

5 Stickstoffstatus und dessen zeitliche Veränderungen in Waldböden

H. Andreae¹⁸, N. Eickenscheidt¹, J. Evers¹⁶, E. Grüneberg¹, D. Ziche¹, B. Ahrends¹⁶, J. Höhle¹,
H.-D. Nagel¹⁷, N. Wellbrock¹

5.1 Einführung

Stickstoff (N) ist – vor Phosphor und Kalium – der quantitativ wichtigste wachstumsbegrenzende Nährstoff terrestrischer Ökosysteme (Ellenberg *et al.* 1986). Der N-Vorrat im Boden wird zu mindestens 95 % durch den organischen N-Anteil in Form von abgestorbenem, organischem Bodenmaterial (= Humus) bestimmt (Rohmann & Sontheimer 1985). Nur wenige Prozente am Gesamtvorrat macht hingegen der mineralisierte, anorganische N-Vorrat aus. Nach Fiedler *et al.* (1973) können unter unseren klimatischen Bedingungen jährlich nur 1-2 % des N über den mikrobiellen Prozess der Mineralisierung in die anorganische Bindungsform überführt werden; andererseits wird ständig mineralischer N in organische Formen umgewandelt (Immobilisierung). In der Regel können Wälder ihren Bedarf an verfügbarem, mineralischem N direkt nur über die Fixierung von Luft-N oder über den im Niederschlagswasser vorhandenen N decken. Weit stärker sind sie aber unter natürlichen Verhältnissen auf die Mineralisierungsprodukte aus dem Bodenhumus angewiesen. Ziel waldbaulicher Maßnahmen sollte daher sein, "eine genügende Menge an biologisch tätigem Humus zu erhalten bzw. zu schaffen" (Fiedler *et al.* 1973).

Der N-Umsatz, die Mineralisation und damit die daran anschließende, meist schneller ablaufende Nitrifikation, wird vorrangig durch die Bodentemperatur, das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (C/N) als Maß für die Zersetzbarkeit der organischen Substanz, den Bodenwassergehalt und die Bodendurchlüftung sowie den pH-Wert in der Bodenlösung bestimmt (Rohmann & Sontheimer 1985). Neben dem mineralischen Substrat (Nährelementausstattung, Korngrößenbedingte Luft- und Wasserführung = edaphische Verhältnisse), üben auch die Lage eines Standorts (Höhenlage, Sonnen-/Wind-Exposition, Oberflächenausformung), der (Gelände-) Wasserhaushalt und die Vegetation (Zusammensetzung übershirmender Bestand, Strauch- und Krautschicht) einen merklichen Einfluss aus (Fiedler *et al.* 1973).

Zusammenfassend kann man mit Rohmann & Sontheimer (1985) festhalten, "dass für die Mineralisation umso günstigere Bedingungen vorliegen

- je N-reicher und leichter zersetzbar die organischen Substanzen sind (C/N-Verhältnis < 20)
- je günstiger die Lebensbedingungen für die Bodenorganismen sind, d.h. je wärmer, sauerstoffreicher, feuchter und nährstoffreicher die Böden mit einer pH-Spanne zwischen schwach saurer bis schwach alkalischer Reaktion sind."

Anlass für die Beschäftigung mit dem N-Haushalt von Waldökosystemen war, neben der vorgenannten Erkenntnis, ein weit verbreiteter N-Mangel, der durch Übernutzung (Streuentnahme, Waldweide) bedingt war (BMELF 2000). Seit mehreren Jahrzehnten nun sind die temperaten Waldökosysteme der Nordhalbkugel von erhöhten atmosphärischen N-Einträgen betroffen. Diese aus anthropogenen Quellen (Verbrennungsprozesse, Tierhaltung) erfolgende Zufuhr des nahezu alleinig in organischer Form speicherbaren Elements führt langfristig zu Änderungen des N-Zustands der Ökosysteme und ist damit vermutlich auch eine Ursache der in den letzten 20 Jahren detektierten höheren Zuwächse der Wälder (Kahle *et al.*, 2008, Spiecker *et al.* 1996). Bei rein wirtschaftlicher Betrachtung können N-Einträge vor allem dort nachteilig sein, wo nicht N- sondern Mineralstoffmangel die Produktivität begrenzt (Elling *et al.* 2007). Aus Sorge um unerwünschte Effekte einer N-Überfrachtung der Waldökosysteme (Eutrophierung)

- auf die Artenzusammensetzung der Waldvegetation durch Änderung der Konkurrenzbedingungen (Kap. 9),
- auf die mit einer möglichen "N-Sättigung" (Aber *et al.* 1989) einhergehende verstärkte sekundäre Treibhausgasfreisetzung (Lachgas, N₂O) aus Waldböden oder
- auf die diffuse Nitratauswaschung in die im Wasserkreislauf nachgeordneten aquatischen Ökosysteme

hat man sich bereits seit 1988 unter der Genfer Luftreinhaltkonvention bemüht, über geeignete ökologische Indikatoren, wie den kritischen Belastungsraten (Critical Loads), grenzüberschreitend Luftreinhaltemaßnahmen für eutrophierenden N durchzusetzen (de Vries *et al.* 2001, Nilsson & Grennfelt 1988). Im Rahmen des EU Projekts „COST 729“ zur Bewertung der N-Deposition in Natura 2000-Gebiete wurde gleichlautend empfohlen, die kritischen Belastungsraten als wissenschaftlich etablierte Methode zu verwenden.

Die kritischen Belastungsraten sind langfristige Ziele, deren Einhaltung für Wälder über eine Umtriebszeit, also etwa 100 Jahre, dafür sorgen, dass keine negativen Effekte auftreten. Nach Bobbink & Hettelingh (2011) bewegen sie sich zwischen 5 und 20 kg ha⁻¹ a⁻¹, was über den Referenzzeitraum bedeutet, dass 500 bis 2.000 kg N-Eintrag in 100 Jahren keine negativen Effekte zeitigen.

Da jedoch im Gegensatz zu den Schwefeleinträgen bisher keine deutliche Minderung des N-Eintrags gelungen ist, warnen Fachleute und Umweltverbände vor unabsehbaren Folgen für terrestrische und aquatische Ökosysteme (BAFU 2014, Ertl & Soentgen 2015, Sutton *et al.* 2011). Auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) der Bundesregierung befasste sich 2015 in einem Sondergutachten zum N mit "Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem" und empfahl die Erarbeitung einer nationalen N-Strategie für Deutschland (SRU 2015). Nachfolgend nahmen sich die Umweltminister der Bundesländer in ihrer 85. Konferenz (UMK) am 13. November 2015 in Augsburg des Problems an und sagten ihre Unterstützung zu.

Bei der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie nimmt man den Wald als vergleichsweise wenig mit N befruchtetes Ökosystem wahr, das aufgrund seines Flächenanteils nicht unerheblich für sauberes Grund- und Oberflächenwasser sorgt (Zweig *et al.* 2006). Das europäische Natura 2000-Programm nimmt ebenfalls aus vegetationsökologischer Sicht N in den Fokus, wenn z.B. im Rahmen der 2013 von den Mitgliedstaaten geforderten Berichterstattung auch eine diesbezügliche Risikoabschätzung zur potenziellen Gefährdung von Waldlebensraumtypen gegeben wurde.

Die BZE im Wald mit ihren etwa 1.800 systematisch über die Bundesrepublik verteilten Aufnahmepunkten kann feststellen, wie groß der N-Pool in den Waldböden ist, aus dem mineralisiert und z.B. Nitrat freigesetzt werden kann. Zudem wird ermittelt, wie sich die Qualität des mineralisierbaren Substrats (C/N-Verhältnis) in Auflagehumus und Mineralboden über unterschiedliche Standortsregionen und -klimata darstellt. Weiterhin lässt sich aufgrund der mit erhobenen Bestockungs-, Bodenvegetations- und Bewirtschaftungsinformationen (wie z.B. der Bodenschutzkalkung) integrativ prüfen, welchen Einfluss diese im Zusammenspiel mit den o.g. standortkundlichen und substratbürtigen, edaphischen Faktoren (s.o.) auf den N-Status der Waldböden haben.

Diese umfassenden Informationen erlauben auch die Parametrisierung standortsspezifischer Modelle zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierenden N, die einerseits den vom Umweltbundesamt (UBA) modellierten Eintragsraten zur Ermittlung möglicher Überschreitungen der Critical Loads gegenübergestellt werden können; andererseits ist man in der Lage die durch das UBA auf groben, kleinmaßstäbigen Grundlagen flächenhaft modellierten Critical Loads mindestens zu ergänzen, wenn nicht zu validieren.

Neben der Erhebung des aktuellen N-Status der Waldböden soll auch versucht werden, Änderungen zwischen den Inventuren der BZE I (1987-1993) und BZE II (2006-2009) zu detektieren. Mellert *et al.* (2007) kamen in ihrer Studie zur erwartbaren Signalstärke von Bodenveränderungen zwischen den Bodenzustandserhebungen zu dem Schluss, dass "aufgrund der hohen zu erwartenden N-Festlegung innerhalb von 20 Jahren ($100-400 \text{ kg N ha}^{-1}$) mit einem statistischen Nachweis der N-Sättigung im Rahmen der BZE zu rechnen [sei]. Die Chance zum Nachweis der N-Akkumulation [steige] bei höherer N-Sensitivität (weitem C/N-Verhältnis, Riek & Wolff (1999)) und [sei] daher bei Auflagehumusformen größer als bei Mull. Allerdings führe die schwierige Vorratsermittlung [...] zu hohen Streuungen, die den Nachweis erschweren [...]". Riek & Wolff (1999) wiesen in ihrer Vorstudie hinsichtlich der regionalen Verteilung der nach Humusformen zugeordneten Standorte mit geringem und hohem Veränderungspotenzial zudem darauf hin, dass "praktisch keinerlei regionale Bezüge der Gruppenzuordnung feststellbar" sei.

5.2 Stickstoffvorrat im Auflagehumus und Mineralboden

5.2.1 Stickstoffstatus und Tiefengradienten

Die N-Vorräte im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe betragen durchschnittlich $6,01 \pm 0,08 \text{ t N ha}^{-1}$ (Abb. I-5-1b, Kartenband Tab. II-5-3); nach der Forstlichen Standortaufnahme (AK Standortskartierung 2003) entspricht dies dem mittleren Bewertungsbereich. Sieben Prozent der Standorte weisen hohe ($> 10 \text{ t N ha}^{-1}$) und 0,5 % der Standorte sehr hohe N-Vorräte ($> 20 \text{ t N ha}^{-1}$) im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe auf (Kartenband Tab. II-5-12). Bei diesen Extremstandorten handelt es sich überwiegend um Moor- und organisch geprägte BZE-Standorte. An 4,5 % der Standorte wird nach AK Standortskartierung (2003) der N-Vorrat des Profils als sehr gering ($\leq 2,5 \text{ t N ha}^{-1}$) eingestuft (Kartenband Tab. II-5-12). Im Anhang sind neben den N-Vorräten auch die statistischen Kenngrößen der N-Gehalte für die BZE II angegeben (Kartenband Tab. II-5-1).

Die N-Vorräte zeigen einen charakteristischen Tiefengradienten (Abb. I-5-1a, Kartenband Tab. II-5-3). Die N-Vorräte des Auflagehumus betragen bei der Inventur der BZE II im Mittel $0,84 \pm 0,02 \text{ t N ha}^{-1}$ (Abb. I-5-1a, Kartenband Tab. II-5-3) und nehmen damit einen Anteil von 14 % des Vorrats im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe ein. Als hoch einzustufende N-Vorräte von $> 1,75 \text{ t N ha}^{-1}$ können an 10 % der Standorte ermittelt werden (Kartenband Tab. II-5-8).

In den oberen 30 cm des Mineralbodens ist mit durchschnittlich $3,84 \pm 0,07 \text{ t N ha}^{-1}$ (Kartenband Tab. II-5-3) mehr als die Hälfte (64 %) des N-Vorrats des Auflagehumus und des Mineralbodens bis 60 cm Bodentiefe gespeichert. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die N-Vorräte deutlich ab (Kartenband Tab. II-5-3). Da N vor allem in organischer Substanz und damit im oberen Profilbereich gebunden ist, kann diese Verteilung als typisch angesehen werden. Mit einem Anteil von rund 25 % sind die N-Vorräte im Mineralboden des unteren Profilbereichs (30-60 cm) jedoch nicht unbedeutend ($1,53 \pm 0,03 \text{ t N ha}^{-1}$). In der Tiefenstufe 60-90 cm sind weitere $1,03 \pm 0,03 \text{ t N ha}^{-1}$ gespeichert. In dieser Tiefenstufe liegt jedoch ein großer Anteil der N-Gehalte (44%) unter oder im Bereich der Bestimmungsgrenze. Daher ist der N-Vorrat dieser Tiefenstufe mit einer hohen Unsicherheit behaftet und der N-Vorrat wird nur bis zu einer Tiefe von 60 cm als gesichert quantifizierbar angesehen (s.u.).

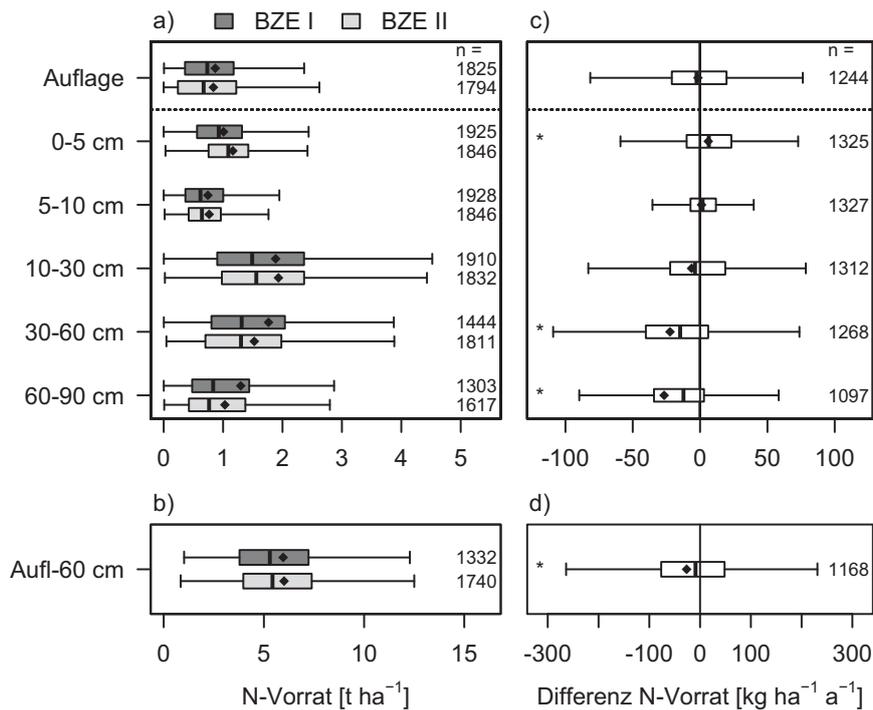


Abb. I-5-1: Stickstoffvorräte im Auflagehumus und den fünf Tiefenstufen (a) sowie im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe (b) in den Wäldern Deutschlands im Zeitraum der BZE I und II sowie Veränderungen der Vorräte in der gepaarten Stichprobe von der BZE II zur BZE I (c + d). Die Vorräte beinhalten Moor- und organisch geprägte Standorte, ebenso wie BZE-Punkte, die nur in einer der beiden BZE-Erhebungen angesprochen wurden. Die abgebildeten Veränderungsdaten beziehen sich auf die gepaarte Stichprobe, Moor- und organisch geprägte Standorte werden nicht berücksichtigt. Ausreißer werden nicht abgebildet.

5.2.2 Veränderung zur BZE I

Die Tiefenverteilung ist bei der BZE I ähnlich wie bei der BZE II, durch die Veränderungen hat der obere Mineralboden (0-30 cm) jedoch weiter an Bedeutung für die N-Vorräte gewonnen (BZE I 61 % der N-Vorräte), während im Unterboden (> 30 cm Tiefe) vergleichsweise weniger N gespeichert wird als zum Zeitpunkt der BZE I (Abb. I-5-1a, Tab. I-5-1). Der Anteil des N-Vorrats im Auflagehumus am Vorrat bis 60 cm Tiefe hat sich zwischen beiden Inventuren kaum geändert. Die statistischen Kenngrößen der N-Vorräte und N-Gehalte der BZE I befinden sich im Kartenband (Tab. II-5-4 und II-5-2).

In drei Mineralbodentiefenstufen liegen signifikante Veränderungen im N-Vorrat bei der BZE II im Vergleich zur BZE I für das gepaarte Stichprobenkollektiv vor (Abb. I-5-1c und Abb. I-5-1d, Tab. I-5-1). Der N-Vorrat in der Tiefenstufe 0-5 cm stieg signifikant um $6,1 \pm 1,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, dies entspricht einer Zunahme um 9,3 % bezogen auf den gesamten Zeitraum zwischen der BZE I und

BZE II. Mit $1,1 \pm 1,08 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ konnte ebenfalls eine leichte, nicht signifikante Zunahme des N-Vorrats in der Tiefenstufe 5-10 cm beobachtet werden. In den folgenden Tiefenstufen gab es Abnahmen. Es berechneten sich jährliche N-Verluste von $6,3 \pm 3,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (10-30 cm; nicht signifikant), $22,3 \pm 7,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (30-60 cm) und $26,7 \pm 8,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (60-90 cm), welches bezogen auf den gesamten Zeitraum einem N-Verlust um 5,0 % (10-30 cm), 19,0 % (30-60 cm) und 30,9 % (60-90 cm) gleichkommt. Da für die Tiefenstufe 60 bis 90 cm fast die Hälfte der Werte unter der Bestimmungsgrenze liegen und selbst Werte nahe der Bestimmungsgrenze hohen Streuungen unterliegen, ist die Bewertung der Veränderung mit einer hohen Unsicherheit behaftet. Der Trend ist vorhanden, die Höhe der Werte in der untersten Tiefenstufe ist aber unsicher. Veränderungsdaten ohne die unterste Tiefenstufe, d.h. nur bis 60 cm Tiefe, werden als gesichert angesehen. Insgesamt ergibt sich damit für den Auflagehumus und den Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe ein jährlicher Verlust von im Mittel $26,5 \pm 11,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und damit ein Verlust um 11,9 % bezogen auf den Vorrat der BZE I. Auch diese Differenz ist signifikant. Im Median liegt der Verlust bei $8,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Da die N-Vorräte insbesondere in den tiefen Bodenschichten schief verteilt sind, gibt der Median die Situation besser wieder. Die Betrachtung der N-Gehalte in den verschiedenen Tiefenstufen bestätigt den oben genannten Trend (ohne Abbildung). Im Gesamtstichprobenkollektiv (gepaart und ungepaart) kann ebenfalls eine signifikante Zunahme in der Tiefenstufe 0-5 cm sowie signifikante Abnahmen in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-90 cm ermittelt werden (Tab. I-5-1 rechts), die Teststatistik beruht jedoch auf einem Stichprobenumfang von nur 15 bzw. 14 (ein Wert pro Bundesland).

Tab. I-5-1: Mittelwert der Stickstoffvorrats-Veränderung [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$] im Vergleich zur BZE I sowie Standardfehler, Stichprobenumfang, p -Wert des t-Tests mit Gewichtung und Median dargestellt für die gepaarte Stichprobe und das Gesamtkollektiv (gepaart und ungepaart).

	Gepaart					Gesamtkollektiv			
	MW	SE	N	p -Wert	Median	MW	SE	N	p -Wert
Auflage	-1,6	1,4	1244	0,250	-2,57	-2,3	5,0	15	0,550
0-5 cm	6,1	1,3	1325	0,000	6,53	8,7	4,2	15	0,016
5-10 cm	1,1	1,1	1327	0,285	1,87	1,1	3,0	15	0,631
10-30 cm	-6,3	3,4	1312	0,054	-3,77	-0,6	6,8	15	0,908
30-60 cm	-22,3	7,0	1268	0,001	-14,81	-19,5	9,6	14	0,027
60-90 cm	-26,7	8,7	1097	0,001	-12,33	-22,1	10,7	14	0,026
Aufl.-30 cm	-2,2	5,3	1218	0,665	5,66	7,3	14,0	15	0,503
Aufl.-60 cm	-26,5	11,9	1168	0,021	-8,94	-13,4	23,8	14	0,503

Insgesamt haben Extremwerte abgenommen. Der Anteil an Standorten mit nach AK Standortskartierung (2003) sehr geringen N-Vorräten ($< 2,5 \text{ t N ha}^{-1}$) ist von 6,2 % auf 4,5 % gesunken und der Anteil von Standorten mit hohen ($> 10 \text{ t N ha}^{-1}$) und sehr hohe N-Vorräten ($> 20 \text{ t N ha}^{-1}$) ist von 8,0 % auf 7,1 % bzw. 0,53 % auf 0,46 % gesunken (Kartenband Tab. II-5-12). Zugenommen haben dagegen Standorte mit mittleren N-Vorräten (51,0 % auf 51,6 %) sowie Standorte mit geringen N-Vorräten (34,1 % auf 36,3 %). Die nach diesem Bewertungsrahmen

gezogenen Schlüsse werden von der Verteilung von Standorten nach Perzentilen der BZE I und BZE II bestätigt (Kartenband Tab. II-5-11).

5.2.3 Räumliche Verteilungsmuster

Die räumlichen Verteilungen der N-Vorräte sind in den Karten im Kartenband (Karte II-5-1, II-5-3, II-5-5 und II-5-6) abgebildet. Hohe N-Vorräte des Auflagehumus ziehen sich durch das Norddeutsche Tiefland von Schleswig-Holstein und Nord/Mittel-Niedersachsen über den Südwesten von Mecklenburg-Vorpommern und den Norden von Sachsen-Anhalt über Brandenburg bis nach Sachsen. Sehr hohe Vorräte liegen des Weiteren im Bereich Thüringer Wald, Frankenwald, Fichtelgebirge sowie im Harz vor. Die niedrigsten N-Vorräte im Auflagehumus kommen in Baden-Württemberg, vor allem außerhalb des Schwarzwalds, sowie im Umland vom Harz vor.

Gegenläufig zu den N-Vorräten im Auflagehumus werden die niedrigsten N-Vorräte im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe in Nord-Ost-Deutschland (Mecklenburg-Vorpommern, Nord-Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Ost-Sachsen) beobachtet. Hohe Vorräte liegen wiederum gehäuft im Harz und Umland, sowie in weiten Teilen (Nord-)Westdeutschlands (von Schleswig-Holstein bis zum Saarland), dem Süd-Schwarzwald, der Schwäbischen Alb und dem Bereich Frankenwald-Fichtelgebirge-Oberpfälzer Wald-Bayerischer Wald vor sowie im Bayerischen Alpenvorland und Alpenraum.

Obwohl deutschlandweit keine signifikanten Veränderungen in den N-Vorräten des Auflagehumus seit der BZE I festgestellt werden können, kam es zu Abnahmen dieser Vorräte vor allem im Schwarzwald und Erzgebirge (Kartenband Karte II-5-2). Zunahmen wurden dagegen in Brandenburg und im Osten Sachsen-Anhalts sowie in Süd-Thüringen (inklusive Thüringer Wald) beobachtet.

Bei Betrachtung des Oberbodens zeigt sich, dass die Zunahmen fast im gesamten Bundesgebiet vorliegen; Ausnahmen bilden Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein. In diesen beiden Bundesländern dominieren Abnahmen flächendeckend (Kartenband Karte II-5-4). Dort zeigen sich auch deutliche Abnahmen im Unterboden, während in anderen Regionen (vor allem in Mitteldeutschland z.B. Süd-Niedersachsen, Süd-Sachsen-Anhalt, Thüringen, Sachsen) Zunahmen im Unterboden beobachtet werden.

Deutliche Abnahmen in den N-Vorräten des Auflagehumus und des Mineralbodens bis 60 cm Bodentiefe liegen in Baden-Württemberg, dem Saarland und Schleswig-Holstein vor, Zunahmen dagegen in Mitteldeutschland (Süd-Niedersachsen, Süd-Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen) (Kartenband Karte II-5-7).

5.3 Einflussgrößen auf aktuelle Stickstoffvorräte

5.3.1 Stickstoffvorräte von Bestockungstypen

Die Gruppierung für den Auflagehumus zeigt eine deutliche Trennung zwischen Laubwaldbeständen mit geringeren N-Vorräten im Gegensatz zu höheren Vorräten unter Mischwald- oder sonstigen Nadelwaldbeständen (Abb. I-5-2a). Dies ist auf die Bindung einer besseren Humusform an die Laubwaldtypen und die damit geringere Mächtigkeit des Auflagehumus zurückzuführen (Kap. 3). Während die Buchenwälder mit $0,38 \pm 0,03 \text{ t ha}^{-1}$ am geringsten mit N ausgestattet sind, liegen die N-Vorräte in den Kiefernwäldern mit $1,14 \pm 0,03 \text{ t ha}^{-1}$ am höchsten. Die Teststatistik zeigt, dass bis auf die Vergleiche zwischen Buche und Eiche, Kiefer und Fichte sowie Mischwald und sonstiger Nadelwald alle anderen Kombinationen signifikant unterschiedlich sind.

Das komplementäre Bild ergibt sich bei Betrachtung der N-Vorräte im stark humusbeeinflussten oberen Mineralboden (Abb. I-5-2b). Hier speichern die oberen 10 cm des Mineralbodens unter sonstigem Nadelwald weniger N als unter Misch- und sonstigem Laubwald. Die Werte liegen im Mittel zwischen $1,39 \pm 0,06 \text{ t N ha}^{-1}$ unter Kiefer und $2,94 \pm 0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ unter sonstigem Laubwald. Die N-Vorräte unter Kiefer und unter sonstigen Nadelwäldern sind signifikant geringer als unter allen anderen Beständen. Allerdings ist in den oberen 10 cm des Mineralbodens signifikant weniger N unter Kiefer im Vergleich zum sonstigen Nadelwald gespeichert. Die N-Vorräte unter sonstigem Laubwald wiederum sind signifikant höher als unter allen anderen Beständen. Verschiedene Studien zeigen einen Einfluss des Bestands auf die N-Vorräte im Mineralboden, wobei besonders der Unterschied zwischen Nadelwald und ausgewählten Laubbaumarten beleuchtet wird (Berger *et al.* 2002, Fried *et al.* 1990).

Bei Darstellung der Vorräte von Auflagehumus und Mineralboden bis in 60 cm Tiefe wird der Bestandeffekt erwartungsgemäß diffuser (Abb. I-5-2c). Dennoch finden sich mit $4,47 \pm 0,12 \text{ t ha}^{-1}$ auf Standorten unter Kiefernwäldern geringere N-Vorräte als z.B. in sonstigen Laubwäldern, die mit $8,82 \pm 0,37 \text{ t N ha}^{-1}$ die höchsten Werte aufweisen. Während die Kiefernstandorte signifikant niedrigere N-Vorräte zeigen als alle anderen Bestände, finden sich unter den sonstigen Laubwäldern signifikant höhere N-Vorräte als unter allen anderen Beständen. Weiterhin zeichnen sich die Fichtenbestände durch signifikant höhere N-Vorräte aus als die Buchen- und sonstige Nadelwaldbestände. Die Buche-, Eichen- und Mischwaldstandorte sind hinsichtlich ihrer N-Ausstattung homogen. Die Variabilität der N-Vorräte ist im Auflagehumus + Mineralboden bis 60 cm Tiefe ähnlich stark ausgeprägt wie ausschließlich im Auflagehumus oder im Oberboden (Mineralboden bis 10 cm Tiefe). Die oftmals rechtsschiefe Verteilung der Werte deutet an, dass der Anteil von Standorten mit besonders hohen Vorräten vergleichsweise gering ist (Abb. I-5-2). Vor allem Standorte mit sehr hohen N-Vorräten spiegeln besondere Standortbedingungen wider und sind häufig auf Moor- und Sonderstandorte beschränkt, die unabhängig vom Bestockungstyp in die Auswertung einfließen und somit die Variabilität erhöhen.

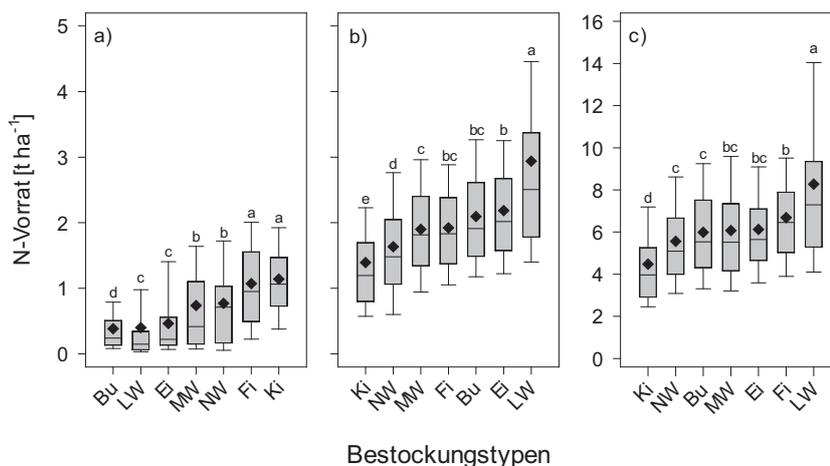


Abb. I-5-2: Stickstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-10 cm (b) sowie im Auflagehumus + Mineralboden 0-60 cm (c) gruppiert nach dem Bestockungstyp. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bestockungstyp: Bu (Buche mit N = 247/251/242), Ei (Eiche mit N = 104/108/101), Fi (Fichte mit N = 440/443/429), Ki (Kiefer mit N = 387/399/391), LW (Laubwald mit N = 189/208/182), MW (Mischwald mit N = 281/287/267), NW (Nadelwald mit N = 133/135/135). Bestockungstypen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden ($p < 0,05$). Median = Strich, Mittelwert = Raute.

5.3.2 Stickstoffvorräte in Bodensubstratgruppen

Die Ergebnisse zeigen, dass die N-Vorräte im Auflagehumus zwischen $0,25 \pm 0,02 \text{ t ha}^{-1}$ auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und $1,09 \pm 0,04 \text{ t ha}^{-1}$ auf basenarmem Lockergesteinen (1) schwanken (Abb. I-5-3a). Somit verdeutlicht die Bodensubstratgruppierung, dass in Substraten mit einer potentiell höheren Basenausstattung und einer besseren Nährstoffausstattung wenig N im Auflagehumus gespeichert ist. So speichern Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) signifikant weniger N im Auflagehumus als alle anderen Bodensubstrate. Weiterhin weisen die Böden der Alpen (7), Tieflandböden aus Lösslehm (3) und semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (2) signifikant geringere N-Vorräte als Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) sowie Moore und Anmoore (8) auf.

Im Oberboden (0-10 cm Tiefe) ergibt sich ein entgegengesetztes Bild zum Auflagehumus, da wenig N v.a. auf basen- und nährstoffarmen Standorten gespeichert wird. Die Standorte hingegen mit einer potentiell höheren Basen- und Nährstoffausstattung speichern größere Mengen N (Abb. I-5-3b). Im Oberboden schwanken die N-Vorräte von $1,53 \pm 0,04 \text{ t ha}^{-1}$ in Böden aus basenarmem Lockergestein (1) bis $2,90 \pm 0,11 \text{ t ha}^{-1}$ in den Böden der Alpen (7). Die summierten N-Vorräte von Auflagehumus und 0-60 cm des Mineralbodens reichen von $4,77 \pm 0,13 \text{ t N ha}^{-1}$ in den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) bis $10,97 \pm 0,50 \text{ t N ha}^{-1}$ in den Böden der Alpen (7) (Abb. I-5-3c). Die Verteilung der N-Vorräte in den verschiedenen

Substratgruppen ist für 0-10 cm und für den Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens identisch. Die signifikant geringsten Vorräte weisen Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) auf. Abgesehen von den Böden der Alpen (7) sowie der Moore und Anmoore (8), deren geringe Anzahl an Wiederholungen keinen statistischen Vergleich mit den anderen Gruppen erlaubt, zeichnen sich die Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) lediglich für 0-10 cm, jedoch nicht für den Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens durch signifikant höhere N-Vorräte aus. Die Böden der Alpen speichern trotz ihrer geringen Mächtigkeit deutlich mehr N im Unterboden als alle anderen Substratgruppen. Da sich Moore und Anmoore (8) in Genese, Eigenschaften und Reaktionen auf Umwelteinflüsse deutlich von Mineralbodenstandorten unterscheiden, ist ein Vergleich mit anderen Substratklassen wenig aussagekräftig. Die Moor- und Anmoorstandorte weisen sowohl im Auflagehumus ($1,24 \pm 0,20 \text{ t ha}^{-1}$) als auch im Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens ($15,71 \pm 1,42 \text{ t ha}^{-1}$) z.T. ausgesprochen hohe N-Vorräte mit einer beträchtlichen Variabilität auf. Dies verdeutlicht die ausgesprochene Sonderstellung der Moore und Anmoore bezüglich der N-Speicherung. Im Vergleich zur Klassifizierung nach Bestockungstypen, bei der Moorstandorte mit ihren hohen N-Vorräten undifferenziert eingehen, bewirkt die Gliederung nach Bodensubstraten dennoch keine deutliche Verringerung der Variabilität.

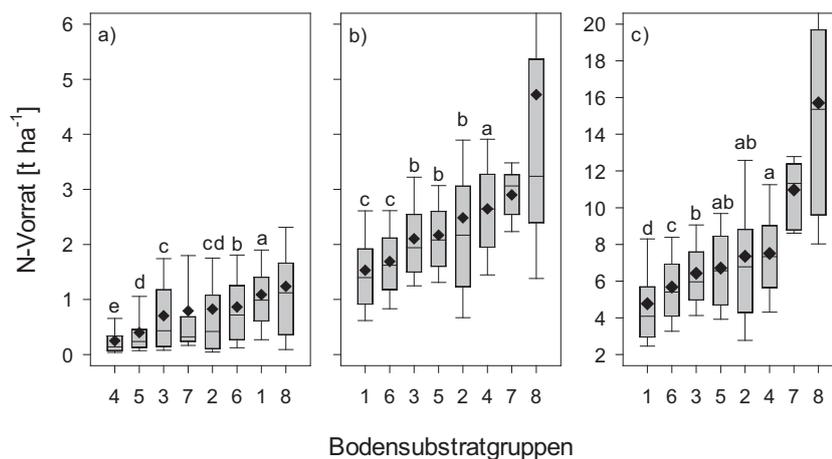


Abb. I-5-3: Stickstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-10 cm (b) sowie im Auflagehumus + Mineralboden 0-60 cm (c) gruppiert nach Bodensubstratgruppen. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bodensubstratgruppe: 1 (Böden aus basenarmem Lockergestein mit $N = 371/394/394$), 2 (semiterrestrische Böden breiter Flusstäler mit $N = 61/63/63$), 3 (Tieflandböden aus Lösslehm mit $N = 243/244/245$), 4 (Böden aus verwittertem Karbonatgestein mit $N = 161/163/163$), 5 (Böden aus basisch-intermediärem Festgestein mit $N = 131/133/133$), 6 (Böden aus basenarmem Festgestein mit $N = 772/766/769$), 7 (Böden der Alpen mit $N = 27/23/27$) und 8 (Moore und Anmoore mit $N = 31/37/38$). Bodensubstratgruppen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden ($p < 0,05$). Median = Strich, Mittelwert = Raute.

5.3.3 Wechselwirkungen von Bestockungstyp und Bodensubstratgruppen

Im Folgenden werden die Wechselwirkungen zwischen Bestockungstyp und Substratgruppen untersucht. Dazu erfolgt die Bewertung des Einflusses eines Bestockungstyps auf die N-Vorräte auf unterschiedlichen Bodensubstraten. Wie sich bereits bei der substratunabhängigen Auswertung des Bestands zeigt, weisen, über alle Bodensubstrate hinweg, Laubwaldbestände die geringsten N-Vorräte im Auflagehumus auf (Tab. I-5-2). In Kombination mit Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) speichern Laubwälder durchweg geringe Mengen N im Auflagehumus. In diesen Böden ergeben sich sowohl zwischen den verschiedenen Nadelwaldstandorten als auch zwischen den verschiedenen Laubwaldstandorten kaum Unterschiede. Hingegen sind Böden aus basenarmem Lockergestein (1), semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (2) sowie Böden aus basenarmem Festgestein (6) prädestiniert für hohe N-Vorräte im Auflagehumus. Dennoch zeigt sich, dass bei den Laubbäumen kein eindeutiger Trend vorliegt, da entsprechend des Bodensubstrats sowohl niedrigste als auch höchste Werte vorliegen. Buchenstandorte tendierten eher zu geringeren N-Vorräten im Vergleich zur Eiche oder zu den sonstigen Laubbäumen. Entsprechende Studien zeigen jedoch, dass Buchenstreu schwieriger zu zersetzen ist als Streu von anderen Laubbaumarten (Guckland *et al.* 2009, Vesterdal *et al.* 2008). Möglicherweise kommen innerhalb einer Substratgruppe bevorzugt Eichen und Edellaubhölzer auf feuchteren und trockneren Standorten vor, wo die Bedingungen des Streuabbaus durch Trockenheit oder Nässe erschwert sind. Auf den Buchenstandorten hingegen findet der Streuabbau unter optimalen Bedingungen statt, was geringere N-Vorräte erklären würde. Eine Ausnahme bilden allerdings Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5), wo unter Eiche und sonstigem Laubwald niedrigere N-Vorräte auftreten als unter Buche. Nadelwaldstandorte sind häufig durch höhere N-Vorräte im Auflagehumus geprägt als Misch- und sonstige Laubwälder. Lediglich auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1) werden unter Mischwald deutlich größere Mengen N gespeichert. Ein Vergleich zwischen den verschiedenen Nadelbaumarten verdeutlicht, dass bis auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) unter Kiefern größere Mengen N im Boden gespeichert werden als unter Fichte und sonstigen Nadelbaumarten.

Tab. I-5-2: Anzahl (n), Mittelwert (MW) und Standardfehler (SE) der Stickstoffvorräte [t ha⁻¹] im Auflagehumus gruppiert nach Bodensubstratgruppe¹ und Bestockungstyp.

	1		2		3		4		5		6	
	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE
Buche	19	0,40±0,07			35	0,39±0,08	41	0,16±0,02	35	0,30±0,04	118	0,47±0,04
Eiche	16	0,57±0,14	5	0,17±0,03	15	0,69±0,21			12	0,18±0,05	55	0,44±0,07
Fichte	17	1,14±0,24	7	1,19±0,26	71	0,91±0,08	27	0,36±0,06	26	0,69±0,11	274	1,21±0,04
Kiefer	265	1,15±0,04	23	1,39±0,26	18	1,41±0,14	11	0,59±0,12	4	1,22±0,12	68	1,01±0,08
Laubwald	23	0,51±0,18	20	0,37±0,24	46	0,29±0,07	28	0,10±0,02	18	0,23±0,07	46	0,52±0,13
Mischwald	32	1,75±0,28	6	0,24±0,05	44	0,62±0,10	36	0,26±0,04	23	0,25±0,03	128	0,69±0,05
Nadelwald	20	0,86±0,11			12	0,93±0,16	13	0,27±0,09	8	0,50±0,26	79	0,82±0,08

¹ Definition siehe Kapitel 3.4.4

Tab. I-5-3: Anzahl (n), Mittelwert (MW) und Standardfehler (SE) der Stickstoffvorräte [t ha⁻¹] im Mineralboden (0-10 cm) gruppiert nach Bodensubstratgruppe¹ und Bestockungstyp.

	1		2		3		4		5		6	
	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE
Buche	19	2,06±0,16			35	2,03±0,16	41	2,65±0,15	35	2,17±0,12	118	1,91±0,07
Eiche	16	2,04±0,23	5	3,14±0,37	15	2,89±0,22			12	2,46±0,19	55	1,88±0,09
Fichte	17	1,67±0,14	7	2,27±0,43	71	1,97±0,07	28	2,44±0,19	26	2,35±0,14	274	1,75±0,04
Kiefer	266	1,30±0,04	23	2,13±0,92	18	1,59±0,16	11	2,59±0,28	4	1,22±0,09	68	1,24±0,06
Laubwald	23	2,72±0,27	20	3,03±0,23	47	2,53±0,17	28	3,08±0,19	19	2,30±0,26	46	2,12±0,14
Mischwald	32	1,69±0,13	6	2,10±0,28	44	1,91±0,10	37	2,34±0,11	23	1,92±0,12	128	1,64±0,06
Nadelwald	20	1,87±0,28			12	1,85±0,15	13	2,88±0,22	8	2,00±0,18	79	1,29±0,08

¹ Definition siehe Kapitel 3.4.4

Tab. I-5-4: Anzahl (n), Mittelwert (MW) und Standardfehler (SE) der summierten Stickstoffvorräte [t ha⁻¹] im Auflagehumus und im Mineralbodens (0-60 cm) gruppiert nach Bodensubstratgruppe¹ und Bestockungstyp.

	1		2		3		4		5		6	
	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE
Buche	19	5,07±0,59			35	5,73±0,37	36	7,35±0,42	34	6,61±0,49	116	5,61±0,20
Eiche	16	5,38±1,00	5	7,53±1,55	14	7,10±0,42			9	7,08±0,68	54	5,69±0,25
Fichte	17	6,82±0,50	7	7,69±1,38	71	6,52±0,21	26	7,16±0,46	24	7,38±0,48	268	6,31±0,13
Kiefer	263	4,14±0,12	21	5,26±0,96	17	5,65±0,64	11	7,12±0,50	4	5,13±0,08	66	4,33±0,16
Laubwald	22	7,16±0,65	19	10,35±0,97	42	7,31±0,52	24	8,23±0,52	17	7,00±0,72	42	6,47±0,38
Mischwald	32	6,10±0,45	6	6,64±0,97	43	6,03±0,29	34	7,00±0,48	19	6,23±0,59	124	5,21±0,17
Nadelwald	20	5,58±0,65			12	6,00±0,41	13	8,72±0,77	8	6,52±0,53	79	4,89±0,19

¹ Definition siehe Kapitel 3.4.4

Die N-Vorräte des Oberbodens (0-10 cm) sind ähnlich wie die des Auflagehumus sowohl vom Bestand als auch vom Bodensubstrat abhängig (Tab. I-5-3). Allerdings zeigte sich eine Umkehrung in der Höhe der N-Vorräte im Vergleich zum Auflagehumus. Es ist bekannt, dass Standorte mit nur geringen N-Vorräten im Auflagehumus größere Mengen im Oberboden speichern (Vesterdal *et al.* 2008). Die N-Vorräte auf basenärmeren Standorten (1, 6) mit Nadelbaumbestockung sind geringer als auf allen Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und zwar unabhängig von der Bestockung. Auf basenreicheren Standorten (2, 5) sind die Vorräte häufig höher als auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4). Im Mineralboden 0-90 cm zeigen sich ähnliche Muster wie im Oberboden.

Es zeichnen sich niedrige N-Vorräte auf den basenarmen Standorten (1, 6) und höhere Vorräte auf den basenreicheren Standorten (2, 4, 5) ab. Verschiedene Studien zeigen, dass nährstoff- bzw. basenreiche Bodensubstrate zu einem schnelleren Abbau des mit der organischen Substanz assoziierten N führen, während es sich auf weniger nährstoff- und basenreichen

Standorten anreichert (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Vesterdal *et al.* 2008). Auffällig ist weiterhin, dass die N-Vorräte eines Bestands über verschiedene Substratgruppen hinweg z.T. stark schwanken. Insgesamt hat sich gezeigt, dass das Bodensubstrat und der Bestand einen bedeutenden Einfluss auf die N-Vorräte sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden haben.

Die Böden der Alpen (7) sowie die Gruppe der Moore und Anmoore (8) weisen eine nur geringe Stichprobenanzahl auf, was eine verlässliche Auswertung erschwert. Weniger die Böden der Alpen als die Gruppe der Moore und Anmoore zeigen sowohl für den Auflagehumus als auch für den gesamten Mineralboden eine hohe Variabilität unter den entsprechenden Beständen. Unabhängig von Bodenkompartment oder Bestockungstyp zeichnen sich beide Gruppen durch höchste N-Vorräte aus. Im Auflagehumus unter Fichte reichen die Werte von $0,78 \pm 0,29 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 10$) auf den Böden der Alpen bis $1,10 \pm 0,30 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 7$) auf Mooren und Anmooren. Unter Mischwald sind die Vorräte auf beiden Substratgruppen noch höher. Die Werte schwanken von $0,96 \pm 0,57 \text{ t N ha}^{-1}$ ($n = 11$) auf den Böden der Alpen bis $1,55 \pm 0,55 \text{ t N ha}^{-1}$ ($n = 5$) auf Mooren und Anmooren. Auch im Mineralboden speichern Moore und Anmoore mehr N als die Böden der Alpen. Unter Fichte in den Böden der Alpen finden sich im Mineralboden in den oberen 10 cm $2,90 \pm 0,11 \text{ t N ha}^{-1}$ ($n = 10$) und in den oberen 60 cm inklusive Auflagehumus $10,52 \pm 0,54 \text{ t N ha}^{-1}$ ($n = 9$), während unter Mischwald in den oberen 10 cm $2,90 \pm 0,21 \text{ t N ha}^{-1}$ ($n = 11$) und in den oberen 60 cm inklusive Auflagehumus $11,92 \pm 1,25 \text{ t N ha}^{-1}$ ($n = 4$) gespeichert sind. Im Vergleich dazu schwanken in Mooren und Anmooren unter Fichte die N-Vorräte von $2,98 \pm 0,62 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 9$) in den oberen 10 cm bis $12,16 \pm 1,49 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 7$) in den oberen 60 cm inklusive Auflagehumus. Die N-Vorräte unter Mischwald sind wiederum höher und liegen für die oberen 10 cm bei $3,85 \pm 1,28 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 5$) bzw. für die oberen 60 cm inklusive Auflagehumus bei $15,49 \pm 2,47 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 5$).

5.3.4 Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffimmobilisierung

Mit steigender Jahresmitteltemperatur nehmen die summierten N-Vorräte von Auflagehumus und den oberen 10 cm des Mineralbodens bis zur Temperaturklasse 8-9 °C ab, um sich dann auf gleichbleibendem Niveau einzupegeln (Abb. I-5-4). Insgesamt schwanken die Werte zwischen den Klassen von $2,48 \pm 0,04$ (8-9 °C) bis $3,22 \pm 0,15 \text{ t ha}^{-1}$ (< 5 °C). Die Änderungen der N-Vorräte zwischen beiden Inventuren sind bis auf die Temperaturklassen 8-9 °C und 9-10 °C durchweg negativ und schwanken von $-37,4 \pm 25,5$ (< 5 °C) bis $9,6 \pm 2,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (8-9 °C). Ein t-Test für gepaarte Stichproben ergab, dass lediglich die N-Vorräte in der Temperaturklasse 8-9 °C signifikant ansteigen ($p < 0,05$). Da nicht alle Gruppen gleichmäßig mit Stichproben besetzt sind, kann die Teststatistik keine eindeutig vergleichbaren Ergebnisse zwischen den Temperaturklassen liefern. Dennoch zeichnet sich eine stärkere Abnahme der N-Vorräte bei geringeren Durchschnittstemperaturen ab. Bei Temperaturen von über 7 °C ist eine Interpretation schwierig (Kap. 5.5.2.5).

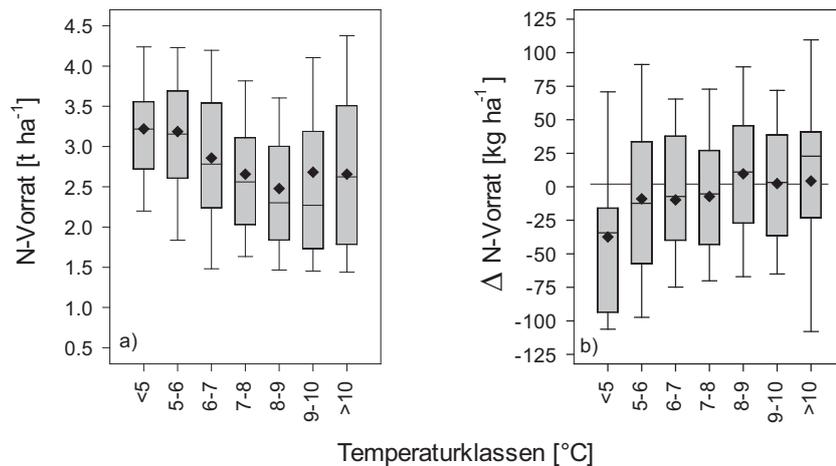


Abb. I-5-4: Stickstoffvorräte (a) und jährliche Änderungsraten von Stickstoffvorräten (b) im Auflagehumus und den oberen 10 cm des Mineralbodens gruppiert nach Temperaturklassen. Median = Strich, Mittelwert = Raute.

5.3.5 Einfluss der Kalkung auf Änderungsraten von Stickstoffvorräten

Im ersten bundesweiten BZE-Bericht sind Hinweise auf eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden in den Wäldern enthalten (Wolff & Riek 1996). Eine Möglichkeit zur Entgegnung der negativen Folgen der durch Säureeinträge verursachten Bodenversauerung wird in einer standortsspezifischen Kalkung gesehen (Kap. 3). Welche Folgen diese Maßnahme für den Status und die Veränderungen der N-Vorräte im Auflagehumus und Mineralboden hat, lässt sich nun mit der Wiederholungsinventur untersuchen. Um eine vergleichbare Stichprobe auf den Einfluss der Kalkung untersuchen zu können, wurden ausschließlich gekalkte und nicht gekalkte von den Bundesländern als versauerungsempfindlich ausgewiesene Standorte sowie nicht gekalkte Standorte als Kontrolle (außerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte) ausgewählt.

Im Auflagehumus der versauerungssensitiven Standorte weist das gekalkte Kollektiv mit $7,8 \pm 2,4 \text{ kg ha}^{-1}$ eine signifikante jährliche Abnahme der N Vorräte auf, während im ungekalkten Kollektiv eine jährliche Abnahme von $0,7 \pm 3,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ zu verzeichnen ist, die nicht signifikant ist (Abb. I-5-5a). Die N-Vorräte im Mineralboden des gekalkten Kollektivs nehmen dagegen innerhalb des betrachteten Zeitraums jährlich in 0-5 cm um $6,9 \pm 1,9 \text{ kg ha}^{-1}$, in 5-10 cm um $1,0 \pm 1,2 \text{ kg ha}^{-1}$ und in 10-30 cm um $3,9 \pm 2,6 \text{ kg ha}^{-1}$ zu, sowie in 30-60 cm um $7,7 \pm 3,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ab (Abb. I-5-5a). Allerdings sind lediglich in den Tiefenstufen 0-5 cm und 30-60 cm signifikante Änderungen zu verzeichnen. Dennoch werden im gekalkten Kollektiv die N-Verluste im Auflagehumus und im Unterboden durch die Zunahmen in 0-30 cm des Mineralbodens kaum kompensiert. Für den Auflagehumus + 0-60 cm Mineralboden ergibt sich gegenüber der BZE I eine jährliche Abnahme von $4,6 \pm 6,2 \text{ kg N ha}^{-1}$, was einer Einbuße von $\sim 0,8 \%$ entspricht. Zwar

gibt es keine signifikanten Veränderungen der N-Vorräte im Auflagehumus des nicht gekalkten Kollektivs im Vergleich zum gekalkten Kollektiv; allerdings kommt es im Mineralboden zu noch stärkeren N-Verlusten (Abb. I-5-5b). Die jährliche Abnahme des im Mineralboden gespeicherten N beträgt in 0-5 cm $0,5 \pm 2,1 \text{ kg ha}^{-1}$, in 5-10 cm $3,1 \pm 1,1 \text{ kg ha}^{-1}$, in 10-30 cm $6,4 \pm 3,1 \text{ kg ha}^{-1}$ und in 30-60 cm $25,7 \pm 3,6 \text{ kg ha}^{-1}$. Demnach steigen die Verluste mit zunehmender Tiefe an, wobei mit Ausnahme der oberen Tiefenstufe alle Änderungen signifikant sind. Die jährlichen N-Verluste für den Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens summieren sich innerhalb des betrachteten Zeitraums auf insgesamt $33,5 \pm 6,5 \text{ kg ha}^{-1}$, was eine Abnahme um $\sim 8 \%$ bedeutet. Ähnlich wie im ungekalkten Kollektiv auf versauerungssensitiven Standorten sind die ungekalkten Standorte der Kontrolle durch N-Verluste geprägt (Abb. I-5-5c).

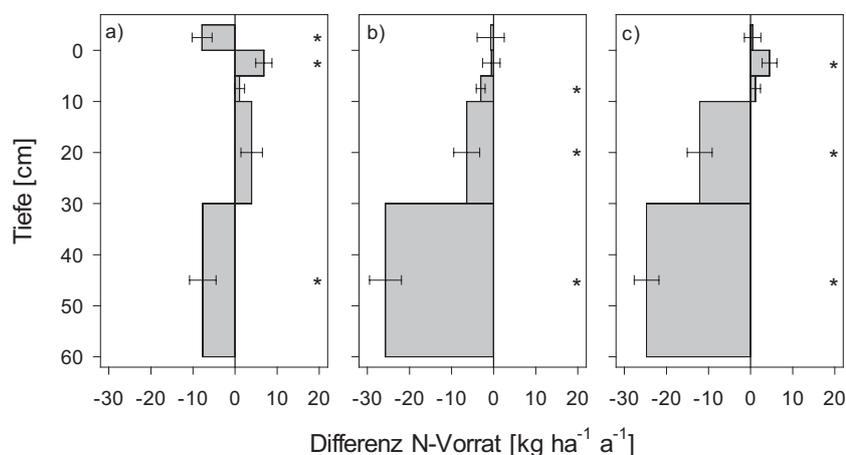


Abb. I-5-5: Jährliche Änderungsraten der Stickstoffvorräte im Auflagehumus und in den Mineralboden-Tiefenstufen für gekalkte (a; N = 261-346) und nicht gekalkte (b; N = 202-241) Standorte sowie nicht gekalkte Standorte der Kontrolle (c; N = 535-637). * Kennzeichnet signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) basierend auf einem Einstichproben-t-Test mit $H_0 = 0$.

Zusätzlich zu der rein deskriptiven Auswertung erfolgt in einer multifaktoriellen Kovarianz-Analyse (ANCOVA) die Untersuchung des Einflusses von Kalkung, Tongehalt und Bestockung auf die Änderungsraten von N-Vorräten im Auflagehumus und in den oberen 30 cm des Mineralbodens (Tab. I-5-5). Mit der Einflussgröße Tongehalt steht ein Parameter zur Verfügung, anhand dessen sich von der Kalkung unbeeinflusste Standortbedingungen abbilden lassen. Da die Auswirkungen einer Kalkung in Laub- und Nadelholzreinbeständen unterschiedlich stark sind, wurde auch dieser Bestockungsparameter in das Modell integriert. Letztendlich finden sich im Auflagehumus allein Effekte, die von den Kalkungsmaßnahmen oder der Art des aufstockenden Bestands ausgehen (Tab. I-5-5). Im Gegensatz dazu zeigt das die Veränderungen der N-Vorräte in den oberen 30 cm des Mineralbodens untersuchende Modell ausschließlich eine signifikante Wirkung der Kombination von Tongehalt und Kalkung (Tab. I-5-6). Es ist zu vermuten, dass einerseits die Verlagerung aus dem Humus in tiefere Schichten durch die genannten Faktoren gesteuert wird, während die Kalkung in entsprechenden Mineralböden über Tonmineralstabilisierung die Bildung von Ton-Humus-Komplexen und damit die Speicherung von N-haltigen Huminstoffen in der Bodenmatrix fördert (Kap. 6).

Tab. I-5-5: Einfluss von Tongehalt, Kalkung und Bestand (Laub- und Nadelholzreinbestände) auf die Änderungsraten der Stickstoffvorräte im Auflagehumus anhand einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA).

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	p-Wert
Tongehalt	1	201,63	0,09	0,7636
Kalkung	1	10090,72	4,53	0,0336
Bestockung	1	11511,12	5,17	0,0233
Tongehalt*Kalkung	1	6469,14	2,91	0,0888
Tongehalt*Bestockung	1	3821,72	1,72	0,1906
Kalkung*Bestockung	1	1583,51	0,71	0,3994

DF = Freiheitsgrade; MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

Tab. I-5-6: Einfluss von Tongehalt, Kalkung und Bestand (Laub- und Nadelholzreinbestände) auf die Änderungsraten der Stickstoffvorräte des Mineralbodens (0-30 cm) anhand einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA).

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	p-Wert
Tongehalt	1	6865,60	0,93	0,3359
Kalkung	1	16226,54	2,19	0,1392
Bestockung	1	1207,57	0,16	0,6864
Tongehalt*Kalkung	1	41706,83	5,63	0,0179
Tongehalt*Bestockung	1	887,79	0,12	0,7292
Kalkung*Bestockung	1	3019,32	0,41	0,5233

DF = Freiheitsgrade; MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

5.4 C/N-Verhältnisse im Humus und Mineralboden

Das C/N-Verhältnis wird traditionell als bedeutsamer Indikator der Bodenfruchtbarkeit benutzt. Es lässt vor allem bei der frisch in das System Boden eingetragenen organischen Substanz darauf schließen, wie leicht diese durch die mikrobielle Gemeinschaft des Bodens aufgeschlossen und umgesetzt werden kann (Ellenberg *et al.* 1986). Das C/N-Verhältnis ist das Ergebnis geogener und biogener Prozesse, die den C- und N-Zyklus und deren Wechselwirkungen steuern. Die mineralische Zusammensetzung des Ausgangsmaterials bildet die Grundlage für die mikrobielle Lebenswelt und setzt die Rahmenbedingungen für die Umsetzung der organischen Substanz. Die Zusammensetzung der Streu, bzw. der sie speisenden Vegetation, ist die wichtigste Einflussgröße des C/N-Verhältnisses in Waldböden. Streu und Oberboden unter Laubbäumen tendieren zu engeren C/N-Verhältnissen als unter Nadelbäumen (Fischer *et al.* 2002, Vesterdal *et al.* 2008). Temperatur und Niederschlag sind weitere Faktoren, die die Umsetzung der organischen Substanz und damit das C/N-Verhältnis beeinflussen können. So kann der Umsatz organischer Substanz bei niedrigen Temperaturen oder bei Trockenheit verlangsamt werden. Stickstoffmineralisierung und C-Umsatz können dabei unterschiedlich beeinflusst werden (Allison

& Treseder 2008). Das C/N-Verhältnis ist durch den anthropogenen Einfluss Änderungen unterworfen. Neben Landnutzungsänderungen stellen gegenwärtig fortwährende N-Emissionen aus Landwirtschaft, Verkehr und Industrie eine der größten Herausforderungen dar. Die N-Einträge in Waldböden müssen dabei nicht unbedingt zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses führen, wie es sich vor allem bei hohen N-Einträgen zeigt (de Vries *et al.* 2009, Gundersen; Emmett; *et al.* 1998). Es wurde belegt, dass andauernde N-Einträge zu einer Änderung der mikrobiellen Zusammensetzung des Bodens führen (Janssens *et al.* 2010, Treseder 2008), was eine veränderte N-Nutzungseffizienz, also eine Änderung des Verhältnisses von C-Umsatz zu N-Aufnahme der mikrobiellen Gemeinschaft zur Folge haben kann. Die C/N-Verhältnisse könnten daher durch einen verlangsamten C-Umsatz steigen. Zwischen dem C/N-Verhältnis und anderen Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit besteht ein enges Verhältnis, wie es z.B. für das ostdeutsche Tiefland herausgearbeitet wurde (Schulze & Kopp 1996). Allerdings zeigte es sich bei der BZE I, das wider den Erwartungen auch bei niedrigen pH-Werten relativ enge C/N-Verhältnisse vorlagen (Wolff & Riek 1996). Es kann angenommen werden, dass der flächendeckende Rückgang bodenversauernder Einträge einen Einfluss auf das C/N-Verhältnis hat. Aus den bisherigen Ausführungen lassen sich die Einflussgrößen herauslesen, deren Einfluss auf das C/N-Verhältnis im Folgenden näher untersucht werden sollte: Baumartenzusammensetzung, Substrat und Bodentyp, Klima, N-Deposition. Aus dem BZE-Datensatz wurden dazu folgende Variablen ausgewählt: BZE-Bestockungstyp, Bodensubstratgruppe, Bodenklasse, Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration und N-Deposition.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass traditionell bei der Bewertung des C/N-Verhältnisses unterschiedliche Tiefen im Boden betrachtet werden (AK Standortskartierung 2003). Bei den Humusformen Rohhumus und rohhumusartiger sowie typischer Moder wird das C/N-Verhältnis aus dem Oh-Horizont zur Bewertung herangezogen, bei den Humusformen Mull und mullartiger Moder der Ah-Horizont (Waldner *et al.* 2009). Allerdings wiesen bereits Wolff & Riek (1996) daraufhin, dass es beim pauschalen Vergleich der C/N-Verhältnisse im Oh- und Ah-Horizont – bei der Auswertung der BZE I wurde hier näherungsweise die Tiefenstufe 0-5 cm verwendet – aufgrund der Materialherkunft zu Interpretationsproblemen (Wertesprüngen) käme und stratifizierte Betrachtungen des C/N-Verhältnisses davon stark beeinflusst seien. Ein entsprechendes Problem tritt auf, wenn zeitliche Unterschiede zwischen Inventuren betrachtet werden und sich die Humusform an Punkten geändert hat.

5.4.1 Status und Tiefengradient der C/N-Verhältnisse im Auflagehumus und Mineralboden

Eine Übersicht über den Gesamtdatenbestand zeigt, dass sich das C/N-Verhältnis in der Auflage und in allen Tiefenstufen bei der BZE II gegenüber der BZE I leicht erhöht hat (Abb. I-5-6). In der Auflage nahm das C/N-Verhältnis von $23,8 \pm 0,1$ auf $25,2 \pm 0,1$ zu; in der ersten Mineralbodentiefenstufe (0-5 cm) beträgt es durchschnittlich $20,6 \pm 0,1$ gegenüber $19,8 \pm 0,2$ in der ersten Inventur (Kartenband Tab. II-5-5 und II-5-6). Fünfzig Prozent aller Werte liegen zwischen 15,7 und

23,3 (Kartenband Tab. II-5-13). Auch die Auswertung der gepaarten Stichprobe ergibt, dass sich an insgesamt 69 % der BZE-Punkte die C/N-Verhältnisse in der Tiefenstufe 0-5 cm gegenüber der BZE I geweitet haben.

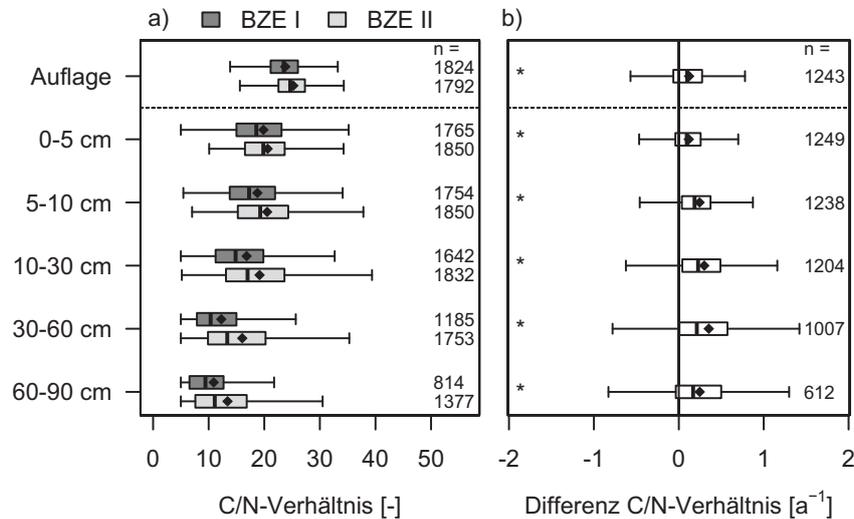


Abb. I-5-6: C/N-Verhältnis in den einzelnen Tiefenstufen zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (linke Seite) und Änderung des C/N-Verhältnisses der gepaart beprobten BZE-Punkte zwischen den Inventuren (rechte Seite). Für die Änderung werden Moor- und organisch geprägte Standorte nicht berücksichtigt. Ausreißer werden nicht abgebildet.

Insgesamt zeigt sich im Bodenprofil ein Gradient mit der Tiefenstufe. Die Werte nehmen kontinuierlich von der Auflage an ab und erreichen in der Tiefenstufe 60-90 cm mit $13,4 \pm 0,2$ die niedrigsten Werte. Bewertet nach der Klassifikation der AK Standortskartierung (2003) sind 33,9 % der Standorte im Wertebereich mäßig weit (20-25) einzuordnen, 25,2 % weisen weite C/N-Verhältnisse (25-35) auf und bei 1,2 % der Standorte sind die Werte als sehr weit (> 35) zu bezeichnen. Es befinden sich 20,0 % der Standorte im mittleren Bereich (16-20) und 19,6 % in der Klasse mäßig enge und enge C/N-Verhältnisse (< 16). Gegenüber der BZE I hat sich vor allem der Anteil der engen C/N-Verhältnisse von 5,7 auf 1,45 % verringert. In der gepaarten Stichprobe zeigen 49,5 % der Standorte keine Veränderung der C/N-Stufe, während 33,5 % der BZE-Punkte von einer engeren in eine weitere C/N-Stufe steigen; in nur 17 % der Stichproben ist eine Verengung der C/N-Stufe beobachtbar (Abb. I-5-7).

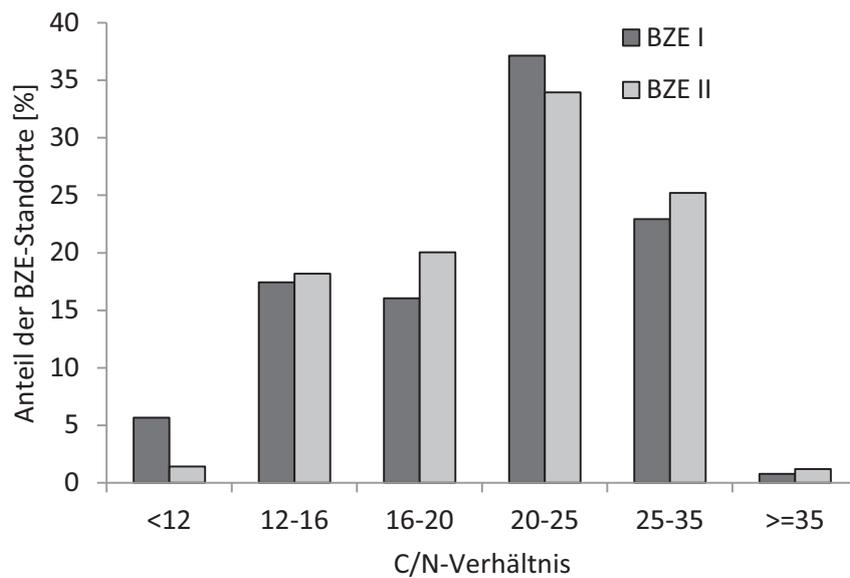


Abb. I-5-7: Prozentuale Anteile an den C/N-Klassen (AK Standortkartierung 2003) zu beiden Inventurzeitpunkten.

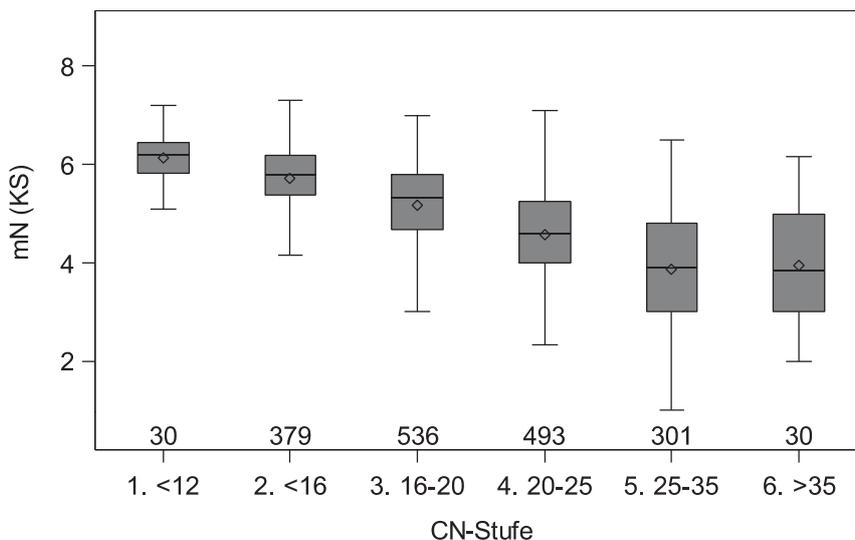


Abb. I-5-8: Mittlere Zeigerwerte der Pflanzenarten in der Krautschicht (N-Zahl) im Verhältnis zur C/N-Stufe.

Am Beispiel der mittleren Zeigerwerte der Pflanzenarten in der Krautschicht (N-Zahl) zeigt sich die Bedeutung, die das C/N-Verhältnis als Indikator der Bodenfruchtbarkeit hat. Der mittlere N-Zeigerwert und somit die Zusammensetzung der Vegetation korrespondiert deutlich mit dem C/N-Verhältnis (Abb. I-5-8). Im Bereich enger C/N-Verhältnisse (< 16) liegen die nach Bestockungstyp gruppierten Mediane der N-Zahl im Bereich zwischen 5,7 und 6,0. Eine Stufe weiter (16-20) liegen die Mediane zwischen 5,0 und 5,5, bei mäßig weiten C/N-Verhältnissen (20-25) zwischen 4,4 und 4,8 und bei weiten C/N-Verhältnissen (25-35) zwischen 3,5 und 4,7. Die

letztenannte Gruppe unterscheidet sich nicht mehr von der Klasse mit sehr weiten C/N-Verhältnissen (> 35). Diese ist in größerer Anzahl nur unter Kiefernbeständen zu finden.

5.4.2 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Humusform

In der folgenden Auswertung wurde zur Vermeidung der oben einleitend beschriebenen Interpretationseinschränkungen das entsprechend der morphologischen Humusform ermittelte C/N-Verhältnis jeweils den C/N-Verhältnissen des Auflagehumus und der Tiefenstufe 0-5 cm gegenübergestellt. Werden die C/N-Verhältnisse aus Auflage und Mineralboden entsprechend der Humusform zusammen betrachtet (Abb. I-5-9a), so setzen sich Mull und mullartiger Moder als die Gruppen, bei denen das C/N-Verhältnis des Mineralbodens zur Beurteilung herangezogen wird, deutlich von den übrigen Gruppen ab, die allein das C/N-Verhältnis der Auflage betrachten (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$).

Das C/N-Verhältnis in der Auflage bei Mullhumusformen also die L-Lage als kaum zersetzte Streu des Vorjahres – weist geringe Unterschiede zwischen den Humusformen auf (Abb. I-5-9b). So erreicht es bei Mull-Auflagen $25,7 \pm 0,2$ und ist damit weiter als in den Gruppen mullartiger Moder mit $24,2 \pm 0,2$, typischer Moder mit $24,7 \pm 0,2$ und rohhumusartiger Moder mit $25,5 \pm 0,3$ (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$). Die Ursache dafür liegt darin begründet, dass die L-Lage weitere C/N-Verhältnisse hat als die Oh-Lage, die bei den anderen Gruppen einen Großteil des Auflagevorrats ausmacht. Die weitesten C/N-Verhältnisse werden in Rohhumus-Auflagen mit $26,7 \pm 0,4$ erreicht.

In der Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens (Abb. I-5-9) erreichen Mull und mullartiger Moder mit $16,5 \pm 0,1$ und $19,4 \pm 0,3$ die engsten C/N-Verhältnisse. In der Gruppe typischer Moder liegt das C/N-Verhältnis bei $21,9 \pm 0,2$. Im Unterschied zur Auflage sind hier auch die C/N-Verhältnisse unter typischem Moder signifikant niedriger als in der Gruppe rohhumusartiger Moder mit $24,3 \pm 0,4$ (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$). Unter Graswurzelfilz und Rohhumus lagen die Werte bei $24,7 \pm 0,5$, und $26,6 \pm 0,7$ und waren damit höher als in allen anderen Gruppen (Tukey t-Test, log-transf. $p < 0,05$).

Mit Ausnahme von Mull korrelierten unter allen Humusformen die C/N-Verhältnisse der Auflage mit denen des Mineralbodens in 0-5 cm Tiefe ($p < 0,001$). Für die BZE I zeigt sich, dass die auflagegebundenen morphologischen Humusformen nicht mit spezifischen C/N-Verhältnissen korrespondieren (Wolff & Riek 1996). Bei Betrachtung der C/N-Verhältnisse der BZE II ergibt sich eine stärkere Differenzierung in der Tiefenstufe 0-5 cm als im Auflagehumus (Abb. I-5-9). Hier setzen sich die C/N-Verhältnisse des typischen Moders (3) deutlicher von denen der Humusformen rohhumusartiger Moder (5) und Rohhumus (6) sowie Graswurzelfilz (4) ab. Insgesamt weiten sich in der Tiefenstufe 0-5 cm die C/N-Verhältnisse unter allen Humusformen (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0,05$), die Änderungen fallen unter Mull am geringsten, unter Rohhumus am stärksten aus. Änderungen der Humusform zwischen den Inventuren sind nicht berücksichtigt.

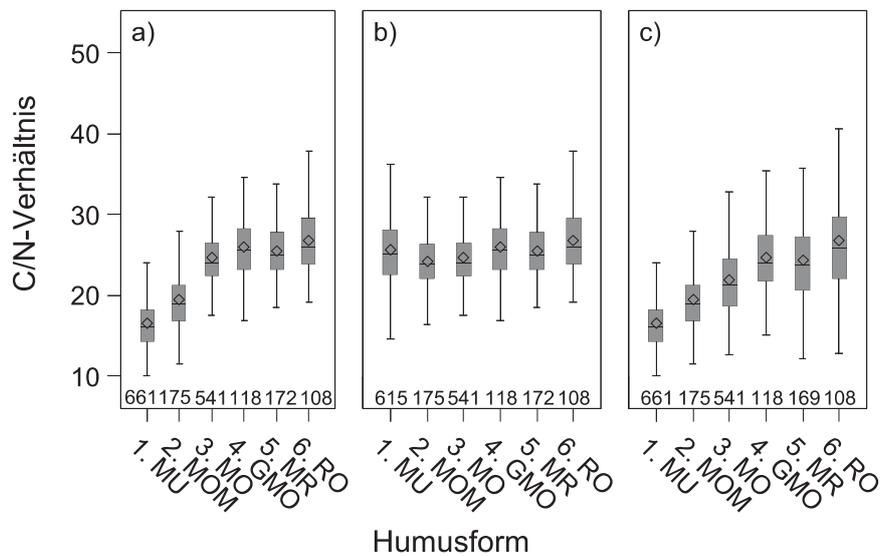


Abb. I-5-9: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Humusformen, aus a) der entsprechend der Humusform ausgewählten Lage (Auflagehumus oder Mineralboden in 0-5 cm Tiefe), b) dem Auflagehumus und c) dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit MU = Mull (MUT, MUO), MOM = mullartiger Moder, MO = Moder (MOA, MOT, MOR), GMO = Graswurzelfilz, MR = rohumusartiger Moder (MRA, MR, MRR), RO = Rohhumus (ROA, ROT, ROR).

5.4.3 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bodensubstratgruppen

Das entsprechend der Humusform ausgewählte C/N-Verhältnis weist eine der Tiefenstufe 0-5 cm ähnelnde Verteilung auf (Abb. I-5-10a). Die niedrigsten Werte finden sich in Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und aus basisch-intermediärem Festgestein (5) mit $16,3 \pm 0,3$ bzw. $17,7 \pm 0,4$. Die weitesten C/N-Verhältnisse liegen auf Mooren und Anmooren (8) mit $22,2 \pm 1,1$, auf Böden aus basenarmem Locker- (1) mit $25,6 \pm 0,3$ und Festgestein (6) mit $22,1 \pm 0,2$ vor. Im Auflagehumus sind die Unterschiede weniger deutlich (Abb. I-5-10b), jedoch signifikant (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,001$). Hier weisen Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) mit $26,9 \pm 0,4$ zusammen mit Böden aus basenarmem Lockergestein (1) mit $26,8 \pm 0,2$ die weitesten C/N-Werte auf. Die engsten C/N-Verhältnisse liegen in Tieflandböden aus Lösslehm (3) mit $23,8 \pm 0,2$ und Mooren und Anmooren (8) mit $23,1 \pm 0,9$ vor. Zwischen den Substratgruppen zeigen sich in der Tiefenstufe 0-5 cm deutliche Unterschiede (ANOVA, log-transf, $p < 0,001$). Böden aus basenarmen Ausgangsgesteinen (1 und 6), zeichnen sich mit $24,4 \pm 0,3$ und $20,6 \pm 0,2$ durch weite C/N-Verhältnisse aus (Abb. I-5-10c). Böden aus verwittertem Karbonat- (4) und aus basisch-intermediärem Festgestein (5) weisen mit $15,7 \pm 0,2$ und $16,7 \pm 0,3$ dagegen enge C/N-Verhältnisse auf. Böden aus basenarmem Lockergestein (1) unterscheiden sich deutlich von den übrigen Gruppen (Tukey t-Test, log-transf, $p < 0,05$). Die Gruppe der Moore und Anmoore (8)

weist eine sehr weite Spanne auf, was zeigt, dass hier organische Böden verschiedener Trophiestufen vereinigt werden.

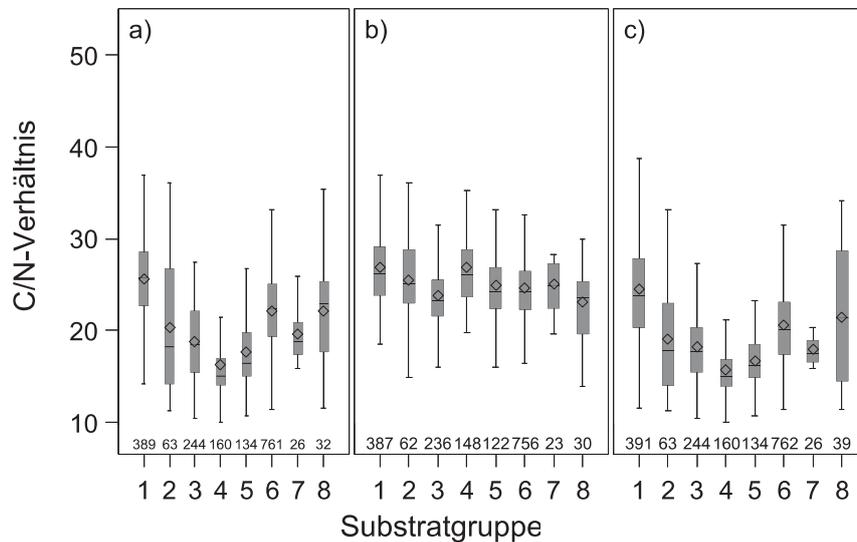


Abb. 1-5-10: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Bodensubstratgruppe, aus a) der entsprechend der Humusform ausgewählten Lage (Auflagehumus oder Mineralboden in 0-5 cm Tiefe), b) dem Auflagehumus und c) dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = basenarme Böden aus Festgestein, 7 = Böden der Alpen, 8 = Moore und Anmoore.

Die Änderungen zwischen den beiden Inventuren sind in der Auflage nur auf basenarmen Lockergesteinen (1), auf Auenböden und Gleyen breiter Flusstäler (2), auf Tieflandböden aus Lösslehm (3) und auf basenarmen Böden aus Festgestein (6) signifikant. Hier ist ein Anstieg zu beobachten (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0,05$). In der Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens weiten sich die C/N-Verhältnisse in allen Substratgruppen mit Ausnahme der organischen Böden (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0,05$). Alpine Böden werden jeweils nicht berücksichtigt, da hier keine gepaarten Stichproben vorliegen.

5.4.4 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bestockungstypen

Werden die C/N-Verhältnisse der Auflage und des Mineralbodens der Tiefe 0-5 cm entsprechend ihrer Humusform zusammen betrachtet (Abb. 1-5-11a), so differenzieren Laub- und Nadelbaumbestände deutlich (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,001$). Kiefernbestände haben mit $26,9 \pm 0,2$ das weiteste C/N-Verhältnis, die Gruppe der sonstigen Laubwaldbestände mit $15,9 \pm 0,3$ die niedrigsten Werte. Fichtenbestände unterscheiden sich mit $22,3 \pm 0,2$ deutlich von Buchen- und Eichenbeständen mit $C/N = 18,2 \pm 0,3$ und $C/N = 18,6 \pm 0,3$. In der Auflage sind die

Unterschiede zwischen den Bestockungstypen weniger stark ausgeprägt (Abb. I-5-11b), dennoch setzen sich Kiefernbestände mit $27,6 \pm 0,2$ wiederum deutlich von den übrigen Bestockungstypen ab (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,001$). Die niedrigsten Werte hat die Gruppe der sonstigen Laubwaldarten mit $24,0 \pm 0,4$. Zwischen Fichtenbeständen mit $24,5 \pm 0,1$ und Buchenbeständen mit $24,8 \pm 0,3$ bestehen keine signifikanten Unterschiede. Deutliche Unterschiede im C/N-Verhältnis zeigen sich in der Tiefenstufe 0-5 cm (ANOVA, log-transf., $p < 0,001$). Insbesondere Kiefernbestände weisen mit $25,3 \pm 0,3$ sehr weite C/N-Verhältnisse auf (Abb. I-5-11c), während die Gruppe der sonstigen Laubwaldbestände mit $15,8 \pm 0,3$ die engsten Werte haben. Auch Fichtenbestände haben mit $20,2 \pm 0,2$ signifikant weitere C/N-Verhältnisse als Buchenbestände mit $17,8 \pm 0,2$ und Eichenbestände mit $18,0 \pm 0,3$ (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$).

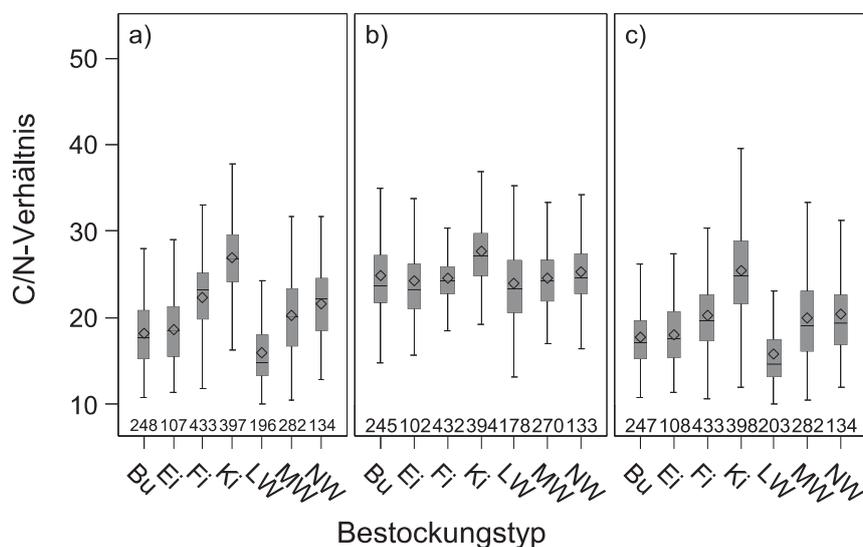


Abb. I-5-11: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Bestockungstyp, aus a) der entsprechend der Humusform ausgewählten Lage (Auflagehumus oder Mineralboden in 0-5 cm Tiefe), b) dem Auflagehumus und c) dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit Bu = Buche, Ei = Eiche, Fi = Fichte, Ki = Kiefer, LW = sonstige Laubbaumbestände, MW = Mischbestände, NW = sonstige Nadelbaumbestände.

Zwischen der BZE I und BZE II nimmt das C/N-Verhältnis im Auflagehumus in allen Klassen zu (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0,05$), die Zunahme fällt aber zwischen den Bestockungstypen unterschiedlich stark aus (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,001$). Am geringsten ändern sich die C/N-Verhältnisse unter Fichtenbeständen, am stärksten ist die Zunahme unter Kiefernbeständen und in der Gruppe der sonstigen Laubbaum- und Mischbestände. Auch in der Tiefenstufe 0-5 cm nimmt das C/N-Verhältnis zwischen der BZE I und BZE II in allen Klassen zu (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0,001$). Die Änderung zwischen den Inventuren fällt dabei unter Kiefernbeständen am höchsten aus; generell ist die Änderung unter Nadelbaumbeständen höher als unter Laubbaumbeständen (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,001$).

5.4.5 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bestockungstyp und Bodensubstratgruppe

In der Auflage unterscheiden sich die C/N-Verhältnisse zwischen den Substratgruppen innerhalb der Bestockungstypen Buche, Fichte, Kiefer, Mischwald und der Gruppe der sonstigen Laubbaumbestände (ANOVA, log-transf., $p < 0,05$). Die Unterschiede zwischen den Bestockungstypen innerhalb gleicher Substratgruppen sind dagegen weniger stark ausgeprägt. Unterschiede ergeben sich nur innerhalb der Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein (ANOVA, log-transf., $p < 0,05$). Dabei haben jeweils Kiefernbestände mit $27,9 \pm 0,3$ und $27,7 \pm 0,5$ die weitesten und die Gruppe der sonstigen Laubbaumbestände mit $24,4 \pm 1,0$ und $22,9 \pm 0,6$ die engsten C/N-Verhältnisse. Der Baumarteneffekt innerhalb gleicher Substratgruppen zeichnet deutlicher in der Tiefenstufe 0-5 cm (Abb. I-5-12). Innerhalb aller Bodensubstratgruppen finden sich zwischen den Bestockungstypen Unterschiede im C/N-Verhältnis (ANOVA, log-transf., $p < 0,05$). Kiefern haben, wo vorhanden, die weitesten und die Gruppe der sonstigen Laubbaumbestände die engsten C/N-Verhältnisse. Insbesondere die Böden aus basenarmem Locker- (a) und Festgestein (f) gleichen sich in der Verteilung der C/N-Verhältnisse nach Bestockungstypen. Auch Bodensubstrateffekte innerhalb gleicher Bestockungstypen sind – mit Ausnahme von Eichenbeständen – unter allen Bestockungstypen zu erkennen (ANOVA, log-transf., $p < 0,05$). So zeigen Buchenbestände auf Böden aus basenarmem Lockergestein (a) C/N-Verhältnisse von $19,9 \pm 0,8$, auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (d) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (e) mit besserer Nährstoffausstattung dagegen C/N-Verhältnisse in Höhe von $15,1 \pm 0,3$ und $16,1 \pm 0,5$.

5.4.1 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bodensubstratgruppe und Bodentyp

Innerhalb der Bodentypen bestehen zwischen den Bodensubstratgruppen deutliche Unterschiede im C/N-Verhältnis (Abb. I-5-13). So erreichen Braunerden auf basenarmem Lockergestein (1) Werte von $23,8 \pm 0,4$, Braunerden aus verwittertem Karbonatgestein (4) dagegen nur $15,9 \pm 0,5$. Niedrige Werte haben auch Braunerden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) mit $17,0 \pm 0,4$. Die Braunerden in den übrigen Bodensubstratgruppen erreichen mittlere Werte zwischen $19,2 \pm 0,4$ (3) und $20,5 \pm 0,2$ (6). Neben den Mooren und Anmmoren des BZE II-Datensatzes (C/N = 28,7) erreichen Podsole aus basenarmem Locker- und Festgestein die weitesten C/N-Verhältnisse mit $29,1 \pm 0,7$ bzw. $24,4 \pm 0,7$. Die Unterschiede zu den anderen Bodentypen sind in den jeweiligen Substratgruppen signifikant (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$). In der Gruppe Semiterrestrischer Böden breiter Flusstäler (2) weisen Gleye Werte von $21,0 \pm 1,8$ auf. Gleye aus basenarmem Lockergesteinen (1) erreichen mit $21,2 \pm 1,1$ die niedrigsten C/N-Verhältnisse, während Pseudogleye innerhalb dieser Gruppe Werte von $22,0 \pm 1,5$ aufweisen. Diese sind damit höher als die C/N-Verhältnisse von Pseudogleyen des Tieflands aus Lösslehm (3) mit $18,8 \pm 0,6$, aus basisch-intermediärem Festgestein (5) mit $17,0 \pm 0,7$ und aus basenarmem Festgestein (6) mit $20,1 \pm 0,5$. Parabraunerden zeichnen sich

durch relativ enge C/N-Verhältnisse aus, wobei sie in der Bodensubstratgruppe Tieflandböden aus Lösslehm (3) Werte von $17,5 \pm 0,4$ einnehmen. Die C/N-Verhältnisse von Parabraunerden aus verwittertem Karbonatgestein (4) liegen bei $15,9 \pm 0,7$, aus basisch-intermediärem Festgestein (5) bei $16,2 \pm 0,7$ und aus basenarmem Festgestein (6) bei $19,3 \pm 0,6$. Die Unterschiede zwischen Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleyen sind innerhalb der Bodensubstratgruppen nicht signifikant (Tukey t-Test, log-transf., $p > 0,05$). Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Substrateffekte stärker ausgebildet sind, als die der Bodenbildung, ausgedrückt durch den jeweiligen Bodentyp. Lediglich die Podsole durchbrechen dieses Muster und setzen sich durch signifikant höhere Werte ab.

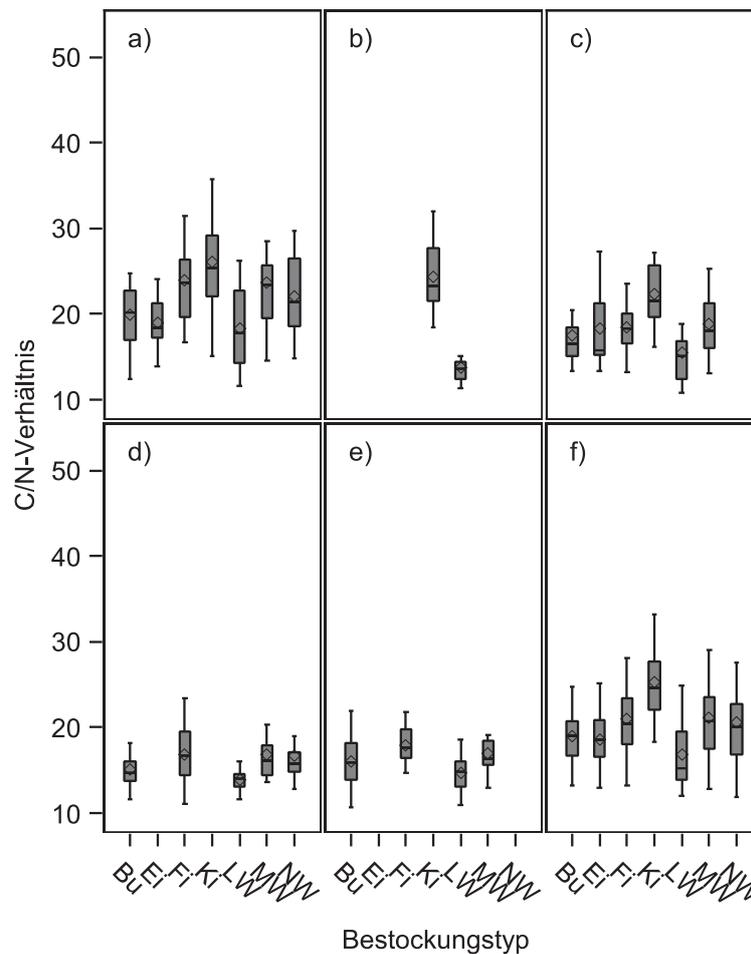


Abb. I-5-12: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Bodensubstratgruppe und Bestockungstyp, aus dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit a) = Böden aus basenarmem Lockergestein, b) = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, c) = Tieflandböden aus Lösslehm, d) = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, e) = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, f) = Böden aus basenarmem Festgestein, Bu = Buche, Ei = Eiche, Fi = Fichte, Ki = Kiefer, LW = sonstige Laubbaumbestände, MW = Nadel/Laubwald-Mischbestände, NW = sonstige Nadelbaumbestände. Dargestellt sind nur Gruppen mit N > 12.

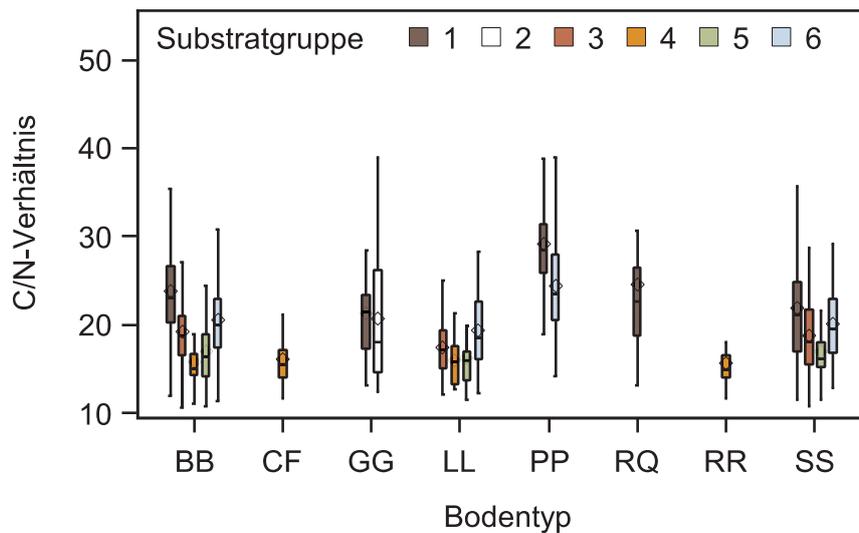


Abb. I-5-13: C/N-Verhältnis im Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, BB = Braunerden, CF = Terra fusca, GG = Gleye, LL = Parabraunerden, PP = Podsole, RQ = Regosole, RR = Rendzinen, SS = Pseudogleye. Dargestellt sind nur Gruppen mit $n > 12$.

5.4.2 Einfluss der Kalkung auf das C/N-Verhältnis

Um den Einfluss der Kalkung zu untersuchen, wurden bei versauerungssensitiven Standorten gekalkte und nicht gekalkte Standorte unterschieden. Bei diesen war jeweils die Faktorenkombination aus Bestockungstyp, Substratklasse und Bodenklasse gleich und die Gruppengröße betrug jeweils mindestens 13 Punkte. Um regionale Einflüsse zu minimieren wurden Bundesländer in denen nicht oder nur in Ausnahmefällen gekalkt wird, von der Auswertung ausgeschlossen. Ausgewählt wurden dadurch fast ausschließlich Braunerden aus basenarmem Festgestein (6), jeweils unter Buchen-, Eichen-, Fichten-, sonstige Laub/Nadelbaum- und Mischbeständen, aber auch Braunerden und Podsole aus basenarmem Lockergestein (1) unter Kiefernbeständen (Abb. I-5-14). Die Ergebnisse zeigen, dass sich keine der Paarungen signifikant unterscheidet (t-Test, log-transf., $p > 0,05$).

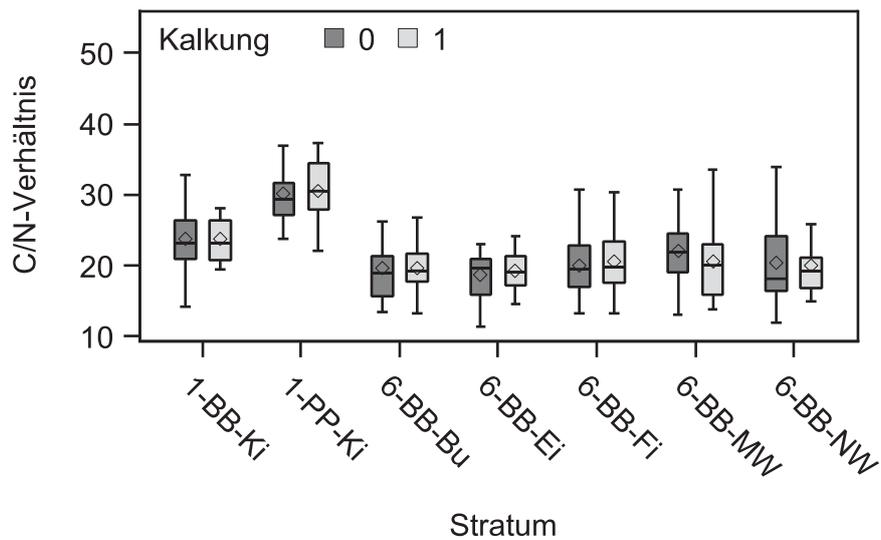


Abb. I-5-14: C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-5 cm versauerungssensitiver Standorte stratifiziert nach gekalkten (1) und ungekalkten (0) Flächen für 1-BB-Ki = Braunerden aus basenarmem Lockergestein unter Kiefernbeständen, 1-PP-Ki = Podsole aus basenarmem Lockergestein unter Kiefernbeständen, 6-BB-...= Braunerden aus basenarmem Festgestein unter: Bu = Buchenbeständen, Ei = Eichenbeständen, Fi = Fichtenbeständen, MW = Laub-/Nadelmischbeständen, NW = sonstigen Nadelbaumbestände.

5.4.3 Zusammenhang zwischen Stickstoffdeposition, Boden-pH-Wert und C/N-Verhältnis

Im Auflagehumus hat die N-Deposition sowohl einen leichten Einfluss auf die C/N-Verhältnisse der BZE II ($p < 0,001$) als auch auf die Änderung der C/N-Verhältnisse zwischen den Inventuren ($p < 0,001$). Je niedriger die Einträge desto höher die Zunahme bzw. desto weiter die C/N-Verhältnisse. Nach Humusformen differenziert, zeigt sich in der Reihe Moder < rohhumusartiger Moder < Rohhumus eine Zunahme in der Stärke des Zusammenhangs auf die aktuellen Verhältnisse, während die Änderungsraten bei Mull und mullartigem Moder nicht signifikant von der N-Deposition beeinflusst werden. In der Tiefenstufe 0-5 cm ergibt sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen Änderung bzw. der Höhe des C/N-Verhältnisses und der N-Deposition.

Zwischen dem C/N-Verhältnis und dem pH-Wert besteht in der Tiefenstufe 0-5 cm ein negativer Zusammenhang ($p < 0,001$, Abb. I-5-15). Dieser Zusammenhang ist vor allem bei höheren pH-Werten oder der Humusform Mull evident, während bei Rohhumus kein signifikanter Zusammenhang besteht. Die Entwicklung zwischen den Inventuren zeichnet ein undifferenziertes Bild. An 50,8 % der BZE-Punkte ist die Tendenz (Zunahme oder Abnahme) von pH-Wert und C/N-Verhältnis gleichgerichtet, wobei eine Zunahme beider Größen in 40,3 % der Fälle feststellbar ist. An den übrigen Standorten nehmen pH-Wert und C/N-Verhältnis einen entgegengesetzten Verlauf. Werden zur Beurteilung der Entwicklung zwischen den Inventuren

die Änderungen der Bewertungsklassen gemäß AK Standortkartierung (2003) zugrunde gelegt, so ergibt sich, dass sich an 31,3 % der wieder beprobten BZE-Punkte weder die Stufe des C/N-Verhältnisses noch des pH-Werts ändern. An 49,2 % der BZE-Punkte verschiebt sich nur einer der beiden Werte in eine andere Klasse. Bei 12,2 % der Werte ergibt sich eine entgegengesetzte Verschiebung und bei 7,3 % eine gleichläufige Änderung.

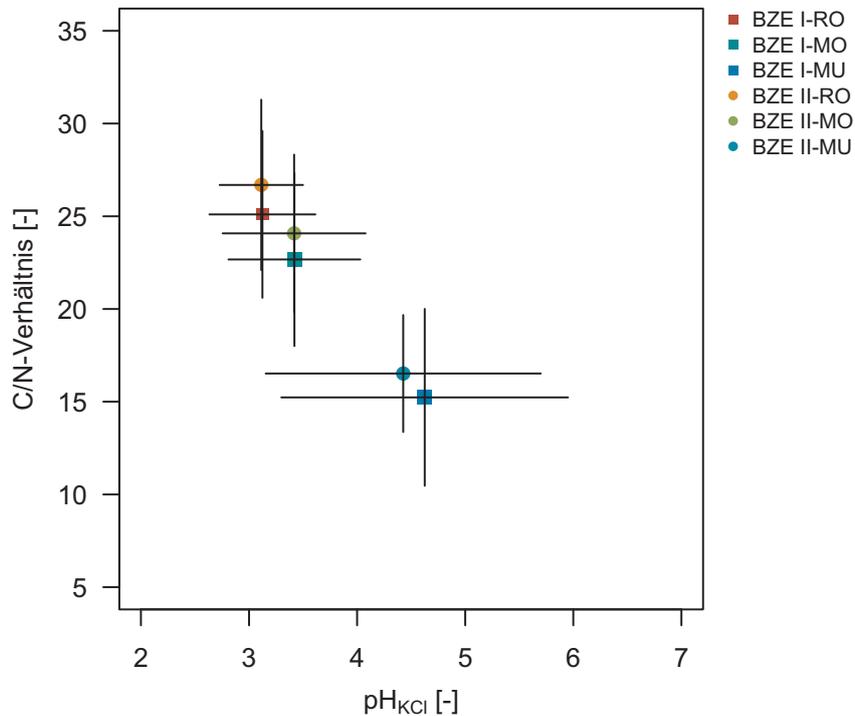


Abb. I-5-15: Beziehung zwischen pH-Wert und C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens (Mittelwerte), gruppiert nach Haupthumusform (MU = Mull, MO = Moder, RO = Rohhumus) und Inventur (Quadrate = BZE I, Kreise = BZE II). Die Balken stellen die Standardabweichung dar.

5.4.4 Differenzierung nach verschiedenen Einflussgrößen gleichzeitig

Insgesamt stellt sich bei vielen Einflussgrößen die Frage, wie stark die jeweilige Einflussgröße im Vergleich zu den anderen dazu beiträgt, die Varianz der Zielvariablen zu erklären. Weiterhin ist die Frage, wie die Kombination aus mehreren Eingangsgrößen auf die Zielvariable wirkt und letztlich sollten noch weitere Einflussgrößen wie klimatische Variablen und andere Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit wie Tongehalt und Basensättigung berücksichtigt werden. Diesen Fragen sollte mit einem statistischen Ansatz nachgegangen werden. Dazu wurden lineare Modelle an alle Einflussgrößen unter teilweiser Berücksichtigung ihrer Wechselwirkungen angepasst. Dabei wurden per Selektionsverfahren iterativ Größen mit geringem Einfluss gelöscht. Als Selektionskriterium hierfür wurde das Schwarz-Bayes-Kriterium genutzt. Die Modellanpassung wurde solange durchgeführt, bis ein bestangepasstes Modell gefunden war. Dafür wurde als

Kriterium ebenfalls das Schwarz-Bayes-Kriterium genutzt. Als Einflussgrößen gingen ein: BZE-Bestockungstyp, Substratgruppe, Bodentyp, Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration, N-Deposition, Höhe ü.N.N., Hangneigung, pH-Wert, Basensättigung und Tongehalt. Für das C/N-Verhältnis der Auflage ergibt sich ein finales Modell aus N-Deposition, Kiefernbestand, Laubwald auf Mooren und Anmooren (8) und Parabraunerden aus basenarmem Festgestein (6). Die Hangneigung hat nur innerhalb der Tieflandböden aus Lösslehm (3) und der Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) einen Einfluss auf das C/N-Verhältnis der Auflage, die Höhe ü.N.N. nur in der Klasse der Tieflandsböden aus Lösslehm (3).

In der Tiefenstufe 0-5 cm haben bei Berücksichtigung aller Einflussgrößen die Bestockungstypen Kiefer, Buche und sonstige Laubbaumbestände einen signifikanten Einfluss. An Bodensubstratgruppen allein hatten nur Böden aus basenarmem Festgestein (6) einen signifikanten Einfluss. In Kombination mit dem Bodentyp hatte die Substratklasse einen Einfluss in der Kombination von Podsolen aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6), Pseudogleye des Tieflands aus Lösslehm (3) und Hochmoorböden. Die Höhe ü.N.N. beeinflusste die C/N-Verhältnisse innerhalb von Tieflandböden aus Lösslehm (3). Niederschlag hatte einen Einfluss in den in Mittelgebirgen verbreiteten Bodensubstraten Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) und aus basenarmem Festgestein (6). Die mittlere Jahrestemperatur hatte unter Eichenbeständen einen Einfluss auf die C/N-Werte. Andere Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit wie pH-Wert, Basensättigung und Tongehalt korreliert negativ mit dem C/N-Verhältnis.

5.5 Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff und ihre Überschreitungen

5.5.1 Critical Loads nach einfacher Massenbilanz (SMB)

Im Unterschied zu direkten Auswirkungen von Luftschadstoffen auf Waldökosysteme (z.B. Nekrosen und Absterben von Nadeln oder Blättern) sind langfristige und indirekte Schadeffekte wie Bodenversauerung, Eutrophierung und Nährstoffungleichgewichte weniger offensichtlich. Zur Abschätzung ebendieses langfristigen Gefährdungspotenzials werden standortspezifische kritische Belastungsgrenzen, sog. Critical Loads berechnet. Deren Unterschreitung führt nach bisherigem Wissensstand langfristig (100 Jahre) nicht zu schädlichen Veränderungen (harmful effects) des Systems in Struktur und Funktion (Nilsson & Grennfelt 1988). Durch den starken Rückgang der atmosphärischen Säureeinträge in den letzten Jahrzehnten (Fowler *et al.* 2007) sind die atmosphärischen N-Einträge mittlerweile neben dem Klimawandel zu einer der Hauptgefährdungen für die Funktionalität und Stabilität der Waldökosysteme geworden (Glatzel *et al.* 1987, Matson *et al.* 2002, Nilsen 1990). Nährstoffverluste (Calcium, Magnesium, Kalium) und Bodenversauerung durch Anionen eingetragener oder im Boden produzierter starker Säuren (Mobile-Anionen-Konzept) werden in Zukunft mehr von N- als von Schwefelverbindungen bestimmt. Darüber hinaus sind die Verschiebung des Artenspektrums in der Bodenvegetation

(Anders *et al.* 2002, Sverdrup *et al.* 2007) und insbesondere die N-Austräge mit dem Sickerwasser (Ahrends *et al.* 2010a, Dise & Wright 1995) bedeutende Gefährdungen der Wälder und ihrer Ökosystemdienstleistungen (Meesenburg *et al.* 2016). Im Folgenden wird nicht die versauernde (Kap. 4), sondern die eutrophierende Wirkung des N betrachtet.

Für die Berechnung der Critical Loads auf BZE-Flächen ist die Definition des zugrunde gelegten Schutzguts bzw. -ziels entscheidend. Auf Grundlage der BZE II-Vegetationsaufnahmen (Kap. 2.7) wurden alle Standorte entsprechend ihrer pflanzensoziologischen Ausprägung charakterisiert (Kap. 9.2.2). Auf BZE-Flächen mit naturnaher standorttypisch ausgeprägter Vegetation, im Folgenden als naturnahe Bestände bezeichnet, wird die Erhaltung dieser Bestände mit lebensraumtypischen Baumarten angestrebt. Auf Standorten mit lebensraumuntypisch ausgeprägten Pflanzengesellschaften, im Folgenden als Forste bezeichnet, wird der Erhalt eines Nährstoffgleichgewichts als Schutzziel definiert. Die Critical Limits, d.h. die standort- und vegetationstypischen Schwellenwerte, deren Über- bzw. Unterschreitung zur Gefährdung des Schutzziels führen kann, werden abhängig von der Naturnähe des Standorts wie folgt festgelegt:

- Naturnahe Bestände: Critical Limits aus dem BERN-Modell von Öko-Data (ARGE StickstoffBW 2014)
- Forste: Critical Limits aus dem ICP Modelling and Mapping (2004-2010) bzw. aus aktuellen BZE II-Daten

Um die Ergebnisse aus dem BERN-Modell auf die naturnahen Bestände der BZE übertragen zu können, ist die Zuordnung der BZE-Pflanzengesellschaften zu ihren Referenz-Standortstypen gemäß BERN-Modell notwendig. Mit Hilfe des BERN-Modells werden aus historischen Pflanzen- und Bodenkartierungen (nicht signifikant anthropogen überprägte Aufnahmen) standortspezifische Parameter für die ökologische Nische der jeweiligen Pflanzengesellschaft ausgewiesen. Dazu ist es notwendig, die historischen Referenz-Pflanzengesellschaften den aktuell gebräuchlichen pflanzensoziologischen Bezeichnungen nach BfN (2015) und damit den BZE-Vegetationsaufnahmen zuordnen zu können. Die Critical Limits aus dem BERN-Modell wurden auf unterschiedlichen pflanzensoziologischen Rangstufen als Verband, Unterverband bzw. Assoziation zusammengefasst und den BZE-Standorten zugewiesen.

5.5.2 Methoden zur Berechnung der Critical Loads

Die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff ($CL_{nut}(N)$) werden in Übereinstimmung mit dem Methodenhandbuch des ICP Modelling and Mapping (2015) nach folgender Formel berechnet:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + \frac{N_{le(acc)}}{1-f_{de}} \quad (5-1)$$

mit:

N_i = Netto-Immobilisierungsrate von Stickstoff [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_u = Netto-N-Aufnahmerate im Baumbestand [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

$N_{le(acc)}$ = Tolerierbarer N-Austrag mit dem Sickerwasser [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

f_{de} = Denitrifikationsfaktor [-]

Die Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden N ($CL_{ex}(N)$) ergibt sich aus der Differenz zwischen atmosphärischer N-Deposition (N_{dep}) und dem ermittelten $CL_{nut}(N)$ am Standort:

$$CL_{ex}(N) = N_{dep} - CL_{nut}(N) \quad (5-2)$$

Um die Critical Loads zu berechnen und deren Einhaltung bzw. Überschreitung zu bestimmen, werden die notwendigen Eingangsdaten wie folgt ermittelt.

5.5.2.1 Deposition

Die Ableitung der Depositionszeitreihe über das Modell MAKEDEP ist im Methodenkapitel in Abschnitt 2.10 beschrieben.

5.5.2.2 Aufnahme von Stickstoff in den Bestand

Im Critical Loads Ansatz wird die N-Aufnahme in das Ökosystem als Senkenprozess verstanden, der aufgenommene N wird also auf Dauer festgelegt bzw. erst durch die Ernte dem System entzogen. Anhand des Zuwachses, der Kompartimentgehalte und der Dichte der einzelnen Baumkompartimente werden die Aufnahme von N (N_u) in den Bestand abgeschätzt (Formel 5-3). Je nach waldbaulicher Nutzungsvariante müssen die Nettoaufnahme von N verschiedener Kompartimente berücksichtigt werden. Für die BZE-Flächen wird eine mittlere Nutzungsintensität mit dem Entzug von Derbholz inklusive Rinde angenommen. Diese Nutzungsart entspricht der gängigen forstlichen Praxis, da sie die wirtschaftlich interessanteste Variante darstellt (Nebe & Herrmann 1987) und ein Verzicht auf Rindennutzung erntetechnologisch schwer realisierbar ist (Feger 1993, LFW 1997).

$$XA = ZWK \times \rho K \times ctX K \quad (5-3)$$

mit:

XA = Netto-Aufnahmerate des Elements X in den Baumbestand [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

ZWK = Zuwachs des jeweiligen Kompartiments K, hier dGZ_{100} – durchschnittlicher Gesamtzuwachs in 100 Jahren an Derbholz [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

ρK = Darr- oder Trockendichte des Kompartiments K [kg m^{-3}]

$ctX K$ = durchschnittlicher Gehalt von Element X im jeweiligen Kompartiment K [kg kg^{-1}]

Die Ermittlung des durchschnittlichen Gesamtzuwachses an Derbholz (Stammholz mit Rinde) bezogen auf 100 Jahre (dGZ_{100}) erfolgt auf Grundlage ertragskundlicher Daten (Alter, Höhe, Baumartenanteil an der Bestandsgrundfläche) aufgenommen im Jahr 2012 im Rahmen der harmonisierten Bestandserhebung (Kap. 2.6) auf den BZE II-Flächen. Die berechneten Oberhöhen (in Einzelfällen auch Mittelhöhen) pro Baumart des Hauptbestands und der Oberschicht werden verwendet um relative Bonitäten (Ertragsklassen) mittels der digitalen Ertragstafelsammlung von Nagel & von Gadow (2014) zu ermitteln. Übersteigt die Produktivität des Standorts die oberste Ertragsklasse wird bis Ertragsklasse 0 extrapoliert. Die Umrechnung des volumenbezogenen Durchschnittzuwachses ($F_m \text{a}^{-1} \text{ha}^{-1}$) in Holzsubstanz ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) erfolgt mittels der Darrdichten für Derbholz aus Wagenführ (2000) und der Dichte für Rinde aus Kramer (1988) sowie dem Verhältnis von Rinde zu Stammholz (Rademacher *et al.* 1999). Die durchschnittlichen Gehalte an N in Derbholz und Rinde sind Jacobsen *et al.* (2003) entnommen.

5.5.2.3 Tolerierbarer Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser

Der tolerierbare N-Austrag mit dem Sickerwasser $N_{le(acc)}$ berechnet sich aus der Sickerwasserrate (PS) und der kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung (N_{crit}) wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \times N_{crit} \quad (5-4)$$

mit:

$N_{le(acc)}$ = Tolerierbarer N-Austrag mit dem Sickerwasser [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

PS = Sickerwasserrate [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_{crit} = Kritische N-Konzentration in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des jeweils betrachteten Schutzguts [kg m^{-3}]

Die Ermittlung von N_{crit} wird nach Balla *et al.* (2013), modifiziert nach ARGE StickstoffBW (2014) in drei Schritten durchgeführt: Zuerst wird die kritische N-Konzentration in der Bodenlösung für das Schutzgut Pflanze ($N_{crit(plant)}$) auf Grundlage von ICP Modelling and Mapping (2004-2010) modifiziert nach Balla *et al.* (2013) ermittelt. Für naturnahe Wälder werden die $N_{crit(plant)}$ -Werte aus dem BERN-Modell von Öko-Data, veröffentlicht in ARGE StickstoffBW (2014), verwendet. Je nach pflanzensoziologischer Charakterisierung der Standorte werden Werte zwischen 0,4 und 4 mg N l⁻¹ verwendet. Die mitteleuropäischen Fichten-Wälder (*Piceion abietis*) weisen die geringsten $N_{crit(plant)}$ -Werte auf. Für Forste und BZE-Punkte ohne pflanzensoziologische Zuordnung wird ein $N_{crit(plant)}$ von 3 mg l⁻¹ angesetzt.

Im zweiten Schritt wird geprüft, ob der Standort ein erhöhtes Risiko zur Ausbildung eines Nährstoffungleichgewichts aufweist. Dies ist mutmaßlich dann erreicht, wenn der Gehalt an basischen Nährkationen (Ca + Mg + K) im Verhältnis zu N limitierend für das Baumwachstum wird (de Vries *et al.* 2015). Nach derzeitigem Stand der Forschung ist unklar, ob die N-Konzentration im Sickerwasser mit einem Nährstoffungleichgewicht in den Assimilationsorganen der Bäume im Zusammenhang steht. Pauschal können N-Konzentrationen zwischen 0,2-0,4 mg l⁻¹ (ICP Modelling and Mapping 2015) als Critical Limit zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten (in den Bäumen) gesetzt werden. Es wird von de Vries *et al.* (2015) jedoch darauf hingewiesen, dass diese Werte nicht durch die pflanzenphysiologische Literatur fundiert sind. Vielmehr entsprechen diese Konzentrationen – nach einer europaweiten Labor-Auswertung im Rahmen des EU Lifeplus FutMon-Projekts (Andreae 2011, mündliche Mitteilung) – dem Median der summativen Bestimmungsgrenze für anorganischen N in wässrigen Lösungen (0,19 mg/l), stehen also stellvertretend für ein geschlossenes natürliches System mit nur geringem N-Austrag. Das Critical Limit zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewicht $N_{crit(nut)}$ wird nach folgenden Formeln bestimmt.

$$Bc_{soil(c)} = Bc_{dep} + Bc_w - \frac{Bc_u}{PS} \quad (5-5)$$

$$Bc_{soil(p)} = \theta \cdot Bc_{soil(c)} + p \cdot KAK \cdot \left(\frac{BS_{crit}}{100} \right) \quad (5-6)$$

$$N_{crit(nut)} = \frac{Bc_{soil(p)}}{\frac{\theta \cdot Bc_{crit}}{1000}} \quad (5-7)$$

mit:

$Bc_{soil(c)}$ = Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung [eq m⁻³]

Bc_{dep} = seesalzbürtiger Anteil an Deposition von basischen Nährkationen (Ca+Mg+K) [eq ha⁻¹ a⁻¹]

Bc_w = Freisetzungsrates basischer Nährkationen durch Verwitterung [eq ha⁻¹ a⁻¹]

Bc_u = Netto-Aufnahmerates basischer Nährkationen durch die Vegetation [eq ha⁻¹ a⁻¹]

PS = Sickerwasserrate [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

$Bc_{soil(p)}$ = erforderlicher Mindestgehalt an leicht löslichen pflanzenverfügbaren basischen Kationen (Ca + Mg + K) im Hauptwurzelraum [eq m^{-2}]

θ = Wassergehalt im Bodenraum bei Feldkapazität [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]

ρ = Bodenrohddichte [g cm^{-3}]

KAK = potentielle Kationenaustauschkapazität [meq kg^{-1}]

BS_{crit} = vegetationstypspezifische erforderliche Basensättigung [%]

BcN_{crit} = kritisches Verhältnis von basischen Nährkationen (Ca + Mg + K) zu N [eq eq^{-1}]

$N_{crit(nut)}$ = kritische N-Konzentration im Bodenwasser der Hauptwurzelzone [eq m^{-3}]

Die Critical Limits für die vegetationstypspezifisch erforderliche Basensättigung (BS_{crit}) und das kritische Verhältnis von basischen Nährkationen zu N-Ionen (BCN_{crit}) naturnaher Wälder entstammen dem BERN-Modell von Öko-Data veröffentlicht in ARGE StickstoffBW (2014). Für Forste und Punkte ohne pflanzensoziologische Zuordnung wird der standortspezifisch gewichtete Mittelwert für die Basensättigung in Auflage und 0-10 cm Bodentiefe und für BCN_{crit} die Werte aus Balla *et al.* (2013) verwendet. Als N_{crit} wird letztlich das Minimum aus $N_{crit(plant)}$ und $N_{crit(nut)}$ pro BZE-Standort ermittelt. Im aktuellen Projekt wird für N_{crit} zum einen der soeben beschriebende Ansatz nach Balla *et al.* (2013), modifiziert nach ARGE StickstoffBW (2014) getestet, als auch der konservative N_{crit} -Wert von $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ angewendet. Die N_{crit} -Werte werden mit der Sickerwasserrate aus dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Kap. 10.3) multipliziert.

5.5.2.4 Schätzung der Denitrifikation

Die Rate mit der an den BZE-Standorten die Denitrifikation (N_{de}), also die Umwandlung von Nitrat in molekularen N erfolgt, wird durch die folgende Gleichung abgebildet, welche die Denitrifikation in Abhängigkeit von der für diesen Prozess verfügbaren N-Menge beschreibt.

$$N_{de} = N_{le(acc)} \times \frac{f_{de}}{(1-f_{de})} \quad (5-8)$$

mit:

$N_{le(acc)}$ = Tolerierbarer N-Austrag mit dem Sickerwasser [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

f_{de} = Denitrifikationsfaktor [dimensionslos]

Die Ableitung des Denitrifikationsfaktors (f_{de}) erfolgt entsprechend dem Handbuch von ICP Modelling and Mapping (2015). Der Tongehalt wird hierbei als Summen-Indikator für die Parameter Bodenfeuchte, Humusgehalt und Basensättigung angesehen. Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate. Histosolen wird pauschal ein f_{de} -Faktor von 0,8 und Podsolen ein f_{de} -Faktor von 0,1 zugewiesen. Bei Verwitterungsraten kleiner $200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$ wird ein f_{de} -Faktor von 0,1 angesetzt.

5.5.2.5 Schätzung der Immobilisierung

Der Prozess der Immobilisierung von N umfasst die dauerhafte Festlegung von organischen N-Verbindungen durch Akkumulation in der Humusschicht und durch mikrobielle Fixierung. Immobilisierter N liegt in ungelöster Form vor, ist nicht pflanzenverfügbar und trägt somit nicht zur Eutrophierung und zur Auswaschung von basischen Kationen bei. Die langfristige Netto-Immobilisierungsrate ist dabei temperaturabhängig sowie vom Wasser-, Kationen- und C-Angebot beeinflusst. Zur Abschätzung der N-Immobilisierung werden die temperaturabhängige Immobilisierungsrate $N_{i(T)}$ und die vegetationsabhängige Immobilisierungsrate $N_{i(\text{plant})}$ kombiniert.

Ausgehend von einer positiven Korrelation zwischen Bodentemperatur und Mineralisierung von N wird in umgekehrter Weise angenommen, dass niedrige Bodentemperaturen die Akkumulation von organischem N begünstigen. Nach ARGE StickstoffBW (2014) berechnet sich $N_{i(T)}$ nach folgender Formel:

$$N_{i(T)} = 0,0804 \cdot T^2 - 1,8589 \cdot T + 11,204, \text{ wenn } T \leq 3^\circ\text{C} \text{ dann } N_{i(T)} = 6,3 \quad (5-9)$$

Die Formel befindet sich derzeit in Revision. Auf Grundlage der BZE II-Daten wurde deshalb folgende Berechnung vorgeschlagen (Öko-Data 2015):

$$N_{i(T)} = 0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \quad \text{wenn } T \leq 2^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 1,6 \cdot T - 2,7, \quad \text{wenn } T > 2^\circ\text{C} \leq 4,5^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 4 \cdot \left(\frac{11 - T}{6,5} \right)^2 + 0,5, \quad \text{wenn } T > 4,5^\circ\text{C} < 11^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \text{ wenn } T \geq 11^\circ\text{C} \quad (5-10)$$

mit:

T = langjähriges Mittel der Jahresdurchschnittstemperatur [$^\circ\text{C}$]

Des Weiteren ist die N-Immobilisierung abhängig vom Angebot an organischer Streu und deren Qualität also der Zusammensetzung und Zersetzbarkeit. Im zweiten Schritt wird demnach die vegetationsabhängige Komponente der Immobilisierungsrate $N_{i(plant)}$ bzw. der Immobilisierungsfaktor f_i berechnet. Dazu werden anhand der Bodensubstratgruppen (Kap. 3.4.4) die Spanne des standorttypischen C/N-Verhältnisses ($CN_{min(soil)}$, $CN_{max(soil)}$) zugewiesen. Innerhalb dieser standorttypischen C/N-Spannen entwickeln sich nach Öko-Data (2015) die Pflanzengesellschaften in deutlich engeren C/N-Spannen ($CN_{crit(plant)}$). Für naturnahe Standorte werden die Werte für $CN_{crit(plant)}$ aus dem BERN-Modell abgeleitet, für Forste wird das C/N-Verhältnis aus dem Auflagehumus und 0-10 cm Oberboden als gewichteter Mittelwert aus der BZE II-Erhebung verwendet. Liegt $CN_{crit(plant)}$ unterhalb von $CN_{min(soil)}$, sind die Destruenten ausreichend mit Nährstoffen versorgt und es herrscht N-Mineralisierung, während jedoch $CN_{crit(plant)}$ oberhalb von $CN_{max(soil)}$ liegt, dominiert die Immobilisierung.

Näherungsweise kann der vegetationsabhängige Teil der Immobilisierungsrate nach Balla *et al.* (2013) wie folgt abgeschätzt werden:

$$N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$$

$$N_{i(plant)} = f_{i(plant)} \cdot N_{av}$$

$$f_{i(plant)} = \frac{CN_{crit(plant)} - CN_{min(geo)}}{CN_{max(geo)} - CN_{min(geo)}} \quad \text{für } CN_{min(geo)} < CN_{crit(plant)} < CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(plant)} = 1 \quad \text{für } CN_{crit(plant)} \geq CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(plant)} = 0 \quad \text{für } CN_{crit(plant)} \leq CN_{min(geo)} \quad (5-11)$$

wobei:

$$N_{i(T)} = \text{temperaturabhängige Immobilisierungsrate [kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$N_{i(plant)} = \text{vegetationsabhängige Immobilisierungsrate [kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$N_{av} = \text{verfügbarer N } (N_{av} = N_{dep} - N_u - N_{i(T)}) \text{ mit } N_{dep} \equiv CL(N) \text{ bzw. } N_{av} = N_{de} + N_{le} \text{ [kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$CN_{min(geo)} = \text{niedrigstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis [dimensionslos]}$$

$$CN_{max(geo)} = \text{höchstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis [dimensionslos]}$$

$$CN_{crit(plant)} = \text{kritischer Schwellenwert für das C/N-Verhältnis (vegetationsgesellschaftsspezifisch) [dimensionslos]}$$

Die veränderte Berechnung der Immobilisierung durch Kombination von temperaturabhängigen und vegetationspezifischen Komponenten wird hier erstmals auf BZE-Daten angewendet und diskutiert. Diesem modifizierten Ansatz wird vergleichend die Immobilisierungsrate nach Formel 5-9 gegenüber gestellt.

5.5.2.6 Methoden zur Berechnung von $CL_{nut}(N)$ im Vergleich

Im aktuellen Projekt werden die Ergebnisse folgender drei Ansätze zur Berechnung der $CL_{nut}(N)$ gegenübergestellt:

- 1) konservativer Ansatz: Berechnung von $N_{le(acc)}$ auf Grundlage von $N_{crit} = 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ und Berechnung von N_i auf Grundlage von Formel 5-9, $N_i = N_{i(T)}$.
- 2) konservativ-erweiterter Ansatz: Berechnung von $N_{le(acc)}$ auf Grundlage von $N_{crit} = 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ und Berechnung von N_i auf Grundlage von Formel 5-10 und 5-11, $N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$.
- 3) modifizierter Ansatz: Berechnung der $N_{le(acc)}$ auf Grundlage des Minimums von $N_{crit(nut)}$ und $N_{crit(plant)}$ nach Balla *et al.* (2013), modifiziert nach ARGE StickstoffBW (2014). In der Mehrzahl der Fälle ist $N_{crit} > 0,2 \text{ mg l}^{-1}$. Berechnung von N_i auf Grundlage von Formel 5-10 und 5-11, $N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$.

5.5.3 Ergebnisse

Durch die Aufnahme von N in den Bestand (N_u) wird durchschnittlich $5,6 \pm 0,04 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Derbholz und Rinde festgelegt. Kiefernreinbestände weisen im Allgemeinen deutlich niedrigere N_u -Werte (unter dem Mittelwert) auf. Tendenziell nimmt N_u von Kiefer über Fichte über Eiche bis Buche zu. Die Kiefer weist von allen Hauptbaumarten die geringsten N-Gehalte und eine geringe Dichte von Derbholz und Rinde auf, bei hohen relativen Bonitäten (Ertragsklassen) erreicht sie eine durchschnittliche Gesamtwuchsleistung (dgz_{100}) von $8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das Holz der Fichte zeichnet sich ebenfalls durch einen niedrigen N-Gehalt und eine geringe Dichte aus, weist aber mit $11 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ die höchste durchschnittliche dgz_{100} aller vier Hauptbaumarten auf. Das Derbholz und die Rinde der Eiche weisen einen hohen N-Gehalt und eine hohe Dichte auf, ihre Zuwachsleistung ist hingegen mit $5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich niedriger als bei den anderen Hauptbaumarten. Die Buche zeichnet sich durch mittlere N-Gehalte, eine hohe Dichte und Derbholzzuwachsraten von im Mittel $7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus. Die nahezu doppelt so hohen N-Gehalte in Derbholz und Rinde der Laubbäume führen dazu, dass in Laubholz-dominierten Mischbeständen tendenziell mehr N dem System entzogen wird, als in Nadelholz-dominierten Mischbeständen.

Die Zuordnung der Critical Limits im Allgemeinen und die Abschätzung der kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung (N_{crit}) im Speziellen sind entscheidend für die Höhe des berechneten Critical Loads. N_{crit} wird indirekt über die Austragsrate für N ($N_{le(acc)}$) zur Schätzung von Immobilisierung und Denitrifikation verwendet (Formel 5-8 und 5-11). Ein N_{crit} von $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ stellt eine konservative Einschätzung dar, um in jedem Fall ein Nährstoffungleichgewicht und defizitäre Basenkationenbilanzen am Standort zu vermeiden (Bolte & Wolff 2001, ICP Modelling and Mapping 2015). Sowohl im konservativen Ansatz als auch im konservativ-erweiterten Ansatz wird ein N_{crit} von $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ verwendet. Im hier getesteten modifizierten Ansatz hingegen werden naturnahen Standorten N_{crit} -Werte im Mittel von $1,6 \pm 0,02 \text{ mg l}^{-1}$ und Forstökosystemen von im Mittel $2,4 \pm 0,03 \text{ mg l}^{-1}$ zugeordnet. Durch die Multiplikation mit der Sickerwasserrate ergeben sich durchschnittliche tolerierbare N-Austragsraten von $0,5 \pm 0,01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit N_{crit} von $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ und von $5,2 \pm 0,13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für den modifizierten Ansatz. Im Mittel wird durch die modifizierte Berechnung die tolerierbare N-Austragsrate somit um das 10-fache erhöht. Der Schutz der Ökosysteme vor defizitären Ca-, Mg- und K-Bilanzen ist auf Standorten mit nur geringer Nachlieferung dieser Nährstoffe aus der Mineralverwitterung bei den hohen N-Austrägen der modifizierten Berechnung meist nicht gewährleistet (Kap. 4).

Die Immobilisierungsrate N_i setzt sich im hier verwendeten Ansatz entsprechend Balla *et al.* (2013) aus einer generellen temperaturabhängigen Komponente $N_{i(T)}$ von im Mittel $1,46 \pm 0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einer vegetationsbedingten Komponente $N_{i(plant)}$ zusammen. Da diese von der verfügbaren Menge an N abhängt, beträgt sie im Mittel $3,65 \pm 0,13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für den modifizierten bzw. $0,38 \pm 0,01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für den konservativ-erweiterten Ansatz. Der Anteil von $N_{i(plant)}$ an der Gesamt-Immobilisierungsrate ($5,12 \pm 0,13$ bzw. $1,84 \pm 0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) beträgt im modifizierten Ansatz im Mittel 50 % (Spanne 0 und 97 %) bzw. 17 % (Spanne zwischen 0 und 74 %) im konservativ-erweiterten Ansatz. Beide Ansätze zeigen vergleichbare Muster hinsichtlich der Bestockungstypen. Kiefernreinbestände zeichnen sich im Allgemeinen durch die niedrigste Immobilisierungsrate aus. Fichtenreinbestände weisen im Allgemeinen die höchsten Immobilisierungsraten auf. Die Immobilisierungsraten von Buchen- und Eichenreinbeständen, von sonstigen Nadel- und Laubwäldern sowie Mischwäldern liegen im mittleren Wertebereich unterscheiden sich kaum voneinander. Die Immobilisierungsrate nach konservativem Ansatz wird mittels Formel 5-9 berechnet und beträgt im Mittel $1,58 \pm 0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Durch den Vergleich von aktuellem C/N-Verhältnis und bodentypischer Spannweite des C/N-Verhältnisses im Oberboden kann der Status der Eutrophierung abgeschätzt werden. Auf 91 % der BZE-Flächen liegen die aktuellen C/N-Verhältnisse innerhalb der bodentypischen Spanne, nur auf je 4 % der Standorte ist die bodentypische Spanne über- bzw. unterschritten. Allerdings werden die vegetationsstypischen C/N-Verhältnisse an 41 % der naturnahen Standorte nicht eingehalten. Diese Verletzung des Critical Limits ($CN_{crit(plant)}$) wird dort als reversibel eingeschätzt, wo die bodentypischen C/N-Spannen noch nicht verlassen sind. Die vegetationsbedingte Immobilisierung ist dann 0. Auf mehr als 70 % der Standorte treten Unterschreitungen des aktuellen C/N-Wertes gegenüber dem $CN_{crit(plant)}$ -Wert auf; dies betrifft die Waldtypen *Alnion glutinosae* (Erlen-Bruchwälder), *Galio-Fagenion* (Waldmeister-Buchenwälder),

Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatani (Schlucht- und Hangmischwälder) und Vaccinio-Piceion (mitteleuropäische Fichten- und Lärchenwälder). Auf allen Standorten mit aufstockendem Kalk-Buchenwald (Hordelymo-Fagetum) wird $CN_{crit(plant)}$ durch das aktuellen C/N-Verhältnis unterschritten. Wenige Unterschreitungen treten bei Carpinion betuli (Eichen-Hainbuchenwälder) und Dicrano-Pinion (moosreiche Kiefernwälder des Flachlands) auf.

Die Denitrifikation beträgt im Mittel $1,12 \pm 0,04$ im modifizierten Ansatz bzw. $0,11 \pm 0,01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im konservativ-erweiterten und konservativen Ansatz.

Bei Verwendung der modifizierten Berechnung liegt der $CL_{nut}(N)$ im Mittel bei $17 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Vergleich zu $8 \pm 0,06 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach konservativ-erweiterter und $7,88 \pm 0,05 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach konservativer Methode. Tab. I-5-7 zeigt die Critical Loads für die drei Methoden nach Klassen und deren Flächenanteile. Mehr als 25 % der BZE-Punkte weisen nach modifizierter Berechnung Critical Loads größer als $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Nach konservativer und konservativ-modifizierter Methode weist ein einziger BZE-Standort $CL_{nut}(N)$ Werte größer als $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Vielmehr zeichnen sich 85 % bzw. 78 % der BZE-Punkte durch Critical Loads kleiner $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus. Dieser Anteil halbiert sich durch Anpassung der N_{crit} -Werte. Die Anteile für Punkte mit $CL_{nut}(N)$ zwischen 10 bis $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bleiben nahezu gleich, wohingegen der Anteil der $CL_{nut}(N)$ zwischen 15 bis $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der modifizierten Berechnung ansteigt.

Tab. I-5-7: Critical Loads für drei Methoden nach Klassen und deren Flächenanteile.

$CL_{nut}(N)$ [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	konservativer Ansatz		konservativ-erweiterter Ansatz		modifizierter Ansatz	
	n	Flächenanteil [%]	n	Flächenanteil [%]	n	Flächenanteil [%]
>0 - 10	1466	85	1353	78	526	30
>10 - 15	251	15	354	20	392	23
>15 - 20	9	1	19	1	315	18
>20 - 25	1	0	1	0	193	11
>25 - 30	0	0	0	0	112	6
>30	0	0	0	0	189	11

Konservativer Ansatz = Berechnung mit $N_{crit} = 0,2 \text{ mg l}^{-1}$; konservativ-erweiterter Ansatz mit $N_{crit} = 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ und $N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$; Modifizierter Ansatz = Berechnung mit Minimum aus $N_{crit(nut)}$ und $N_{crit(plant)}$ und $N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$.

Alle drei Methoden zeigen vergleichbare Muster hinsichtlich der Bestockungstypen. Kiefernreinbestände weisen deutlich geringere Critical Loads auf als alle anderen Bestände. Fichtenreinbestände zeichnen sich durch den höchsten Critical Load aus. Mischbestände aus Laubhölzern weisen tendenziell höhere $CL_{nut}(N)$ auf als Nadelbaum-dominierte Mischbestände. Als empirische Critical Loads für eutrophierenden N geben Bobbink & Hettelingh (2011) für mitteleuropäische Buchenwälder Werte zwischen $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für bodensaure eichendominierte Wälder Werte zwischen $10\text{-}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für meso- bis eutrophe Eichenwälder Werte zwischen $15\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Fichtenwälder Werte zwischen $10\text{-}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Kiefernwälder

Werte zwischen $5\text{-}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Die hier modellierten Werte liegen weitestgehend innerhalb dieser empirischen Critical Loads.

Zur Beurteilung der Überschreitung der $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ wurden die Ergebnisse aus den drei Berechnungen zu fünf Gefährdungsstufen zusammengefasst:

Stufe 0 = keine Gefährdung durch eutrophierenden N, keine Überschreitung der Critical Loads für $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ unabhängig vom Berechnungsweg

Stufe 1 = keine Überschreitung der $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ nach modifizierter Berechnung, potentielle Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen bis $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ für $N_{\text{crit}} = 0,2 \text{ mg l}^{-1}$,

Stufe 2 = keine Überschreitung der $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ nach modifizierter Berechnung, potentielle Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ für $N_{\text{crit}} = 0,2 \text{ mg l}^{-1}$,

Stufe 3 = Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen bis $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ unabhängig vom Berechnungsweg

Stufe 4 = Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ unabhängig vom Berechnungsweg

Tab. I-5-8: Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff - Anzahl und Anteile der BZE-Standorte.

Gefährdungs- stufe	Überschreitung $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ Bewertung	n	Anteil	n	Anteil	n	Anteil
		1990	1990	2007	2007	2015	2015
0	keine Überschreitung	0	0	8	0	23	1
1	Keine Überschreitung bei mod. Berechnung; potentielle Gefährdung, mit Überschreitungen $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	141	8	582	34	772	45
2	Keine Überschreitung bei mod. Berechnung; potentielle Gefährdung, mit Überschreitungen $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	262	15	119	7	38	2
3	Überschreitung $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	82	5	519	30	691	40
4	Überschreitung $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	1242	72	499	29	203	12

Für das Jahr 1990 werden unabhängig von der Berechnungsmethode an 77 % aller BZE-Standorte die $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ überschritten (Gefährdungsstufe 3 und 4). Die Reduzierung der N-Emissionen führt dazu, dass 2015 noch 52 % der Flächen Überschreitungen aufweisen und mehr als 45 % der BZE-Flächen durch eine potentielle Gefährdung mit Überschreitungen bis zu $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ klassifiziert sind. Gänzlich ungefährdet gegenüber eutrophierenden N sind 2015 1 % der

BZE-Standorte. Die Anzahl an Standorten der Gefährdungsstufe 0 von 1990 bis 2015 ist nahezu gleichgeblieben.

Die Abbildung I-5-16 zeigt die Gefährdungsstufen nach Bestockungstypen stratifiziert. Kiefernreinbestände weisen in allen untersuchten Jahren den höchsten Anteil an Überschreitungen (Gefährdungsstufe 3 und 4) auf. Der $CL_{nut}(N)$ ist 1990 für 100 %, 2007 für 93 % und 2015 für 90 % der untersuchten Kiefernreinbestände überschritten. Dabei steigt der Anteil der Kiefernbestände mit Überschreitungen bis $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Gefährdungsstufe 3) zwischen 1990 und 2015 von 0 auf 70 %. Kiefernreinbestände die keine Überschreitung aufweisen sind zumindest potentiell gefährdet (Gefährdungsstufe 1 und 2). Der Anteil an ungefährdeten Standorten beträgt auch 2015 0 %. Buchen- und Eichenreinbestände weisen ein vergleichbares Gefährdungsmuster auf. 1990 weisen noch mehr als 70 % der Flächen Überschreitungen, etwa 15 % eine potentielle Gefährdung $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und etwa 10 % eine potentiell Gefährdung $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. 2015 sind 35-40 % der Buchen- und Eichenstandorte durch Überschreitungen und 63 % der Buchen- und 56 % der Eichenreinbestände durch potentielle Gefährdung $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ klassifiziert. 1 % Buchen- und Eichenstandorte weisen 2015 keine Überschreitung auf. Die Fichtenreinbestände und die Mischwälder ordnen sich dem Gefährdungspotenzial entsprechend zwischen Eichen- bzw. Buchenreinbeständen und Kiefernreinbeständen ein. 30 % der Fichten- und 34 % der Mischbestände weisen 2015 Überschreitungen $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 9 % der Fichten und 12 % der Mischbestände weisen Überschreitungen $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. 57 % der Fichten- und 51 % der Mischbestände sind durch potentielle Überschreitungen $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und weniger als 4 % sind durch potentielle Überschreitungen $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gefährdet. Je 1 % der Fichten- und Mischbestände weisen 2015 keine Überschreitungen auf.

Standorte mit sonstigem Laubholz im Reinbestand (LW) weisen 2015 zu 66 % Überschreitungen auf (Gefährdungsstufe 3 und 4). Potentiell gefährdet sind 33 % der LW-Standorte. Standorte mit Bestockung durch sonstiges Nadelholz im Reinbestand (NW) werden am häufigsten gegenüber den anderen Bestockungstypen als ungefährdet gegenüber eutrophierenden N eingestuft. Keine Überschreitungen weisen 2015 17 % der Flächen auf. Hier zeichnen sich vor allem die hohe Gesamtwuchsleistung und die damit verbundenen N_u -Werte von Douglasien und Tannenreinbeständen ab. 60 % der NW-Standorte sind potentiell gefährdet und 23 % der Flächen weisen Überschreitungen auf.

42,6 % der pflanzensoziologisch klassifizierten BZE-Standorte sind naturnahen Waldgesellschaften zuzuordnen, während 57,4 % der Standorte Forste sind. Die Zuordnung der Naturnähe ist im Wesentlichen an der Zusammensetzung der Baumschicht unter Berücksichtigung der Bodenvegetation orientiert. Über die Naturnähe anderer Strukturelemente sagt der Begriff hier nichts aus (Kap. 9.2.2). Für 2015 weisen je 1 % der naturnahen Standorte und der Forste keine Überschreitungen auf. 51 % der naturnahen Standorte und 40 % der Forste sind potentiell gegenüber Überschreitungen bis $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gefährdet. Unter 1 % der naturnahen Standorte und 3 % der Forste sind potentiell durch Überschreitungen $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gefährdet und 38 %

der naturnahen Standorte und 42 % der Forste weisen Überschreitungen bis $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. 9 % der naturnahen Standorte und 14 % der Forste weisen Überschreitungen $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf.

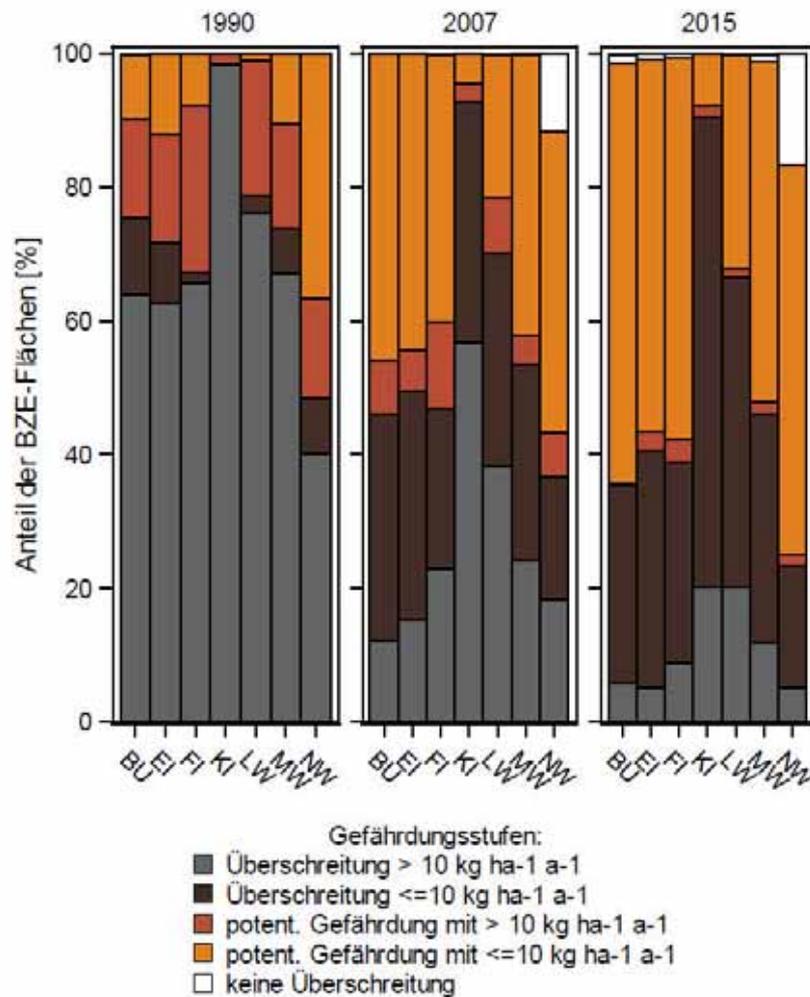


Abb. I-5-16: Gefährdung der BZE-Standorte gegenüber eutrophierenden Stickstoff für die Jahre 1990, 2007 und 2015 stratifiziert nach Bestockungstyp und klassifiziert nach fünf Gefährdungsstufen: 4 = Überschreitung $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 3 = Überschreitung $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 2 = potentielle Gefährdung $> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 1 = potentielle Gefährdung $\leq 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 0 = keine Überschreitung. BU (Buche mit $N = 224$), EI (Eiche mit $N = 99$), FI (Fichte mit $N = 416$), KI (Kiefer mit $N = 349$), LW (sonstiger Laubwald mit $N = 84$), MW (Mischwald mit $N = 492$) und NW (sonstiger Nadelwald mit $N = 60$).

5.6 Zusammenfassung

Die aktuellen N-Vorräte im mittleren Gesamtprofil (Auflagehumus und Mineralboden bis 60 cm Tiefe) der BZE betragen rund 6 t. Nach Bewertung des AK Standortskartierung (2003) entspricht dieser Vorrat einem mittleren Vorratsbereich. Sieben Prozent der Standorte weisen hohe

(> 10 t ha⁻¹) und 0,5 % sehr hohe Vorräte > 20 t ha⁻¹ sowie 4,5 % sehr geringe Vorräte < 2,5 t ha⁻¹ auf.

Die Konzentrationen und damit die Vorräte zeigen einen für Waldböden typischen Gradienten von der Bodenoberfläche bis in 60 cm Tiefe. Im Oberboden bis 30 cm sind 64 % (3,84 t ha⁻¹) des Vorrats im Hauptwurzelraum gebunden. In den Auflagen sind mit etwa 0,8 t N ha⁻¹ 14 % des Gesamtvorrats fixiert. In der Untersuchungstiefe 60-90 cm liegen 44 % der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, weshalb hierfür keine gesicherten Aussagen getroffen werden können.

Änderungen von der BZE II zur BZE I können nur an Profilen beurteilt werden, die in beiden Erhebungen bearbeitet wurden. In dieser „gepaarten Stichprobe“ ergibt sich für das betrachtete Gesamt-Kompartiment, bezogen auf die erste Bodenzustandserhebung, eine Abnahme der Vorräte um 12 %. In den Auflagen waren keine Veränderungen erkennbar; bezogen auf die ersten 10 cm des Mineralbodens ließ sich sogar eine Zunahme ermitteln. Je nach Bestockungs- und Bodenverhältnissen ergeben sich, nach Auflagen und Mineralböden differenziert, regional unterschiedliche Muster der Vorratshöhen und -änderungen.

Als Einflussgrößen auf die Vorräte wurden die Jahresmitteltemperatur, die Bestockung, das Bodensubstrat sowie der Einfluss der Kalkung untersucht. Der Oberboden (Auflagen und Mineralboden bis 10 cm Tiefe), der traditionell zur Beurteilung der biologischen Aktivität eines Standorts mittels des C/N-Verhältnisses genutzt wird, ist der Temperatureffekt auf die Umsatzraten als am höchsten anzunehmen. So nehmen mit steigender Jahresmitteltemperatur die summierten N-Vorräte von Auflagehumus und den oberen 10 cm des Mineralbodens bis zur Temperaturklasse 8-9 °C ab, um sich dann auf gleichbleibendem Niveau einzupegeln. Die Änderungen der N-Vorräte zwischen beiden Inventuren sind bis auf die Temperaturklassen 8-9 °C und 9-10 °C durchweg negativ. Es zeichnet sich eine stärkere Abnahme der N-Vorräte bei geringeren Durchschnittstemperaturen ab.

Die Bestockungswirkung hängt wiederum vom betrachteten Bodenkompartment ab. Die Gruppierung für den Auflagehumus zeigt eine deutliche Trennung zwischen Laubwaldbeständen mit geringeren N-Vorräten im Gegensatz zu höheren Vorräten unter Mischwald- oder sonstigen Nadelwaldbeständen. Das komplementäre Bild ergibt sich bei Betrachtung der N-Vorräte im stark humusbeeinflussten oberen Mineralboden. Hier speichern die oberen 10 cm des Mineralbodens unter sonstigem Nadelwald weniger N als unter Misch- und sonstigem Laubwald. Bei Darstellung der Vorräte von Auflagehumus und Mineralboden bis in 60 cm Tiefe wird der Bestandeffekt erwartungsgemäß diffuser. Dennoch finden sich mit 4,5 t ha⁻¹ auf Standorten unter Kiefernwäldern geringere N-Vorräte als z.B. in sonstigen Laubwäldern, welche mit 8,8 t N ha⁻¹ die höchsten Werte aufweisen.

Die Auswertung nach Bodensubstratgruppen ergibt, dass im Auflagehumus auf Substraten mit einer potentiell höheren Basenausstattung und einer besseren Nährstoffausstattung wenig N gespeichert ist. Die höchsten N-Vorräte weisen Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein

sowie Moore und Anmoore auf. Das spiegelverkehrte Bild ergibt sich für Mineralböden bis in 10 cm Tiefe. Die Verteilung der N-Vorräte in den verschiedenen Substratgruppen ist für 0-10 cm und für den Auflagehumus und das Kompartiment 0-60 cm des Mineralbodens identisch.

Bei Betrachtung der Änderungen der N-Vorräte zwischen der BZE I und BZE II im Auflagehumus und in den BZE-Tiefenstufen des Mineralbodens lässt sich ein Einfluss der Kalkung nachweisen. Es findet an gekalkten Standorten eine signifikante Umverteilung von der Auflage in den Mineralboden statt. Die N-Vorräte nehmen dort bis in eine Tiefe von 30 cm zu, um dann abzufallen. Allerdings sind lediglich in den Tiefenstufen 0-5 cm und 30-60 cm signifikante Änderungen zu verzeichnen.

Für den Auflagehumus und 0-60 cm Mineralboden von gekalkten Standorten ergibt sich gegenüber der BZE I eine jährliche Abnahme von $4,6 \text{ kg N ha}^{-1}$, was einer Einbuße von ca. 0,8 % entspricht. Überraschend ist, dass bei ungekalkten Standorten etwa zehn Mal höhere annuelle Verlustraten berechnet werden. Die ungekalkten Standorte in der länderspezifischen Kalkungskulisse verloren demnach pro Jahr $33,5 \text{ kg N ha}^{-1}$.

Bewertet nach der Klassifikation des AK Standortkartierung (2003) dominieren im Beurteilungshorizont mäßig weite und weite C/N-Verhältnisse (59,1%). In der gepaarten Stichprobe überwiegen neben unveränderten Standorten (49,5 %) diejenigen mit erweitertem C/N-Verhältnis (33,5 %).

Die C/N-Verhältnisse differenzieren deutlich nach Bodenausgangssubstrat und Bestockungstyp. Arme Substrate zeichnen sich durch weite C/N-Verhältnisse aus, reiche Substrate durch enge. Damit unterscheiden sich die Ergebnisse in ihrer Aussagekraft von der BZE I, bei der die Tendenz zwar dieselbe war, insgesamt aber zwischen den Substratgruppen nur geringe Unterschiede gefunden wurden (Wolff & Riek 1996). Der Einfluss des Ausgangssubstrats überprägt die Unterschiede zwischen den Bodentypen. Hier heben sich im Wesentlichen nur die Podsole deutlich ab. Die Artzusammensetzung der Baumschicht hat einen deutlichen Einfluss auf das C/N-Verhältnis. Da die Baumartenwahl in der Regel nach dem Substrat erfolgt, überlagern sich beide Effekte. Ein Kalkungseffekt war nicht nachweisbar.

Ein wesentliches Ergebnis der BZE II ist, dass sich die C/N-Verhältnisse gegenüber der BZE I tendenziell leicht geweitet haben. Stellten Wolff & Riek (1996) für die BZE I noch eine Diskrepanz zwischen den niedrigen pH-Werten (< 4) vieler Standorte und den gleichzeitig auftretenden relativ engen C/N-Werten fest, so ging zur BZE II hin nun die Versauerung zurück (Kap. 4) und gleichzeitig weiteten sich auch die C/N-Verhältnisse. Dies scheint die allgemein festgestellte Abnahme des Eintrags von Säurebildnern, hier insbesondere von Schwefel-, aber auch von N-Verbindungen, als eine plausible Ursache nahe zu legen. Die Entwicklung ist allerdings gegenläufig zu der im BZE II-Datensatz festgestellten negativen Korrelation von pH-Wert und C/N-Verhältnis. Auch der Vergleich der Entwicklung beider Größen zueinander ergibt keinen eindeutigen Zusammenhang.

Die Erweiterungstendenz der C/N-Verhältnisse steht andererseits im Einklang mit Ergebnissen österreichischer Waldbodeninventuren von 1987 und 2007, die Jandl *et al.* (2012) vergleichen. Die Autoren führen die Erweiterung des C/N-Verhältnisses in Österreich trotz der weiterhin hohen N-Einträge auf erhöhten Entzug durch höhere Bestandsdichte und Produktivität der Wälder zurück. Auch wurde eine C-Anreicherung in Waldökosystemen aufgrund von Düngereffekten durch atmosphärische N-Einträge diskutiert (de Vries *et al.* 2009, Magnani *et al.* 2007, Sutton *et al.* 2008). Cools *et al.* (2014) kamen in einer Auswertung aus dem europäischen BioSoil-Projekt weiterhin zu dem Schluss, dass das C/N-Verhältnis in der Auflage und der Tiefe 0-10 cm im Mineralboden nicht von der N-Deposition, sondern von der Baumart und der Wuchsregion bestimmt wird. Bei stratifizierten Auswertungen auf Baumart-Ebene hingegen war der Einfluss von Umweltvariablen wie der Deposition auf das C/N-Verhältnis bemerkbar. Dise *et al.* (2009) vermuten, dass das Boden-C/N-Verhältnis, trotz guter Prädiktoreigenschaften für den N-Austrag, in europäischen Wäldern wenig durch die Deposition, sondern durch Faktoren wie Klima, Landnutzung und Standortgeschichte geprägt sei.

Aus der BZE II ergibt sich, dass Humusformen mit günstigem, d.h. niedrigem C/N-Verhältnis – Mull und mullartiger Moder – ebenfalls keinen Zusammenhang zur Deposition aufweisen. Riek & Wolff (1999) ordneten in ihrer Studie übereinstimmend allen Böden mit $C/N < 17$ – unabhängig von der Humusform – eine geringe Sensibilität zu, auf atmogene Eutrophierung zu reagieren. Hier ist das Potenzial zur N-Immobilisierung offensichtlich niedriger als in den anderen Humusformen. Dieser Befund steht wiederum im Einklang mit Gundersen; Callesen; *et al.* (1998) und Dise *et al.* (2009), die von erhöhten N-Austrägen bei einem C/N-Verhältnis von unter 25 in Auflagehorizonten von Nadelwäldern bzw. bei allen N-reichen Standorten mit einem $C/N\text{-Verhältnis} \leq 23$ und gleichzeitigem Eintrag von $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über den Bestandsniederschlag ausgehen.

Die standortsspezifische Berechnung der Critical Loads für eutrophierenden N ($CL_{\text{nut}}(\text{N})$) an den BZE II-Standorten über die sogenannte Einfache Massenbilanz (SMB) und die Ausweisung der CL-Überschreitungen anhand homogen hergeleiteter Zeitreihen der Deposition ergänzt die kleinmaßstäbigen, zeitlich begrenzt gültigen Modellierungen des Umweltbundesamts. Gleichzeitig können mit den Inventurdaten Annahmen zur Ableitung der einfachen Massenbilanz und zu ökologischen Wirkungen der potenziellen Belastungen geprüft werden.

Es wurden für die Berechnung des $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ mehrere derzeit in Diskussion befindliche Methoden aus dem offengelegten BERN-Modell und sogenannten konservativen SMB-Ansätzen getestet. Bei Verwendung der modifizierten Berechnung liegt der $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ im Mittel mit $17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ doppelt so hoch wie derjenige nach konservativ-erweiterter und konservativer Methode und zeigt eine gute Übereinstimmung mit den empirischen Critical Loads nach Bobbink & Hettelingh (2011). Die Unterschiede werden auch bei den Maxima deutlich: mehr als 25 % der BZE-Punkte weisen nach modifizierter Berechnung Critical Loads $> 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf, während bei den beiden anderen Methoden dies nur ein einziger BZE-Standort tut. Bei diesen letztgenannten zeichnen sich 85 % bzw. 78 % der BZE-Punkte durch Critical Loads $< 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus. Dieser

Anteil halbiert sich im modifizierten Ansatz durch die Nutzung höherer „kritischer“ N-Konzentrationen (N_{crit} -Werte) in der Bodenlösung.

Alle drei Methoden zeigen vergleichbare Muster hinsichtlich der Bestockungstypen. Kiefernreinbestände weisen deutlich geringere Critical Loads auf als alle anderen Bestände. Fichtenreinbestände zeichnen sich durch den höchsten Critical Load aus. Mischbestände aus Laubhölzern weisen tendenziell höhere $CL_{nut}(N)$ auf als Nadelbaum-dominierte Mischbestände.

Zur Beurteilung der Überschreitung der $CL_{nut}(N)$ wurden die Ergebnisse aus den drei Berechnungen zu vier Gefährdungsstufen zusammengefasst. Für das Jahr 1990 werden unabhängig von der Berechnungsmethode an 77 % aller BZE-Standorte die $CL_{nut}(N)$ überschritten (Gefährdungsstufe 3 und 4). Die Reduzierung der N-Emissionen führt dazu, dass 2015 noch 52 % der Flächen Überschreitungen aufweisen und mehr als 45 % der BZE-Flächen durch eine potentielle Gefährdung mit Überschreitungen bis zu $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ klassifiziert sind. Klassifiziert man die Gefährdungsstufen nach Bestockungstypen, so sind Kiefernreinbestände in allen untersuchten Jahren im höchsten Maße durch Überschreitungen (Gefährdungsstufe 3 und 4) betroffen. Der $CL_{nut}(N)$ ist 1990 für alle, im Jahr 2007 für 93 % und 2015 für 90 % der untersuchten Kiefernreinbestände überschritten. Die Fichtenreinbestände und die Mischwälder ordnen sich dem Gefährdungspotenzial entsprechend zwischen Eichen- bzw. Buchenreinbeständen und Kiefernreinbeständen ein.

Standorte mit Bestockung durch sonstiges Nadelholz im Reinbestand (NW) werden am häufigsten als ungefährdet gegenüber eutrophierenden N eingestuft. 2015 weisen 17 % der Flächen keine Überschreitungen auf, 60 % der NW-Standorte sind potentiell gefährdet und 23 % der Flächen weisen Überschreitungen auf. Hier pausen sich vor allem die hohe Gesamtwuchsleistung und die damit verbundenen N-Aufnahmen von Douglasien- und Tannenreinbeständen durch. Die pflanzensoziologische Klassifizierung ergab, dass 42,6 % der BZE-Standorte naturnahen Waldgesellschaften entsprechen, während 57,4 % der Flächen Forste darstellen. Für 2015 weisen je 1 % der naturnahen Standorte und der Forste keine Überschreitungen auf. 51 % der naturnahen Standorte und 40 % der Forste sind potentiell durch Überschreitungen der CL von bis zu $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gefährdet. Siebenundvierzig Prozent der naturnahen Standorte und 56 % der Forste sind nach allen Berechnungsmethoden durch Eutrophierung gefährdet, davon jeweils 9 und 14 % in der höchsten Kategorie mit Überschreitungen über $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.