

Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse einer 4jährigen Messperiode

In einem Buchenaltbestand (*Fagus sylvatica* L.) des nordostdeutschen Tieflandes wurden im Zeitraum 2001 bis 2004 Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt sowie zum Zuwachs durchgeführt. Ergebnisse der Messungen zum Wasserhaushalt sowie zu Konzentrationen, Vorräten, Flüssen und Bilanzen der Makroelemente werden präsentiert.

Bei durchschnittlichen Freilandniederschlägen von 674 mm a^{-1} beträgt der Bestandesniederschlag 531 mm a^{-1} . Davon entfallen 499 mm a^{-1} auf die Kronentraufe, und 33 mm a^{-1} auf den Stammabfluss. Aus der Differenz zwischen Freiland- und Bestandesniederschlag errechnet sich eine Interzeptionsverdunstung von 142 mm a^{-1} . Die Xylemflussmessungen ergeben durchschnittliche Transpirationsraten von 228 mm a^{-1} . Simulationen mit BROOK90 kalkulierten Sickerwassermengen von 232 mm a^{-1} in 2,5 m bzw. 188 mm a^{-1} in 5 m Bodentiefe.

Der Stoffhaushalt ist durch relativ geringe Eintragraten von Säuren ($0,8 \text{ kg H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Schwefel ($7,6 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bei mittleren Stickstoffeinträgen ($16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gekennzeichnet. Die Stickstoffeinträge liegen deutlich über dem Bedarf des Baumbestandes. Mit dem Sickerwasser werden aus 250 cm Bodentiefe hohe Mengen an Calcium ($60 \text{ kg Ca ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Magnesium ($4,4 \text{ kg Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) aus dem Boden ausgezogen. Die Versorgung des Bestandes ist aufgrund einer tiefreichenden Durchwurzelung in den carbonathaltigen tiefen Mineralboden ab 1,8 m dennoch nicht gefährdet.

Die niederschlagsarmen Klimabedingungen sowie das sandige Substrat des Bodens führen zu einer Limitierung des Zuwachsverhaltens des Bestandes aufgrund von Wasserstress. Die hohen Temperaturen des Jahres 2003 induzierten eine extreme Buchenmast im Folgejahr, durch die der Zuwachs im Vergleich zu den Vorjahren stark reduziert wurde.

Stichworte: Buchenwald, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Holzzuwachs, Ökosystemstudie

Water and element budget of a mature beech stand in the northeastern German lowlands – results of a 4 years' measurement period

From 2001 to 2004 investigations on the water and element budget and on the wood increment of a mature beech stand (*Fagus sylvatica* L.) in the north eastern lowlands of Germany were carried out. The results of the investigation concerning concentrations, pools, fluxes and balances of macro elements are presented.

The average precipitation of 674 mm a^{-1} led to a throughfall of 531 mm a^{-1} . The latter can be separated into 499 mm a^{-1} of canopy drip and 33 mm a^{-1} of stem flow. From the difference between open land precipitation and throughfall an interception of 142 mm a^{-1} was calculated. Transpiration based on sap flow measurements reached 228 mm a^{-1} . Simulations with BROOK90 resulted in a deep percolation of 232 mm a^{-1} in 2.5 m, and 188 mm a^{-1} in 5 m soil depth.

The element budget is characterized by relatively low input rates of acids ($0.8 \text{ kg H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) and sulphur ($7.6 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), and a moderate nitrogen input ($16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). The input of nitrogen exceeds the needs of the growing forest stand.

The loss of calcium ($60 \text{ kg Ca ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) and magnesium ($4.4 \text{ kg Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) by leaching with deep percolation in 2.5 m soil depth achieved relatively high amounts. Nevertheless, the nutrient supply of the beech stand is ensured by deep rooting and the carbonate contents of the soil at a depth below 1.8 m.

Low precipitation and low available water capacity of the sandy soils lead to water stress limiting tree growth of the beech stand. The high temperature in the summer 2003 resulted in an extreme fructification in the following year, leading to a depression in tree growth.

Key words: Beech forest, water budget, element budget, wood increment, ecosystem study

1 Einführung und Ziele

Die Wälder des Nordostdeutschen Tieflands sind durch überwiegend arme Sandböden geprägt. In Kombination mit vergleichsweise geringen Niederschlägen führt dies zur Limitierung des Zuwachses von Forstbeständen. Vor dem Hintergrund weiterhin rückläufiger Grundwasserneubildungsraten wird dem Umbau nicht standortgerechter Kiefernreinbestände in Laubmischwälder in dieser Region große Bedeutung beigemessen. Für eine vergleichende Kalkulation der Nachhaltigkeitswirkungen einschließlich des Ertrags forstlicher Landnutzungssysteme sind daher exakte Kenntnisse über ihren Wasser- und Stoffhaushalt unabdingbar. Im regionalen Maßstab kommt dabei der Modellierung eine besondere Bedeutung zu. Diese zielt auf die Anwendung von prozessorientierten Simulationsmodellen ab, zu deren Kalibrierung und Validierung seit 2001 in einem Buchenwaldökosystem in Forstrevier Beerenbusch umfangreiche Messungen zum Wasser- und Stoffhaushalt durchgeführt werden. Diese ergänzen

zudem das Level II-Programm des Europäischen Forstlichen Umweltmonitorings, in dessen Rahmen im Land Brandenburg Untersuchungen in sechs Kiefernbeständen erfolgen (KALLWEIT 1999, KALLWEIT 2001, Landesforstanstalt Eberswalde 2001, RIEK et al. 2006), durch einen Buchenbestand.

Für eine Bewertung der Nachhaltigkeit eines Waldökosystems ist auch die Betrachtung der Nährelementbilanzen von Bedeutung. In diesem Zusammenhang ist vor allem zu klären, ob der Entzug von Nährelementen durch Austräge mit dem Sickerwasser sowie durch die Ernte des Waldbestandes längerfristig mit Ernährungsstörungen oder Nährelementimbilanzen verbunden sein kann.

Darüber hinaus sind die Ergebnisse dieser Untersuchungen auch aus waldbaulicher Sicht von Bedeutung. Im Rahmen der Waldumbauprogramme werden sowohl in Brandenburg als auch in Mecklenburg-Vorpommern die anteilig überwiegenden Kiefernreinbestände weiträumig in Buchen- und Eichenbestände umgebaut. In diesem Zusammenhang ist zu über-

prüfen, ob ein Buchenbestand, der aus einem Kiefernumbau hervorgegangen ist, sich im Nährelementhaushalt vergleichbar zu anderen Buchenwaldökosystemen der Region verhält. Besonderes Augenmerk gilt dabei den Ergebnissen aus den Untersuchungen von sechs Chronosequenzstadien des Waldumbaus, beginnend beim Kiefernreinbestand über Buchenunterbau, Kiefern-Buchen-Mischbeständen bis hin zu Buchenreinbeständen (ANDERS et al. 2004 a)

Das Ziel der Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen in diesem Buchenwaldökosystem war daher, (i) den Wasserhaushalt des Buchenbestandes zu beschreiben, (ii) das System im Hinblick auf seine Nährelementversorgung auf Nachhaltigkeit zu bewerten und (iii) eine Grundlage zu schaffen zur Entwicklung von dynamischen Simulationsmodellen des Wasser- und Stoffhaushalts und des Waldwachstums.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsbestand

Untersuchungsobjekt war ein 117jähriger Altbuchenbestand (*Fagus sylvatica* L.), der im Jahr 1888 als Pflanzung unter einem Kiefernbestand begründet wurde. Im Jahre 1984 war der Bestand ein zweischichtiger, geschlossener Mischbestand aus Gem. Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) mit mittlerem Baumholz als Oberbestand und Rotbuche aus schwachem Baumholz als Zwischenstand. In den Jahren 1985–1988 fand dann ein Ausrieb der Kiefern statt. Es handelt sich somit heute um das Endstadium des Waldumbaus von einem Kiefernreinbestand in einen Buchenwald. Im Jahre 2003 weist der Buchenbestand bei einer Mittelhöhe von 27,8 m, einem Durchmesser von 35,5 cm, einer Grundfläche von 24,9 m² ha⁻¹ und einer Stammzahl von 216 ha⁻¹ einen Derbholtzvorrat von 343 m³ ha⁻¹ auf. Die relative Bonität beträgt 2,7, der Schlussgrad 0,93.

Die Waldgesellschaft ist als Schattenblumen-Buchenwald (*Majanthemum-Fagetum*) zu klassifizieren mit Flächenanteilen (Deckungsgraden) der Buche von 100 % (80 %) in der Oberschicht, 10 % (5 %) in der Zwischenschicht und 80 % (20 %) in der Unterschicht. Der Deckungsgrad der Krautschicht beträgt 1 %, der Moosschicht 5 %. Flechten bedecken einen Flächenanteil von < 1 % (F. BECKER, mündl. Mitteil.).

Der Bestand befindet sich bei Rheinsberg (Nordbrandenburg) etwa 600 m westlich des Stechlinsees (geographische Breite 53,1°, Längengrad 13,0°) in einer Höhe von 78 m ü. NN. Natur-

räumlich ist das Gebiet durch Sanderflächen der Fürstenberger Staffel des Jungpleistozän geprägt. Eine nähere Beschreibung des Naturschutzgebietes Stechlin findet sich in LÜTKEPOHL & FLADE (2004). Das Klima entspricht dem feuchten Tieflandsklima (Großklimabereich μ = Ostmecklenburgisch-Nordbrandenburger Seenplanarklima) mit mittleren Jahrestemperaturen von 8,1 °C und mittleren Jahresniederschlägen von 600 – 660 mm. Die in 3 km Entfernung gelegene DWD-Wetterstation Neuglobsow weist im langjährigen Mittel (1951–2000) Jahrestemperaturen von 8,0 °C und Jahresniederschläge von 586 mm auf.

Der Boden des Untersuchungsbestandes ist als schwach podsolige Braunerde aus Sand anzusprechen, der ab ca. 1,8 m überwiegend schwach carbonathaltig ist. Die Humusform entspricht einem Moder. Ein auf einer Rasterbeprobung (15 Bepunkte im 25-m-Raster) und einer Bodengrube (LACHMANN 2002) sowie zwei Tiefbohrungen (bis 5 m Tiefe) beruhendes mittleres Bodenprofil ist in Tab. 1 angegeben. Der Skelettgehalt in den Bodenprofilen variiert zwischen 2 und 24 Vol.-% bei mittleren Werten von 11,5 Vol.-%.

2.2 Untersuchungsprogramm und -methoden

2.2.1 Versuchsaufbau und Beprobung

Für die Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt wurde eine 0,5 ha große Versuchsfläche mit 108 Buchenstämmen eingezäunt. Der Versuchsaufbau und Messgrößen der Untersuchungsfläche sind in Abb. 1 schematisch dargestellt. Die hydrologischen Messgeräte wurden im Mai 2001 in Betrieb genommen.

Zum Freilandniederschlag stehen verschiedene Messreihen mit Tageswerten zur Verfügung: (i) seit 1996 von der in etwa 3 km südwestlich gelegenen Freifläche der Level II-Fläche 1202, (ii) seit 08/2002 von dem 500 m südöstlich gelegenen stillgelegten Kernkraftwerk Rheinsberg. An beiden Standorten werden zusätzliche Niederschlagsproben in wöchentlichem bzw. 14-tägigem Rhythmus mit LWF-Niederschlagssammlern (RS200, Fa. UMS) für die chemische Analyse gesammelt.

Der Bestandesniederschlag wurde mit folgender Instrumentierung gemessen: Kronentraufe als Wochensumme mit insgesamt 15 LWF-Niederschlagssammlern (RS200, Fa. UMS) sowie kontinuierlich mit einer Metallrinne von insgesamt 0,8 m² Auffangfläche über eine Kippwaage. Der Stammabfluss wurde von einem Stamm kontinuierlich über eine Kippwaage

Tabelle 1: Mittleres Bodenprofil der Untersuchungsfläche

Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	Lagerungsdichte (g/cm ³)	pH (KCl)	pH (CaCl ₂)	KAK (mmol _c /kg)	BS (%)	Carbonat (%)	C-org. (%)	C/N	Wurzelspitzen (dm ⁻²)
L	+5–+3										
Of	+3–+1										
Oh	+1–0			4,1					14,00	19,6	
A(e)h	0–7	Su2	0,99	3,6	4,3	44,0	33,0	<0,01	4,10	20,6	12,3
Bhv	7–32	mSgs	1,27	3,7	4,4	22,5	8,6	<0,01	1,43		12,1
Bv	32–70	mSgs	1,58	4,2	4,4	7,5	9,7	<0,01	0,30		3,1
C I	70–130	mSgs	1,66	4,4	4,5	6,9	11,1	<0,01	0,17		0,4
C II	130–180	mSgs	1,68		4,9	5,5	21,7	<0,01	0,04		1,1
C III	180–240	mSgs			7,1			1,6	0,12		
C IV	240–420	mS			7,5			1,8	0,09		
C V	420 +	mSgs			7,6			1,7	0,09		

Table 1: Average soil profile of the investigation plot

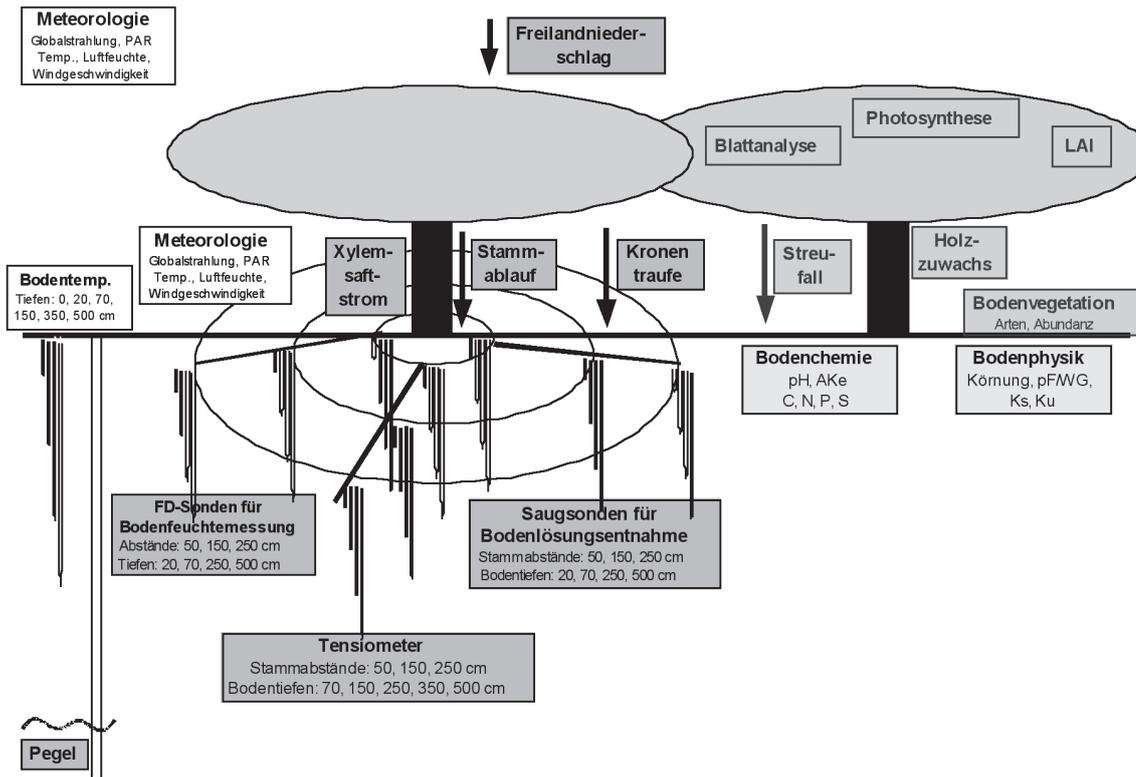


Abbildung 1:
Versuchsaufbau und Messgrößen der Untersuchungsfläche

Figure 1:
Experimental design and measurements at the investigation plot

gemessen und von 4 weiteren Stämmen in Fässern gesammelt und wöchentlich beprobt. Aufgrund der räumlichen Variation der hydrologischen Prozesse wurden der Bestandsniederschlag und die bodenhydrologischen Prozesse nach einem radialsymmetrischen Ansatz in unterschiedlichen Entfernungen (50, 150, 250 cm sowie Kronenlücke) zu den Stämmen gemessen. Zur Hochrechnung der in unterschiedlichen Stammabständen gemessenen Wasser- und Stoffflüsse auf den Gesamtbestand wurden die Flüsse entsprechend der sie repräsentierenden Flächenanteile unterschiedlich gewichtet: 7 % Flächenanteil für die in 50 cm aufgestellten Niederschlagssammler, 20 % in 150 cm, 56 % in 250 cm und 17 % für die in Kronenlücken aufgestellten Sammler. Zur chemischen Analyse der Wasserproben aus Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammabfluss wurden jeweils Monatsmischproben hergestellt.

Im Umfeld von zwei Bäumen wurden in Abständen von 50, 150 und 250 cm zum Stamm Bodenlösungen aus den Bodentiefen 20, 70, 250 und 500 cm über jeweils 2 Borosilikat-Glassinterkerzen mit Schaftsammlung (Fa. Ecotech) mit einer zeitgesteuerten Vakuumpumpe 14-tägig beprobt. Für die chemische Analyse wurden somit jeweils 4 Proben pro Stammabstand/Bodentiefe zu einer Mischprobe zusammengeführt. Zur Berechnung der Elementausträge mit dem Sickerwasser wurden die aus unterschiedlichen Stammabständen gewonnenen Proben nicht differenziert. Somit beruht die Datenbasis der Bodenlösungskonzentrationen auf 12 Proben je Bodentiefe.

Die Tensionen wurden an einem Baum in den Bodentiefen 70, 150, 250, 350 und 500 cm mit Druckaufnehmertensiometern (T4, Fa. UMS) und der Wassergehalt des Bodens in 20, 70, 250 und 500 cm Bodentiefe mit FD-Sonden (Theta-Probe ML2, Fa. Delta-T) kontinuierlich gemessen. Zusätzlich wurden an zwei weiteren Bäumen in den Bodentiefen 20, 70, 150, 250, 350 und 500 cm Tiefe Bodenfeuchte-Messungen mit TDR-Sonden (FOM/m-TDR, Fa. Easy Test) in 14-tägigen Abständen gemessen.

Zur Ermittlung der Kronendachtranspiration erfolgten während der Vegetationsperioden 2002–2004 kontinuierlich an

zehn repräsentativ auf Basis der Grundflächen ausgewählten Baumstämmen Xylemflussmessungen in 1,3 m Höhe mit dem thermoelektrischen Verfahren nach GRANIER (1985). Die Sensoren wurden bei allen zehn Bäumen in einer Tiefe von 0–22 mm unter der Rinde, bei fünf dieser Bäume auch in 22–44 mm Tiefe und beim stärksten Stamm zusätzlich noch in 44–66 mm Tiefe installiert. Zur Beschreibung des Radialprofils der Xylemflussdichte im Buchenstamm (LÜTTSWAGER & REMUS 2007) wurden über einen zweimonatigen Zeitraum im Sommer 2004 an zwei weiteren Buchen Messungen auch bis in Stammtiefen von 132 mm angestellt. Für jeden Baum wird aus den Mittelwerten blockweise die Flussdichte errechnet. Der Xylemfluss eines Baumes ist das Produkt aus der mittleren Flussdichte im Stamm und der leitenden Querschnittsfläche am Messpunkt. Die Tageswerte der Transpiration der einzelnen Messbäume wird als stratifizierte Zufallsstichprobe aufgefasst und aus ihnen über die Grundfläche des Bestandes die Transpiration in mm errechnet.

Die Simulation des Wasserhaushalts zur Berechnung des Sickerwasserbewegungen im Boden erfolgte mit dem hydrologischen Simulationsmodell BROOK90 (FEDERER et al. 2003). Als Vorlaufsimulation wurden dabei die Witterungsdaten der in 3 km Entfernung liegenden Level-II-Fläche 1202 ab 1996 verwendet. Zusätzlich wurde der Sickerwasseraustrag nach der Methode der Cl-Bilanz (VACHER & AYERS 1980) aus den mittleren gewichteten Cl-Konzentrationen im Freilandniederschlag und im Sickerwasser berechnet.

Die Angaben zum mittleren Bodenprofil (Tab. 1) stammen aus verschiedenen Quellen. Zum einen wurde eine rasterartige Beprobung zur Untersuchung der bodenchemischen Heterogenität durchgeführt (LACHMANN 2002). Dazu wurden 15 Bodenprofile bis 1 m Tiefe in einem 25 × 25 m-Raster mit dem Bohrstock beprobt und ein durchschnittliches Bodenprofil erstellt und chemisch analysiert. Zur Ermittlung der C- und N-Vorräte in den organischen Auflagehorizonten (Of u. Oh) wurden an jedem der 15 Rasterpunkte 3 Stechrahmen mit je 3 dm² beprobt. Darüber hinaus wurde eine Bodenprofilwand (Länge 3,8 m, Tiefe 1,8 m) im 10 × 10 cm-Raster beprobt und

bodenchemisch und -physikalisch sowie hinsichtlich der Feinwurzelverteilung analysiert (LACHMANN 2002). Eine dritte Datenquelle waren Tiefenbohrungen, die in 20 cm-Schichten bis in 5 m Bodentiefe entnommen wurden. Von diesen Bodenproben wurden pH, C-, N- und Carbonat-Gehalte sowie die Bodentextur analysiert.

Die Element-Konzentrationen in der organischen Auflage wurden für C und N mit dem Elementanalysator LECO-CNS2000, die der austauschbaren Kationen im Mineralboden bis 100 cm Bodentiefe aus Schüttelextrakten mit 0,5 M NH_4Cl mit ICP analysiert. Die Gesamt-Element-Vorräte im Mineralboden bis 100 cm Bodentiefe wurden aus Mischproben von 10 mit einem Bohrstock entnommenen Einzelprofilen aus Königswasser-Aufschlüssen mit ICP analysiert.

Bodenphysikalische Untersuchungen in Form von WG-pF-Relationen sowie der Lagerungsdichte und des Gesamt-Porenvolumens liegen von insgesamt 15 Proben bis in 160 cm Bodentiefe aus der Bodengrube vor.

2.2.2 Berechnung von Element-Vorräten und -Flüssen

Zur Berechnung der ökosystemaren Element-Vorräte und -Flüsse nach dem Stoffhaushaltsmodell von HORN et al. (1989) dienten die folgenden Inputdaten und Verfahren.

- Die Element-Vorräte in **Blättern** wurden aus der Blatt-Trockenmasse im Streufall und den Element-Konzentrationen von frischen Blättern berechnet, die jeweils im August an 12 Bäumen aus dem oberen Kronenbereich entnommen und chemisch analysiert wurden.
- Ertragskundliche Erhebungen mit Messungen der Baumhöhe (nach Blume-Leiß) und des Brusthöhen-durchmessers aller 108 Bäume der eingezäunten Fläche erfolgten in den Jahren 2001 und 2004 jeweils im April. Aus diesen Daten wurden die **Holzvorräte** und der **Holzzuwachs** sowie die Elementvorräte und -festlegung in den Kompartimenten Derbholz mit Rinde und Zweige/Äste mit Rinde nach Funktionen von KRAUSS & HEINSDORF (1996) berechnet.
- Zeitlich höher aufgelöste **Zuwachsanalysen** werden einerseits über 10 Zuwachsmessbänder, die 14-tägig abgelesen werden, sowie über 2 elektronische Dendrometer (DMS-Bügeldendrometer D6, Fa. UMS) mit kontinuierlichen Messreihen gewonnen. Zur Hochrechnung der Änderungen des Stammdurchmessers auf den Baumholzzuwachs wurden eine Raumdichte von $0,56 \text{ t m}^{-3}$ (KNUCHEL 1954) und eine Holzformzahl für Baumholz von 0,568 (DITTMAR et al. 1986) angenommen.
- Die Gesamt-Vorräte in **organischer Auflage** und im **Mineralboden** beruhen auf Elementaranalysen bzw. Königswasser-aufschlüssen. Die austauschbaren Kationen-Vorräte auf NH_4Cl -Extrakten.
- Die Elementflüsse in Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammabfluss wurden direkt gemessen. Zur Ermittlung der **Gesamtdeposition** sowie der **Kronenraumprozesse** (Leaching bzw. Aufnahme/Austausch) wurde die Kronenraumbilanz-Methode des Arbeitskreises B der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II (GEHRMANN et al. 2001) angewendet. Dabei werden die Deposition von K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Na^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} und Cl^- nach dem Ansatz von ULRICH (1994), die der Gesamtsäure- und NH_4^+ -Deposition nach einem Ansatz von DRAALJERS & ERISMAN (1995) berechnet.
- Die Stofffrachten mit dem **Sickerwasser** ergeben sich aus der Multiplikation der mit dem Wasserhaushalts-

modell BROOK90 (FEDERER et al. 2003) berechneten Wasserflüsse mit den jeweiligen Stoffkonzentrationen.

- Zur Analyse der Stofffrachten mit dem **Streufall** wurden Proben mit 8 Streufängern (Fläche je $0,25 \text{ m}^2$) 14-tägig gesammelt, in die Fraktionen Blätter, Blüten, Bucheckern, Fruchthülsen, Holz und Sonstiges aufgetrennt und jeweils jährlich zu Mischproben der Monate 1–4, 5–8 und 9–12 aufbereitet und chemisch analysiert.
- Die **Retranslokation** errechnet sich aus der Differenz der Elementvorräte in den voll entwickelten Blättern im Sommer und den Flüssen mit dem Streufall.
- Die Element-**Aufnahme** durch den (oberirdischen) Bestand wurde als Parametersumme aus Streufall, Zuwachs und Kronenraumprozessen kalkuliert.
- Zur Schätzung der Element-Freisetzung durch **Verwitterungsprozesse** aus dem Gesamt-Vorrat des Feinbodens wurde von Basenfreisetzungen ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$) für arme Sande in Höhe von $0,25 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgegangen (BECKER et al. 2000) und die freigesetzten Elementmengen aus ihren Massenanteilen in den Königswasser-aufschlüssen des Feinbodens bis 100 cm Bodentiefe kalkuliert.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Wasserhaushalt

In Abb. 2 sind Wochensummen des Niederschlags sowie die gemessene und simulierte Bodenfeuchte über die Zeitspanne von 2001–2004 aufgezeigt. Gemäß der radialsymmetrischen Instrumentierung kann bei den Messwerten zur Bodenfeuchte in stammnah, Kronenmitte und stammfern unterschieden werden. Mit dem 1-dimensionalen Ansatz von BROOK90 lässt sich die räumliche Heterogenität dagegen nicht abbilden.

Es ist zu erkennen, dass die simulierten Werte für Bodenfeuchte in 0–20 cm bzw. 20–40 cm Bodentiefe im Bereich der Messungen in der Bodentiefe 20 cm liegen. Meist liegen sie knapp über den gemessenen Werten für den Bereich stammfern und Kronenmitte, aber unter denen der Messungen für den stammnahen Bereich. In der Bodentiefe 70 cm stimmen Messungen und Simulationen der Bodenfeuchte meist gut überein, sieht man von einigen Spitzen bei bestimmten Bodenfeuchte-Sensoren ab. Diese sind dann vermutlich auf am Sondenschaft heruntergelaufenes Wasser zurückzuführen und spiegeln nicht die reale Wasserdynamik im Boden wider. In den Bodentiefen 250 und 500 cm ergibt sich eine deutlich ausgeglichene Dynamik der Bodenfeuchte. Hier können die Messergebnisse durch das Simulationsmodell gut abgebildet werden. Allerdings gab es ein extremes Regenereignis im Juli 2002, bei dem eine schnelle Wasserversickerung bis in tiefere Bodenschichten simuliert und eine bis in das Frühjahr 2003 hineinreichende überhöhte Bodenfeuchte kalkuliert wird, die sich in den Messwerten dieser beiden Tiefen jedoch nicht zeigt. Möglicherweise regnete es am diesem Tag lokal in der Umgebung der Niederschlagssammler der etwas entfernten Wetterstation mit deutlich höherer Intensität als im Buchenbestand.

Die hydrologischen Jahresbilanzen sind in Tab. 2 zusammengefasst. Die 4-jährige Messperiode zeichnet sich bei Werten von 674 mm a^{-1} durch eher überdurchschnittliche Niederschläge aus. Vor allem die Jahre 2001 und 2002 waren sehr niederschlagsreich, das Jahr 2003 dagegen ausgesprochen trocken. Der Bestandesniederschlag von durchschnittlich 531 mm a^{-1} beträgt 79 % des Freilandniederschlags. Davon entfallen 499 mm a^{-1} auf die Kronentraufe (74 %), während

	2001	2002	2003	2004	2001–2004	2001–2004
Messungen	mm a ⁻¹					% von FN
Freiland-Niederschlag	729	813	492	661	674	100
Interzeptionsverdunstung	124	136	115	194	142	21
Transpiration		213	237	235	228	35
Bestandesniederschlag	605	676	378	468	531	79
Kronentraufe	568	630	354	443	499	74
Stammabfluss	37	46	24	25	33	5
Sickerwasser in 5m Tiefe (Cl-Bilanz)	76	173	142	147	127	19
Simulationsergebnisse	mm a ⁻¹					% von FN
Interzeptionsverdunstung	155	142	108	138	136	20
Transpiration	287	293	350	271	300	45
Bestandesniederschlag	572	673	382	513	535	79
Boden-Evaporation	21	31	19	25	24	4
Sickerwasser aus 20 cm Tiefe	447	571	251	400	417	62
Sickerwasser aus 70 cm Tiefe	326	448	152	274	300	45
Sickerwasser aus 250 cm Tiefe	210	424	115	178	232	34
Sickerwasser aus 500 cm Tiefe	119	398	140	97	188	28

Tabelle 2:

Ergebnisse der Messungen und Simulationen zum Wasserhaushalt des Buchenbestandes in mm a⁻¹ bzw. in % vom Freilandniederschlag

Table 2:

Results of the measurements and simulations on the water budget of the beech forest stand in mm a⁻¹ and in % of the open land precipitation

der Stammabfluss mit 33 mm a⁻¹ nur 5 % des Freilandniederschlags ausmacht. Aus der Differenz zwischen Freiland- und Bestandesniederschlag errechnet sich eine Interzeptionsverdunstung von 142 mm a⁻¹ (21 %). Der nach der Chlorid-Bilanz-Methode berechnete Sickerwasseraustrag aus 500 cm Bodentiefe ergibt einen Wert von 127 mm (19 %).

Die gemessenen Anteile von Stammabfluss am Freilandniederschlag mit 5 % (Sommer 3 %, Winter 7 %) erscheinen im Vergleich zu anderen Datenquellen aus der Region relativ niedrig. Untersuchungen im nordostdeutschen Tiefland ergaben in einem 101-jährigen Buchenbestand einen Anteil von 8 % (ANDERS et al. 2004a). Die geringen Anteile sind hauptsächlich auf geringere Jahresniederschläge sowie möglicherweise auch auf eine abweichende Kronenarchitektur und rauere Rindenoberfläche der Bäume zurückzuführen, die sich evtl. dadurch ergibt, dass die Buchen im Mischbestand mit Kiefern erst im Jahr 1988 freigestellt wurden und sich die Kronenlücken danach durch verstärkten Breitenwuchs der Kronen schlossen. Im niederschlagsreicheren Rhein-Main-Gebiet und im Solling wurden bei Buchen Stammabfluss-Anteile von 13–16 % gemessen (BRECHTEL & PAVLOV 1977, BENECKE 1984, JOCHHEIM & SCHÄFER 1988).

Die Berechnung der Boden-Evaporation und Sickerwassermengen erfolgte mit dem hydrologischen Simulationsmodell BROOK90 (FEDERER et al. 2003). Dabei zeigen sich weitgehende Übereinstimmungen zwischen gemessenen und simulierten Werten bei der Interzeptionsverdunstung und den Bestandesniederschlägen. Allein im Jahr 2004 ergeben sich größere Abweichungen, wobei die gemessene Interzeptionsverdunstung deutlich über den Simulationsergebnissen liegt. Als Ursache dafür wird die in diesem Jahr auftretende Buchenmast angesehen, die eine starke Erhöhung der interzipierenden Oberfläche in der Krone durch Blüten und später durch Früchte zur Folge hat. Im Simulationsmodell wird dagegen die Interzeptionsverdunstung über den LAI-Wert berechnet, der zwar während der Vegetationsperiode anwächst, jedoch im Modell ein konstantes Maximum besitzt. Folgerichtig werden auch die Sickerwasserausträge mit dem Simulationsmodell höher kalkuliert als mit der Chlorid-Bilanz.

Größere Abweichungen zeigen sich bei der Transpiration. Die Berechnungen auf Basis der Xylemflussmessungen ergeben für die Jahre 2002–2004 durchschnittliche Transpirationsraten von 228 mm a⁻¹ (35 % des Freilandniederschlags). Die Transpiration der Bodenvegetation kann für diesen Buchenbestand vernachlässigt werden, da hier keine nennenswerten

Bedeckungsgrade erreicht werden. Die Simulationsergebnisse für die 4 Jahre erreichen jedoch im Mittel 300 mm a⁻¹. Eine Bestandestranspiration in dieser Größenordnung wurde von LANG (1999) für einen 74-jährigen Buchenbestand im Pfinzgau bei Karlsruhe bei Jahresniederschlägen von über 700 mm angegeben. Messungen an 30-jährigen Buchen im Hesse-Forst in Frankreich ergaben jedoch nur Transpirationsraten von 254 mm a⁻¹ (GRANIER et al. 2000). Messungen an 4 Buchenaltbeständen entlang eines Niederschlagsgradienten (581–933 mm a⁻¹) führten zu Transpirationsraten zwischen 216 und 303 mm a⁻¹ (SCHIPKA et al. 2005). Die größte Differenz zwischen Messung und Simulation (113 mm a⁻¹) ergibt sich im Trockenjahr 2003. Das deutet darauf hin, dass die Begrenzung der Entzugsfunktion von Wasser aus dem Boden bei hoher Trockenheit im Modell noch nicht zufriedenstellend abgebildet ist. Die Boden-Evaporation wurde mit durchschnittlich 24 mm (4 %) kalkuliert. Es ergeben sich verhältnismäßig hohe Sickerwasserausträge von 232 mm a⁻¹ in 2,5 m bzw. 188 mm a⁻¹ in 5 m Bodentiefe.

Die hier gemessenen bzw. kalkulierten Wasserflüsse liegen weitgehend im Bereich dessen, was von anderen Autoren für vergleichbare Standorte gemessen worden ist. In regionalen Studien im nordostdeutschen Tiefland wurden bei mittleren Niederschlagssummen von 600 bzw. 620 mm a⁻¹ für Buchenbestände Interzeptionsverdunstungsraten von 144 mm a⁻¹ gemessen und Sickerungsraten von 141 mm a⁻¹ kalkuliert (ANDERS et al. 2002, 2004a). Aus dem Großlysimeter der Station Britz mit einer Bodentiefe von 5 m wurde für die Jahre 1986–1989 bei relativ hohen Niederschlägen (652 mm a⁻¹) unter ca. 20-jährigen Buchen Sickerwasserraten von 184 mm a⁻¹ gemessen (MÜLLER 1996), die in den niederschlagsarmen Jahren 1990–1993 (587 mm a⁻¹) auf 90 mm a⁻¹ zurückgingen.

Auch bei Simulationen mit FOREST-BGC für ein Einzugsgebiet des nordostdeutschen Tieflandes wurden ähnliche Werte der Interzeptionsverdunstung, Transpiration und Sickerwasserausträge berechnet (JOCHHEIM et al. 2004). Die simulierten Raten von 24 mm a⁻¹ für die Bodenevaporation erscheinen auch im Vergleich zu den von DE VRIES et al. (2001) für die europäischen Level-II-Standorte ermittelten Bodenevaporationsraten von 51 bzw. 72 mm a⁻¹ relativ gering.

Eine Studie an einem nahegelegenen Buchen-Kiefern-Mischwald (SCHULTE-BISPING et al. 2005) kommt zu ähnlichen Werten für Interzeptionsverdunstung und Transpiration, aber zu deutlich höherer Bodenevaporation (104 mm a⁻¹) und niedrigeren Versickerungsraten (26 mm a⁻¹). Dabei muss berück-

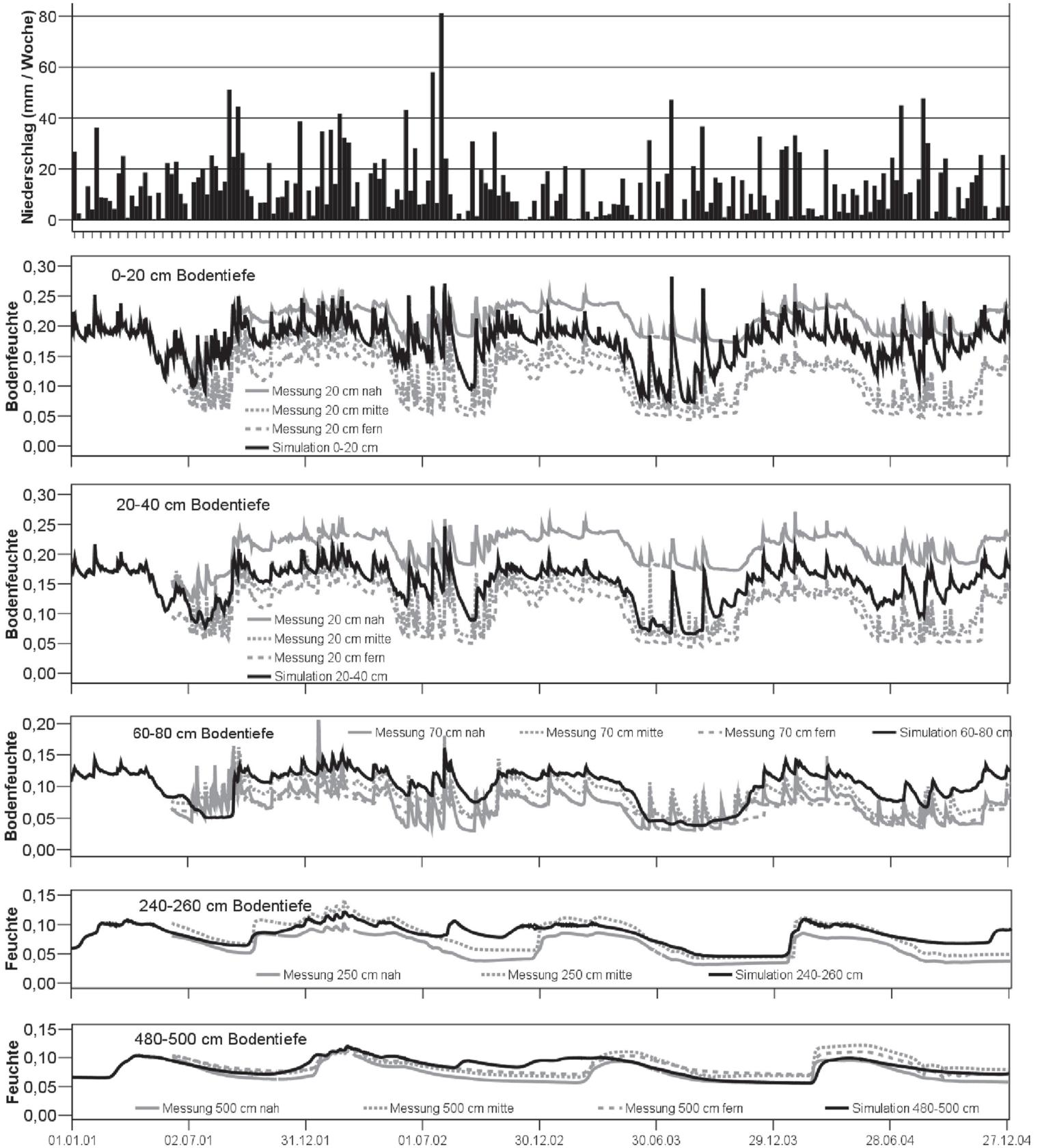


Abbildung 2: Niederschläge (mm Woche⁻¹) und gemessene (bei verschiedenen Stammabständen) und simulierte Bodenfeuchte (Vol.%) in verschiedenen Bodentiefen

Figure 2: Precipitation (mm week⁻¹) and simulated, compared to measured (differing in distance to stem) soil water content (vol.%) at different soil depths

sichtigt werden, dass die durchschnittlichen Freilandniederschläge des Buchen-Kiefern-Mischbestandes während der Untersuchungsperiode um ca. 60–130 mm a⁻¹ bzw. 15–21 % niedriger liegen als die des hier untersuchten Buchenbestandes. Berücksichtigt man diese Niederschlagsdifferenz für die beiden Bestände, kommt man zu ähnlichen Sickerwasserraten.

Auch beim Vergleich mit der Chronosequenzstudie von ANDERS et al. (2004a) unterscheiden sich die Ergebnisse zu den im letzten Stadium ermittelten, also dem des Buchenreinbestandes als Endstadium des Waldumbaus, nicht wesentlich von den hier vorgestellten Daten. Die strukturell bedingt großen Varianzen im Bestandesniederschlag, wie sie von ANDERS et al. (2004a) für frühe Stadien von Mischbeständen beschrieben werden, dürften sich zwei Jahrzehnte nach dem Aushieb der Kiefern relativiert haben. In Buchenreinbeständen werden die Heterogenitäten bei Sickerraten weitgehend vom Stammabfluss verursacht. Dem kann bei der Modellierung ein radialsymmetrischer Ansatz Rechnung tragen.

3.2 Element-Gehalte und -Vorräte

Die Nährelementversorgung von Waldbeständen kann mit Hilfe verschiedener Verfahren beurteilt werden, und zwar anhand von (i) Blattanalysen, (ii) Element-Gehalten in verschiedenen Kompartimenten, sowie (iii) Elementvorräten in Biomasse und Boden.

Die Nährelementversorgung des Buchenbestandes ist anhand des Bewertungsschlüssels für Blattelementgehalte nach HOFMANN & KRAUSS (1988) hinsichtlich der Elemente N, Ca, Mg und P als mittel bis hoch, für Mn als hoch einzustufen (Tab. 3). Die Blattgehalte für K und S liegen in den Stufen gering–mittel, die für Zn überwiegend im mittleren Konzentrationsbereich, während allein die Fe-Blattgehalte im Bereich

sehr geringer Konzentrationen liegen. Abweichend davon ist die Versorgung mit Mg nach Ende & Evers (1997) sowie mit N, Ca, Mg nach HÜTTL (1992) eher höher einzustufen (Tab. 3). Im Vergleich mit den im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald (WOLFF & RIEK 1997) für Buchenstandorte ermittelten Werten liegen diese Ergebnisse für N, Ca, Mg, Mn, Zn und S im Bereich der 10–90 %-Perzentile. Für P wird das 90 %-Perzentil z. T. überschritten, für K und Fe das 10 %-Perzentil z. T. unterschritten. Alle Werte liegen innerhalb des Variationsbereichs der von JACOBSEN et al. (2003) für Buche angegebenen Blatt-Elementgehalte. Die hier ermittelten Blattgehalte spiegeln die Nährstoffsituation eines Bestandes auf einem armen Sandboden über einem durch Tiefendurchwurzelung erschlossenen kalkhaltigen Unterboden und nicht durch Streunutzung verarmten Standort wider.

Für die Bewertung der Ernährungssituation kann neben den Blattspiegelwerten auch der Anteil der Retranslokation aus den Blättern vor dem Blattabwurf als wichtiger Indikator angesehen werden. Die Blätter weisen im 4-Jahres-Durchschnitt N-Gehalte von 2,4 % der Trockensubstanz bei C/N-Relationen von 20,8 auf. Im Blatt-Streufall haben sich die N-Gehalte auf 1,05 % (C/N = 47,8) reduziert (Tab. 4). Das bedeutet, dass trotz relativ hoher Blatt-N-Gehalte etwa 55 % des Stickstoffs vor dem Blattabwurf aus den Blättern transportiert und in Speichergewebe deponiert werden. Ähnliche Werte wurden im Rahmen des Level II-Programms für die hessischen Buchenstandorte auf Buntsandstein ermittelt, während bei einem Standort in der Phase der Stickstoffsättigung die relozierten N-Anteile auf 47 % zurückgingen (KUHR et al. 2003). Beim hier beschriebenen Buchenbestand sind in der frisch gefallenen Blattstreu auch die Gehalte an Kalium um 44 % und an Schwefel um 38 % geringer als in lebenden Blättern. Als Ursache hierfür sind Leachingprozesse anzunehmen. Deutlich geringere Retranslokations- bzw. Leachingverluste wurden für Phosphor (18 %) und Magnesium (8 %) ermittelt, während bei Mangan und Calcium die Gehalte vom Sommer bis zum

Tabelle 3: Element-Gehalte der Trockensubstanz von Buchenblättern (Mediane) in den 4 Untersuchungsjahren und Bewertung nach dem Bewertungsschlüssel nach HOFMANN & KRAUSS (1988) bzw. HÜTTL (1992) (I: sehr gering, II: gering, III: mittel, IV: hoch, V: sehr hoch)

Table 3: Element contents (d.m.) of beech leaves (median values) in the 4 investigation years and assessment after HOFMANN & KRAUSS (1988) and HÜTTL (1992), respectively (I: very low, II: low, III: average, IV: high, V: very high)

Jahr	C/N	N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	S (%)	Zn (µg/g)	Fe (µg/g)	Mn (µg/g)
2001	22,6	2,26	0,13	0,45	0,98	0,17	0,15	33,4	71,9	2 538
2002	19,2	2,58	0,17	0,66	1,03	0,15	0,16	32,1	84,4	2 701
2003	22,2	2,27	0,14	0,54	0,73	0,14	0,14	24,3	82,9	2 407
2004	20,0	2,49	0,16	0,61	0,88	0,21	0,19	28,3	91,8	2 852
Bewertung HOFMANN & KRAUS HÜTTL		III–IV IV	III–IV III–IV	II–III I–III	III–IV IV–V	III–IV IV–V	II–III	III	I	IV

Tabelle 4: Element-Gehalte in der Trockensubstanz frisch gefallener Streu (Mittelwerte, nach Streumenge gewichtet)

Table 4: Element contents (d. m.) of litter fall (weighted mean values)

Fraktion	C (%)	N (%)	C/N	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	S (%)	Zn (µg/g)	Fe (µg/g)	Mn (µg/g)
Blätter	50,14	1,05	47,8	0,12	0,33	1,18	0,15	0,10	35,6	118	3 305
Blüten	49,35	1,96	25,2	0,14	0,19	0,51	0,11	0,13	67,8	339	1 070
Bucheckern	57,21	2,79	20,5	0,29	0,66	0,59	0,22	0,17	23,2	42	1 422
Fruchthülsen	50,44	0,41	123,0	0,06	0,47	0,22	0,04	0,04	8,5	71	460
Holz	48,49	0,97	50,0	0,07	0,16	0,77	0,08	0,17	54,3	3 167	644

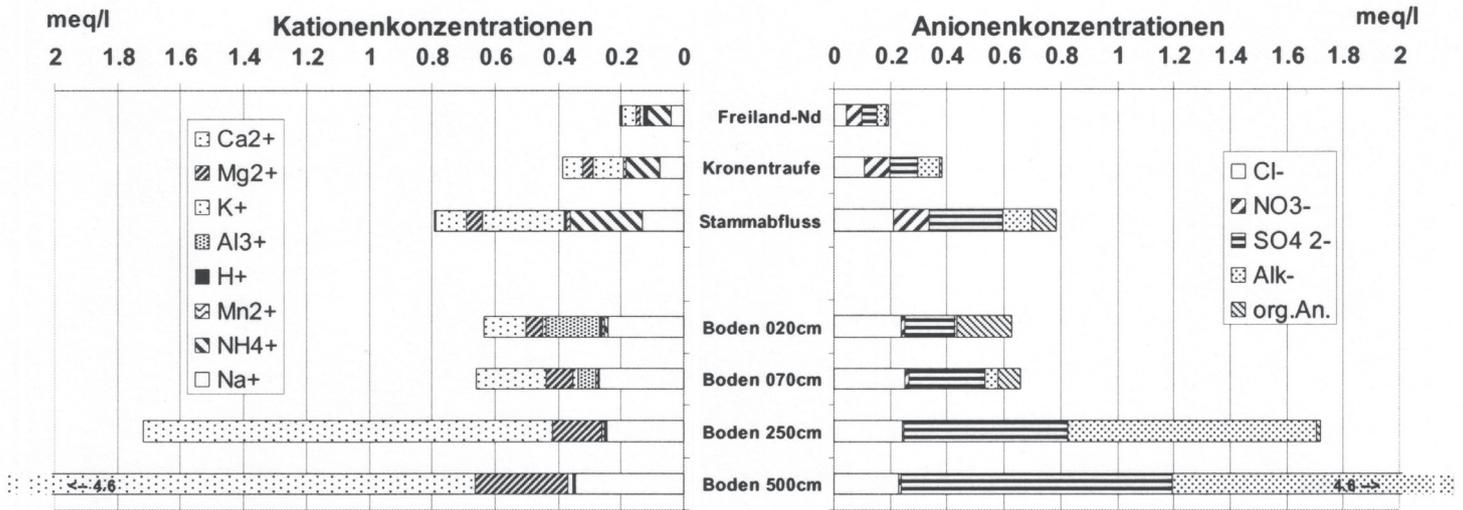


Abbildung 3: Konzentrationsprofil (Mittelwerte) für Kationen und Anionen in den Wasserflüssen durch das Buchenwaldökosystem

Figure 3: Vertical profile of water cation and anion (mean values) concentrations in the beech forest ecosystem

Blattabwurf um 26 bzw. 32 % anstiegen. Diese jahreszeitlichen Verläufe der Elementgehalte sind ähnlich wie von ENDE (1991) für Buche auf einem basenarmen Standort beschrieben. Ein ähnlich geringer Retranslokationsverlust für Phosphor wurde für den auf einem Basalt-Verwitterungsmaterial stockenden Level-II-Buchenbestand „Zierenberg“ beobachtet, während der Retranslokationsanteil für die ärmeren Buntsandstein-Standorte auf bis zu 65 % anstieg (KUHR et al. 2003).

Im Vergleich zur Blattstreu wurden in den Blüten und Bucheckern deutlich höhere Gehalte an N, P und S analysiert, für die Bucheckern auch für K und Mg, während die Ca-Konzentrationen der Reproduktionsorgane lediglich die Hälfte derer von abgeworfenen Blättern erreichen.

Weitere Hinweise auf die Ernährungssituation des Buchenbestandes ergeben sich aus dem vertikalen Konzentrationsprofil der Nährelemente in der wässrigen Phase, d. h. beim

Vergleich der Konzentrationen von Freilandniederschlag über Kronentraufe und Stammabfluss bis hin zum Sickerwasser verschiedener Bodentiefen (Tab. 5, 6, Abb. 3). Die deutlich höheren pH-Werte und die Alkalinitäten in Kronentraufe und Stammabflusswasser sprechen für ein hohes Puffervermögen des Kronenraums durch Leaching und Austausch basischer Kationen bzw. auf die Deposition basischer Stäube in den Bestand. Vor allem die K-, Mg- und Mn-Konzentrationen im Kronentrauf- und besonders im Stammabflusswasser sind gegenüber denen des Freilandniederschlags deutlich erhöht. Die demgegenüber verminderten Nitrat-Konzentrationen sprechen für eine Aufnahme von Nitrat-N im Kronenraum. Auch die Element-Konzentrationen im Sickerwasser (Tab. 6) sind Ausdruck der oben beschriebenen bodenchemischen Situation mit carbonathaltigem Substrat ab ca. 180 cm Bodentiefe. Die Mediane der pH-Werte nehmen von 5,1 in 20 cm Bodentiefe auf 8,4 in 500 cm Bodentiefe zu, begleitet von ausgeprägten Konzentrationssprüngen von Ca, Mg und SO₄²⁻ sowie in der Alkalinität. Al-, Fe- und Mn- sowie die aus der

Tabelle 5: Element-Konzentrationen (Mediane) im Freilandniederschlag (FN), Kronentraufe (KT) und Stammabfluss (St)

Table 5: Element concentrations (median values) of open land precipitation (FN), canopy drip (KT) and stem flow water (St)

Nd-Art	pH	Na (mg/l)	K (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Al-tot (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	SO ₄ -S (mg/l)	Cl- (mg/l)	Alkalinität (µmolc/l)
FN	5,33	0,80	0,34	7,73	0,12	0,00	0,04	0,02	0,89	2,00	1,90	1,39	22
KT	6,40	1,48	2,63	7,74	0,34	0,00	0,00	0,13	1,13	1,04	1,40	3,02	52
St	5,82	2,25	7,42	10,59	0,39	0,02	0,03	0,20	1,13	0,63	3,02	5,22	30

Tabelle 6: Element-Konzentrationen (Mediane) im Sickerwasser in verschiedenen Bodentiefen

Table 6: Element concentrations (median values) in soil water of different soil depths

Tiefe (cm)	pH	Na (mg/l)	K (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Al-tot (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	SO ₄ -S (mg/l)	Cl (mg/l)	DOC (mg/l)	Alkalinität (µmolc/l)
20	5,07	4,80	0,38	2,60	0,62	1,49	0,06	0,16	0,00	0,10	2,67	7,42	24,90	0
70	6,27	5,64	0,59	4,49	0,96	0,36	0,01	0,12	0,00	0,14	4,24	8,52	14,30	28
250	7,74	5,08	0,30	25,15	1,82	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	8,90	7,76	7,38	710
500	8,37	6,89	0,52	76,53	3,55	0,02	0,00	0,00	0,00	0,11	13,18	6,80	7,20	3 433

Table 7: Elementvorräte (kg ha⁻¹) in verschiedenen Pools des Ökosystems

Table 7: Element stocks (kg ha⁻¹) of different pools of the ecosystem

	C	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Na	S
Vorräte in oberird. Biomasse (kg ha ⁻¹)									
Blätter	1 469	68	4,4	16	26	4,8	7,7	0,2	4,7
Äste	20 260	106	20	59	138	16	16		8
Stamm m. R.	92 450	222	39	210	358	85	40		23
Vorräte im Boden (kg ha ⁻¹)									
Organische Auflage (Of + Oh)	7 862	398		52	131	38	53	6,5	
Mineralboden (austauschb. 0-100cm)				61	170	26	116	91	
Mineralboden (gesamt, 0-100cm)	78 263	3 974	2 586	4 467	8 111	6 688	1801	515	565

Kationen-Anionenbilanz berechneten organischen Anionen treten mit Ausnahme der oberen Bodentiefen (20 und 70 cm) in nur sehr geringe Konzentrationen auf.

Mit dem Derbholz bei der Holzernte entzogene Elementvorräte lassen in Relation zu den kurz- bis mittelfristig mobilisierbaren Nährelementpools (Summe aus organischer Auflage und austauschbar im Mineralboden bis 1 m Bodentiefe) Rückschlüsse auf die Nachhaltigkeit der Ernährungssituation von Wirtschaftswäldern zu. Dabei zeigt sich, dass mit der Ernte des Derbholzes nur etwa 56 % (222 kg ha⁻¹) der in der organischen Auflage gespeicherten N-Vorräte dem Ökosystem entzogen werden (Tab. 7). Demgegenüber werden bei einer Holzernte das 1,9-, 1,2- bzw. 1,3-fache des mobilisierbaren Bodenpools an K, Ca bzw. Mg mit dem Derbholz entnommen. Andererseits zeigt ein Vergleich der Stoffpools im Boden, dass die Gesamtgehalte des Mineralbodens die Summe der kurz-

bis mittelfristig mobilisierbaren Nährstoffpools bei N und Mn um den Faktor 10, bei K, Ca und Mg sogar um den Faktor 40, 27 bzw. 105 übertrifft. Ob eine Derbholzernte zu Nährstoffengpässen für das Ökosystem führt, hängt somit entscheidend von den Eintragsraten und der Kinetik der Verwitterungsprozesse im Boden ab.

Alternative Schätzverfahren zur Ermittlung der Bioelementvorräte in Buchenwäldern werden von JACOBSEN et al. (2003) beschrieben. Danach werden für den Untersuchungsbestand nahezu identische K- und Ca-Vorräte im Derbholz berechnet. Für Stickstoff liegen die nach den Schätztafeln von KRAUSS & HEINSDORF (1996) berechneten Elementvorräte im Derbholz mit Rinde um 28 % niedriger als bei der Kalkulation nach JACOBSEN et al. (2003). Die Vorräte an P und Mg hingegen werden nach KRAUSS & HEINSDORF (1996) im Vergleich zu JACOBSEN et al. (2003) um 39 bzw. 64 % höher geschätzt.

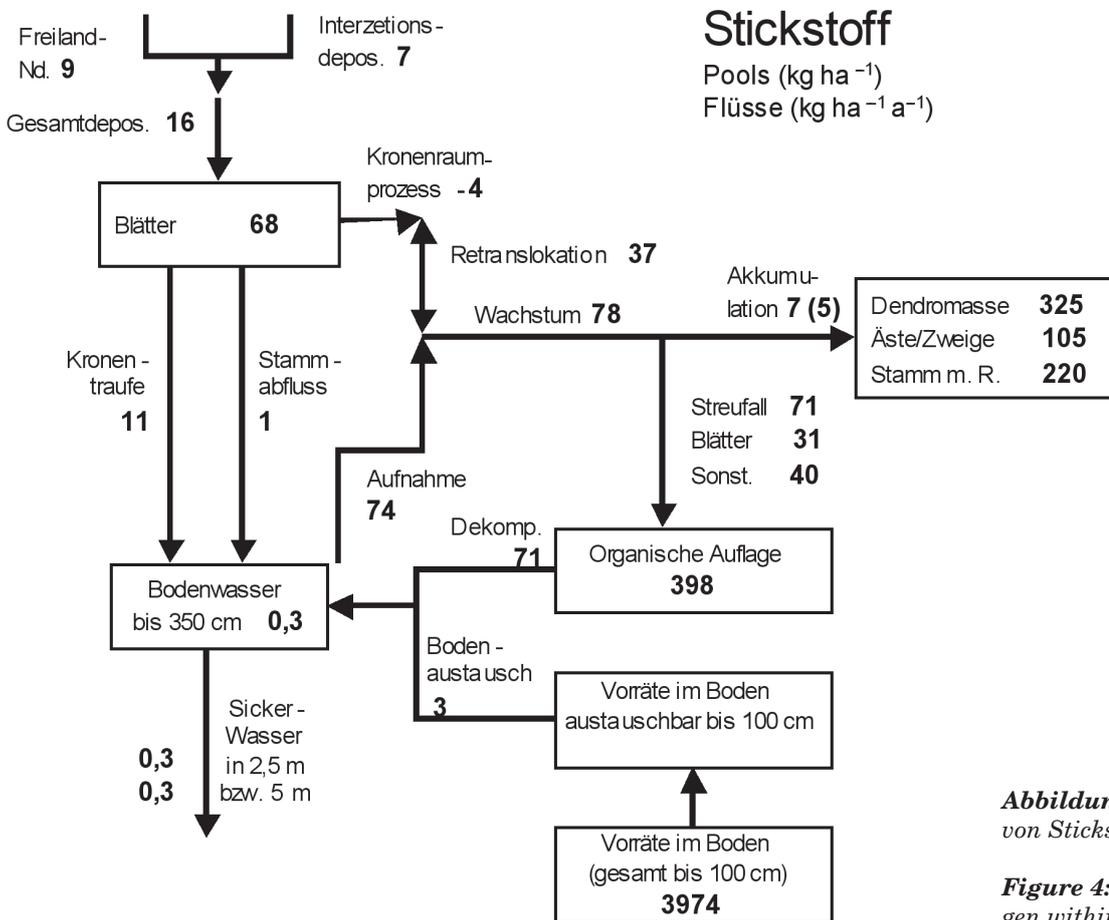


Abbildung 4: Vorräte und Flüsse von Stickstoff im Buchenbestand

Figure 4: Pools and fluxes of nitrogen within of the beech forest stand

Tabelle 8: Stoff-Frachten ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$) zwischen verschiedenen Pools des Ökosystems und Ökosystembilanzen der Elemente

Table 8: Element fluxes ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$) between different pools of the ecosystem and element balances of the ecosystem

	C	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Na	S	H ⁺	Cl
Kronenraumbilanz ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)											
Freilandniederschlag		9,4	0,3	2,9	2,4	0,6	0,1	5,5	4,7	0,0	8,9
Kronentraufe		11,6	1,1	16,3	4,8	1,9	0,8	7,6	6,8	0,0	15,8
Stammabfluss		0,6	0,1	1,9	0,4	0,1	0,1	0,8	0,8	0,0	1,9
Bestandesniederschlag		12,2	1,2	18,2	5,2	2,0	0,9	8,4	7,6	0,0	17,7
Kronenraumprozess (+ = Leaching; - = Aufnahme/Austausch)		-3,8		13,7	1,7	1,1	0,7	0,0	0,0	-0,8	0,0
Gesamtdeposition		16,0		4,5	3,6	0,9	0,2	8,4	7,6	0,8	17,7
Sickerwasser-Fracht ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)											
aus 20 cm Bodentiefe		1,4	0,0	2,4	10,8	2,6	0,8	21,9	10,8	0,0	36,7
aus 70 cm Bodentiefe		0,8	0,0	2,4	14,4	3,3	0,5	20,2	13,2	0,0	31,6
aus 250 cm Bodentiefe		0,3	0,0	0,9	60,2	4,4	0,0	13,0	21,6	0,0	19,8
aus 500 cm Bodentiefe		0,3	0,0	1,0	142,2	6,6	0,0	14,7	28,0	0,0	14,2
Streufall ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)											
Blätter	1 473	30,9	3,6	9,6	34,7	4,4	9,7	0,6	2,8		
Reproduktionsorgane	1 275	36,1	3,6	11,6	9,7	2,8	2,2	0,2	2,3		
Holz + Sonstiges	158	4,0	0,3	0,7	2,5	0,3	0,3	0,1	0,5		
Summe Streufall	2 905	71,1	7,5	21,9	46,9	7,5	12,1	0,8	5,7		
Festlegung im Zuwachs ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)	2 812	6,5	1,2	6,3	12,0	2,7	1,23		0,68		
Äste/Zweige	372	1,5	0,3	1,0	2,4	0,3	0,26		0,13		
Stamm m. R.	2 440	5,0	0,9	5,3	9,6	2,4	0,97		0,55		
Retranslokation ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)		39	0,8	7,0	-8,3	0,4	-2,0	-0,4	1,8		
Aufnahme ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)		74	9,9	41,0	59,7	11,3	14,0		6,4		
Verwitterung ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)		0,9	0,6	1,0	1,8	1,6	0,4	0,1	0,1		
Bilanzen ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)											
Gesamt-Depo. – Sickerwasser 2,5 m		15,7		3,6	-56,0	-3,5	0,2	-4,5	-14	0,8	-2,1
Gesamt-Depo. – Sickerwasser 5 m		15,7		3,5	-138,0	-5,7	0,2	-6,3	-20	0,8	3,5
Gesamt-Depo + Verwitterung – Sickerwasser 2,5 m – Stammzuw.		10,7		-0,7	-64,0	-4,4	-0,4	-4,4	-14	0,55	
Gesamt-Depo + Verwitterung – Sickerwasser 5 m – Stammzuwachs		10,7		-0,8	-146,0	-6,6	-0,4	-6,2	-21	0,55	

3.3 Stoffflüsse und Nährelementbilanzen

Die aussagekräftigsten Nachhaltigkeitsindikatoren eines terrestrischen Ökosystems ergeben sich aus den Stoffbilanzen. Die Elementflüsse der Gesamtdeposition, der Stoffausträge mit dem Sickerwasser, die Elementfestlegung im bei der Holzzernte exportierten Stammzuwachs sowie die Nachlieferung mit der Verwitterung ergeben die über die Ökosystemgrenzen hinausreichenden Nährelementbilanzen (Tab. 8). Daneben enthält die Tabelle auch die ökosysteminternen Elementflüsse des Streufalls, der Retranslokation und der Aufnahme. Exemplarisch sind in Abb. 4 die Größen der Stoffflüsse und -pools von Stickstoff im Ökosystem nach einem Schema von HORN et al. (1989) dargestellt. Bei einer Gesamt-N-Deposition in Höhe von $16\ kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ wird die jährlich in der Holzmasse festgelegte N-Menge in Höhe von $5\ kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ deutlich überschritten, so dass sich bei vernachlässigbar geringen N-Austrägen mit dem Sickerwasser eine deutliche N-Akkumulation ergibt. Selbst wenn die in dieser Bilanz unberücksichtigten gasförmigen N-Verluste aus dem Boden in Form von N_2 , NO_x , N_2O mit einbezogen werden, bleibt die N-Bilanz noch positiv. Nach Messungen an einem vergleichbaren Bu-

chenbestand der Region wurden diese in der Summe auf $8,3\ kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$, kalkuliert (PAPEN et al. 2004). Die N-Flüsse im Bestandesniederschlag verteilen sich zu 55 % auf NH_4^+ -N und zu 45 % auf NO_3^- -N. Eine noch deutlich höhere N-Akkumulation ergäbe sich, wenn statt der über die Kronenraumbilanz berechneten N-Deposition die mit Widerstands-Depositionsmodellen ermittelten N-Einträge zugrunde gelegt würden, die in der Region für Laubwälder Werte um $40\ kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ erreichen (ANSHELM & GAUGER 2002, GAUGER et al. 2002).

Die Raten der Stoffflüsse mit Freiland- und Bestandesniederschlägen sowie für die Gesamtdeposition (Tab. 8) liegen bei den meisten Elementen im Rahmen dessen, was auch für die Kiefern- und Buchenökosysteme der benachbarten Level-II-Flächen des nordostdeutschen Tieflands ermittelt wurde (Landesforstanstalt Eberswalde 2001, GEHRMANN et al. 2001). Für die im Vergleich dazu relativ hohen K- und Ca-Flussraten in den Bestandesniederschlägen sind offensichtlich die baumartenspezifischen Unterschiede im Leachingverhalten zwischen Buche und Kiefer bestimmend. Auffällig erscheint auch bei Na^+ , Cl^- und NH_4^+ , dass die Flüsse in den Freiland- und Bestandesniederschlägen eher den deutlich höheren Werten der

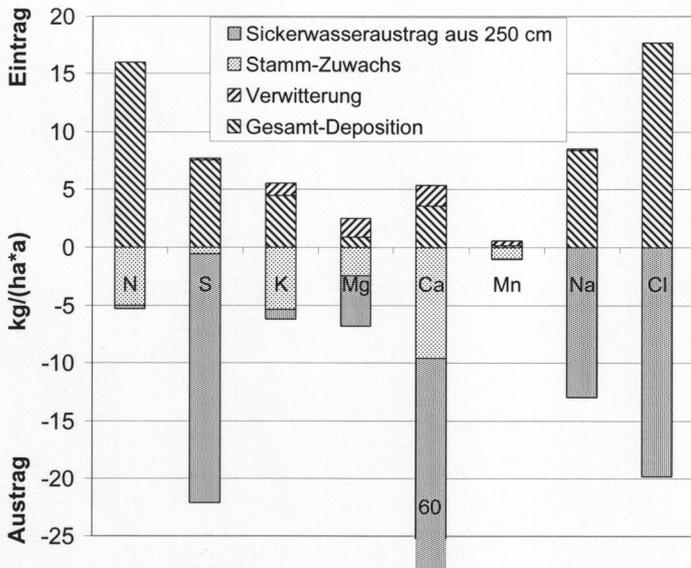


Abbildung 5: Einträge und Austräge wichtiger Nährstoffe

Figure 5: Input and output relations of important nutrients

entfernter liegenden Buchen-Flächen Mecklenburg-Vorpommerns als den niedrigeren der in Nachbarschaft liegenden Kiefernflächen entsprechen.

Im Stammabflusswasser werden meist erheblich höhere Elementkonzentrationen als im Kronentraufwasser gemessen (Tab. 5). Dies führt bei den meisten Elementen (Na, K, Ca, Al, Fe, Mn, SO₄, Cl) dazu, dass trotz nur geringer Anteile des Stammabflusswassers am Bestandesniederschlag (5 %) Stoffanteile von ca. 7–12 % mit dem Stammabfluss erzielt werden. Nur bei den Mineralstickstoffformen und bei Magnesium entsprechen die Anteile denen des Stammabflusswassers von etwa 5 %.

Das molare Na/Cl-Verhältnis liegt mit 0,89 im Freilandniederschlag nahe dem des Meerwassers (0,86) und sinkt erwartungsgemäß entsprechend dem steigenden Anteil von HCl aus der trockenen Deposition auf 0,76 in der Kronentraufe bzw. 0,66 im Stammabfluss. Diese Werte liegen im Rahmen dessen, was für Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg gemessen wurde (GEHRMANN et al. 2001). Für den Buchenbestand ergibt sich ein dry deposition factor (DDF) von 0,54, d. h. zu dem mit dem Feilandniederschlag eingetragenen Natrium wird zusätzlich 54 % des Natriums trocken deponiert. Dieser Wert liegt ebenfalls im Rahmen der Messungen an benachbarten Level-II-Flächen (DDF 0,21–0,66; GEHRMANN et al. 2001).

Ebenso wie die Stoffkonzentrationen spiegeln die Raten der Stoffausträge mit dem Sickerwasser die bodenchemische Situation des Standorts wider (Tab. 8). Vernachlässigbar klein sind die mit dem Sickerwasser transportierten Mengen an Stickstoff. Hier übertreffen die atmosphärischen Einträge die Austräge bei weitem. Demgegenüber werden bereits in den oberen Bodenschichten erhebliche, und mit zunehmender Bodentiefe noch weiter steigende Mengen an Calcium, Magnesium und Sulfat-Schwefel tiefenverlagert, die um ein Vielfaches über den Einträgen liegen. Bei Kalium und Mangan als dritte Gruppe an Makroelementen sind die Austräge mit dem Sickerwasser ebenfalls relativ gering, aber das Stoffhaushaltsgeschehen wird weniger von atmosphärischen Einträgen, sondern erheblich von ökosysteminternen Stoffkreisläufen mit hohen Leachingraten aus dem Kronenraum bestimmt.

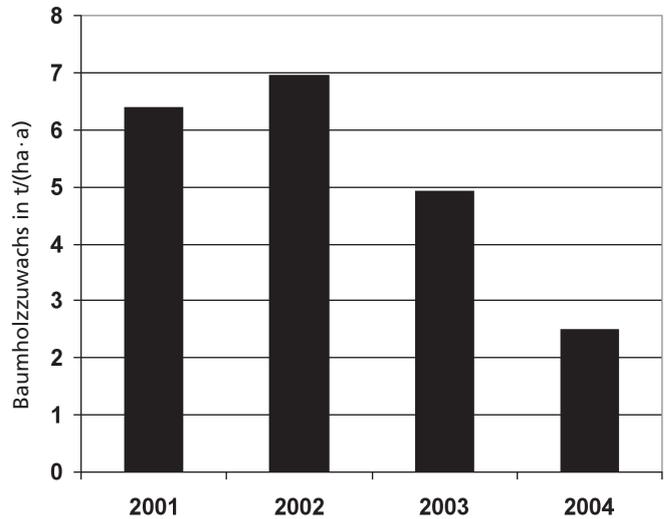


Abbildung 6: Zuwachs an Baumholz in den Jahren 2001–2004 (t TM ha⁻¹ a⁻¹)

Figure 6: Increment of wood (sum of fine and coarse wood) in the years 2001–2004 (t dm. ha⁻¹ a⁻¹)

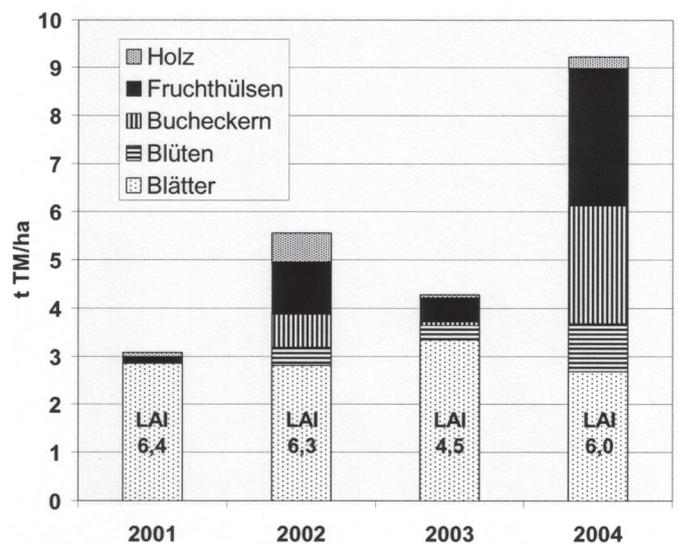


Abbildung 7: Streufallmengen nach Fraktionen in den Jahren 2001–2004 (t TM ha⁻¹ a⁻¹). Der Blattflächenindex wurde aus den Blattmengen unter Verwendung der gemessenen spezifischen Blattflächen von 22,2–22,3 m² kg⁻¹ TM für die Jahre 2001, 2002 und 2004 bzw. 13,5 m² kg⁻¹ TM im Jahr 2003 ermittelt

Figure 7: Fractions of litter fall of the years 2001–2004 (t dm. ha⁻¹ a⁻¹). The leaf area index (LAI) was calculated using measured specific leaf areas of 22.2–22.3 m² kg⁻¹ dm. in the years 2001, 2002 and 2004, resp., and 13.5 m² kg⁻¹ dm. in the year 2003.

Die Ein- und Austräge der Nährelemente unter Berücksichtigung der Verwitterung und des Entzuges mit dem Stammholz sind in Abb. 5 gegenübergestellt. Daraus wird ersichtlich, dass für Stickstoff die Einträge deutlich überwiegen, für K die Bilanz etwa ausgeglichen ist, während für Schwefel, Calcium, Magnesium und Mangan ausgeprägte Stoffausträge existieren. Zur Bewertung, ob Nährelementverluste in absehbarer Zeit Konsequenzen für das Wachstum des Buchenwaldökosystems haben, müssen die Bilanzen in Relation zu den Gesamtverräten im Wurzelraum gesetzt werden. Danach ergibt sich bei Betrachtung der Summe aus organischer Auflage und den austauschbaren Vorräten in 0–100 cm Mineralboden für

Stickstoff eine jährliche Anreicherung um 1 %, während Magnesium jährlich um 7 %, Calcium sogar um 21 % der leicht mobilisierbaren Vorräte abgereichert wird. Dagegen berechnen sich im Vergleich zu den Gesamtvorräten in 0–100 cm Mineralboden für Calcium jährlich ausgetragene Anteile von nur noch 0,8 % und für Magnesium 0,07 %. Daraus folgt, dass eine längerfristige Sicherung der Calcium- und Magnesium-Versorgung nur durch tieferliegende, kalkhaltige Bodenschichten gewährleistet werden kann.

3.4 Zuwachs und Streufall

Nach der Ertragstafel (DITTMAR et al. 1986) erzielt die Buche bei der für diesen Bestand ermittelten relativen Bonität von 2,7 einen jährlichen Baumholzzuwachs von $5,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Aus den insgesamt 12 mit Zuwachsmessbändern bzw. elektronischen Dendrometern bestückten Buchenstämmen sowie den Baumhöhenmessungen wurden in den Jahren 2001 und 2002 Zuwachsraten ermittelt, die mit Werten von 6,4 bzw. $7,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich über dem Ertragstafelwert des Bestandes liegen. Aufgrund der extremen Trockenheit während der Sommermonate des Jahres 2003 lag der Zuwachs im Jahr 2003 knapp unterhalb des Durchschnitts und ging im darauffolgenden Jahr 2004 auf nur $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, d. h. auf 47 % des Durchschnittswertes zurück (Abb. 6). Die Zuwachseinbußen betrafen im Trockenjahr 2003 besonders die unterständigen Buchen. Die starke Zuwachseinbuße im Jahr 2004 steht offenbar im Zusammenhang mit der enormen Biomassebildung an den Fruktifikationsorganen (Buchenmast), die den Zuwachsrückgang überkompensiert. Insgesamt wurden 2004 mehr als 6 t Trockenmasse pro ha an Blüten, Früchten und Fruchthülsen als Streufall aufgefangen (Abb. 7), ein Wert, der etwas über dem Mittelwert der Buchen-Versuchsflächen im Großraum Eberswalde für Mastjahre des Zeitraums 1993–2003 liegt (ANDERS et al. 2004b). Dieser Zusammenhang ist ein bekanntes Phänomen und wird unter dem Begriff Konkurrenzregel beschrieben (GRUBER 2003). Die Induktion der Fruktifikation kann mit hoher Präzision durch Witterungsfaktoren des laufenden Jahres sowie der beiden Vorjahre prognostiziert werden (GRUBER 2003). Die Blattbiomasse im Streufall ist dagegen mit Werten von 2,7–3,4 t TM ha^{-1} in den Jahren 2001–2004 relativ konstant. Bei einer spezifischen Blattfläche von 22,2–22,3 $\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$ TM in den Jahren 2001, 2002 und 2004 errechnet sich ein Blattflächenindex von 6,0 bis 6,4. Allein im Trockenjahr 2003 traten mit einer spezifischen Blattfläche von 13,5 $\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$ TM deutlich stärker xeromorphe Blätter auf, woraus sich ein niedrigerer Blattflächenindex von 4,5 für dieses Jahr errechnet. ANDERS et al. (2004a) berichten von etwas höheren Blatt-Streufallraten ($3,59 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im einem Buchenbestand des nordostdeutschen Tieflandes, was sich durch die dort bessere Bonität und den höheren Bestockungsgrad erklärt.

4 Schlussfolgerungen

Das Zuwachsverhalten ist weitgehend vom Wasserhaushalt determiniert. Der trockene Sommer 2003 und die Buchenmast 2004 hatten erhebliche Zuwachseinbußen zur Folge. Die starke Fruktifikation im Jahr 2004 geht mit einer starken Depression des Holzzuwachses auf ca. 47 % des Ertragstafelwertes bzw. auf 35 % des ermittelten Maximalwertes von 2002 einher.

Der Stoffhaushalt des untersuchten Buchenwaldökosystems ist auf der Eintragsseite durch eine Kombination von relativ geringen Eintragsraten an Säuren ($0,8 \text{ kg H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Schwefel ($7,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gekennzeichnet bei mittleren Stickstoff-Einträgen ($16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), die deutlich über dem Bedarf des Bestandes liegen.

Die Stofffrachten mit dem Sickerwasser sind im Oberboden und den oberen Mineralbodenschichten durch hohe Aluminium-Konzentrationen mit Chlorid und organischen Säuren bestimmt, während im Unterboden Calcium- und Magnesium-Austräge mit Bicarbonat und Sulfat dominieren, die die Einträge bei weitem übertreffen. Im Vergleich mit den von KÖLLING (1999) definierten Stoffhaushalts-Typen entspricht der hier vorgestellte Buchenbestand in etwa dem am Beispiel „Ebrach“ aufgezeigten Typ 2.

Der obere Mineralboden zeichnet sich durch niedrige pH-Werte bei mittlerer Basensättigung aus. Im B-Horizont besteht sehr geringe KAK und Basensättigung. Der Boden unterhalb von 180 cm enthält geringe Carbonatgehalte (ca. 1,7 %), die offenbar durch eine tiefreichende Durchwurzelung erschlossen werden. Auch die Verläufe der Tensionen zeigen, dass die Durchwurzelung z. T. bis 350 cm Bodentiefe reicht. Somit sind zur Charakterisierung der Nährelementversorgung dieses Buchenbestandes die Bodenbereiche tieferer Bodenschichten ab 2 m Tiefe unbedingt mit einzubeziehen.

Aus den Analysen des Stoffhaushalts ergeben sich keine Hinweise auf Risiken für den untersuchten Buchenbestand, wohl aber auf eine Limitierung des Zuwachsverhaltens durch die Wasserverfügbarkeit, die durch Klimaänderungen noch erheblich eingeschränkt werden könnte.

Die Untersuchungen zur räumlichen Heterogenität (radial-symmetrischer Messansatz) zeigen einen stark ausgeprägten Gradienten der Wasser- und Stofffrachten zum Stammabstand. Dies legt für künftige hydrologische Simulationen die Anwendung eines 3D- bzw. radialsymmetrischen 2D-Ansatzes nahe.

5 Literatur

- ANDERS, S., BECK, W., BOLTE, A., HOFMANN, G., JENSSEN, M., KRAKAU, U. K., MÜLLER, J., 2002: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands – Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Remagen-Oberwinter, 283 S.
- ANDERS, S., BECK, W., HORNSCHUCH, F., MÜLLER, J., STEINER, A., 2004a: Vom Kiefern-Reinbestand zum Kiefern-Buchen-Mischbestand. Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol. 38: 55–67.
- ANDERS, S., BECK, W., LUX, W., MÜLLER, J., FISCHER, R., KÖNIG, A., KÜPPERS, J.-G., THOROE, C., KÄTZEL, R., LÖFFLER, S., HEYDECK, P., MÖLLER, K., 2004b: Auswirkung der Trockenheit 2003 auf Waldzustand und Waldbau – Zwischenbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst und Holzwirtschaft. BMVEL-Projekt 533-7120/1 – Zwischenbericht, 109 S.
- ANSHELM, F., GAUGER, T., 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 2: Mapping critical levels exceedances. Stuttgart, Institut für Navigation der Universität Stuttgart: 108 S.
- BALAZS, A., 1983: Ein kausalanalytischer Beitrag zur Quantifizierung des Bestands- und Nettoniederschlags von Waldbeständen. Kirchzarten-Burg, 180 S.
- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C. G., SPRANGER, T., WELLBROCK, N., 2000: Critical Loads für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. Bonn, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML).
- BENECKE, P., 1984: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichten-Waldökosystems im Hochsolling. Schriften

- aus der Forstlichen Fakultät der Uni. Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 77: 158 S.
- BRECHTEL, H. M., PAVLOV, M. B., 1977: Niederschlagsbilanz von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen in der Rhein-Main-Ebene. Kuratorium für Wasser und Kulturbauwesen.
- DE VRIES, W., REINDS, G. J., VAN DER SALM, C., DRAAIJERS, G. P. J., BLEEKER, A., ERISMAN, J. W., AUÉE, J., GUNDERSEN, P., KRISTENSEN, H. L., VAN DOBBEN, H., DE ZWART, D., DEROME, J., VOOGD, J. C. H., VEL, E. M., 2001: Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe – Technical report 2001. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute. 177 pp.
- DITTMAR, O., KNAPP, E., LEMBCKE, G., 1986: DDR-Buchen-ertragstafel 1983. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Bd 4/1986. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, 57 S.
- DRAAIJERS, G. P. J., ERISMAN, J. W., 1995: A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2253–2258.
- ENDE, H.-P., 1991: Wirkung von Mineraldünger in Buchen- und Fichtenbeständen des Grundgebirgs-Schwarzwaldes. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, Heft 27. ISSN 0344-2691. Freiburg im Breisgau, 99 S.
- ENDE, H.-P., EVERS, F. H., 1997: Visual Mg-deficiency symptoms (coniferous, deciduous trees) and threshold values (foliar, soil). – In: Hüttl, R. F. & Schaaf, W. (eds.): Mg-deficiency in forest ecosystems. *Nutrients in the environment*. (Vol. 1), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 127–142.
- FEDERER, C. A., VÖRÖSMARTY, C., FEKETE, B., 2003: Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J Hydrometeorology* 4: 1276–1290.
- 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 S.
- GEHRMANN, J., ANDRAE, H., FISCHER, U., LUX, W., SPRANGER, T., 2001: Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bonn, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL). 97 S. + Anhang.
- GRANIER, A. 1985: Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres, *Ann. Sci. For.* 42 : 193-200.
- GRANIER, A., BIRON, P., LEMOINE, D., 2000: Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forst Meteorology* 100, 291–308.
- Gruber, F., 2003: Welche Witterung bestimmt die Fruchtbildung bei der Rotbuche?. *AFZ-DerWald* Heft 5: 246–250.
- HOFMANN, G., KRAUSS, H. H., 1988: Die Ausscheidung von Ernährungsstufen für die Baumarten Kiefer und Buche auf der Grundlage von Nadel- und Blattanalysen und Anwendungsmöglichkeiten in der Überwachung des ökologischen Waldzustandes. *Soz. Forstwirtschaft*. 38: 272–273.
- HORN, R., SCHULZE, E. D., HANTSCH, R., 1989: Nutrient balance and element cycling in healthy and declining Norway spruce stands. In: Schulze E. D., Lange O. L., Oren R.: *Forest decline and air pollution – A study of Spruce (Picea abies) on acid soils*, 77: 444–455.
- HÜTTL, R. F., 1992: Die Blattanalyse als Diagnose- und Monitoringinstrument in Waldökosystemen. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* 30: 31–59.
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBERG, H., MEIWE, K. J., 2003: Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. *Ber. Forsch. Zentr. Waldökosyst. Reihe B*, 69, 81 S.
- JOCHHEIM, H., LÜTTSCHWAGER, D., WEGEHENKEL, M., 2004: Simulation of the water and nitrogen balances of forests within a catchment in the northeastern German lowlands. *European Journal of Forest Research* 123: 53–61.
- JOCHHEIM, H., SCHÄFER, H., 1988: Die „Baumfuß-Methode“, dargestellt anhand einer Untersuchung der Immissionsbelastung von Nordwest-Jugoslawischen Buchenwäldern. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151: 81–85.
- KALLWEIT, R., 1999: Monitoring des Waldzustandes in Brandenburg. Das Level 2-Programm als Bestandteil der forstlichen Umweltkontrolle. *Beitr. Forstwirtschaft. Landsch.ökol.* 33: 97–102.
- KALLWEIT, R., 2001: Kalkulation von Vorräten und Umsätzen oberirdischer Biomassekompartimente und Nährstoffmenge der Kiefernbestände an Level-II-Flächen Brandenburgs. *Beitr. Forstwirtschaft. Landsch.ökol.* 35: 37–44.
- KNUCHEL, H., 1954: Das Holz – Entstehung und Bau – Physikalische und gewerbliche Eigenschaften – Verwendung – Holzarten-Lexikon, Frankfurt.
- KÖLLING, C., 1999: Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Stoffhaushaltsuntersuchungen an den Bayerischen Waldklimastationen 1991 bis 1998. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 22: 46 S.
- KRAUB, H. H., HEINSDORF, D., 1996: Herleitung von Trockenmasse und Nährstoffspeicherung in Buchenbeständen. Eberswalde, Forstliche Forschungsanstalt Eberswalde. 124 S.
- KUHR, M., EICHHORN, J., ROCKEL, A., 2003: Stoffhaushalt in hessischen Buchenwald-Ökosystemen – Blatt und Blattstreu als Indikator für den internen Stoffkreislauf. Bericht über den Workshop Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitorings (Level II/II) vom 24.–26. Februar 2003 in Bonn-Röttgen. *BMVEL*, 22–32.
- LACHMANN, M., 2002: Intensität und räumliche Verteilung der Durchwurzelung im Buchenbestand in Abhängigkeit von den Bodenbedingungen auf einer Dauerbeobachtungsfläche. Studiengang: International Forest Ecosystem Management. Fachhochschule Eberswalde: 59 S. + Anhang.
- LANG, S., 1999: Ökophysiologische und anatomische Untersuchungen zum Saftfluß in verschiedenen Splintholzbereichen von *Fagus sylvatica* L. *Karlsru. Beitr. Pflanzenphysiol.* 35: 1–184.
- LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (Hrsg.), 2001: Forstliche Umweltkontrolle – Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Eberswalde, Potsdam, Hendrik Bäßler Verlag, Berlin. 262 S.
- LÜTKEPOHL, M., FLADE, M., 2004: Das Naturschutzgebiet Stechlin. Rangsdorf, Natur & Text. 267 S.
- LÜTTSCHWAGER, D., REMUS, R., 2007: Radial distribution of sap flux density in trunks of a mature beech stand. *Ann. For. Sci.* (in press).
- MÜLLER, J., 1996: Beziehungen zwischen Vegetationsstrukturen und Wasserhaushalt in Kiefern- und Buchenökosystemen. *Mitt. Bundesforsch. Anst. Forst Holzwirtschaft.* Hamburg 185: 112–128.
- PAPEN, H., BUTTERBACH-BAHL, K., GASCHKE, R., WILLIBALD, G., 2004: Waldumbau und seine Auswirkungen auf den Biosphäre-Atmosphäre-Austausch von N₂ sowie klimawirksamen N-Spuren gasen (N₂O, NO, NO₂): Ergebnisse aus dem Nordostdeutschen Tiefland. *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol.* 38: 68–73.
- RIEK, W., KALLWEIT, R., EINERT, P., STROHBACH, B., 2006: Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen des Level II-Dauerbeobachtungsprogramms in Brandenburg. *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.* 40: 145–157.

- 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., DIEFENBACH-FRIES, H., 2005: Dynamik des Wasserhaushalts eines Buchen-Kiefern-Altbestandes in Nord-Ostdeutschland (Brandenburg). *Allg. Forst- u. Jagd-Ztg.*, 176: 143–152.
- ULRICH, B., 1994: Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems. Effects of acid rain on forest processes. Wiley-Liss, Inc.: 1–50.
- VACHER H. L., AYERS J. F., 1980: Hydrology of small oceanic islands – utility of an estimate of recharge inferred from chloride concentration of the fresh-water lenses. *Jour. of Hydrology*, 45: 21–37.
- WOLFF, B., RIEK, W., 1997: Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung in Wald (BZE) 1987–1993., BMELF Bd. 1 + 2.
- Autorenanschriften:*
- Dr. Hubert Jochheim*
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
Eberswalder Str. 84
15374 Müncheberg
Tel.: 033432-82276, Fax: 033432-82334
E-Mail: hjochheim@zalf.de
- Dr. Hans-Peter Ende, Dr. Dietmar Lüttswager,*
Dr. Uwe Schindler
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
Eberswalder Str. 84
15374 Müncheberg
Peter Einert, Dr. Reinhard Kallweit
Landesforstanstalt Eberswalde
Alfred-Möller-Str. 1
16225 Eberswalde