

## 9 Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II

Wendelin Weis<sup>1</sup>, Bernd Ahrends<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*

<sup>2</sup>*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

### 9.1 Einleitung und Problemstellung

Wälder sind komplexe Ökosysteme, deren stoffliche Entwicklung sich stark vereinfacht mit Hilfe von Stoffbilanzrechnungen beschreiben lässt (Ulrich 1994). Dieses erfolgte in der Vergangenheit vorwiegend zur Bewertung von Säure- und Stickstoffeinträgen (z.B. Massenbilanzmethode zur Ermittlung von Critical Loads). Aktuell sind Stoffbilanzen ein wichtiges Instrument zur Bewertung von erntebedingten Nährstoffentzügen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten. Im Rahmen der Energiewende in Deutschland wird die Nutzung von Biomasse als Energieträger verstärkt, da Waldhackschnitzel mit etwa 30 € MWh<sup>-1</sup> eine besonders günstige Energiequelle sind (Carmen 2016). Häufig stammen die Hackschnitzel aus dem Kronenmaterial der Bäume. Kronenmaterial weist im Verhältnis zu seiner Biomasse einen überproportional hohen Nährelementgehalt auf (Weis et al. 2016a, Flückiger & Braun 2009). Neben Klima und Wasserhaushalt ist die Nährstoffversorgung eine wichtige lokale Standortskomponente und steuert das Wachstum (Albert & Schmidt 2010). Hohe Nährstoffentzüge durch intensive Biomassennutzung müssen kritisch hinterfragt werden, da die Bestände mittel- oder langfristig mit Zuwachseinbußen reagieren könnten (Braun et al. 2009, Egnell & Valinger 2003, Helmisaari et al. 2011, Nord-Larsen 2002). Die Gewinne der Biomassennutzung können dadurch deutlich reduziert werden oder sich sogar in Verluste umkehren (Kölling et al. 2007). Im Gegensatz zu Blatt- und Nadelspiegelwerten, die den momentanen Ernährungszustand eines Baumes ansprechen, erlauben Stoffbilanzen auch eine Prognose über die möglichen Folgen forstlichen Handels (Ahrends et al. 2008, Akselson et al. 2007a, Lemm et al. 2010, Riek et al. 2015). Nährstoffbilanzen im Wirtschaftswald vergleichen die wichtigsten Elementeinträge mit den Stoffverlusten. Neben der Deposition wird auch die Freisetzung von Nährstoffen im Boden als Eintrag gewertet, da fest gebundene Elemente in eine pflanzenverfügbare Form übergeführt werden. Die wichtigsten Wege für Stoffverluste sind der Austrag aus dem Wurzelraum mit dem Sickerwasser und der Entzug durch Holz- bzw. Biomassernte. Diese Bilanzen müssen für jedes Nährelement einzeln betrachtet werden, da Wachstumslimitierungen durch das jeweilige Mangellement bestimmt werden (Kaspari et al. 2008, Göransson & Eldhuset 2001, Vitousek & Howarth 1991).

Zur Vereinfachung kann zunächst die nutzungsfreie Stoffbilanz gebildet werden. Sie errechnet sich aus der Summe von Deposition und Verwitterung abzüglich des Elementaustzugs mit dem Sickerwasser und fasst damit diejenigen Bilanzglieder zusammen, die nicht direkt durch die Holzernte beeinflusst werden. Prognostizierte Ernteentzüge können danach praxisgerecht mit der Bodenbilanz verglichen werden, ohne dass für jedes Ernteszenario die Gesamtbilanz erneut berechnet werden muss. Voraussetzung ist allerdings die Annahme

eines langfristig stabilen Fließgleichgewichts für die nutzungsfreie Stoffbilanz. Kurzfristige Effekte und Störungen des Nährstoffkreislaufs durch Bewirtschaftungsmaßnahmen oder Kalamitäten werden dabei vernachlässigt.

Generell sollten Nährstoffbilanzen die Hauptnährelemente Stickstoff, Phosphor, Calcium, Magnesium und Kalium berücksichtigen. Allerdings wurde für den eutrophierenden Stickstoff die wirkungsbezogenen Belastungsgrenzen (Critical Loads) 1990 auf der gesamten und für 2009 noch auf der Hälfte der Waldfläche Deutschlands überschritten (Nagel et al. 2014). Dementsprechend wird angenommen, dass der aktuelle Eintrag bzw. die in Folge der hohen Stickstoffdeposition der letzten Jahrzehnte im Boden gespeicherte Stickstoffmenge ausreicht, um unlimitiertes Wachstum zu ermöglichen. Die Bilanzierung von Phosphor ist zurzeit noch mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet (Pretzsch et al. 2013). Nachfolgende Betrachtungen konzentrieren sich auf die Bilanzen der Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium. Die nutzungsfreien Stoffbilanzen werden für die Punkte der BZE II berechnet und die Teilergebnisse zu Deposition, Verwitterung und Stoffausträgen mit dem Sickerwasser zusammengeführt. Für BZE-II-Punkte mit positiver Bilanz kann der Bilanzüberschuss als Richtgröße für die nachhaltig nutzbare Menge von Stammholz und Kronenbiomasse dienen. Negative Bilanzen weisen auf Humusabbau oder auf eine fortschreitende Versauerung als Folge hoher Stickstoff- und Schwefeleinträge hin (vgl. Wellbrock et al. 2016).

## 9.2 Material und Methoden

Die nutzungsfreie Stoffbilanz wurde als durchschnittlicher Jahreswert vereinfacht aus den Teilgliedern Deposition, Verwitterung und Stoffaustrag mit dem Sickerwasser gebildet. Systemgrenzen des für die Nährstoffaufnahme zur Verfügung stehenden Bodens waren die Bodenoberfläche, die Untergrenze des Hauptwurzelsraums (i.d.R. 90 cm) und die Grenze zur Festsubstanz des Bodens (Minerale). Stoffumsätze, die sich innerhalb dieser Systemgrenzen abspielen (Mineralisation, Veränderung in Menge und Zusammensetzung der austauschbar gebundenen Kationen und Anionen) und biogene Stoffeinträge, die durch eine äquivalente Stoffaufnahme ausgeglichen werden (Streufall und Kronenauswaschung), wurden nicht berücksichtigt. Um eine Überbewertung geringfügiger Bilanzdefizite vor dem Hintergrund hoher Nährstoffvorräte im Boden zu vermeiden, wurde ein Tausendstel des pflanzenverfügbaren Nährstoffvorrats in die jährliche Nährstoffbilanz einbezogen.

$$\Delta_{Boden} = D + V - S + 0,001 \times pBV \quad (9.1)$$

mit  $\Delta_{Boden}$ : nutzungsfreie Stoffbilanz,  $D$ : Deposition,  $V$ : Verwitterung (bis 90 cm Tiefe),  $S$ : Sickerwasseraustrag (berechnet für die Tiefenstufe 60–90 cm),  $pBV$ : pflanzenverfügbarer Bodenvorrat (Gesamtelementvorrat in der Humusaufgabe und austauschbarer Vorrat im Mineralboden bis 90 cm Tiefe).

Als pflanzenverfügbar galt dabei der Gesamtelementvorrat in der Humusaufgabe (König (2009): A3.3.3 Königswasser-Extrakt) und der austauschbare Elementvorrat im Mineralboden bis zu einer Tiefe von 90 cm (König (2009): A3.2.1.1 effektive Kationenaustauschkapazität).

pazität (Ake), Extraktion mit 1 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Lösung, bei karbonathaltigen Böden A3.2.1.2 potentielle (totale) Kationenaustauschkapazität (Akt), Extraktion mit 0,1 M  $\text{BaCl}_2$ -Lösung). Berechnet wurden die Bilanzen für die Elemente Calcium, Magnesium und Kalium. Die Berechnung der einzelnen Bilanzglieder wurde in den vorherigen Kapiteln erläutert. Die Nutzungsfreie Stoffbilanz wurde für alle BZE-II-Punkte berechnet, für die alle Bilanzglieder ermittelt werden konnten. Von den insgesamt 1842 in Deutschland beprobten Punkten traf das auf 921 Punkte zu. Grund für diese Datenlücken waren vor allem fehlende Messungen der 1:2-Extrakte an den jeweiligen BZE-II-Punkten. Weitere Ursachen lagen in fehlenden bodenphysikalischen und -chemischen Messwerten, die bei der Parametrisierung von LWF-Brook90 und PROFILE benötigt wurden. Die an den BZE-Punkten ermittelten Bodenbilanzglieder werden in einem weiteren Arbeitsschritt auf die Traktecken der BWI regionalisiert (vgl. nachfolgendes Kapitel).

### 9.3 Ergebnisse

Abb. 9.1 bis Abb. 9.3 zeigen für die Punkte der BZE II die Ergebnisse der Bilanzglieder Deposition, Verwitterung, pflanzenverfügbarer Bodenvorrat und Sickerwasseraustrag für Calcium, Magnesium und Kalium. Konnten die entsprechenden Werte auf Grund fehlender Daten nicht berechnet werden, wurden die Punkte mit einem Kreuz gekennzeichnet. Die Klassifizierung in den Karten wurde so gewählt, dass die teils stark unterschiedlichen Bilanzbeiträge vergleichbar dargestellt werden konnten. Tab. 9.1 enthält die zugehörigen Ergebnisse der deskriptiven Statistik. Insgesamt lagen die einzelnen Bilanzgrößen in zueinander stimmigen Größenordnungen, obwohl sie mit unterschiedlichen Modellen unabhängig voneinander bestimmt wurden. Während die berechneten Depositionsraten eine recht ausgewogene Verteilung aufwiesen, ergaben sich für Verwitterung, Sickerwasseraustrag und pflanzenverfügbarem Bodenvorrat bei Calcium und Magnesium rechtsschiefe Verteilungen. Ein Großteil der BZE-II-Punkte zeigte niedrige bis mittlere Werte, während sich vor allem auf Karbonatstandorten hohe Verwitterungs- und Austragsraten und in basenreichen Böden (Kalkverwitterungslehm, Terra fusca, basenreicher Löss- und Lösslehm) auch hohe Bodenvorräte ergaben. Kalium zeigte dagegen auch für Verwitterung, Sickerwasseraustrag und Bodenvorrat eine ausgeglichene Verteilung. Nährelement- und standortsspezifische Unterschiede ergaben sich auch hinsichtlich der Bedeutung der einzelnen Bilanzglieder.

In basenreichen Böden und insbesondere auf Kalk dominierten die Verwitterung und der pflanzenverfügbare Bodenvorrat die Calciumbilanz, die Deposition spielte eine untergeordnete Rolle. Auf calciumarmen Standorten nahm die Wichtigkeit der atmosphärischen Calciumeinträge deutlich zu und übertraf z.B. in den Hochlagen des Schwarzwaldes, des Harzes und Thüringer Waldes die Größenordnung der Verwitterung um ein Vielfaches, bei gleichzeitig geringen Bodenvorräten. Der Calciumaustrag mit dem Sickerwasser korrelierte in seiner räumlichen Verteilung mit der Verwitterung und dem Bodenvorrat. Die Größenordnungen entsprachen denen der Verwitterungsraten. Kleinräumig zeigte sich zusätzlich der hohe Einfluss der Anionenflüsse – vor allem von Nitrat und Sulfat – auf die Berechnung der Kationenausträge.

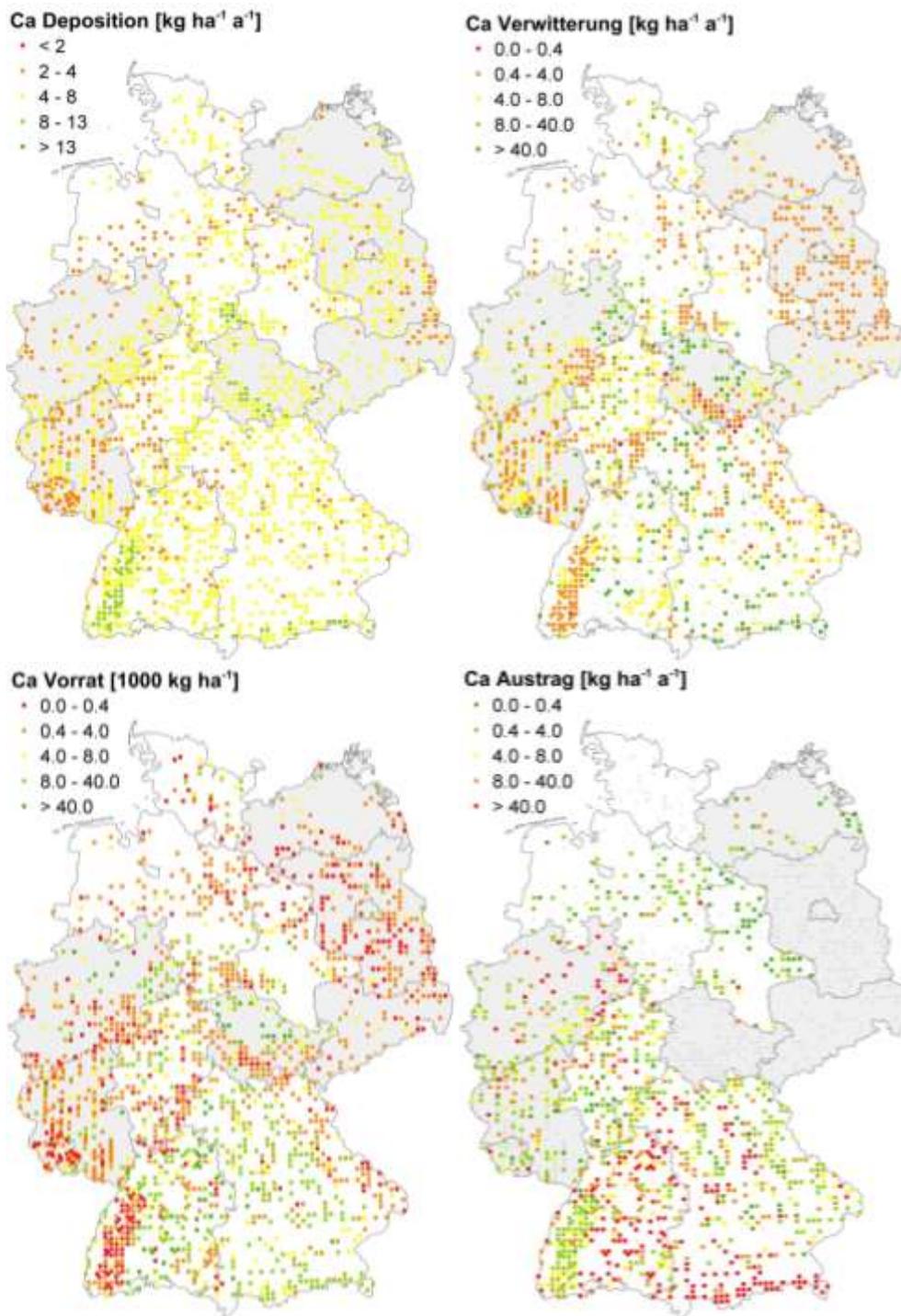


Abb. 9.1: Teillglieder der nutzungsfreien Stoffbilanz für Calcium an den BZE-II-Punkten.

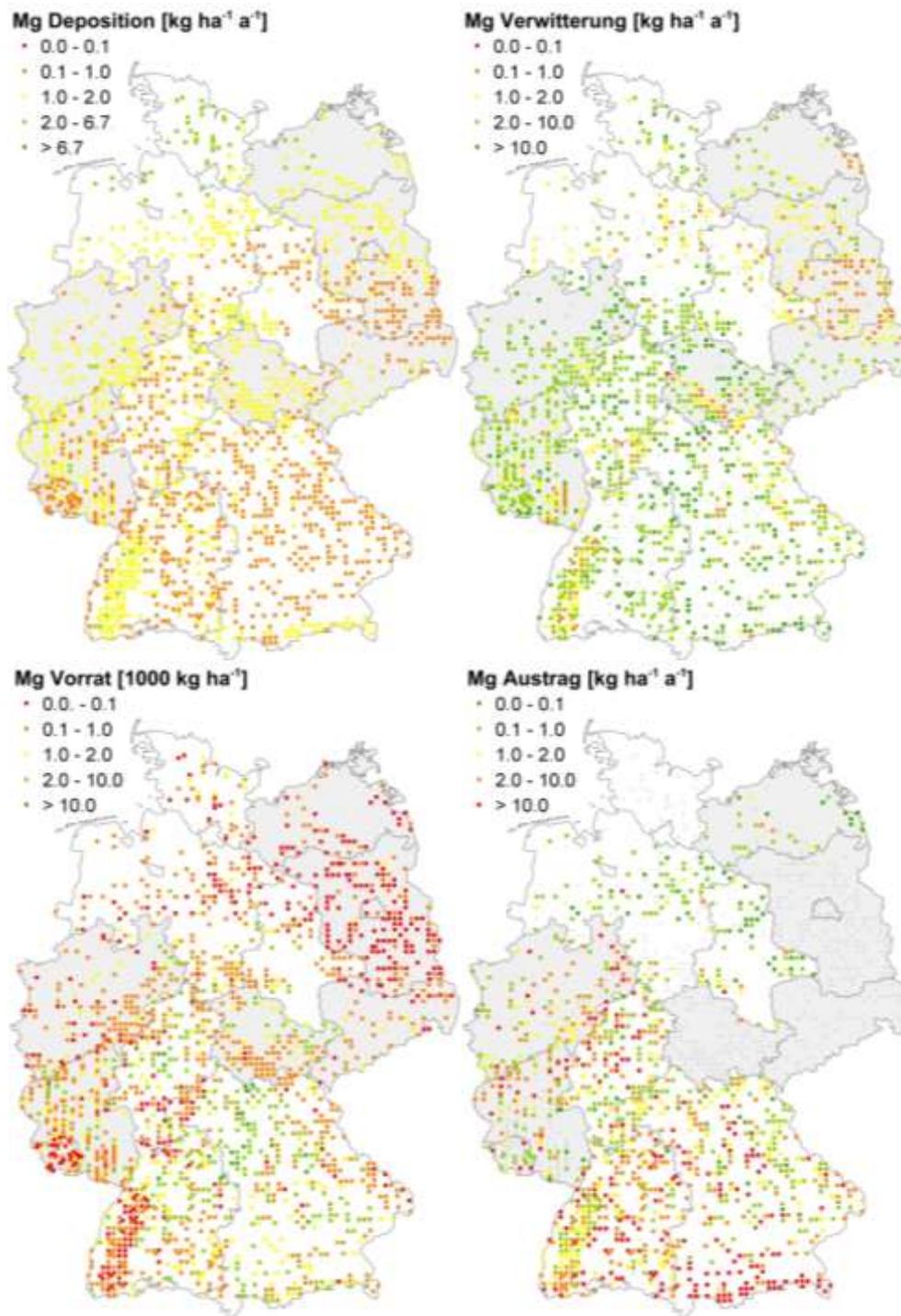


Abb. 9.2: Teiglieder der nutzungsfreien Stoffbilanz für Magnesium an den BZE-II-Punkten.

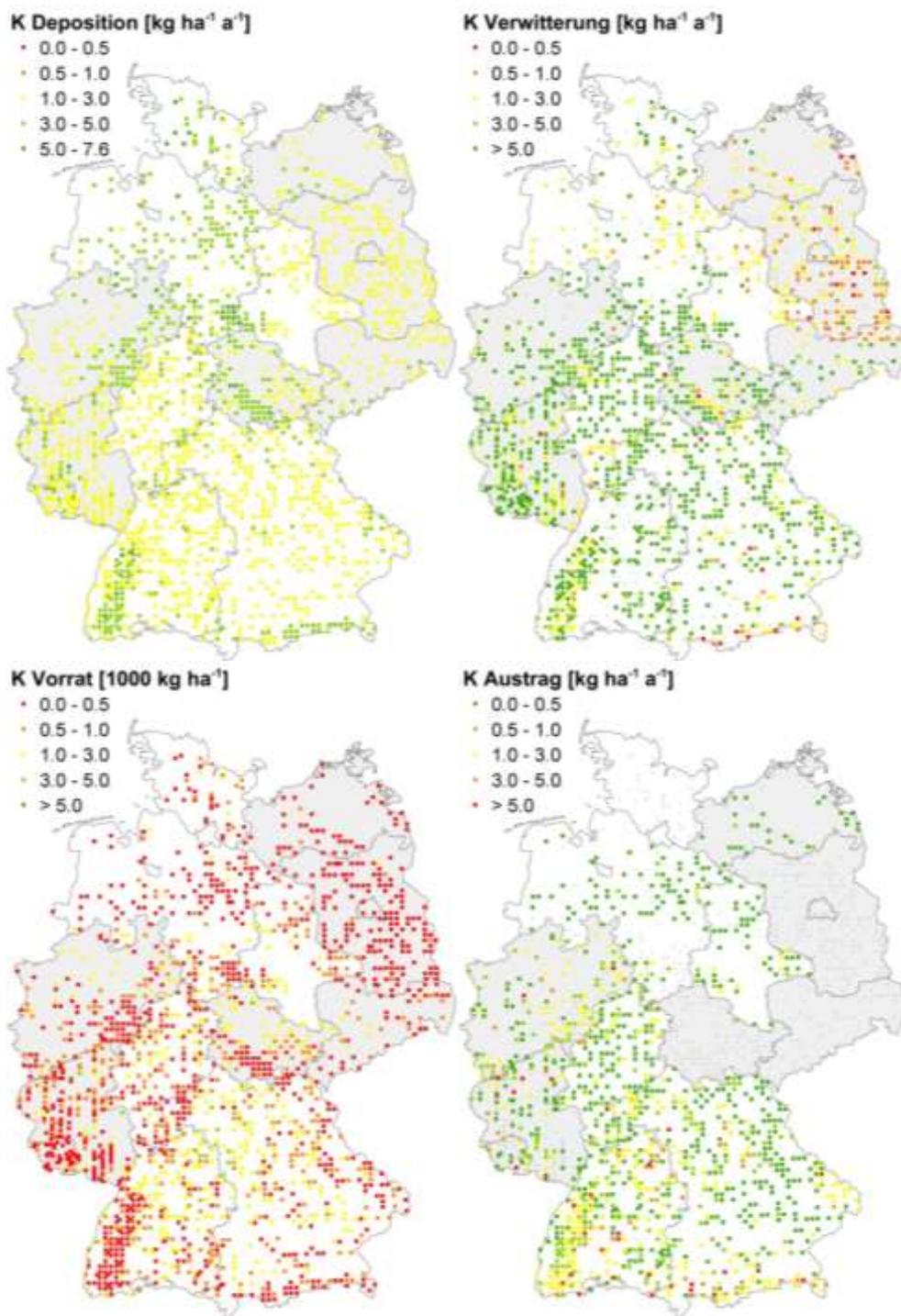


Abb. 9.3: Teillieder der nutzungsfreien Stoffbilanz für Kalium an den BZE-II-Punkten.

Für Magnesium erwies sich die Verwitterung als der Hauptweg der Nährelementbereitstellung, insbesondere auf dolomitführenden Böden. Nächstwichtigster Eintragspfad war die Magnesiumdeposition, die auf ärmeren Standorten eine ähnliche Bedeutung erreichte wie die Verwitterung. Wie bei Calcium korrelierte der Sickerwasseraustrag mit Verwitterung und Bodenvorrat, wurde jedoch durch Nitrat- und Sulfatflüsse zusätzlich überprägt. Auch für Kalium bestimmte die Verwitterung das Nährstoffangebot. Sehr hohe Verwitterungsraten, wie sie für Calcium und Magnesium auf Kalk und Dolomit berechnet wurden, fehlten für Kalium jedoch. Bemerkenswerterweise lag die Deposition für die sandigen Böden Ostdeutschlands und einige flachgründige Kalkstandorte über den Verwitterungsraten, was zumindest im Osten durch den Eintrag basischer Stäube (Riek et al. 2012, Fürst et al. 2007) bei vergleichsweise hohen durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten erklärt werden kann. Der pflanzenverfügbare Kaliumvorrat im Boden zeigte im Vergleich zu Verwitterung und Deposition einen deutlich geringeren Einfluss auf die Stoffbilanz als bei Calcium und Magnesium. Der Kaliumaustag mit dem Sickerwasser lag selbst bei hohen Verwitterungsraten im unteren bis mittleren Bereich. Einzelne Ausnahmen mit hohen Kaliumverlusten gab es z.B. in den Kalkalpen, dem Schwarzwald, der Schwäbischen Alb und auf Kalkstandorten in Rheinland-Pfalz und im Saarland bei hohen Wasserflüssen in Kombination mit erheblichen Anionenausträgen unter Beteiligung von Hydrogenkarbonat.

**Tab. 9.1: Minimum, Maximum, Median, Mittelwert und Quantile der nutzungs-freien Stoffbilanzen für Calcium, Magnesium und Kalium an den BZE-II-Punkten [ $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]. D: Deposition; V: Verwitterung; S: Sickerwasseraustrag; pBV: pflanzenverfügbarer Bodenvorrat.**

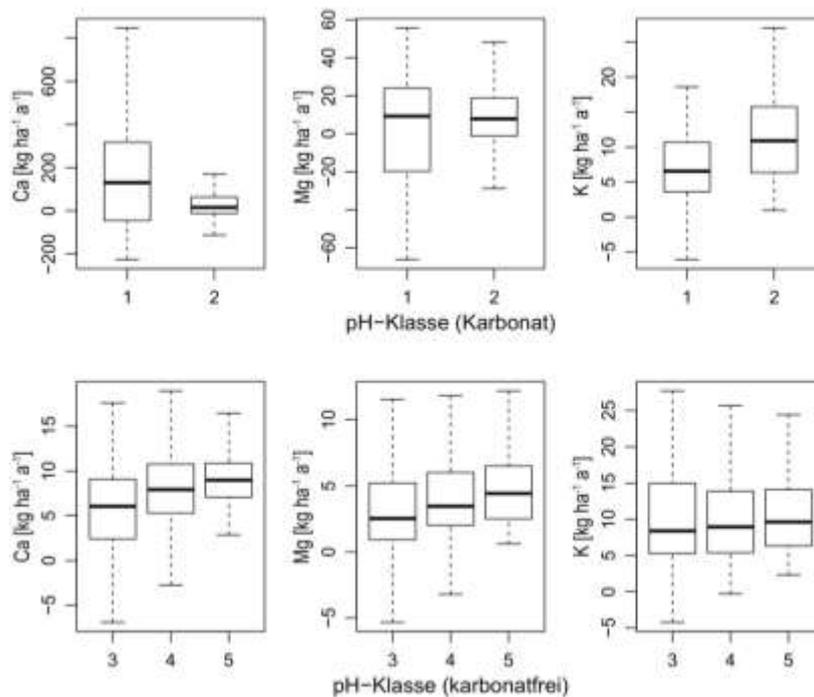
	Min	5 %	25 %	Median	75 %	95 %	Max	MW	Anzahl (*)	
<b>Calcium</b>	D	2,29	3,18	4,05	4,67	5,78	8,18	5,09	1690 (1021)	
	V	0,036	0,828	2,02	4,03	7,18	172	34,9	1418 (809)	
	S	-0,005	0,181	1,15	4,14	24,9	179	32,7	1114 (886)	
	pBV	0,000	0,193	0,473	1,47	9,12	33,4	84,0	1690 (1021)	
	D+V-S	-327	-40,4	1,23	5,70	8,83	84,8	1959	16,0	921 (709)
	D+V-S+pBV	-314	-25,7	4,21	7,66	11,5	112	1973	22,9	921 (709)
<b>Magnesium</b>	D	0,426	0,652	0,829	1,02	1,28	1,91	6,70	1,14	1690 (1021)
	V	0,026	0,638	1,62	3,56	6,97	28	614	9,53	1418 (809)
	S	-0,002	0,075	0,511	1,72	6,32	37,6	229	8,82	1114 (886)
	pBV	0,000	0,041	0,109	0,344	1,23	5,69	30,1	1,25	1690 (1021)
	D+V-S	-180	-11,2	1,25	2,96	5,54	20,8	520	5,13	921 (709)
	D+V-S+pBV	-176	-8,24	1,64	3,58	6,96	26,8	525	6,65	921 (709)
<b>Kalium</b>	D	1,30	1,71	2,14	2,55	3,18	4,37	7,61	2,74	1690 (1021)
	V	0,030	0,735	2,26	5,72	11,0	20,0	39,8	7,44	1418 (809)
	S	0,000	0,042	0,232	0,523	1,30	3,70	44,6	1,10	1114 (886)
	pBV	0,000	0,126	0,245	0,443	0,839	1,90	7,22	0,654	1690 (1021)
	D+V-S	-38,8	2,65	5,13	8,56	13,4	21,3	41,3	9,76	921 (709)
	D+V-S+pBV	-37,5	2,99	5,50	9,19	14,4	22,8	43,2	10,5	921 (709)

\*Projektregion

Tab. 9.1 enthält neben der deskriptiven Statistik der einzelnen Bilanzglieder auch die der nutzungs-freien Stoffbilanzen mit und ohne Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren Bodenvorrats. Geringfügig negative Sickerwasserausträge zeigten wenige sehr trockene Standorte, für die das Wasserhaushaltsmodell im Durchschnitt kapillaren Aufstieg aus tieferen Bodenschichten errechnete. Etwa ab dem 25 %-Quantil – für Kalium bereits ab

dem 5 %-Quantil – ergaben sich positive nutzungsfreie Stoffbilanzen in einer Größenordnung, die einen zusätzlichen Nährstoffezug durch die Holzernte decken würden.

Die hohen absoluten Werte für Minima und Maxima der Bodenbilanzen für Calcium und Magnesium verdeutlichen die hohen Unsicherheiten der Bilanzen insbesondere dort, wo die Kalklösung die Verwitterung und den Sickerwasseraustrag dominiert. Zur weiteren Verdeutlichung zeigt Abb. 9.4 den Wertebereich der Stoffbilanzen aufgeteilt nach pH-Klassen (vgl. Kapitel 8). Die Bilanzen der Klassen 1 und 2 (Karbonatböden) umfassten dabei für Calcium und Magnesium ein deutlich höheres Wertespektrum als die der karbonatfreien Böden und erreichten Größenordnungen, die nur durch die hohe Unschärfe der Berechnung von Verwitterung und Sickerwasseraustrag auf Kalk und Dolomit zu erklären waren. Aus diesem Grund wurde für BZE-II-Punkte, für die Karbonat im Boden nachgewiesen werden konnte, bei der Bewertung der nutzungsfreien Stoffbilanzen für Calcium und Magnesium stets von einem positiven Betrag ausgegangen. Für negative Stoffbilanzen auf Kalkstandorten war damit alleine Kalium verantwortlich. Karbonatfreie Böden zeigten für Calcium und Magnesium eine deutliche Tendenz zu niedrigeren Bilanzwerten bei geringerer Versauerung. Dies ging einher mit höheren Ionenanteilen von Calcium und Magnesium im Sickerwasser. In den sauren Böden der pH-Klassen 4 und 5 mit geringer Basensättigung dominierte dagegen Aluminium den Kationenaustrag mit dem Sickerwasser.



**Abb. 9.4:** Boxplots der nutzungsfreien Stoffbilanzen (vgl. Gleichung 9.1) karbonatführender (oben) und karbonatfreier (unten) Böden gruppiert nach pH-Klassen (vgl. Kapitel 8). Extremwerte wurden nicht abgebildet.

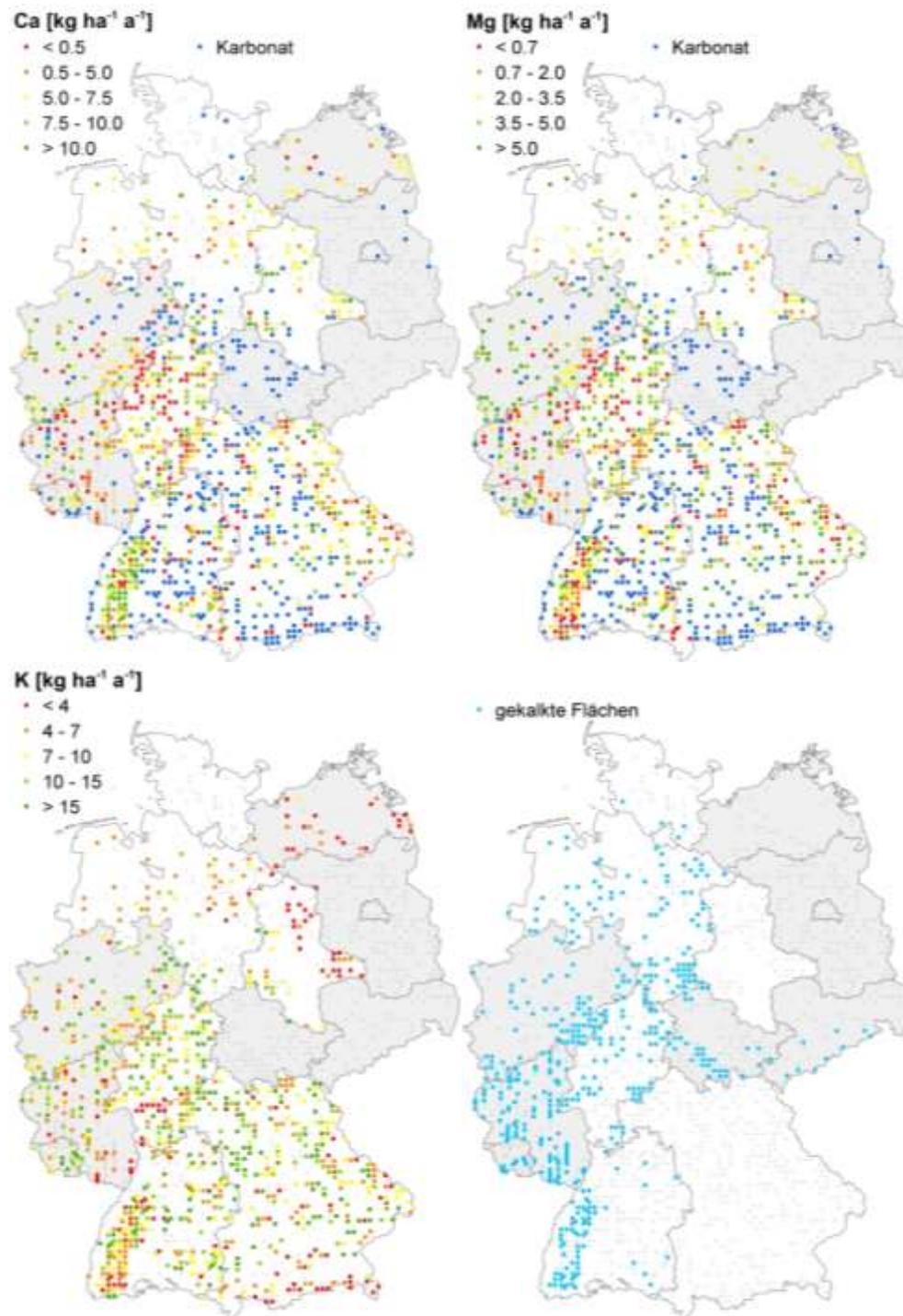


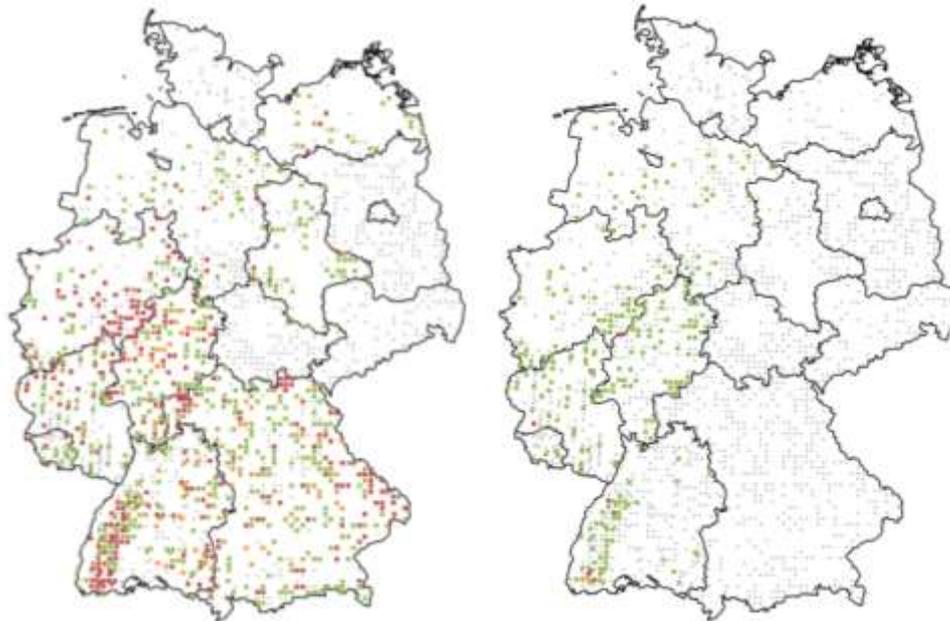
Abb. 9.5: Nutzungsfreie Stoffbilanzen und BZE-II-Punkte mit dokumentierter Kalkung (für Calcium und Magnesium wurden keine Bilanzen auf karbonatischen Böden erstellt).

Die räumliche Verteilung der nutzungsfreien Stoffbilanzen zeigt Abb. 9.5. Karbonatführende Böden sind für Calcium und Magnesium blau dargestellt und wurden in der Bilanz nicht berücksichtigt. Besonders für Calcium und auch Magnesium ergaben sich bereits ohne Berücksichtigung des Nährstoffentzugs durch Holzernte negative Bilanzen. Dagegen genügte für Kalium auf fast allen Flächen der Nährstoffeintrag aus Deposition und Verwitterung, um die Nährstoffverluste mit dem Sickerwasser auszugleichen.

Zusätzlich dargestellt sind die Punkte der BZE II mit dokumentierten Kalkungsmaßnahmen. Kalkung – in der Regel mit gemahlenem Dolomit – stellt einen zusätzlichen Eintrag an Calcium und Magnesium dar. Zur Berücksichtigung des kontinuierlichen Eintrags dieser beiden Elemente durch die Auflösung von ausgebrachtem Kalk wurde das Kalkungsmodul von Ahrends (2012) in die Bilanzierungsumgebung implementiert. Bei der Interpretation der Ergebnisse zeigte sich jedoch, dass auf Grund der Unsicherheiten bei Menge, Zeitpunkt und Häufigkeit der Ausbringung, der hohen Dynamik der Kalklösung und der in Bedeutung und Geschwindigkeit schwer abschätzbaren Auswaschung von Calcium und Magnesium eine punktgenaue Einbeziehung der Kalkung in die Stoffbilanzen mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Zusätzlich liegen für die BWI-Traktecken, an denen die Gesamtbilanzen unter Berücksichtigung der Ernteentzüge durchgeführt werden sollen (vgl. nachfolgende Kapitel), nur lückenhafte Informationen zu Kalkungsmaßnahmen vor. Aus diesen Gründen wurden Kalkungsmaßnahmen bei der Bildung der nutzungsfreien Stoffbilanzen nicht explizit berücksichtigt. In einem einfachen Ansatz wurde mit  $3 \text{ t ha}^{-1}$  Dolomit in 20 Jahren gerechnet und zusätzliche Verluste von Calcium und Magnesium mit dem Sickerwasser vernachlässigt. Für alle gekalkten BZE-II-Punkte ergaben sich dann positive nutzungsfreie Calcium- und Magnesium-Bilanzen.

Zur Beurteilung von Standorten hinsichtlich ihrer Versorgung mit Nährstoffkationen ist eine gemeinsame Betrachtung von Calcium, Magnesium und Kalium sinnvoll. In Abb. 9.6 sind diejenigen Punkte der BZE II grün eingefärbt, für die bei allen drei Kationen bereits die Summe aus Deposition und Verwitterung oberhalb der Verluste mit dem Sickerwasser lagen. Ergab sich nur unter Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte eine positive Bilanz, wurden die Punkte orange markiert. Negative nutzungsfreie Stoffbilanzen wurden rot dargestellt. Auch hier galt, dass die Bilanz von Calcium und Magnesium auf karbonatführenden Böden stets als positiv angenommen wurde. Eine auffällige Häufung von BZE-II-Punkten mit ungünstigem Verhältnis für Nährstoffkationen ergab sich für Teile des Schwarzwaldes, in den ostbayerischen Mittelgebirgen, im Spessart und im Sauerland.

Zum Vergleich sind in Abb. 9.6 auch die nutzungsfreien Stoffbilanzen der gekalkten BZE-II-Punkte gezeigt. Vereinfachend wurde davon ausgegangen, dass nach Kalkung ausreichend Calcium und Magnesium zur Verfügung steht. Daher zeigten lediglich 3 % der gekalkten Punkte eine durch Kalium bedingte negative Bodenbilanz. Für etwa die Hälfte der BZE-II-Punkte mit dokumentierter Waldkalkung ergaben sich auch ohne Berücksichtigung des kalkungsbedingten Calcium- und Magnesium-Eintrags positive nutzungsfreie Stoffbilanzen. Zu beachten ist jedoch, dass die Nährstoffentzüge durch Erntemaßnahmen hier noch nicht in die Bilanz mit aufgenommen wurden.



**Abb. 9.6:** Beurteilung der nutzungsfreien Stoffbilanz unter gleichzeitiger Berücksichtigung von Calcium, Magnesium und Kalium für die Punkte der BZE II (grün: Bilanz ohne Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; orange: Bilanz bei Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; rot: Bilanz negativ). Links: Kalkung unberücksichtigt. Rechts: bei dokumentierter Kalkung wird die Calcium- und Magnesiumbilanz als positiv vorausgesetzt.

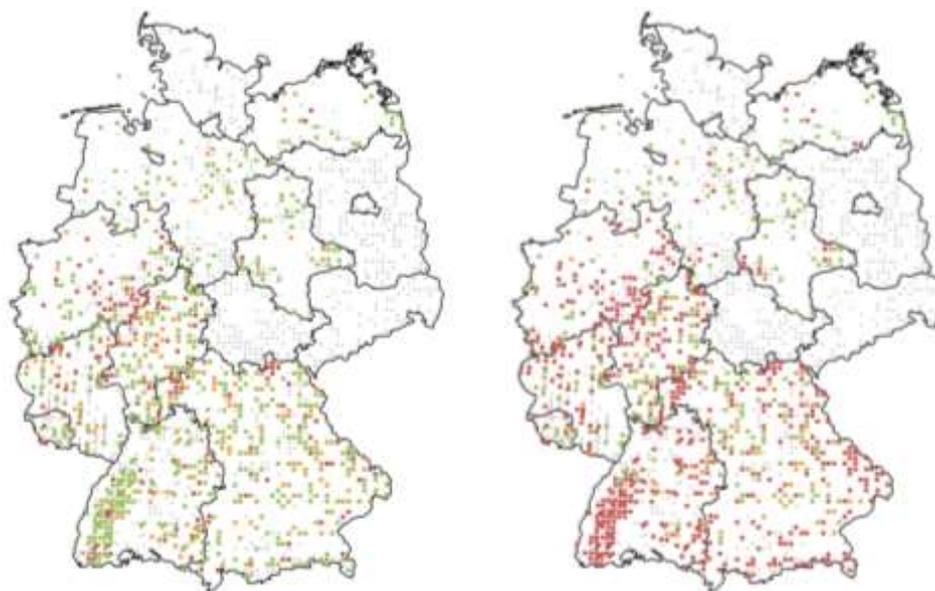
Die Anteile der BZE-II-Punkte mit positiver oder negativer Stoffbilanz mit und ohne Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte zeigt Tab. 9.2. Für ein Drittel der Punkte ergaben sich negative Bilanzen. Wurde die zusätzliche Calcium- und Magnesium-Zufuhr durch Kalkung mit berücksichtigt, reduzierte sich der Wert auf 21 %. Die Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte veränderte die Einschätzung der Stoffbilanzen auf weniger als 10 % der Punkte für Calcium und Magnesium und hatte für Kalium gar keine Auswirkung. Calcium und Magnesium zeigten in etwa gleiche Anteile für die drei Bewertungsstufen. Für Kalium wurden dagegen nur für wenige Punkte negative Bilanzen errechnet. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass alle Teilglieder der nutzungsfreien Stoffbilanz einen mehr oder minder hohen Fehler aufweisen. Als Beispiel zeigen Tab. 9.3 und Abb. 9.7 den Einfluss des Fehlerbereichs der Sickerwasserkonzentrationen auf die Bewertung der Bodenbilanzen (vgl. Kapitel 8). Selbst bei niedrig angesetzten Sickerwasserausträgen verblieben für knapp ein Fünftel der BZE-II-Punkte negative Bilanzen. Die kritischen Regionen deckten sich weitestgehend mit denen aus Abb. 9.6. Die Bedeutung von Calcium und die ausgleichende Wirkung der pflanzenverfügbaren Bodenvorräte nahmen zu. Ein sehr hoher Anteil negativer Stoffbilanzen ergab sich bei Verwendung der oberen Fehlergrenze der Sickerwasserkonzentrationen. Betroffen waren alle drei Nährstoffkationen, wobei der Anteil der Punkte, für die die Kaliumversorgung kritisch wurde, deutlich geringer war als für Calcium und Magnesium. Die Bodenvorräte hatten nur noch eine geringe ausgleichende Wirkung.

**Tab. 9.2: Anteile der BZE-II-Punkte in den drei Bewertungsstufen der nutzungsfreien Stoffbilanzen mit und ohne Berücksichtigung von dokumentierten Kalkungsmaßnahmen. Abkürzungen: siehe Tab. 9.1.**

	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup>
Kalkung nicht berücksichtigt				
D+V-S > 0 (grün)	67 %	69 %	98 %	59 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	8 %	6 %	0 %	8 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	25 %	25 %	2 %	33 %
Kalkung berücksichtigt				
D+V-S > 0 (grün)	78 %	81 %	98 %	72 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	6 %	4 %	0 %	6 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	16 %	15 %	2 %	21 %

**Tab. 9.3: Anteile der BZE-II-Punkte in den drei Bewertungsstufen der nutzungsfreien Stoffbilanzen unter Berücksichtigung des Fehlerbereichs der Sickerwasserkonzentrationen. Abkürzungen: siehe Tab. 9.1.**

	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup>
unterer Grenzwert der Sickerwasserkonzentrationen:				
D+V-S > 0 (grün)	70 %	91 %	99 %	69 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	14 %	2 %	0 %	13 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	16 %	7 %	1 %	18 %
oberer Grenzwert der Sickerwasserkonzentrationen:				
D+V-S > 0 (grün)	45 %	46 %	81 %	31 %
D+V-S+pBV > 0 (gelb)	6 %	4 %	1 %	6 %
D+V-S+pBV < 0 (rot)	49 %	50 %	18 %	63 %



**Abb. 9.7: Nutzungsfreien Stoffbilanz (vgl. Abb. 9.6) bei Verwendung des unteren (links) bzw. oberen (rechts) Grenzwerts der Fehlerberechnung der Ionenkonzentrationen im Sickerwasserausstrag (grün: Bilanz ohne Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; orange: Bilanz bei Berücksichtigung der verfügbaren Bodenvorräte positiv; rot: Bilanz negativ).**

## 9.4 Diskussion und Bewertung

Nährstoffbilanzen sind ein geeignetes Werkzeug, um die standörtliche Nährstoffversorgung zu beurteilen. Der direkte Vergleich von Stoffflüssen, vor dem Hintergrund der im Boden gebundenen Nährstoffvorräte, erlaubt eine Prognose ihrer standörtlichen Entwicklung auch im Hinblick auf unterschiedliche forstliche Nutzungen. Im Gegensatz dazu können Ansätze, die rein auf den pflanzenverfügbaren Bodenvorräten aufbauen (Stüber et al. 2008), nur einen Ist-Zustand beschreiben, nicht aber ob und mit welcher Geschwindigkeit sich dieser Zustand ändert. Auch ernährungskundliche Bewertungen anhand von Messgrößen, wie Blatt- bzw. Nadelspiegelwerten, geben nur einen momentanen Eindruck der Nährstoffversorgung im aktivsten Teil des Baumes, die zudem in kurzen Zeiträumen stark schwanken kann (Huber et al. 2006, Mellert et al. 2004). Dementsprechend wird die Methode der Stoffbilanzierung zur Bewertung des standörtlichen Nährstoffangebots in Wäldern und für die Beurteilung potentieller Ernteentzüge für Einzelflächen (Weis et al. 2016a, Klinck et al. 2012, Hagemann et al. 2008, Block et al. 2008, Rademacher et al. 2001, Sverdrup et al. 2006) bzw. für regionale Aussagen (Ahner et al. 2013, Block & Meiwes 2013, von Wilpert 2011, Englisch & Reiter 2009, Akselsson et al. 2007b) immer häufiger verwendet. Auch in der Forstpraxis – z.B. bei den Bayerischen Staatsforsten - existieren bereits Konzepte zur nährstoffnachhaltigen Bewirtschaftung auf Basis von Stoffbilanzen (BAYSF 2012, Weis et al. 2009).

Allerdings ist selbst zur Berechnung stark vereinfachter Nährstoffbilanzen eine Vielzahl von Informationen nötig. Nicht einmal für die Stoffhaushaltsuntersuchungen auf Flächen des intensiven forstlichen Umweltmonitorings können alle Bilanzglieder direkt durch Messung bestimmt werden. Insbesondere die Bestimmung von Verwitterungsraten und Sickerwasserausträgen benötigen den Einsatz von geeigneten Verwitterungs- und Wasserhaushaltsmodellen. Zudem reicht die vergleichsweise geringe Anzahl solcher Intensivmessflächen nicht aus, um die Standortvielfalt in Deutschland adäquat zu beurteilen. Deutlich höher liegt die Menge an Punkten, die im Rahmen der BZE II berücksichtigt wurden. Hier liegen allerdings keine Messungen zu den Stoffflüssen im Wald vor, sondern Analysenergebnisse zur Bodenphysik und -chemie sowie Bestandesinformationen. Die Ableitung der Bilanzglieder Deposition, Verwitterung und Sickerwasseraustrag bedarf deshalb zusätzlicher statistischer Verfahren zur Regionalisierung von Depositionsraten sowie zur Abschätzung von Verwitterungsraten und Sickerwasserflüssen aus Bodenanalysen. Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt, ist die Berechnung der Bilanzglieder komplex und mit hohen Unsicherheiten behaftet. Dennoch stehen nun nutzungsfreie Stoffbilanzen zur Verfügung, die wichtige Einflussfaktoren von Bestand und Boden berücksichtigen und in ihrer Größenordnung korrekt wiedergeben. Für die Stoffeinträge aus der Atmosphäre sind das neben der regionalen Stoffbelastung auch Bestandsparameter wie Baumart und Höhe. Die Verwitterungsraten sind eng an Bodentextur, Gesamtelementgehalte (abgeleitete Mineralogie), Klima und Wasserhaushalt des Standorts gekoppelt. Der Kationenaustrag mit dem Sickerwasser wird maßgeblich von der am BZE-II-Punkt erfassten Befruchtung mit Nitrat und Sulfat gesteuert und gibt die Konzentrationsverhältnisse der Kationen stimmig wieder.

Eine weitere Unsicherheit besteht in der Wahl des Bilanzierungsraumes des Bodenkompartimentes (Auflagehumus + Mineralboden 0–90 cm). Nicht nur für die Berechnung von Elementvorräten, sondern auch für Nährstoffbilanzen ist die gewählte Profiltiefe von entscheidender Bedeutung. So fand z.B. Zirlewagen (2009) den höchsten Erklärungswert für die räumliche Verteilung der Basensättigung für eine Profiltiefe von 60 cm. Auch nach Gasser et al. (2009) wird mit 0–60 cm ein geringerer Hauptwurzelraum angenommen als in der vorliegenden Untersuchung (90 cm). Demgegenüber wird in Bodenbewertungssystemen häufig die Bewertung für eine standardisierte Tiefe von 1 m durchgeführt (Henning 2000, Falk et al. 2008). Overbeck et al. (2011) wählten für die Berechnung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) für die Berglandstandorte eine Bezugstiefe von 100 cm und für Tieflandstandorte von 140 cm. Da die tiefenstufenbezogene BZE-II-Beprobung bei zahlreichen Profilen nur bis zu einer Tiefe von 90 cm durchgeführt wurde, erfolgte die Ermittlung der Bilanzglieder und die Quantifizierung der Elementvorräte für alle Profile bis zu einer maximalen Bezugstiefe von 90 cm. Zumindest im Bergland dürfte sich mit dem zwangsläufig zu wählenden Bilanzierungsraum die effektive Durchwurzelungstiefe von Waldbeständen hinreichend abbilden lassen (Czajkowski et al. 2009).

Die für die Punkte der BZE II berechneten nutzungsfreien Stoffbilanzen zeigten zwar im Mittel positive Werte, für ein Drittel der Punkte ergaben sich jedoch bereits ohne Berücksichtigung von Nährstoffexporten mit der Holzernte negative Ergebnisse. Von unausgeglichene Nährstoffbilanzen berichten auch zahlreiche Einzelstudien auf basenarmen Standorten (Ahrends et al. 2008, Block et al. 2013, Klinck et al. 2012, Kölling et al. 2007, Meesenburg 2005, Rademacher et al. 2001). Dies unterstreicht die Bedeutung der Berücksichtigung von Sickerwasserausträgen in der Nährstoffbilanz. Besonders die nach wie vor hohen Austräge an Sulfat und Nitrat in Teilen Deutschlands führen zu Verlusten von Nährstoffkationen, die nicht vollständig durch Deposition und Verwitterung gedeckt werden. Die Ergebnisse der bundesweiten Auswertung der BZE II zur Entwicklung der Bodenversauerung bestätigen diesen Trend. Im Vergleich zur BZE I ist auf ungekalkten und versauerungsempfindlichen Standorten eine fortschreitende Unterbodenversauerung mit entsprechenden Basenverlusten festzustellen. Als Ursachen hierfür werden die anhaltend hohen Säureeinträge durch Stickstoffverbindungen und/oder die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel genannt. Entsprechend zeigen Langzeituntersuchungen im Solling zwar eine Reduktion der Schwefeleinträge von 90 %, für die Sulfatausträge mit dem Sickerwasser zeigt sich demgegenüber nur eine Reduktion von 80–85 % sowohl für eine Buchen- als auch eine Fichtenfläche. Dies deutet darauf hin, dass noch erhebliche Mengen an Schwefel im Boden zwischengespeichert sind (Meesenburg et al. 2016). Ähnliche Entwicklungen zeigen auch Langzeituntersuchungen zur Sulfatdynamik im Harz (Müller et al. 2016). Als weitere Ursache für die voranschreitende Versauerung auf versauerungsempfindlichen Standorten wird die Erhöhung der Bioelemententzüge durch Zuwachssteigerungen auf Grund anhaltend hoher Stickstoffdeposition (Albert & Schmidt 2010, Laubhann 2009) und/oder zurückgehender Schwefeleinträge (Hauck et al. 2012, Kolár et al. 2015) diskutiert. Weiter gestützt werden die in Teilen Deutschlands negativen nutzungsfreien Stoffbilanzen durch Ergebnisse der Critical Loads-Berechnungen. Für das Jahr 2009 ist eine Überschreitung der Critical Load für Versauerung durch Schwefel- und Stickstoffdeposition auf knapp

20 % und für eutrophierenden Stickstoff auf etwa der Hälfte der Waldfläche in Deutschland dokumentiert (Nagel et al. 2014).

Für 70 forstliche Flächen mit Stoffhaushaltsuntersuchungen in den Bundesländern der Projektpartner liegt für den Zeitraum 2000 bis 2010 der mittlere Austrag für Schwefel zwischen 1,3 und 64 (im Mittel 18,8)  $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  und für Stickstoff zwischen 0 und 52 (im Mittel 7,4)  $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Die Folgen hoher Anionenausträge mit dem Sickerwasser zeigen Stoffhaushaltsuntersuchungen im Rahmen experimenteller Manipulationen in Waldökosystemen. So führt die Zufuhr von Stickstoff oder Schwefel meist zu erhöhten Austrägen an Nährstoffkationen (Matzner et al. 1983, Jandl et al. 2012, Sandvik et al. 1995, Fernandez et al. 2003, Weis et al. 2007). Kationenverluste finden sich auch zusammen mit hohen Nitratausträgen nach Nitrifikationsschüben auf Kahlflächen (Huber et al. 2010, Weis et al. 2001, Weis et al. 2006, Huber et al. 2004) oder auch direkt nach Kalkung (Huber et al. 2006). Dagegen vermindern sich die Kationenausträge, wenn die Einträge von Schwefel und Stickstoff reduziert werden (Beier et al. 1998, Xu et al. 1998).

Die nutzungsfreie Stoffbilanz ist nur eine Teilbilanz und muss zur Beurteilung forstlichen Handels durch die Nährstoffentzüge mit der Holzernte ergänzt werden. Diese können in weiten Bereichen schwanken (Weis et al. 2016a, Weis & Göttlein 2012) und sind unter anderem stark abhängig von den Eigenschaften der konkreten Waldbestände. Deshalb werden die Gesamtbilanzen für die Punkte der Bundeswaldinventur berechnet (vgl. Kapitel 12). Die nutzungsfreien Stoffbilanzen der BZE-II-Punkte bilden dabei die Grundlage für die Regionalisierung des Nährstoffangebots (vgl. nachfolgendes Kapitel 10). Der Anteil negativer Bilanzen wird aber bei Berücksichtigung der Nährstoffentzüge durch forstliche Eingriffe zunehmen. Es stellt sich die Frage, wie mit der nicht zu vernachlässigenden Menge an Standorten mit im Bilanzierungszeitraum (2000-2010) negativen Nährstoffbilanzen umzugehen ist. Prinzipiell stehen die Möglichkeiten einer zurückhaltenden Nutzung und die Kompensation durch Kalkung, Ascherückführung bzw. Düngung zur Auswahl, wenn langfristig Zuwachsverluste und Verluste essentieller Bodenfunktionen wie die Puffer- und Filterfunktion für das Sickerwasser vermieden werden sollen. Vergleichsweise geringe finanzielle Einbußen bringt ein Verzicht der Nutzung von Kronenmaterial mit sich. Die Nährstoffexporte verringern sich dabei z.B. in Fichtenbeständen auf die Hälfte (Weis et al. 2016b). Fraglich ist jedoch, ob die Nährstoffmengen im Kronenmaterial und die Standortverbesserung durch Humusanreicherung ausreichen, um die Produktivität von nährstoffarmen oder unter aktuell hohen Nährstoffausträgen (z.T. hervorgerufen durch hohe Sulfat- und Stickstoffeinträge in der Vergangenheit) leidenden Standorten langfristig zu erhalten. Kompensationsmaßnahmen als Alternative kosten dagegen zunächst Geld und würden bei massivem Einsatz mineralischer Düngemittel eine Abkehr von der naturnahen Waldwirtschaft in Deutschland bedeuten. Die ökosystemaren Auswirkungen von Kompensationsmaßnahmen sind vielfältig, standortsabhängig, uneinheitlich und nicht immer positiv (Reif et al. 2014, Reid & Watmough 2014, Guckland et al. 2012, Kreutzer 1995). Vor einem unbedachten Einsatz ohne Kenntnis unerwünschter Nebenwirkungen muss dementsprechend abgeraten werden. Letztendlich ist standortsabhängig abzuwägen, welche Bewirtschaftungsform und welche ergänzenden Maßnahmen am ehesten geeignet sind, forstliche Produktion und Umweltaspekte im Gleichgewicht zu halten.

## 9.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Unter Verwendung regionalisierter Daten zu Klima und nasser Deposition ist es mit Hilfe statistischer Verfahren und deterministischer Modelle gelungen, aus den Bodenanalysen der BZE II nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Nährstoffkationen Calcium, Magnesium und Kalium zu berechnen. Diese stellen den Nährstoffeinträgen aus Deposition und Verwitterung die Verluste mit dem Sickerwasser gegenüber und beziehen die pflanzenverfügbaren Nähr-elementvorräte im Boden mit ein. Für 921 und damit etwa der Hälfte der BZE-II-Punkte erlaubte die Datenlage eine Berechnung aller Bilanzglieder. Methodenbedingt lag die Bezugstiefe im Mineralboden bei maximal 90 cm. Ein Drittel der Punkte zeigte eine negative Bilanz für mindestens eines der drei Kationen. Hier überstiegen die durch hohe Befruchtung mit Nitrat und Sulfat bedingten Kationenausträge im Sickerwasser die Nährstoffbereitstellung. Verantwortlich für negative Bilanzen waren meist Calcium und/oder Magnesium, nur in seltenen Fällen Kalium. Trotz der Unsicherheiten bei der Berechnung der Bilanzglieder ergaben sich in Größenordnung und regionaler Verteilung plausible Werte. Sie bilden die Grundlage für eine punktuelle oder flächige Übertragung unter Verwendung geostatistischer Regionalisierungsmodelle. Die Ermittlung standortsscharfer und auf Messungen basierender Nährstoffbilanzen ist Voraussetzung zur Beurteilung der nährstofflichen Nachhaltigkeit forstlicher Bewirtschaftung. Es können so Gebiete identifiziert werden, die besonders anfällig auf hohe Nährelementexporte durch die Holzernte reagieren werden. Entscheidungen über den Verzicht der Entnahme nährstoffreicher Kronenbiomasse zur energetischen Nutzung oder über Kompensationsmaßnahmen lassen sich damit auf eine fundierte und nachvollziehbare Grundlage stellen.

## 9.6 Literaturverzeichnis

- Ahner, J., B. Ahrends, F. Engel, J. Hansen, S. Hentschel, R. Hurling, H. Meesenburg, U. Mestermacher, P. Meyer, B. Möhring, J. Nagel, R. Nagel, B. Pape, M. Rohde, H. Rumpf, M. Schmidt, H. Spellmann, J. Suttmöller. 2013. Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 10: 398 S.
- Ahrends, B., C. Döring, M. Jansen, H. Meesenburg. 2008. Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. Forst und Holz 63 (12): 32-36.
- Ahrends, B. 2012. Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und Nutzungsszenarien auf die Basensättigung im Wurzelraum. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 9: 95-114.
- Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, J. Holmqvist, G. Thelin, E. Ugglå, E. Malm. 2007a. Impact of Harvest Intensity on Long-Term Base Cation Budgets in Swedish Forest Soils. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 7(1-3): 201-210.
- Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, P. Gundersen. 2007b. Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. Forest Ecology and Management 238: 167-174.

- Albert, M., M. Schmidt. 2010. Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management* 259 (4): 739-749.
- BAYSF. 2012. Bayerische Staatsforsten AöR (Hrsg.). Jahresbericht 2012. 39 S.
- Beier, C., K. Blanch, M. Bredemeier, N. Lamersdorf, L. Rasmussen, Y.-J. Xu. 1998. Field-scale 'clean rain' treatments to two Norway spruce stands within the EXMAN project—effects on soil solution chemistry, foliar nutrition and tree growth. *Forest Ecology and Management* 101: 111-123.
- Block, J., K. J. Meiwes. 2013. Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, G., König W., Utermann J. (Hrsg.). *Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. 4200, 1. Lfg. /13. S. 1-50.
- Block, J., M. Greve, G. Schüler. 2013. Ohne Kalkung keine nachhaltige Forstwirtschaft. Aktuelle Studien zeigen, dass auf basenarmen Standorten in Rheinland-Pfalz die Nährstoffnachhaltigkeit gefährdet ist. *Holz-Zentralblatt* 15: 361-362.
- Block, J., J. Schuck, T. Seifert. 2008. Einfluss unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen auf Buntsandstein im Pfälzerwald. *Forst und Holz* 63 (7/8): 66-70.
- Braun, S., S. Belyazid, W. Flückiger. 2009. Biomassenutzung und Nährstoffentzug - Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung. *Züricher Wald* 1: 15-18.
- CARMEN. 2016. <https://www.carmen-ev.de/infothek/preisindizes/hackschnitzel>.
- Czajkowski, T., B. Ahrends, A. Bolte. 2009. Critical limits of soil water availability (CL-SWA) in forest trees - an approach based on plant water status. *vTI Agriculture and Forest Research* 59 (2): 87-93.
- Egnell, G., E. Valinger. 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear felling. *Forest Ecology and Management* 177: 65-74.
- Englisch M., R. Reiter 2009. Standörtliche Nährstoff-Nachhaltigkeit bei der Nutzung von Wald-Biomasse. In: *Holz- und Biomassenstudie*, BFW Praxisinformation Nr. 18/2009, Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien, S. 13–15.
- Falk, W., E. Dietz, S. Grünert, B. Schultze, C. Kölling. 2008. Wo hat die Fichte genügend Wasser? Neue überregional gültige Karten des Wasserhaushalts von Fichtenbeständen verbessern die Anbauentscheidung. *LWF aktuell* 66: 21-25.
- Fernandez, I. J., L. E. Rustad, S. A. Norton, J. S. Kahl, B. J. Cosby. 2003. Experimental Acidification Causes Soil Base-Cation Depletion at the Bear Brook Watershed in Maine. *Soil Science Society of America. Journal* 67: 1909-1919.
- Flückiger, W., S. Braun. 2009. Nährstoffe im Wald lassen - oder recyceln! *Wald und Holz* 9: 30-33.
- Fürst, C., C. Lorz, F. Makeschin. 2007. Development of formerly deposition influenced forest systems considering Dübener Heide as an example and consequences for process-oriented forest management planning. *Forest Ecology and Management* 248: 6-16.
- Gasser, U., H.-P. Stutz, F. Bouquet. 2009. Bodenversauerung und Bodenfruchtbarkeit im Züricher Wald. *Züricher Wald* 1: 4-9.
- Göransson, A., T. D. Eldhuset. 2001. Is the (Ca+K+Mg)/Al Ratio in the soil solution a predictive tool for estimation forest damage? *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1: 57-74.

- Guckland, A., B. Ahrends, U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, E. Schönfelder, T. Ullrich, M. Mindrup, N. König, J. Eichhorn. 2012. Predicting depth translocation of base cations after forest liming – results from long-term experiments. *European Journal of Forest Research* 131 (6): 1869-1887.
- Hagemann, H., G. Bilke, D. Murach, A. Schulte. 2008. Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 42: 16-25.
- Hauck, M., J. Zimmermann, J. Mascha, C. Dulamsuren, C. Bade, B. Ahrends, C. Leuschner. 2012. Rapid recovery of stem growth at reduced SO<sub>2</sub> levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. *Environmental Pollution* 164: 132-141.
- Hennings, V. 2000. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. *Geologisches Jahrbuch Sonderhefte Reihe G 1*: 1-232.
- Helmisaari, H. S., K. H. Hanssen, S. Jacobson, M. Kukkola, J. Luro, A. Saarsalmi, P. Tamminen, B. Tveite. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261: 1919-1927.
- Huber, C., J. Aherne, W. Weis, E. P. Farrell, A. Göttlein, T. Cummins. 2010. Ion concentrations and fluxes of seepage water before and after clear cutting of Norway spruce stands at Ballyhooly, Ireland, and Höglwald, Germany. *Biogeochemistry* 101: 7-26.
- Huber, C., R. Baier, A. Göttlein, W. Weis. 2006. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management* 233: 11-20.
- Huber, C., W. Weis, M. Baumgarten, A. Göttlein. 2004. Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after felling and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. *Plant and Soil* 267: 23-40.
- Jandl, R., S. Schmidt, F. Mutsch, A. Fürst, H. Zechmeister, H. Bauer, T. Dirnböck. 2012. Acidification and nitrogen eutrophication of Austrian forest soils. *Applied and Environmental Soil Science* 2012: 9.
- Kaspari, M., M. N. Garcia, K. E. Harms, M. Santana, S. J. Wright, J. B. Yavitt. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecology Letters* 11: 35-43.
- Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. *GeoBerichte* 23 : 163-174.
- Kolár, T., P. Cermák, F. Oulehle, M. Tmka, P. Stepánek, P. Cudlín, J. Hruska, U. Büntgen, M. Rybníček. 2015. Pollution control enhanced spruce growth in the "Black Triangle" near the Czech-Polish border. *Science of the Total Environment* 538: 703-711.
- Kölling, C., A. Göttlein, A. Rothe. 2007. Energieholz nachhaltig nutzen. *LWF aktuell* 61: 32-36.
- König, N. 2009. *Handbuch forstlicher Analytik*. Herausgegeben vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik, BMVEL, Bonn, pp. 568.
- Kreutzer K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* 168-169: 447-470.
- Laubhann D., H. Sterba, G. J. Reinds, W. De Vries. 2009. The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management* 258: 1751-1761.

- Lemm R., O. Thees, U. Hensler, J. Hässig, A. Bürgi, S. Zimmermann. 2010. Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. *Zeitschrift für Forstwesen* 161 (10): 401-412.
- Matzner, E., P. K. Khanna, K. J. Meiwes, B. Ulrich. 1983. Effects of fertilization on the fluxes of chemical elements through different forest ecosystems. *Plant and Soil* 74: 343-358.
- Meesenburg, H. 2005. Lange Bramke forest research site. *Acid Rain 2005*: 12-19.
- Meesenburg, H., B. Ahrends, S. Fleck, M. Wagner, H. Fortmann, B. Scheler, U. Klinck, I. Dammann, J. Eichhorn, M. Mindrup, K. J. Meiwes. 2016. Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? *Ecological Indicators* 65: 103-112.
- Mellert, K. H., J. Prietzel, R. Straussberger, K. E. Rehfuss. 2004. Longterm nutritional trends of conifer stands in Europe: results from the RECOGNITION project, *European Journal of Forest Research* 123: 305-319.
- Müller, F., M. Bergmann, R. Dannowski, J. W. Dippner, A. Gnauck, P. Haase, M. C. Jochimsen, P. Kasprzak, I. Kröncke, R. Kümmerlin, M. Küster, G. Lischeid, H. Meeseburg, C. Merz, G. Millat, J. Müller, J. Padisák, C. G. Schimming, H. Schubert, M. Schult, G. Selmecky, T. Shatwell, S. Stoll, M. Schwabe, T. Soltwedel, D. Straile, M. Theuerkauf. 2016. Assessing resilience in long-term ecological data sets. *Ecological Indicators* 65: 10-43.
- Nagel, H.-D., A. Schlutow, T. Scheuschner. 2014. Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland - PINETI (Pollutant INput and EcosysTem Impact). Teilbericht 4 Critical Load, Exceedance und Belastungsbewertung. Umweltbundesamt Texte 63/2014, S. 62. [www.umweltbundesamt.de/publikationen/modellierung-kartierung-atmosphaerischer-1](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/modellierung-kartierung-atmosphaerischer-1)
- Nord-Larsen, T. 2002. Stand and site productivity response following whole tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Biomass and Bioenergy* 23 (1): 1-12.
- Overbeck, M., M. Schmidt, C. Fischer, J. Evers, A. Schultze, T. Hövelmann, H. Spellmann. 2011. Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv* 82: 92-100.
- Reid, C., S. A. Watmough. 2014. Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 44: 867-885.
- Reif, A., E.-D. Schulze, J. Ewald, A. Rothe. 2014. Waldkalkung - Bodenschutz contra Naturschutz? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 14: 5-29.
- Pretzsch, H., R. Moshhammer, J. Dieler, M. Böttcher, A. Göttlein, W. Weis, J. Block, J. Schluck, J. Gauer, U. Wunn. 2013. Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte. Teil 1: Textteil Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. 204 S.
- Rademacher, P., B. Müller-Using, H. Meeseburg, K.-J. Meiwes. 2001. Inventory and budget of nutrients in managed German forest stands - a method for sustainable nutrient management. In: Horst W. J. et al. (Eds.): *Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems*: 906-907.
- Riek, W., A. Russ, J. Martin. 2012. Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands - Results of the national forest soil inventory. *Folia Forestalia Polonica A* 3: 187-195.

- Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60: 172 S.
- Sandvik, G., T. A. Sogn, G. Abrahamsen. 1995. Nutrient balance in scots pine (*Pinus sylvestris* L.) Forest. 2. Effects of plant growth and N-Deposition on soil solution and leachate chemistry in a lysimeter experiment. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 85: 1149-1154.
- Stüber, V., K. J. Meiwes, M. Mintrup. 2008. Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortkartierung am Beispiel Niedersachsen. *Forst und Holz* 63, 28-33.
- Sverdrup, H., G. Thelin, M. Robles, I. Stjernquist, J. Sörensen. 2006. Assessing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp Estate, Sweden. *Biogeochemistry* 81: 219-238.
- Ulrich, B. 1994. Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. In: Godbold, D., A. Hüttermann: *Effects of Acid Rain on Forest Processes*. Wiley-Liss. New York: 1-50.
- Vitousek, P. M., R. W. Howarth. 1991. Nitrogen Limitation on Land and in the Sea: How Can It Occur? *Biogeochemistry* 13 (2): 87-115.
- Weis, W., R. Baier, C. Huber, A. Göttlein. 2007. Long term effects of acid irrigation at the Höglwald on seepage water chemistry and nutrient cycling. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 7: 211-223.
- Weis, W., E. Dietz, A. Göttlein, W. Häusler, C. Kölling, K. H. Mellert, A. Rothe, G. Rücker, T. Seifert. 2009. Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Staatswaldflächen in Bayern als Grundlage einer nachhaltigen Biomassenutzung. Abschlussbericht zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhabens der Bayerischen Staatsforsten, 51 S.
- Weis W., A. Göttlein. 2012. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. *LWF aktuell* 90: 44-47.
- Weis, W., C. Huber, A. Göttlein. 2001. Regeneration of Mature Norway Spruce Stands: Early Effects of Selective Cutting and Clear Cutting on Seepage Water Quality and Soil Fertility. *The Scientific World Journal* 1 (S2): 493-499.
- Weis, W., S. Raspe, T. Schäff. 2016a. Nährstoffhaushalt und Biomassenutzung. *LWF aktuell* 108: 11-15.
- Weis, W., C. Kölling, T. Schäff. 2016b. Kronennutzung aus nährstoffkundlicher Sicht. *LWF aktuell* 108: 16-19.
- Weis, W., V. Rotter, A. Göttlein. 2006. Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. *Forest Ecology and Management* 224: 304-317.
- Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte & H. Flessa: *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*. Thünen Rep, 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. S. 75-134.
- Wilpert von K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 87:155 Seiten.

- Xu, Y.-J., K. Blanch, M. Bredemeier, N. Lamersdorf. 1998. Hydrochemical input-output budgets for a clean rain and drought experiment at Solling. *Forest Ecology and Management* 101: 295-306.
- Zirlewagen, D. 2009. Regionalisierung der bodenchemischen Drift in der Dübener Heide im Zeitraum 1995–2006. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 8: 21-30.