.doc
- 4.5.2.1_Literaturquellen_zu_Untersuchungsflaechen.doc

Zu Kapitel 4.5.2.2.1 Triebkräfte

- 4.5.2.2.1_Vergleich Meteorologie Level-II-Freiflaechen_DWD.doc
- 4.5.2.2.1_Vergleich_Wetter_Klimaszenarios.doc
- 4.5.2.2.1_Zuordnung_Level2_Klimastationen.xls

Zu Kapitel 4.5.2.2.6 Holzvorräte des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes

- 4.5.2.2.6_Datenubersicht_Bestand_Forest-Focus.xls

Zu Kapitel 4.5.3 Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit 4C

- 4.5.3_Bodenwasser_Temperatur_Diagramme.xls
- 4.5.3_Bodenwasser_Temperatur_Statistik.xls
- 4.5.3.3_Bestandeswachstum.doc
- 4.5.3.4_Jahrring_1203-1205.xls
- 4.5.3.5_Streuproduktionsvergleich.doc

Zu Kapitel 4.5.4 Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit BIOME-BGC

- 4.5.4_Biome-BGC_DBF_0302.doc
- 4.5.4_Biome-BGC_DBF_0303.doc
- 4.5.4_Biome-BGC_DBF_0304.doc
- 4.5.4_Biome-BGC_DBF_0305.doc
- 4.5.4_Biome-BGC_DBF_0307_hsc.doc
- 4.5.4_Biome-BGC_DBF_0906.doc
- 4.5.4_Biome-BGC_DBF_0908.doc

4.5.4_Biome-BGC_DBF_0911.doc
4.5.4_Biome-BGC_DBF_1201_hsc.doc
4.5.4_Biome-BGC_DBF_1202_hsc.doc
4.5.4_Biome-BGC_DBF_1203_hsc.doc
4.5.4_Biome-BGC_DBF_1204_hsc.doc
4.5.4_Biome-BGC_DBF_1205_hsc.doc
4.5.4_Biome-BGC_DBF_1206_hsc.doc
4.5.4_Biome-BGC_DBF_1207.doc

Zu Kapitel 4.5.4.1.1 Bodentemperatur

4.5.4.1_Bodentemperatur.doc
4.5.4.1_Statistik_Bodentemperatur.xls

Zu Kapitel 4.5.4.1.2 Wasserhaushalt

4.5.4.1.2.1_Bestandesniederschlag.doc
4.5.4.1.2.1_Interzeptionsverdunstung.doc
4.5.4.1.2.1_Statistik_Bestandesniederschlag-Interzeptionsverdunstung.xls
4.5.4.1.2.2_Transpiration.doc
4.5.4.1.2.3_Bodenfeuchte-TDR.doc
4.5.4.1.2.3_Bodenfeuchte-Tensiometer.doc
4.5.4.1.2.3_Statistik_Bodenfeuchte.xls

Zu Kapitel 4.5.4.1.3 Kohlenstoffhaushalt

4.5.4.1.3.1_Stamm-C-Vorräte.doc
4.5.4.1.3.1_Stammzuwachs.doc
4.5.4.1.3.1_Statistik_Stammzuwachs.xls
4.5.4.1.3.2_Jahrringanalysen.doc
4.5.4.1.3.3_Blattstreufall.doc
4.5.4.1.3.3_Statistik_Blattstreufall.xls
4.5.4.1.3.3_Holzstreufall.doc
4.5.4.1.3.3_LAI.doc
4.5.4.1.3.4_Streu-+Boden-C-Vorrat.doc
4.5.4.1.3.4_Statistik_Boden_Streu-C.xls
4.5.4.1.3.5_Totholz-C-Vorrat.doc
4.5.4.1.3.6_Bodenrespiration.doc

Zu Kapitel 4.5.4.2 Auswirkungen veränderter Klimabedingungen

4.5.4.2_Auswirkungen_Klimaaenderungen_BIOME-BGC.doc

Zu Kapitel 4.5.6 Diskussion der Ergebnisse zur Anwendung der Simulationsmodelle

4.5.6_Kompatibilitaet_Wetterdaten.doc