

4 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit

N. Wellbrock¹, A. Lauer¹, N. Eickenscheidt¹, E. Grüneberg¹, J. Evers¹⁶, B. Ahrends¹⁶, C.-G. Schimming⁴, H.-D. Nagel¹⁷, W. Riek⁹, K. J. Meiwes¹⁶, H. Meesenburg¹⁶

4.1 Einleitung

Der Eintrag von versauernden Luftschadstoffen hat vielerorts die Stoffkreisläufe in Waldökosystemen gravierend verändert (de Vries *et al.* 2014, Ulrich *et al.* 1979). Während seit dem Beginn der Industrialisierung und besonders deutlich in den 1960er Jahren bis in die 1990er Jahre insbesondere durch die Einträge von Schwefel (S) der Säure-Base-Status der Waldböden verändert wurde, trugen später zunehmend Einträge der Stickstoff (N)-Verbindungen Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) zur Säurebelastung bei (Schöpp *et al.* 2003) und führten zugleich aber aufgrund der Nährstofffunktion von N auch zu einer Eutrophierung der Wälder (Kap. 5).

In Böden eingetragene Säuren bewirken einen Verlust an Säureneutralisationskapazität (SNK). Der Rückgang der SNK ist jedoch nicht mit einer äquivalenten Zunahme freier Säure (Protonen, ausgedrückt als pH-Wert) verbunden, da viele Bodenbestandteile wie insbesondere Minerale eine säureneutralisierende Wirkung haben. In Abhängigkeit von Ausgangssubstrat und Versauerungszustand werden unter dem Einfluss von Säuredeposition verschiedene Puffersysteme in Böden wirksam, die sich hinsichtlich ihrer Pufferreaktionen und -kapazitäten unterscheiden (Tab. I-4-1). Bei Zufuhr von Säuren werden in Abhängigkeit von der Säurebelastung und der jeweiligen Pufferkapazität bzw. SNK verschiedene Pufferbereiche durchlaufen (Ulrich 1987a). Die Zusammensetzung der Kationen der Bodenlösung ändert sich beim Übergang von einem Pufferbereich in einen anderen jeweils in charakteristischer Weise. Wenn der Aluminium (Al)-Pufferbereich erreicht wird, kann die Konzentration an Al-Ionen in der Bodenlösung so hoch werden, dass neben einem sehr niedrigen pH-Wert das Risiko toxisch wirksamer Al-Konzentrationen besteht (Reuss & Johnson 1986). Erhöhte Al-Konzentrationen, insbesondere in Form von freiem Al^{3+} , können die Nährstoffaufnahme durch Baumwurzeln oder deren Mykorrhiza behindern (de Wit *et al.* 2010) und können toxisch für Mikroorganismen sein (Piña & Cervantes 1996). Organisch komplexiertes Al in der Bodenlösung wird als weniger toxisch beurteilt (Hansen *et al.* 2007). Aluminium bildet unter sauren Bedingungen mit Phosphor (P) stabile Komplexe und kann daher die P-Verfügbarkeit im Boden reduzieren. Durch die Ausfällung von gelöster organischer Substanz durch Al kann gleichzeitig deren Abbau verlangsamt werden (Scheel *et al.* 2007). Während alle Böden durch Säureeinträge einen Verlust an SNK erleiden, sind insbesondere mit basenarmen Ausgangssubstraten ausgestattete Waldböden von den negativen Folgen der Bodenversauerung wie pH-Wert-Absenkung und Al-Mobilisierung betroffen.

Die Säuren werden vorwiegend in Form starker Mineralsäuren (Schwefelsäure H_2SO_4 , Salpetersäure HNO_3) in die Böden eingebracht bzw. im Boden generiert, wenn NH_4^+ durch Wurzeln aufgenommen und eine äquivalente Menge Protonen abgegeben wird oder durch Nitrifikation zu HNO_3 umgewandelt wird. Da im Boden für die Anionen NO_3^- und Chlorid (Cl^-) keine und für Sulfat (SO_4^{2-}) nur wenige Sorptionsplätze zur Verfügung stehen, werden diese leicht in tiefere Bodenhorizonte verfrachtet. Nach dem Elektroneutralitätsprinzip müssen diese Anionen von einer äquivalenten Menge Kationen begleitet werden, deren Zusammensetzung wiederum u.a. von der Zusammensetzung der austauschbar gebundenen Kationen bestimmt wird (Reuss & Johnson 1985). Im Gegensatz zu den „natürlichen“ Komponenten der Bodenversauerung durch Kohlensäure oder organische Säuren (z.B. Huminsäuren und Fulvosäuren), die als schwache Säuren durch Pufferreaktionen protoniert werden, sind damit auch tiefere Bodenhorizonte von einer Versauerung und dem Verlust von basischen (Nährstoff-)Kationen betroffen. Durch die Retention von SO_4^{2-} , bspw. durch die Adsorption an pedogenen Metallhydroxiden oder durch die Ausfällung von schwerlöslichen Al-Hydroxo-Sulfaten, wird die Säurebelastung vorübergehend verringert. Bei der Remobilisierung von zwischengespeichertem S wird jedoch eine äquivalente Säuremenge freigesetzt (Ulrich 1994).

Tab. I-4-1: Säure-Pufferbereiche in belüfteten Böden (Ulrich 1981, 1983) verändert nach AK Standortskartierung (2003).

Pufferbereich	Carbonat (CaCO_3)	Silikat	Austauscher (Aust.)	Aluminium (Al)	Al-Fe	Eisen (Fe)
pH-Wert	8,6-6,2	6,2-5,0	5,0-4,2	4,2-3,8	3,8-3,0	<3,0
Pufferrate	hoch	gering	sehr hoch	hoch-mittel	mittel bei der Präsenz wasserlöslicher Huminstoffe	
Boden-chemische Schlüsselprozesse	Entkalkung	Freisetzung von Gitterkationen Tonmineralneubildung	Verlust austauschbarer Kationen, Abnahme der AKe	Lösung von silikatischem Al; Tonzerstörung Protolyse von Al-Hydroxiden	Fe-Mobilisierung als org. Komplex	Bleichung bei hohem O_2 -Partialdruck

Direkte Folgen der Bodenversauerung sind der Verlust von „basischen“ Kationen (z.B. K, Mg, Ca) als Begleitonen der mobilen Anionen, aber auch die Freisetzung von Protonen (H^+), Al-Ionen (Al^{3+}) und Schwermetallen in die Bodenlösung (Reuss & Johnson 1985). Der Verlust an „basischen“ (Nährstoff-)Kationen durch Auswaschung in Verbindung mit mobilen Anionen kann auf basenarmen Standorten zu Nährstoffungleichgewichten führen (de Vries *et al.* 2014).

Die direkten und indirekten Folgen der Bodenversauerung wurden bereits früh als mögliche Ursache der neuartigen Waldschäden, die in Mitteleuropa seit den späten 1970er Jahren beobachtet werden, erkannt (Ulrich 1979, 1987a). Diese Diskussion führte auch zu verschiedenen Luftreinhaltemaßnahmen beginnend mit der ersten Stufe der Großfeuerungsanlagenverordnung in 1983 (BlmSchV 1983). Diese und weitere Maßnahmen führten auf nationaler und

internationaler (z.B. Convention of Long-range Transboundary Air Pollution CLRTAP, UNECE (1979)) Ebene zu einer deutlichen Reduktion der Deposition von versauernden Substanzen in Europa (Waldner *et al.* 2014).

Den gesetzlichen Rahmen zur Vermeidung beziehungsweise zur Kompensation von Versauerungsprozessen bildet grundsätzlich das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG, Kap. 3) und die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Europäisches Parlament und Europäischer Rat 2000) ab, wo Kriterien bezüglich anzustrebender Zustände von Böden und Gewässern definiert werden. Maßnahmen zur Verminderung von Säureeinträgen zielen darauf ab, diese Einträge auf ein ökosystemverträgliches Maß zu begrenzen. Zur Bewertung der Risiken, denen naturnahe Ökosysteme durch den Eintrag von Luftschadstoffen ausgesetzt sind, werden wirkungsbezogene Belastungsgrenzen, die Critical Loads, ermittelt. Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Grenzwerte zu verstehen, die sich aus den Wirkungen von Luftschadstoffen ableiten lassen. Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungsgrenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor, weder akut noch langfristig in seinen Funktionen geschädigt wird. Dies verdeutlicht die Definition von Critical Loads:

“A quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge” (Spranger *et al.* 2015).

Aus dem Vergleich dieser maximal zulässigen Einträge (Critical Loads) mit den aktuell gemessenen oder modellierten Schadstofffrachten kann die Einhaltung bzw. Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ermittelt werden. Ebenso können die Fortschritte bei der Luftreinhaltung und die Wirksamkeit eingeleiteter Maßnahmen daran überprüft werden. Generelles Umweltqualitätsziel ist, dass die Critical Loads zukünftig nicht mehr überschritten werden. In Deutschland fordert die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2020 alle empfindlichen Ökosysteme vor Versauerung und Eutrophierung zu schützen (BMUB 2014), also die Einträge auf ein Maß unterhalb der Critical Loads zu senken.

Als Indikatoren für den Säure-Base-Status der Waldböden werden der Boden-pH-Wert (als $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ und $\text{pH}(\text{KCl})$), die Basensättigung sowie die Anteile austauschbarer Kationensäuren (H^+ , Al, Mn, Fe) herangezogen (Meiwes *et al.* 1986). Die Charakterisierung des Nährstoffpotenzials bzw. der verfügbaren Nährstoffe erfolgt mittels der königswasserextrahierbaren Nährstoffe sowie der austauschbar gebundenen Nährstoff-Kationen.

4.2 Bodenreaktion

Zur Charakterisierung der Bodenreaktion wurde der Boden-pH-Wert in Wasser (H_2O) und in 1 M Kaliumchlorid (KCl) bestimmt. Der in Wasser gemessene pH-Wert ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert) gibt den

effektiven Säure-Base-Zustand an und unterliegt stärker als der pH(KCl)-Wert jahreszeitlichen Schwankungen. Durch die Verwendung von salzhaltiger Suspension wird der pH-Wert u.a. durch im Boden austauschbar gebundene Al-Ionen und Protonen abgesenkt. Der pH(KCl)-Wert ist um 0,4-1,1 pH-Einheiten niedriger als der pH(H₂O)-Wert (Mineralboden BZE II) und gibt die potenzielle Acidität an (Ulrich 1981).

4.2.1 Status und Tiefenverteilung

Die Ergebnisse der Bodenzustandserhebung zeigen eine große Spannweite der pH-Werte in den Waldböden von Deutschland (Abb. I-4-1 und Abb. I-4-2). Der Auflagehumus der Böden hat im Mittel einen pH(H₂O)-Wert von $4,6 \pm 0,02$ und einen pH(KCl)-Wert von $3,9 \pm 0,02$ (Kartenband Tab. II-4-1 und II-4-4). Das 10. Perzentil der Verteilung der pH-Werte liegt im Auflagehumus bei pH(H₂O) 3,7 und pH(KCl) 2,9 und das 90. Perzentil bei pH(H₂O) 5,7 und pH(KCl) 5,2 (Kartenband Tab. II-4-7 und II-4-13). In der ersten Mineralbodenschicht sind die pH-Werte im Mittel etwas niedriger als im Auflagehumus und nehmen dann mit zunehmender Bodentiefe zu. In 30-60 cm haben die Waldböden einen mittleren pH(H₂O)-Wert von $5,2 \pm 0,03$ und einen mittleren pH(KCl)-Wert von $4,5 \pm 0,03$. Das 10. Perzentil liegt hier bei pH(H₂O) 4,3 und pH(KCl) 3,6 und das 90.-Perzentil bei pH(H₂O) 7,2 und pH(KCl) 6,6 (Kartenband Tab. II-4-11 und II-4-17).

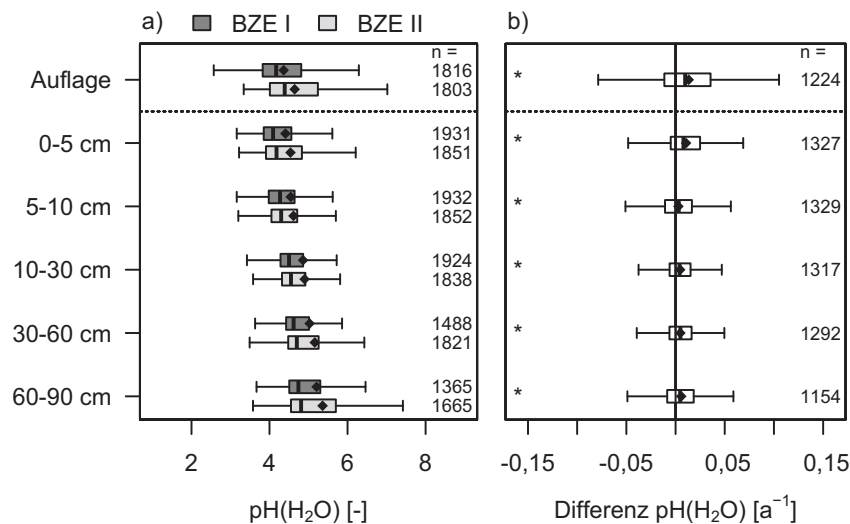


Abb. I-4-1: pH(H₂O)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der pH(H₂O)-Werte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

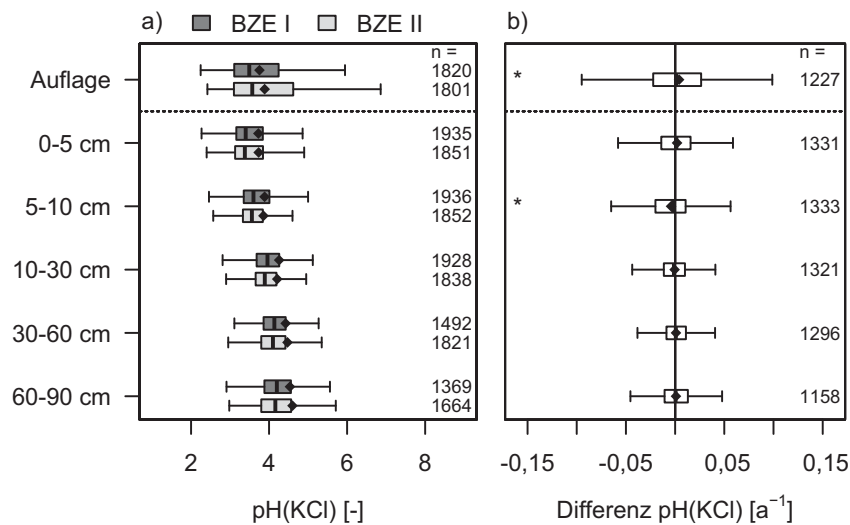


Abb. I-4-2: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der pH(KCl)-Werte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.2.2 Räumliche Verteilungsmuster

Die pH(KCl)-Werte sind im Kartenband Karte II-4-13, Karte II-4-15, Karte II-4-17, Karte II-4-19, Karte II-4-21 und Karte II-4-23 anhand von Perzentilgrenzen dargestellt und lassen regionale Unterschiede des potenziellen Säure-Base-Zustands der Waldböden erkennen. Hohe pH(KCl)-Werte kennzeichnen substratbedingt das Bodenprofil der Standorte in der Schwäbischen und Fränkischen Alb, entlang der Fränkischen Platte und im Bayerischen Alpenraum (überwiegend Böden aus verwittertem Karbonatgestein und aus basisch-intermediärem Festgestein). Auch im mitteldeutschen Raum weisen die durch basische Ausgangssubstrate geprägten Standorte überdurchschnittlich hohe pH(KCl)-Werte im gesamten Profil auf, so z.B. um das Thüringer Becken und im südlichen Weserbergland. Die durch basenarme Ausgangssubstrate gekennzeichneten Regionen wie die Mittelgebirge in Ostbayern (Bayerischer, Franken- und Oberpfälzer Wald), der Schwarzwald und große Teile Nord- und Ostdeutschlands zeichnen sich häufig durch niedrige pH(KCl)-Werte im Gesamtprofil aus. In vielen Teilen insbesondere in west- und mitteldeutschen Gebieten ergibt sich ein heterogenes Bild ohne eindeutiges regionales Muster des Waldbodensäurezustands. Bei Betrachtung der einzelnen Tiefenstufen ergeben sich teilweise andere regionale Muster der pH(KCl)-Werte. Während z.B. im Mittel- und Nordbrandenburger Raum in den oberen 5 cm hauptsächlich pH(KCl)-Werte unterhalb des Medians vom Gesamtkollektiv zu finden sind, sind diese Regionen in tieferen Bodenschichten (10-90 cm) von pH(KCl)-Werten oberhalb des Medians gekennzeichnet. An anderen Standorten z.B. im süddeutschen Raum (Neckarland und im Schwarzwald) zeigt sich dieses Muster in umgekehrter Weise.

4.2.3 Veränderungen zur BZE I

Die Ergebnisse der BZE II zeigen, dass seit der ersten Inventur ein Anstieg der pH-Werte vor allem in den oberen Bodenschichten (Auflagehumus-5 cm) des gepaarten Kollektivs stattfand (Abb. I-4-1 und Abb. I-4-2). Dieser Anstieg ist für den pH(H₂O) und den pH(KCl) im Auflagehumus signifikant. Die Änderungsraten des pH(H₂O) ($0,013 \pm 0,0014 \text{ a}^{-1}$ im Auflagehumus und $0,011 \pm 0,0011 \text{ a}^{-1}$ in 0-5 cm) sind dabei höher als die des pH(KCl) ($0,004 \pm 0,0014 \text{ a}^{-1}$ im Auflagehumus und $0,002 \pm 0,0011 \text{ a}^{-1}$ in 0-5 cm) (Kartenband Tab. II-4-3 und II-4-6). Während die pH(H₂O)-Werte zwischen beiden Inventuren in 10-90 cm eine leichte, aber signifikante Zunahme zeigen, verändern sich die pH(KCl)-Werte mit der Wiederholungsinventur hier nicht signifikant und nehmen in 5-10 cm Bodentiefe sogar im Mittel mit $0,004 \pm 0,001 \text{ a}^{-1}$ signifikant ab. Diese Abnahme der pH(KCl)-Werte gegenüber der ersten Inventur zeigt deutliche regionale Muster und betrifft vor allem die Waldböden in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Hessen wohingegen in Sachsen, Rheinland-Pfalz, im Thüringer Wald und teilweise in Baden-Württemberg in 5-10 cm eine leichte Zunahme der pH(KCl)-Werte beobachtet werden kann (Kartenband Karte II-4-18). Der pH-Anstieg im Oberboden dürfte u.a. eine Folge der reduzierten Säureeinträge und von Kalkungsmaßnahmen sein. Die deutlichere und bis in größere Bodentiefe reichende Zunahme des pH(H₂O) gegenüber dem pH(KCl) ist vermutlich auf einen Rückgang der Ionenstärke der Bodenlösung – insbesondere durch die Abnahme der SO₄-Konzentration – zurückzuführen. Bei konstanter Zusammensetzung der Austauschbelegung führt allein ein Rückgang der Ionenstärke zu einer pH-Erhöhung der Bodenlösung (Reuss & Johnson 1986). Dies betrifft den pH(H₂O) stärker als den pH(KCl), da letzterer auch durch die Austauschbelegung bestimmt wird. Eine Abnahme der Ionenkonzentration in der Bodenlösung im Zeitraum 1990 bis 2006/2008 konnte für zahlreiche Level II-Standorte in Deutschland belegt werden (Klinck *et al.* 2012).

4.2.4 Pufferbereiche

Anhand der Einteilung der pH-Werte in Pufferbereiche (Tab. I-4-1) lassen sich die Veränderungen des Säure-Base-Zustands der Waldböden zwischen den beiden Inventuren verdeutlichen (Abb. I-4-3). Der Anstieg der pH(H₂O)-Werte im Mineralboden zeigt sich durch eine Zunahme der Standorte im Austauscher- bis CaCO₃-Pufferbereich um 9 % (0-5 cm) bzw. 5 % (5-30 cm) und einer entsprechenden Abnahme im Fe- bis Al-Pufferbereich. Ab 60 cm Bodentiefe sinkt der Anteil der Standorte im Al- und Austauscher-Pufferbereich zugunsten des Silikat- und CaCO₃-Pufferbereichs um rund 5 %. Diese Ergebnisse sind einerseits auf die Kalkungsmaßnahmen zwischen den Inventuren, andererseits auch auf den Rückgang der Ionenstärke der Bodenlösung zurückzuführen. Der Anteil gekalkter Standorte im Fe- bis Al-Pufferbereich sinkt zugunsten des Austauscher- bis CaCO₃-Pufferbereichs im Oberboden deutlich um 38 % (0-5 cm), 27 % (5-10 cm) und 16 % (10-30 cm) und im Unterboden leicht um 9 % (30-60 cm) und 4 % (60-90 cm) (Anhang Abb. A-4-1 und Abb. A-4-2). Ungekalkte Standorte zeigen eine Abnahme der Anteile im Fe- und Al-Fe-Pufferbereich nur in den oberen 5 cm um 10 % mit entsprechender Zunahme im Al- bis

CaCO₃-Pufferbereich, in tieferen Bodenschichten ergibt sich bei ungekalkten Standorten kein eindeutiger Trend. Diese Befunde spiegeln einerseits den Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenreaktion im Oberboden wider und andererseits im Mittel ein Gleichgewicht zwischen versauernden und entsauernden Prozessen im Unterboden auf nicht gekalkten Standorten (Kap. 4.5.1).

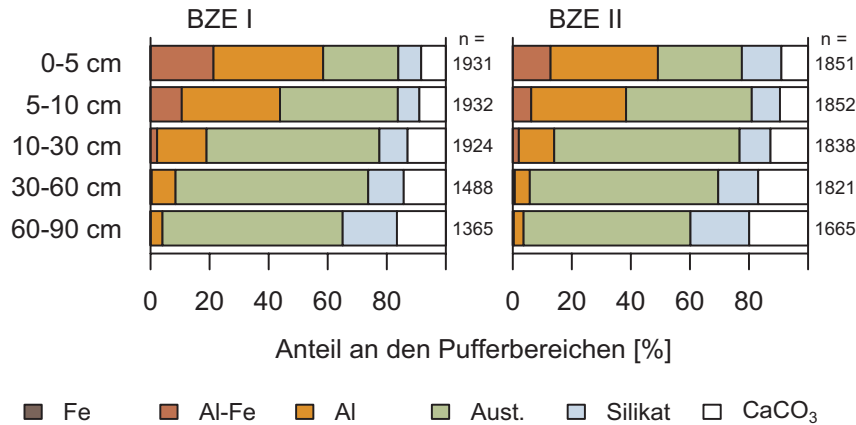


Abb. I-4-3: Anteile der Standorte (gesamte Stichprobe) an den Pufferbereichen (Tab. I-4-1) im Mineralboden.

4.2.5 Einflussgrößen auf die Bodenreaktion

4.2.5.1 Bodenreaktion und Kalkung von Waldstandorten

Den Untersuchungen zum Einfluss der Kalkung auf den Säure-Base-Zustand liegen beide im Kapitel 3 vorgestellten Kollektive versauerungsempfindlicher Standorte zugrunde (Kollektiv 1: die von den Bundesländern ausgewiesenen versauerungsempfindlichen Standorte; Kollektiv 2: die von den austauschbaren Al-Vorräten im Unterboden abgeleiteten versauerungsempfindlichen Standorte).

Zum Zeitpunkt der BZE II zeigen die gekalkten Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden bis in 60 cm Bodentiefe signifikant höhere pH(H₂O)-Werte als die ungekalkten Standorte. Dies kann für beide Kollektive versauerungsempfindlicher Standorte nachgewiesen werden (Abb. I-4-4). Bei den pH(KCl)-Werten zeigt sich ein weniger deutliches Bild. Die pH(KCl)-Werte weisen bei den gekalkten Standorten im Vergleich zu den ungekalkten im Auflagehumus und im Mineralboden bis 5 cm bzw. in 30-60 cm Bodentiefe (Kollektiv 1 und 2) und für Kollektiv 2 auch in 60-90 cm Bodentiefe (Abb. I-4-5) signifikant höhere Werte auf.

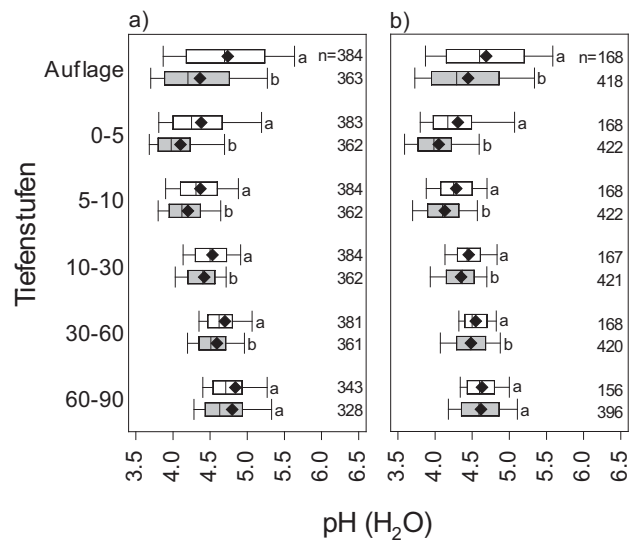


Abb. I-4-4: pH(H₂O)-Werte für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen versauerungsempfindlichen Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

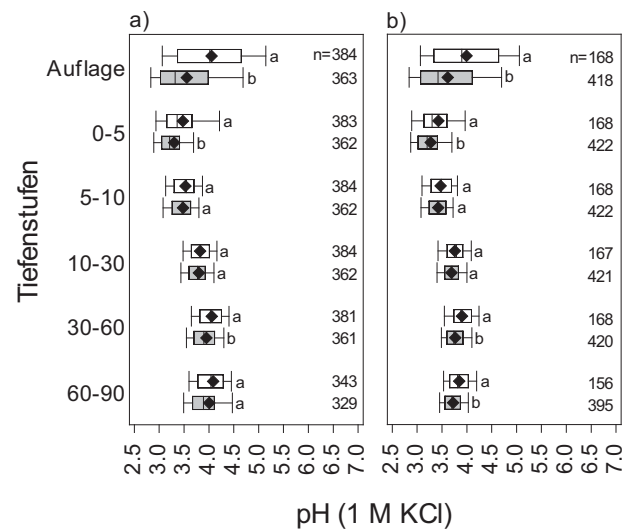


Abb. I-4-5: pH(KCl)-Werte für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen versauerungsempfindlichen Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

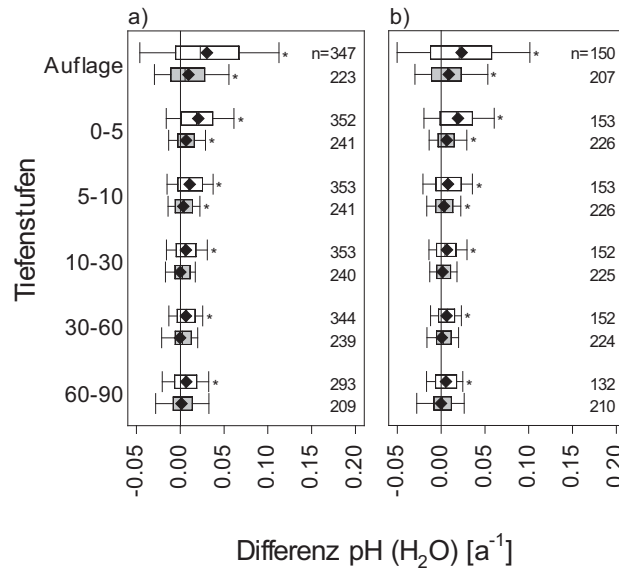


Abb. I-4-6: Jährliche Änderungsraten von pH(H₂O)-Werten für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

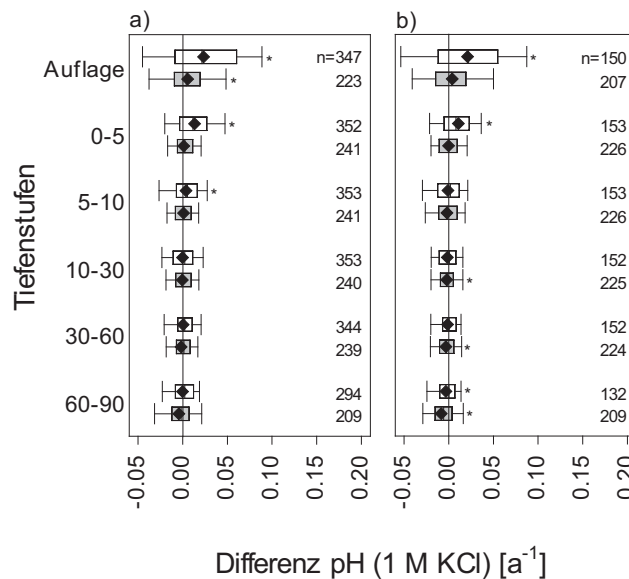


Abb. I-4-7: Jährliche Änderungsraten von pH(KCl)-Werten für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

Zwischen beiden Inventuren nehmen die pH(H₂O)-Werte bis in 10 cm Bodentiefe sowohl für gekalkte als auch für ungekalkte Standorte seit der Ersterhebung signifikant zu. In tieferen Bodenschichten zeigt sich bei ungekalkten Standorten keine Änderung während die pH(H₂O)-Werte auf gekalkten Standorten signifikant ansteigen. Diese Ergebnisse gelten für die Betrachtung

beider Kulissen versauerungsempfindlicher Standorte (Abb. I-4-6). Ein im Mittel signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte gekalkter Standorte kann im Auflagehumus und im Mineralboden in 0-10 cm (Kollektiv 1) bzw. 0-5 cm (Kollektiv 2) Bodentiefe beobachtet werden, während auf ungekalkten Standorten nur im Auflagehumus bei Betrachtung des Kollektivs 1 ein signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte festgestellt werden kann (Abb. I-4-7). Ab 10 cm (Kollektiv 1) bzw. 5 cm (Kollektiv 2) zeigt sich bei ungekalkten Standorten eine Abnahme der pH(KCl)-Werte zwischen den Inventuren, die für 10-90 cm Bodentiefe bei Betrachtung des Kollektivs 2 signifikant ist.

4.2.5.2 Bodenreaktion und Bodensubstratgruppen

Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) haben im Mittel die höchsten pH(KCl)-Werte und unterscheiden sich in allen Tiefenstufen des Mineralbodens signifikant von den anderen Bodensubstratgruppen (Abb. I-4-8). Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) sowie Tieflandböden aus Lösslehm (3) haben im Mittel die niedrigsten pH(KCl)-Werte. Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) weisen zusammen mit den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) pH(KCl)-Werte im mittleren Bereich auf und unterscheiden sich im Auflagehumus signifikant von basenarmen (1, 3, 6) und basenreichen Bodensubstratgruppen (4).

Die Zunahme der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus zwischen den Inventuren zeigt sich signifikant bei den Tieflandböden aus Lösslehm (3), den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4), den Böden aus basisch-intermediärem (5) und aus basenarmem Festgestein (6) (Abb. I-4-9). Die pH(KCl)-Werte der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) sinken hingegen signifikant im Auflagehumus und in den ersten 30 cm des Mineralbodens. Eine signifikante Abnahme im Mineralboden zeigt sich auch bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in den Tiefenstufen 5-90 cm. Im Gegensatz dazu steigen im Mineralboden die pH(KCl)-Werte von Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) (alle Tiefenstufen) und Böden aus basenarmem Festgestein (6) (0-10 cm und 30-60 cm) signifikant seit der ersten Inventur. Neben dem direkten Einfluss der Bodensubstrate beeinflusst auch die unterschiedliche Kalkungspraxis auf den verschiedenen Bodensubstraten die pH-Veränderungen. So wurden beispielsweise mehr als 50 % der Standorte auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) gekalkt, wohingegen nur wenige Standorte der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) als kalkungswürdig eingestuft werden und somit nur 50 von ca. 300 Standorten dieser Bodensubstratgruppe gekalkt wurden. Es zeigt sich, dass der Anstieg der pH(KCl)-Werte der Böden aus basenarmem Festgestein (6) bei gekalkten Standorten in 0-30 cm Bodentiefe signifikant ist, während ungekalkte Standorte dieser Bodensubstratgruppe nur im Auflagehumus signifikant ansteigen (Abb. I-4-10). Auch bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) und den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) führt die Kalkung vor allem in den oberen 10 cm des Bodens zu einer Kompensierung sinkender pH(KCl)-Werte. Es zeigt sich außerdem ein signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte bei ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein (6) im Auflagehumus. Hier ist zu vermuten, dass dies im Zusammenhang mit dem Rückgang der Säuredeposition in den von basenarmem Kristallgestein geprägten Böden der Mittelgebirge steht (Alewell *et al.* 2001, Bittersohl *et al.* 2014), wodurch die Auswaschung von Basen, die z.B. durch Streu oder Staub in den Auflagehumus

eingetragen werden, stark zurückgegangen ist (Ulrich 1994). Aber auch eine Zunahme der Mineralisation von angereicherter organischer Substanz, bedingt durch waldbauliche Maßnahmen (beispielsweise Einmischung von Laubholz in Nadelholzreinbeständen) oder die N-Zufuhr, können einen Anstieg des pH(KCl)-Werts verursachen (Breemen van *et al.* 1983).

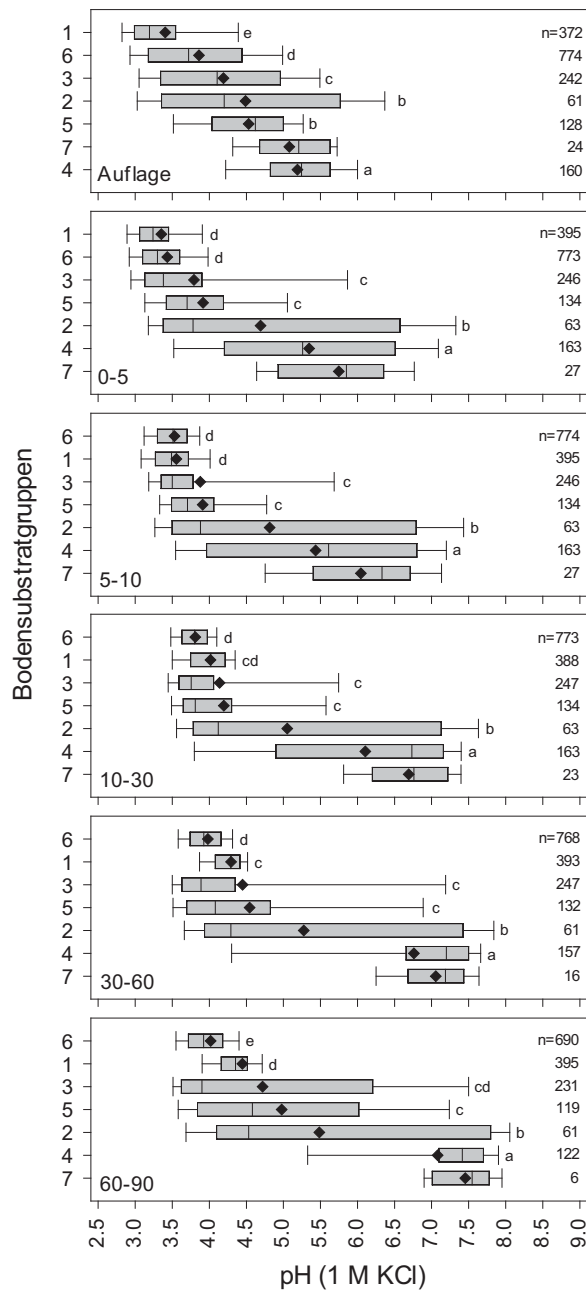


Abb. I-4-8: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

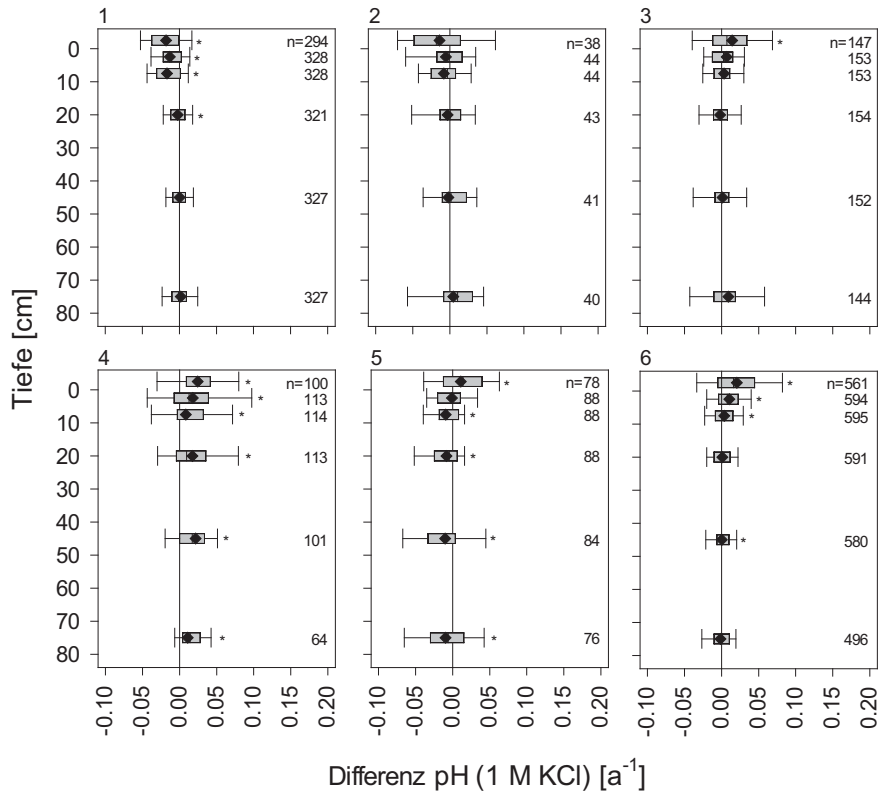


Abb. I-4-9: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

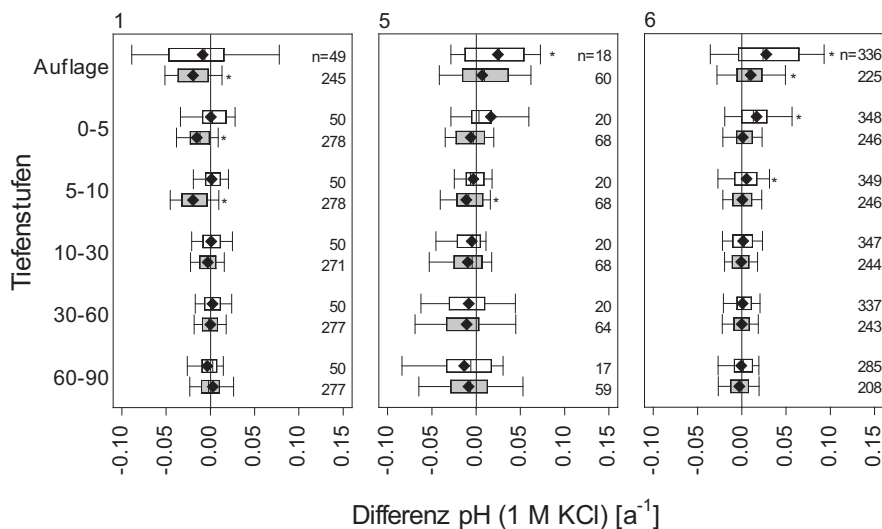


Abb. I-4-10: Jährliche Änderungsraten der pH(KCl)-Werte für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für ausgewählte Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

4.2.5.3 Bestockung und Bodenreaktion

Die Wechselwirkungen zwischen Bestockung und Bodenreaktion sind vielfältig. Einerseits kommt dem Säure-Base-Zustand der Böden eine besondere Rolle bei der standortsgemäßen Baumartenwahl zu. Andererseits wirken Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Vergangenheit wie beispielsweise Baumartenwechsel oder Streunutzung auf die Bodenreaktion. Weiterhin ist die Wirkung unterschiedlicher Bestockung auf die Höhe der atmosphärischen Säureeinträge oder auf die Bildung von Humusaufgaben von Bedeutung. Die Zusammensetzung der Streu variiert in Abhängigkeit von der jeweiligen Bestockung und kann den Säure-Base-Zustand der Böden beeinflussen. Nadelbaumbestände gelten als versauerungsfördernd, da es bei der Zersetzung der Nadeln zur Bildung eines Auflagehumus und somit zur räumlichen Entkopplung von Stoffaufnahme durch die Wurzeln und der Mineralisierung kommt, was mit einer Versauerung des Mineralbodens verbunden ist (Ulrich 1989). Im Gegensatz dazu zersetzt sich die Streu von Laubbäumen schneller und enthält zudem höhere Basenanteile, die die organischen Säuren bei der Zersetzung neutralisieren können (Augusto *et al.* 2002). Die Untersuchungen von Herlitzius & Herlitzius (1977) zeigen jedoch auch, dass die Streu derselben Baumart in Abhängigkeit vom Standort und damit vom Versauerungsgrad der Böden unterschiedliche Elementgehalte und Zersetzungsgeschwindigkeiten aufweist.

Der Auflagehumus von Nadelwäldern hat niedrigere mittlere pH(KCl)-Werte im Vergleich zu Laub- und Mischwäldern (Abb. I-4-11). Diese Unterschiede sind im Auflagehumus für alle Nadelbaumarten (Kiefer, Fichte und sonstige Nadelbaumarten) und in 0-5 cm für die Kiefernbestände signifikant. Fichten- und sonstige Nadelbaumbestände unterscheiden sich in 0-5 cm Bodentiefe signifikant von Buchen- und sonstigen Laubbaum- bzw. Mischwaldbeständen, nicht aber von Eichenbeständen. Ab 5 cm Bodentiefe zeigen sich signifikante Unterschiede nur noch zwischen Misch- bzw. Buchenwäldern und sonstigen Nadelbaumbeständen (5-30 cm) oder Misch- und Kiefernwäldern (5-10 cm). Außerdem zeigen sonstige Laubbaumbestände in allen Tiefenstufen signifikant höhere pH(KCl)-Werte als andere Bestockungstypen. Da auf einigen Bodensubstratgruppen bestimmte Bestockungstypen bevorzugt vertreten sind (Kiefernbestände finden sich z.B. zu 60 % auf Böden aus basenarmem Lockergestein) und der Einfluss der Streu auf den Säure-Base-Zustand zudem durch Kalkung überdeckt werden kann, lässt sich ein Zusammenhang zwischen Bestockung und pH-Wert durch die Auswertung ungekalkter Standorte von Bodensubstratgruppen verdeutlichen. Bei Betrachtung der Standorte auf ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein beispielsweise können die obigen Ergebnisse weitestgehend bestätigt werden (Abb. I-4-12). Niedrigere pH(KCl)-Werte bei Nadel- im Vergleich zu Laub- und Mischbeständen sind im Auflagehumus signifikant. Im Mineralboden unterscheiden sich anders als im deutschlandweiten Vergleich aller BZE-Punkte in 0-5 cm Bodentiefe insbesondere die Fichtenbestände von allen Laubbaumbeständen und die Kiefernbestände von Buchen- bzw. sonstigen Laubbaumbeständen (0-5 cm) signifikant. In 5-10 cm Bodentiefe findet sich ein signifikanter Unterschied nur noch zwischen Fichten- bzw. Kiefernbeständen und sonstigen Laubbaumbeständen. Ab 10 cm Bodentiefe zeigt sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen Bestockung und pH(KCl)-Werten von Waldböden aus basenarmem Festgestein.

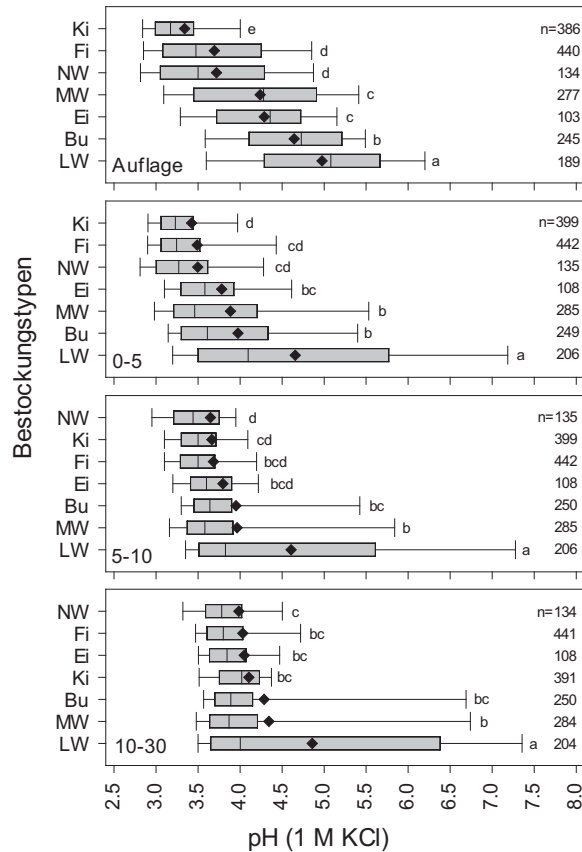


Abb. I-4-11: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

Die Zunahme der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus zwischen den Inventurzeitpunkten zeigt sich bei allen Bestockungstypen signifikant außer bei Kiefernbeständen, dort nehmen die pH(KCl)-Werte im Auflagehumus signifikant ab (Abb. I-4-13). Eine signifikante Abnahme der pH(KCl)-Werte im Vergleich zur BZE I zeigt sich bei Kiefernbeständen auch im Mineralboden bis 10 cm Bodentiefe. Kiefernbestände sind vor allem auf Böden aus basenarmem Lockergestein zu finden, die selten gekalkt werden und bei denen eine Abnahme der pH(KCl)-Werte zu beobachten ist (Kap. 4.2.5.2). Bei Fichtenbeständen ergibt sich ein signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte im Mineralboden bis 10 cm Bodentiefe, was ebenfalls mit den Ergebnissen der Stratifizierung nach den Bodensubstratgruppen übereinstimmt. Fichtenbestände sind verbreitet auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) und Tieflandböden aus Lösslehm (3) zu finden, deren pH(KCl)-Werte zwischen den Inventuren in den oberen 10 cm signifikant zugenommen haben (Kap. 4.2.5.2).

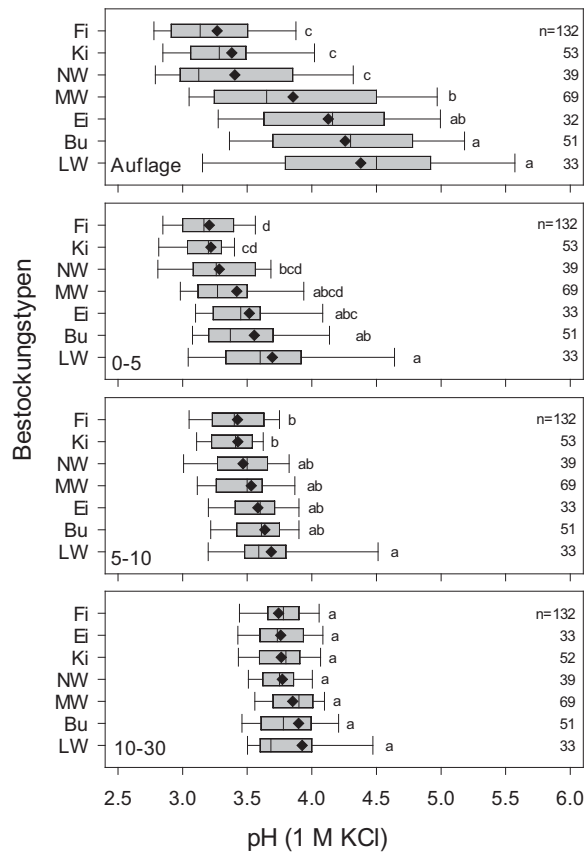


Abb. I-4-12: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden von ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

4.3 Basensättigung

Der Säure-Base-Zustand des Bodens bestimmt maßgeblich die Verfügbarkeit von Nährstoffen im Boden und somit die Ernährung der Waldbäume. Hierbei spielt unter anderem die pH-Wert-abhängige Belegung der Kationenaustauschplätze im Boden eine zentrale Rolle. Die Basensättigung stellt den Anteil „basischer“ Kationen am Austauscher dar und kann als Indikator für den Säure-Base-Zustand herangezogen werden. Im Austauscher-Pufferbereich (4,2-5,0) beginnt die Verdrängung von Alkali- und Erdalkali-Ionen („basische“ Kationen) durch Al-Ionen von den Austauscher-Plätzen. In diesem Bereich können bereits mäßige Säureinträge zu starken Abnahmen der Basensättigung führen.

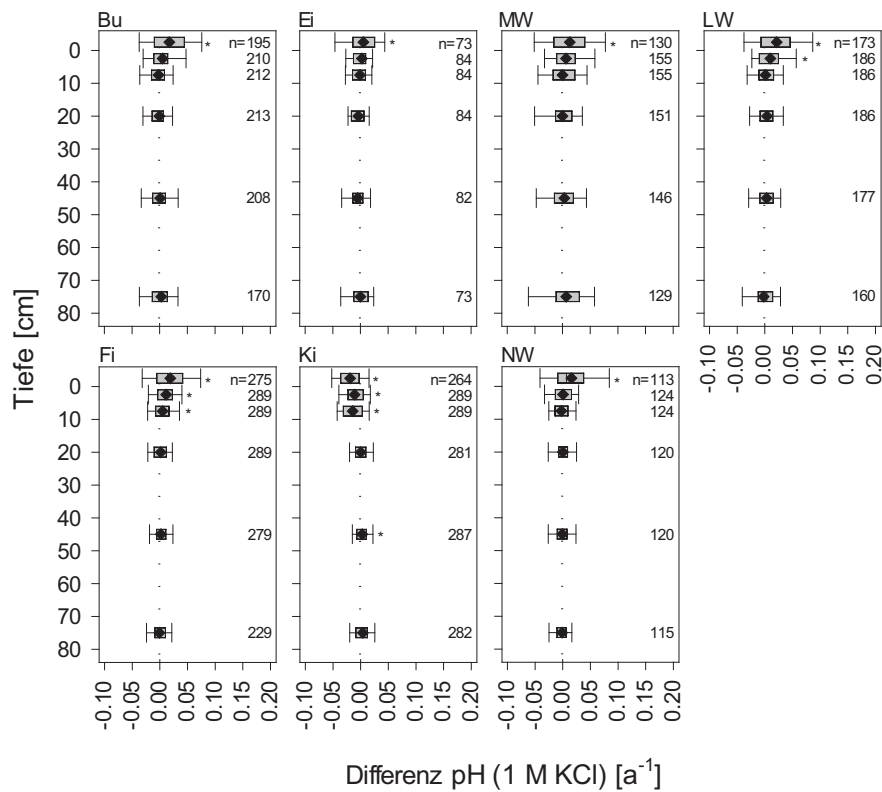


Abb. I-4-13: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, MW = Mischwald, LW = sonstiger Laubwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

4.3.1 Status und Tiefenverteilung

Die mittlere Basensättigung der Waldböden in Deutschland beträgt in den oberen 5 cm des Mineralbodens $41 \pm 0,8\%$, in 10-30 cm Bodentiefe ist sie am geringsten ($31 \pm 0,8\%$) und nimmt dann mit zunehmender Bodentiefe wieder zu (Kartenband Tab. II-4-19). In allen Tiefenstufen zeigt sich eine große Spannweite der Basensättigung von < 4 -100 % wobei die Mediane und die 25. bzw. 75. Perzentile deutlich in Richtung minimaler Werte verschoben sind (Abb. I-4-14). Der Median liegt in den oberen 0-5 cm des Mineralbodens bei 28 % und in 10-30 cm bei 12 %.

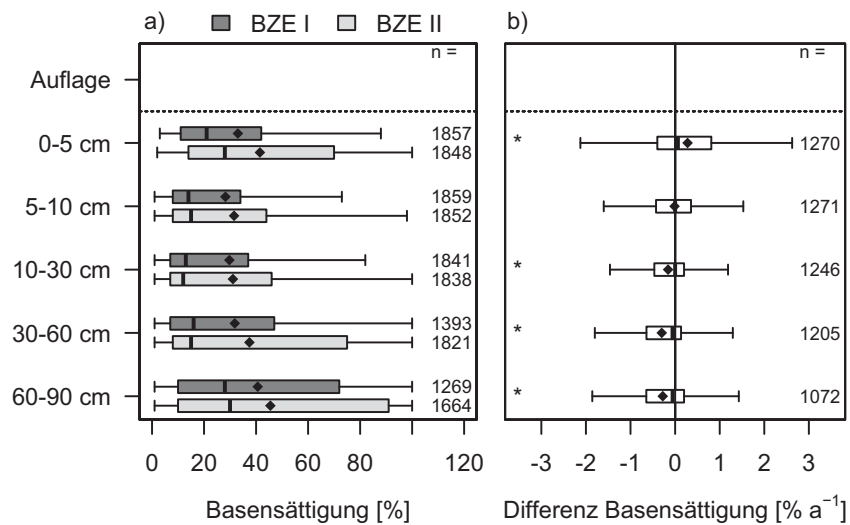


Abb. I-4-14: Basensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Basensättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.3.2 Räumliche Verteilungsmuster

Standorte mit überdurchschnittlich hoher Basensättigung (oberhalb des 75. Perzentils) sind in allen Tiefenstufen vorwiegend in den von carbonathaltigen Ausgangssubstraten geprägten Regionen zu finden (z.B. Bayerische Alpen, Schwäbische und Fränkische Alb und entlang des Thüringer Beckens) (Kartenband Karte II-4-25, Karte II-4-27, Karte II-4-29, Karte II-4-31 und Karte II-4-33). Niedrige Sättigungsgrade (unterhalb des 25. Perzentils) zeigen sich in fast allen Regionen, was eine weit verbreitete Basenverarmung in den Waldböden von Deutschland anzeigt. Besonders betroffen sind in allen Tiefenstufen (0-90 cm) der Schwarzwald, weite Teile der Region Odenwald, Spessart, Süd-Rhön und das Rheinische Schiefergebirge (vor allem Sauerland, Bergisches Land und Nordwesteifel), das Saarland, die bayerischen Mittelgebirge (insbesondere Frankenwald, Fichtelgebirge und Bayerischer Wald), der Thüringer Wald, das Erzgebirge und die altpleistozän geprägten Teile des Norddeutschen Tieflands (Kartenband Karte II-4-35). Des Weiteren fällt das südwestdeutsche Alpenvorland und Teile des Neckarlands bis in 60 cm Bodentiefe und das bayerische und mitteldeutsche Hügelland in 10-30 cm Bodentiefe mit niedrigen Extremwerten auf. In vielen Regionen ist eine heterogene Verteilung der Basensättigung mit Standorten hoher und niedriger Basensättigung direkt nebeneinander zu beobachten. Dieses ist auf die standörtliche Heterogenität und die Durchführung von Kalkungsmaßnahmen zurückzuführen.

4.3.3 Veränderungen zur BZE I

Der Vergleich der gepaarten BZE I- und BZE II-Stichprobe ergibt in den oberen 5 cm eine signifikante Erhöhung der Basensättigung zwischen den Inventuren von $0,28 \pm 0,04 \text{ \% a}^{-1}$ (Abb. I-4-14, Kartenband Tab. II-4-21). Ab einer Bodentiefe von 10 cm nimmt die Basensättigung zwischen den beiden Erhebungen signifikant um $0,16 \pm 0,03 \text{ \% a}^{-1}$ (10-30 cm), $0,30 \pm 0,04 \text{ \% a}^{-1}$ (30-60 cm) und $0,28 \pm 0,04 \text{ \% a}^{-1}$ (60-90 cm) ab. Übereinstimmend zeigt die gesamte Stichprobe in den oberen 5 cm zwischen den Inventuren eine Abnahme des Anteils an Standorten mit Basensättigungen im Bereich „sehr gering“ bis „mäßig“ (Bewertung nach AK Standortskartierung (2003)) von 65 auf 52 % (Abb. I-4-15). Entsprechend nehmen hier die Standorte mit einer mittleren bis sehr hohen Basensättigung zu. In 10-90 cm Bodentiefe ergibt sich entgegen der Ergebnisse bei der gepaarten Stichprobe eine deutliche Zunahme der Standorte mit sehr hoher Basensättigung um 3-7 %-Punkte und eine entsprechende Abnahme der Standorte mit geringer Basensättigung. Eine mögliche Erklärung für die abweichenden Ergebnisse der gesamten von der gepaarten Stichprobe ist, dass bei der gepaarten Stichprobe das Bundesland Bayern fehlt, wo die Standorte nicht gekalkt wurden. Das bei der gepaarten Stichprobe vorgefundene Muster erhöhter Basensättigung im Oberboden (0-5 cm) und verringerter Basensättigung im Unterboden (10-90 cm) deutet auf eine Kalkungswirkung im Oberboden und bei reduzierten direkten Säureinträgen weiterhin hohe Säurebelastung durch Nitrifikation von Stickstoffverbindungen und Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel im Unterboden. Zusätzlich dürfte die Entnahme von „basischen“ Kationen mit der Nutzung von Biomasse zum Basenverlust im Unterboden beitragen.

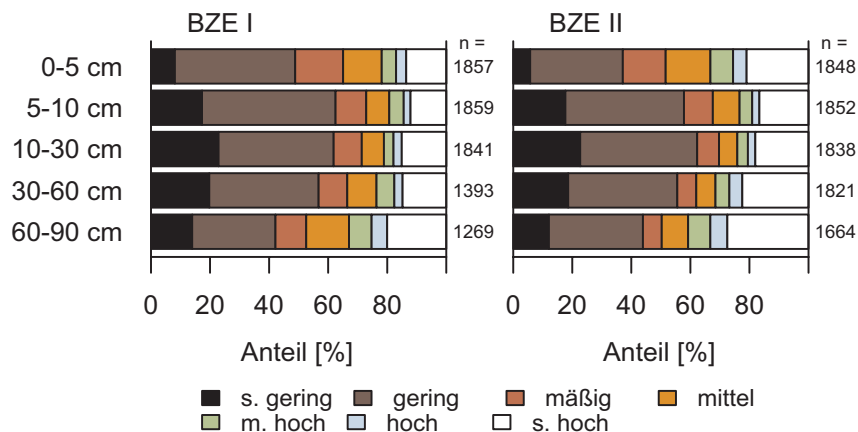


Abb. I-4-15: Anteile der Standorte (gesamte Stichprobe) an den Bewertungsklassen der Basensättigung nach AK Standortskartierung (2003) im Mineralboden.

4.3.4 Einflussgrößen auf die Basensättigung

4.3.4.1 Basensättigung und Kalkung von Waldstandorten

Die Basensättigung gekalkter Standorte ist in allen Tiefenstufen bis 30 cm bei Betrachtung des Kollektivs 1 (die von den Bundesländern ausgewiesenen versauerungsempfindlichen Standorte, Kap. 3.5.2) und in den Tiefenstufen bis 10 cm bei Betrachtung des Kollektivs 2 (die von den austauschbaren Al-Vorräten im Unterboden abgeleiteten versauerungsempfindlichen Standorte, Kap. 3.5.2) signifikant höher als bei den ungekalkten Standorten (Abb. I-4-16). Zu entsprechenden Aussagen kommt auch die Untersuchung von Guckland *et al.* (2012). Hier wurde bei der Auswertung von 45 Kalkungsversuchen aus Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine signifikante Erhöhung der Basensättigung von 11 %-Punkten für den Tiefenbereich von 0-40 cm ermittelt. Ab 60 cm (Kollektiv 1) bzw. 30 cm (Kollektiv 2) Bodentiefe zeigt sich eine höhere Basensättigung bei den ungekalkten im Vergleich zu den gekalkten Standorten.

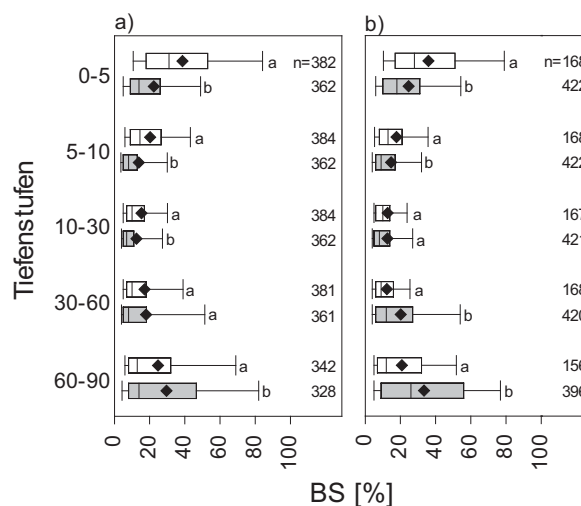


Abb. I-4-16: Basensättigung für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundesland-spezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

Die Veränderungsraten zwischen BZE I und BZE II zeigen jedoch, dass auch im Unterboden Basenverluste durch die Kalkung ausgeglichen werden konnten (Abb. I-4-17). Daher sind die niedrigeren Werte der Basensättigung des gekalkten Kollektivs im Unterboden kein durch die Kalkung verursachtes Ergebnis, sondern auf die Auswahl der gekalkten Standorte zurückzuführen. Das Kollektiv 2 bezieht zudem ungekalkte Standorte außerhalb der von den Bundesländern ausgewiesenen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte ein. Dies betrifft insbesondere Standorte in Bayern und in Brandenburg, die teilweise substratbedingt (deutsches Alpenvorland)

oder durch den Einfluss von basenreichen Flugaschen aus der Vergangenheit (Brandenburg) in tieferen Bodenschichten eine erhöhte Basensättigung aufweisen können (Riek *et al.* 2012, Wellbrock *et al.* 2005). Zwischen den Inventuren kann auf gekalkten Standorten in den Tiefenstufen von 0-30 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme und auf ungekalkten in den Tiefenstufen 5-90 cm eine signifikante Abnahme der Basensättigung beobachtet werden (Kollektiv 1 und 2).

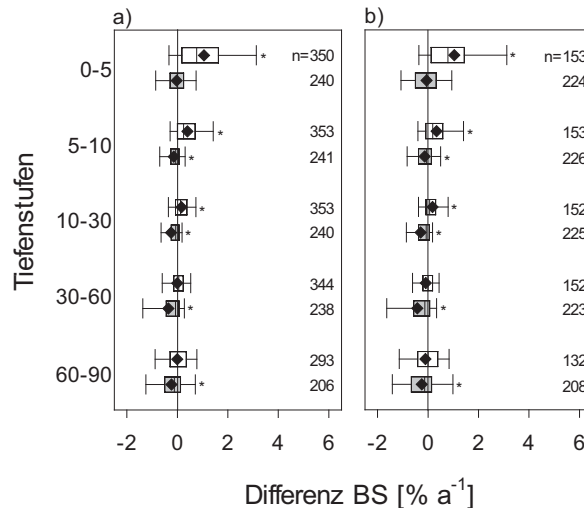


Abb. I-4-17: Jährliche Änderungsraten der Basensättigung für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte (gepaarte Stichprobe) im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungs-empfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

4.3.4.2 Basensättigung und Bodensubstratgruppen

Zwischen den Bodensubstratgruppen können in allen Tiefenstufen signifikante Unterschiede der Basensättigung festgestellt werden (Abb. I-4-18). Böden aus basenarmem Lockergestein (1) und Böden aus basenarmem Festgestein (6) zeigen im Mittel die niedrigste Basensättigung im Mineralboden (signifikant in 0-90 cm). Die Basensättigung von semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) und Tieflandböden aus Lösslehm (3) ist in allen Tiefenstufen signifikant höher als die der basenarmen Böden und signifikant niedriger als die der Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4). Dies gilt ebenfalls für die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) die sich allerdings in 60-90 cm Bodentiefe nicht mehr signifikant von den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) unterscheiden. Die Tieflandböden aus Lösslehm (3) haben in 0-30 cm eine signifikant niedrigere Basensättigung als die semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) sowie die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5). Die Böden der Alpen weisen in allen Tiefenstufen eine extrem hohe Basensättigung von fast 100 % auf.

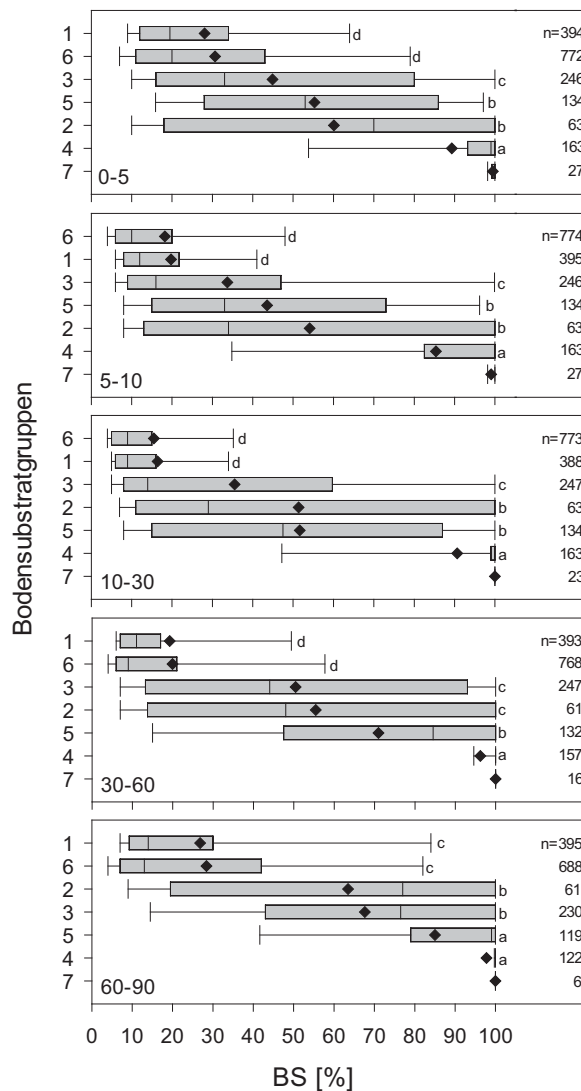


Abb. I-4-18: Basensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semi-terrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

Im Vergleich zur ersten Inventur steigt die Basensättigung der Tieflandböden aus Lösslehm in 0-5 cm und der Böden aus basenarmem Festgestein (6) und aus verwittertem Karbonatgestein in 0-10 cm signifikant an (Abb. I-4-19). Eine signifikante Abnahme der Basensättigung zwischen den Inventuren ist bei Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in allen Tiefenstufen, bei semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) ab 10 cm Bodentiefe, bei Tieflandböden aus Lösslehm (3) und bei Böden aus basenarmem Festgestein in 30-60 cm und bei Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in 10-30 cm zu beobachten. Kalkung von Böden aus basenarmem Lockergestein (1) führte zu einem signifikanten Anstieg der Basensättigung in den oberen 10 cm des Mineralbodens, wohingegen ungekalkte Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in

allen Tiefenstufen (0-90 cm) im Mittel eine signifikant abnehmende Basensättigung zeigen (Abb. I-4-20). Auch bei Böden aus basenarmem Festgestein (6), deren Anteil gekalkter Standorte von allen Bodensubstratgruppen am höchsten ist, zeigen sich in allen Tiefenstufen (0-90 cm) sinkende Werte der Basensättigung bei den ungekalkten und steigende Werte bei gekalkten Standorten. Diese Änderungen sind für die gekalkten Standorte von 0-30 cm und für die ungekalkten Standorte von 10-60 cm signifikant. Es zeigt sich somit auch bei der Basensättigung, dass der Einfluss der Bodensubstrate auf die Veränderung des Säure-Base-Zustands gegenüber dem Einfluss der unterschiedlichen Kalkungspraxis vergleichsweise gering ist.

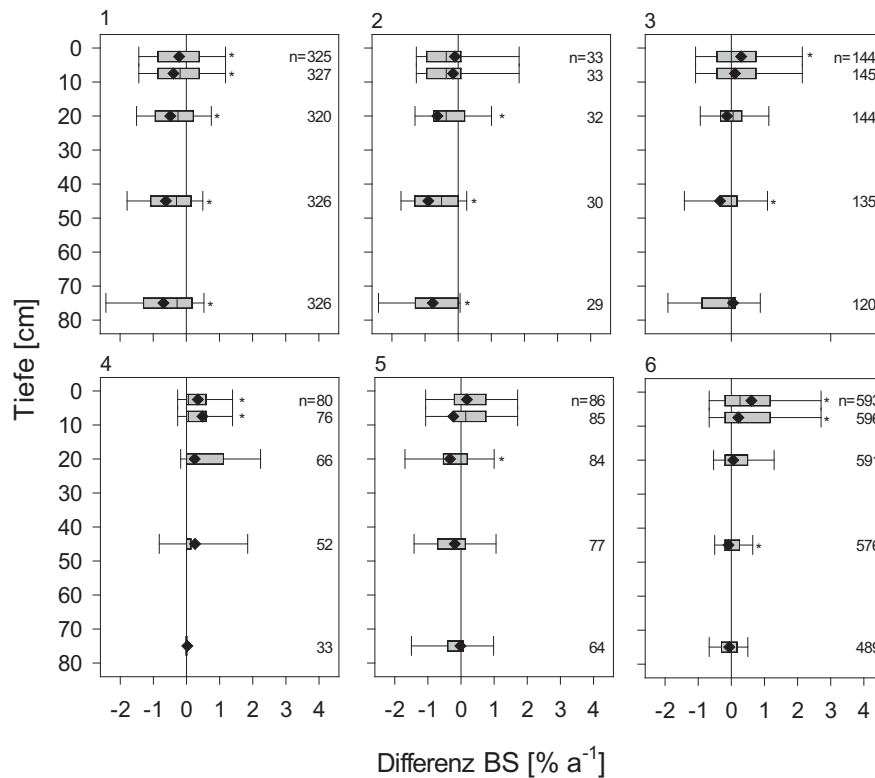


Abb. I-4-19: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der Basensättigung im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen.

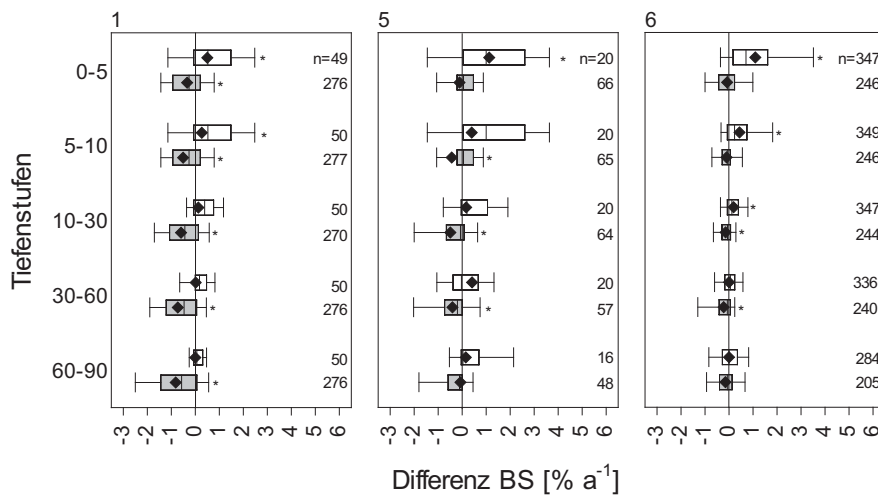


Abb. I-4-20: Jährliche Änderungsraten der Basensättigung für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für ausgewählte Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

4.3.4.3 Bestockung und Basensättigung

Wie bei den pH-Werten zeigen sich auch bei der Basensättigung deutliche Unterschiede zwischen Laub- und Nadelwäldern vor allem in den oberen 10 cm des Mineralbodens mit einer signifikant höheren Basensättigung in den Böden unter Laub- als unter Nadelbaumbeständen (Abb. I-4-21). Die sonstigen Laubbaumbestände zeigen den Ergebnissen bei den pH-Werten entsprechend die höchste Basensättigung, was für alle Tiefenstufen signifikant ist. Bei Betrachtung des Kollektivs ungekalkter Böden aus basenarmem Festgestein in Abb. I-4-22 zeigen Fichten- und sonstige Nadelbaumbestände in den oberen 5 cm des Mineralbodens die niedrigste Basensättigung mit signifikanten Unterschieden zu Laubbaum- (außer Eichen-) und Mischwaldbeständen, aber auch zu Kiefernbeständen. Die Böden der Wälder mit sonstigen Laubbaumbeständen haben auch auf ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein in allen Tiefenstufen die höchste Basensättigung. Der Unterschied zu den anderen Bestockungstypen ist allerdings nicht in jedem Fall signifikant. Die Tendenz zu sinkender Basensättigung auf ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein zwischen den Inventuren ist bei allen Bestockungstypen außer in den oberen Bodenschichten von sonstigen Laubbaumbeständen und Mischbeständen zu beobachten (Abb. I-4-23). Signifikante Abnahmen der Basensättigung treten z.B. bei Buchenbeständen (0-5 und 10-30 cm) und sonstigen Nadelwaldbeständen (0-5 cm) auf, während sich eine signifikante Zunahme nur bei sonstigen Laubbaumbeständen in 0-5 cm beobachten lässt. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass ein Zusammenhang zwischen Bestockungstypen und Basensättigung der Böden eher schwach ist und häufig durch die Bodensubstratgruppe und die unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen überdeckt wird.

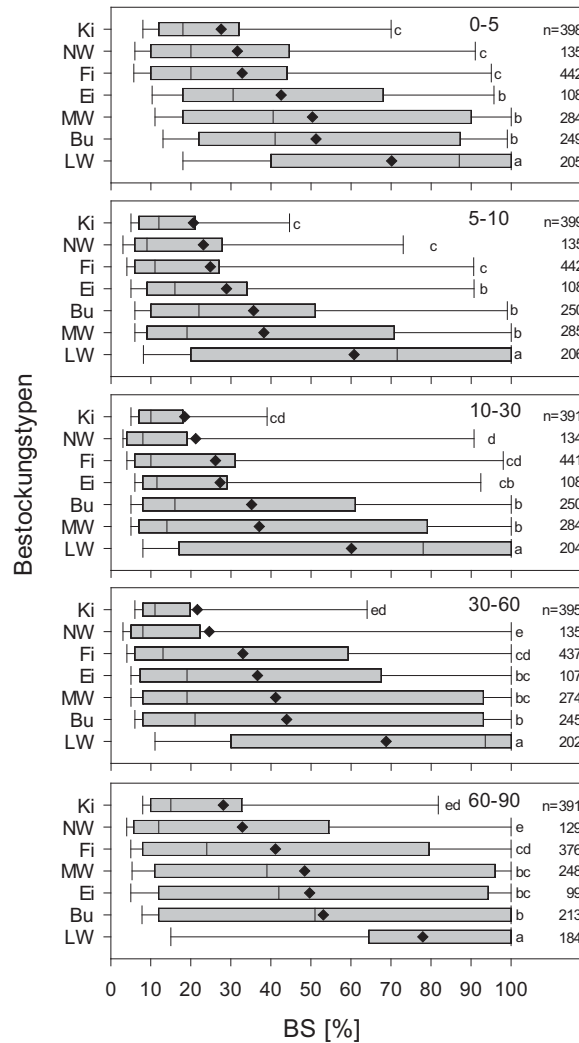


Abb. I-4-21: Basensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

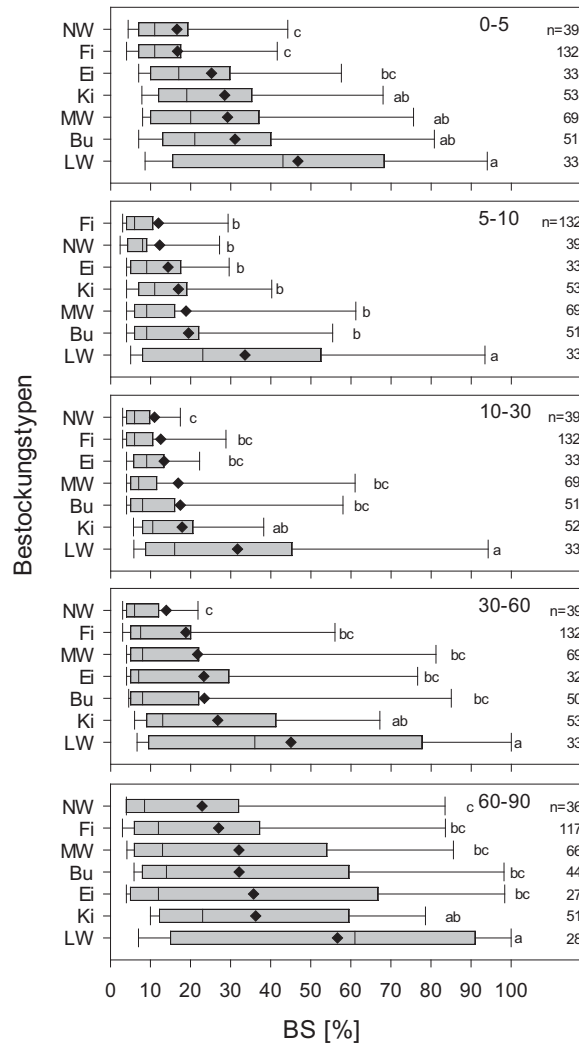


Abb. I-4-22: Basensättigung im Mineralboden von ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

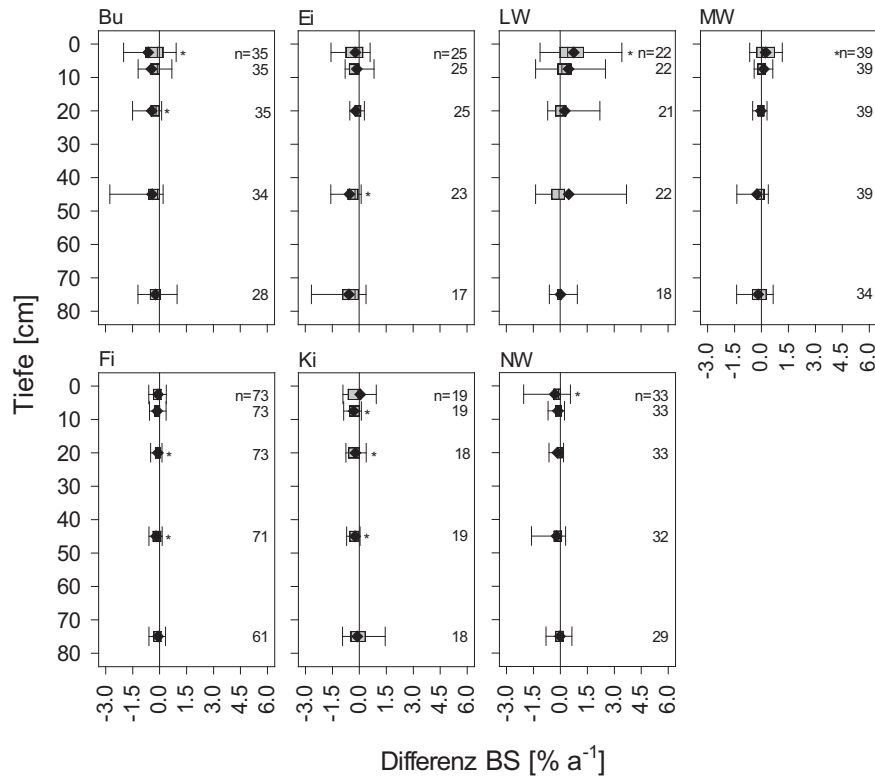


Abb. I-4-23: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der Basensättigung für ungekalkte Böden aus basenarmem Festgestein im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

4.4 Kationensäuren

Die Sättigung der Austauscher mit Al-, Mangan (Mn)- und Eisen (Fe)-Ionen sowie H⁺ nimmt mit sinkenden pH-Werten im Boden zu. Dabei steht die Al-Sättigung im besonderen Fokus, da eine hohe Al-Verfügbarkeit auf viele Pflanzen im Wald eine toxische Wirkung hat (Cronan & Grigal 1995). Aber auch Mn kann ein wichtiger Indikator bei der Beurteilung der Bodenversauerung darstellen, da ein Anstieg der Mn-Sättigung im Austauscher-Pufferbereich die Überschreitung der Pufferkapazitäten der Böden und damit den Beginn der Bodenversauerung bereits anzeigen kann (Augustin *et al.* 2005, Ulrich 1991). Eine hohe H⁺- und Fe-Sättigung weist auf eine fortgeschrittene Bodenversauerung hin, bei der die Al-Ionen bereits teilweise wieder von den Austauscherplätzen verdrängt wurden.

4.4.1 Status und Tiefenverteilung

Die Waldböden in Deutschland zeigen zum Zeitpunkt der BZE II in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) im Mittel eine Al-Sättigung von $40,2 \pm 0,6$ % (Abb. I-4-24, Kartenband

Tab. II-4-28). Die Tiefenverteilung der Al-Sättigung verläuft gegenläufig dem Tiefengradienten der Basensättigung (Kap 4.3). Entsprechend ist die durchschnittliche Al-Sättigung bei minimaler Basensättigung in 10-30 cm Bodentiefe mit $62,3 \pm 0,8$ % maximal und nimmt danach mit zunehmender Bodentiefe ab. Die Verteilung der Al-Sättigung ist in allen Tiefenstufen des Mineralbodens linksschief. Die mittlere Mn- und Fe- und H^+ -Sättigung ist in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) am höchsten ($2,5 \pm 0,1$ % Mn-Sättigung, $3,1 \pm 0,1$ % Fe-Sättigung und $12,8 \pm 0,3$ % H^+ -Sättigung) und nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab (Abb. I-4-25 bis Abb. I-4-27, Kartenband Tab. II-4-31, II-4-34 und II-4-37). Die Fe-, Mn- und H^+ -Sättigung ist in allen Tiefenstufen rechtsschief verteilt.

4.4.1 Räumliche Verteilungsmuster

Eine hohe Al-Sättigung ist in allen Tiefenstufen im Schwarzwald, im Rheinischen Schiefergebirge, im Saarland, in den bayerischen Mittelgebirgen, im Thüringer Schiefergebirge und im südwestdeutschen Alpenvorland zu finden (Kartenband Karte II-4-37, Karte II-4-39, Karte II-4-41, Karte II-4-43 und Karte II-4-45). In Bodentiefen ab 10 cm ist zunehmend auch das Norddeutsche Tiefland (ohne jungpleistozäne Gebiete) von Extremwerten oberhalb des 90. Perzentils betroffen. Standorte mit einer hohen Mn-Sättigung oberhalb des 90. Perzentils sind vor allem in den Mittelgebirgen (niedersächsisches und hessisches Bergland, Harz, Rheinisches Schiefergebirge, Saar-Nahe-Bergland, Odenwald, Spessart, Rhön), im südwestdeutschen Stufenland, insbesondere im Neckarland, im Fränkischen Keuper und in der südlichen Fränkischen Alb vertreten (Kartenband Karte II-4-47, Karte II-4-49, Karte II-4-51, Karte II-4-53 und Karte II-4-55). Dies zeigt nach Ulrich (1991) eine mögliche Drift der Waldböden auf diesen Standorten aus dem Austausch- in den Al-Pufferbereich an. Niedrige Mn-Sättigung finden wir einerseits bei kalkhaltigen Ausgangssubstraten wie z.B. in den Bayerischen Alpen oder der Schwäbischen und Fränkischen Alb. Andererseits weist eine niedrige Mn-Sättigung bei gleichzeitig hoher Al- oder Fe- und H^+ -Sättigung, z.B. im Schwarzwald oder im Erzgebirge, auf eine vorangeschrittene Bodenversauerung hin, bei der Mn durch Al-, Fe- und H^+ -Ionen ausgetauscht wurde. Dies ist in weiten Teilen Nord- und Ostdeutschlands der Fall, wo hohe Fe- und H^+ -Sättigungen der Waldböden weit verbreitet sind. Standorte mit Fe- und H^+ -Sättigungen oberhalb der 90. Perzentile in allen Tiefenstufen prägen hier vor allem altpleistozäne Substrate im Norddeutschen Tiefland, das Erzgebirge und die Lausitz (Kartenband Karte II-4-57, Karte II-4-59, Karte II-4-61, Karte II-4-63 und Karte II-4-65). Im Nordostdeutschen Tiefland finden wir eine hohe Fe- und H^+ -Sättigung der Waldböden nur bis in 30 cm Bodentiefe. Hohe Fe- und H^+ -Sättigungen fallen des Weiteren im Nordschwarzwald, im nördlichen Oberrheingraben und ab 30 cm Bodentiefe vermehrt auch im Rheinischen Schiefergebirge und im Saar-Nahe-Bergland auf.

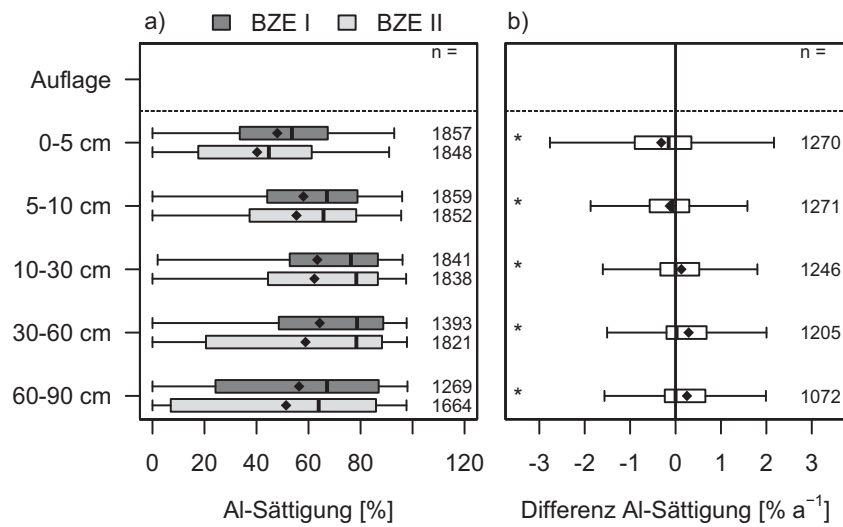


Abb. I-4-24: Aluminiumsättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Aluminiumsättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

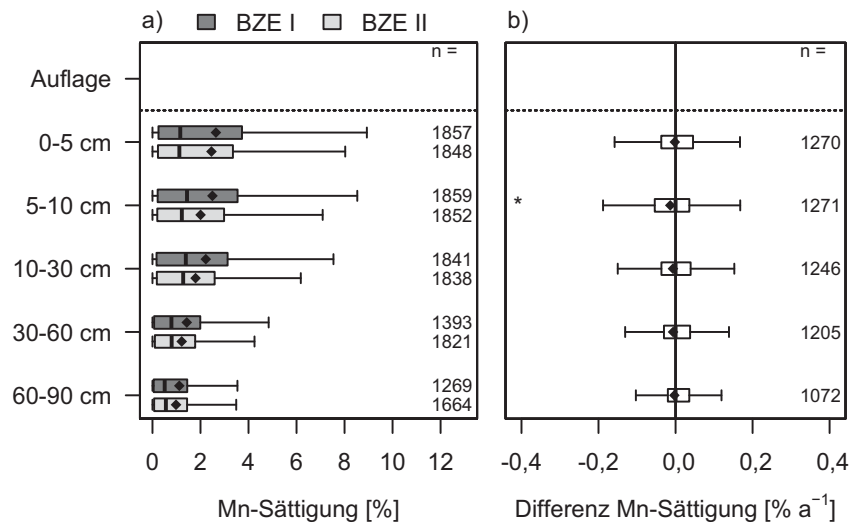


Abb. I-4-25: Mangansättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Mangansättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

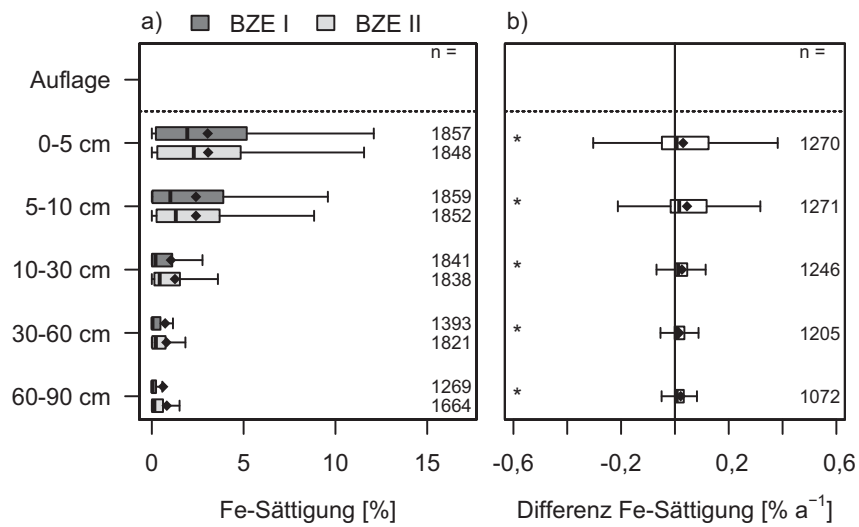


Abb. I-4-26: Eisensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Eisensättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

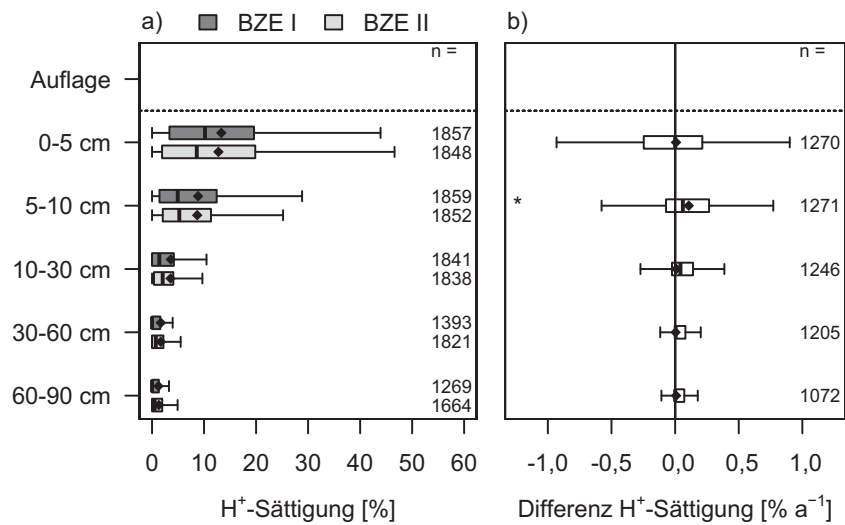


Abb. I-4-27: Protonensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Protonensättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.4.2 Veränderungen zur BZE I

Die Entwicklung der Al-Sättigung zwischen den Inventuren zeigt in den verschiedenen Tiefenstufen ebenfalls meist einen gegenläufigen Trend zur Entwicklung der Basensättigung (Abb. I-4-24, Kap. 3.2, Kartenband Tab. II-4-30). Während die Basensättigung in der oberen Bodenschicht (0-5 cm) zunimmt, nimmt die Al-Sättigung in 0-5 cm mit $0,31 \pm 0,04 \% a^{-1}$ und in 5-10 cm mit $0,13 \pm 0,04 \% a^{-1}$ signifikant ab. Ab 10 cm Bodentiefe ist eine Zunahme der Al-Sättigung bei gleichzeitiger Abnahme der Basensättigung mit einer maximalen Rate in 30-60 cm Bodentiefe ($0,29 \pm 0,04 \% a^{-1}$) zu beobachten. Die Mn-Sättigung nimmt in allen Bodenschichten gegenüber der ersten Inventur tendenziell ab, was aber nur in 5-10 cm mit einer Rate von $0,014 \pm 0,005 \% a^{-1}$ signifikant ist (Abb. I-4-25, Kartenband Tab. II-4-33). Die Fe-Sättigung nimmt zwischen den Inventuren in allen Tiefenstufen signifikant zu (Abb. I-4-26, Kartenband Tab. II-4-39). Diese Zunahme war mit einer Rate von $0,045 \pm 0,006 \% a^{-1}$ in 5-10 cm Bodentiefe am höchsten. Auch die Protonensättigung zeigt in allen Tiefenstufen eine leicht zunehmende Tendenz gegenüber der BZE I, die ebenfalls in 5-10 cm mit einer maximalen Rate von $0,11 \pm 0,02 \% a^{-1}$ signifikant ist (Abb. I-4-27, Kartenband Tab. II-4-36). Eine Übersicht über die Anteile der Kationen an der Austauschbelegung in den verschiedenen Tiefenstufen zu den beiden Inventurzeitpunkten gibt die Abbildung I-4-28.

4.4.3 Einflussgrößen auf die Kationensäuren

4.4.3.1 Kationensäuren und Kalkung von Waldstandorten

Gekalkte Standorte zeigen bis in 30 cm Bodentiefe eine niedrigere Al-Sättigung als ungekalkte Standorte (Abb. I-4-29). Dieser Unterschied ist für die von den Bundesländern ausgewiesene Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1) und für die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Al-Vorräten (Kollektiv 2) in 0-5 cm am höchsten und bis 10 cm Bodentiefe signifikant. Im Unterboden setzt sich auch beim Einfluss der Kalkung auf die Al-Sättigung der gegenläufige Trend zur Basensättigung fort mit signifikant höherer Al-Sättigung bei gekalkten als bei ungekalkten Standorten in 30-90 cm (Kollektiv 2) bzw. 60-90 cm Bodentiefe (Kollektiv 1). Wie bereits für die Basensättigung in Kapitel 4.3.4.1 erwähnt, ist dies kein durch die Kalkung verursachtes Ergebnis, sondern auf die Auswahl der gekalkten Standorte innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte zurückzuführen. Zwischen den Inventuren zeigt sich sowohl im Ober- als auch im Unterboden ein signifikanter Anstieg der Sättigung der Austauscher mit Al vor allem für ungekalkte Standorte (5-90 cm Kollektiv 1 und 0-90 cm Kollektiv 2) und eine signifikante Abnahme für gekalkte Standorte in 0-5 cm (Kollektiv 1 und 2) (Abb. I-4-30). Auch bei gekalkten Standorten zeigt sich teilweise eine Zunahme der Al-Sättigung im Mineralboden, die bei Betrachtung des Kollektivs 2 in 5-10 und 60-90 cm signifikant, allerdings in jedem Fall geringer ist als bei den ungekalkten Standorten. Somit bestätigen die Veränderungsdaten zwischen BZE I und BZE II, dass durch die Kalkung auch im Unterboden ein Anstieg der Al-Sättigung vermieden werden konnte.

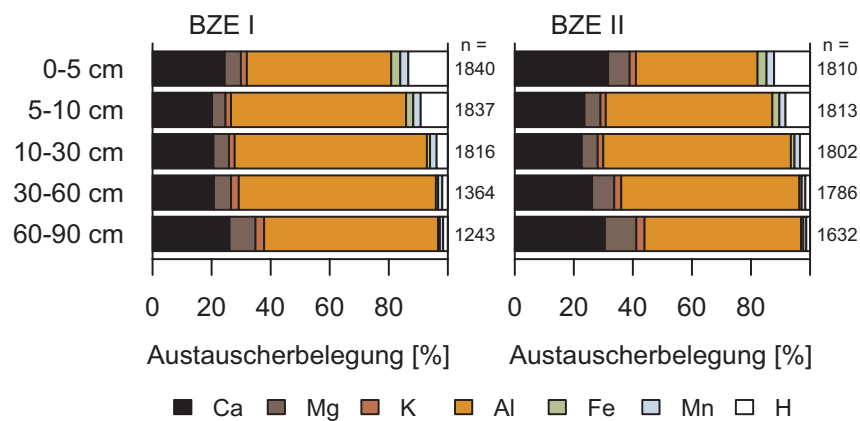


Abb. I-4-28: Austauscherbelegung der Waldböden in Deutschland (gesamte Stichprobe) im Mineralboden.

Die Mn-Sättigung ist zum Zeitpunkt der BZE II bei den gekalkten Standorten der bundesweiten Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1) in allen Tiefenstufen des Mineralbodens höher als bei den ungekalkten Standorten mit signifikanten Unterschieden in 30-90 cm. Zwischen den Inventuren zeigt sich bei ungekalkten Standorten eine signifikante Abnahme der Mn-Sättigung 5-30 cm (Kollektiv 1). Eine signifikante Erhöhung der Mn-Sättigung durch die Kalkung zwischen den Inventuren ist nur in den oberen 5 cm des Mineralbodens zu beobachten (Kollektiv 1 und 2). Dies spricht dafür, dass die Mn-Freisetzung durch Mineralverwitterung ein irreversibler Prozess ist, wobei eine Phase erhöhter Mn-Sättigung der Austauscher nur ein intermediäres Stadium darstellt (Ulrich 1991), welches durch Kalkung nicht wieder hergestellt werden kann.

Die H⁺- und Fe-Sättigung der Austauscher ist in den oberen 5 cm des Mineralbodens bei gekalkten Standorten signifikant niedriger als bei ungekalkten Standorten (Kollektiv 1 und 2). Zwischen den Inventuren zeigt sich der Einfluss der Kalkung durch eine Abnahme der H⁺- und Fe-Sättigung in den oberen 5 cm des Mineralbodens, die bei Betrachtung des Kollektivs 1 signifikant ist. Ab 10 cm Bodentiefe nimmt die H⁺- und Fe-Sättigung sowohl bei gekalkten als auch bei ungekalkten Standorten signifikant zu (Kollektiv 1). Bei Betrachtung des Kollektivs 2 zeigt sich jedoch ab 10 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme der H⁺- und Fe-Sättigung nur bei gekalkten Standorten.

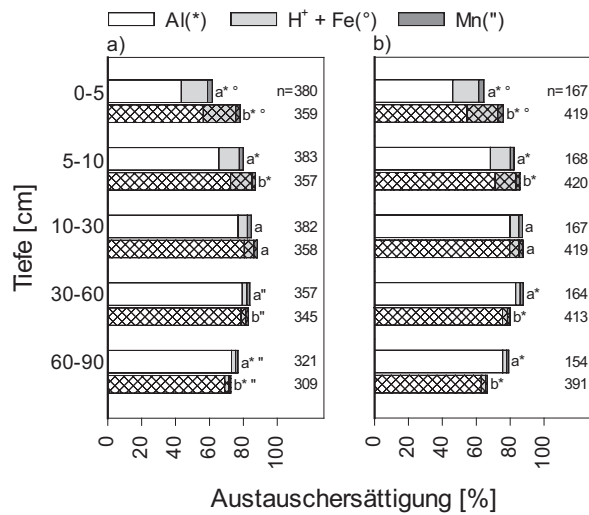


Abb. I-4-29: Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

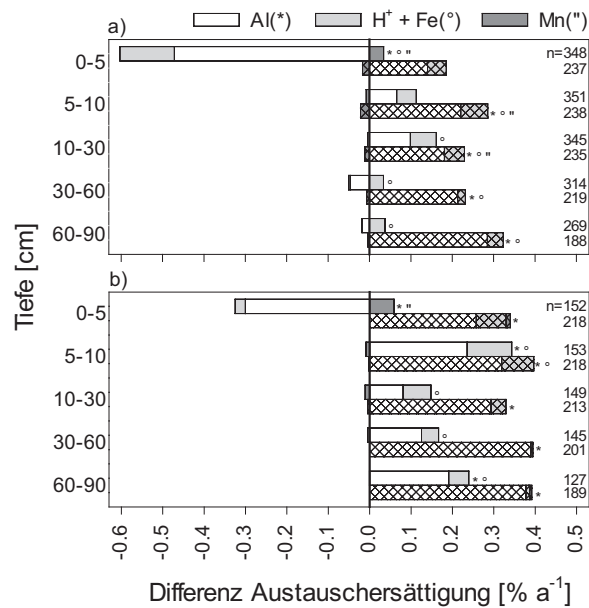


Abb. I-4-30: Jährliche Änderungsraten der Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

4.4.3.2 Kationensäuren und Bodensubstratgruppen

Die Bodensubstratgruppen unterscheiden sich in allen Tiefenstufen signifikant hinsichtlich ihrer Austauscherbelegung mit Kationensäuren (Abb. I-4-31). Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und die Böden der Alpen (7) weisen in allen Tiefenstufen die niedrigste Al-Sättigung auf (die Böden der Alpen sind auf Grund der geringen Standortzahl nicht im statistischen Test inbegriffen). Eine hohe Al-Sättigung zeigt sich in allen Tiefenstufen bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) und aus basenarmem Lockergestein (1) mit signifikanten Unterschieden zu den basenreichen Bodensubstraten (2, 5 und 4). Auch die Tieflandböden aus Lösslehm zeigen in allen Tiefenstufen eine vergleichsweise hohe Al-Sättigung der Austauscher, die sich allerdings nur von den Bodensubstraten 5 und 4 signifikant unterscheidet. Zwischen der BZE I und BZE II (Abb. I-4-32) sinkt die Al-Belastung der Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) in 0-10 cm und der Böden aus basenarmem Festgestein (6) in 0-5 cm signifikant. Ein signifikanter Anstieg der Al-Sättigung findet sich allerdings weiterhin bei den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) bis 30 cm, bei den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) in 30-60 cm, bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in 10-60 cm und bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) in 5-10 cm Bodentiefe.

Die Mn-Sättigung ist in den oberen 30 cm der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) am niedrigsten gefolgt von den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2). Alle anderen Bodensubstratgruppen zeigen in den oberen 30 cm des Mineralbodens eine signifikant höhere Mn-Sättigung der Austauscher. Dabei haben die Böden aus basisch intermediärem Festgestein (5) die höchste Mn-Sättigung mit signifikantem Unterschied (0-10 cm) zu den anderen Bodensubstratgruppen außer den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4). Ab 30 cm Bodentiefe sind die Unterschiede zwischen den Bodensubstratgruppen weniger deutlich ausgeprägt. Signifikante Unterschiede finden sich hier zwischen den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4), die ab 30 cm die geringste Mn-Sättigung haben und den Bodensubstratgruppen 6 und 3 (30-90 cm) und 1 (60-90 cm). Zwischen der Erst- und Zweitinventur der BZE nimmt die Mn-Sättigung der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in den oberen 30 cm des Mineralbodens signifikant zu und in 60-90 cm der Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) signifikant ab. Die mit der Bodentiefe abnehmende H^+ - und Fe-Sättigung zeigt sich bei allen Bodensubstratgruppen gleichermaßen. Eine niedrige H^+ - und Fe-Sättigung weisen im Allgemeinen die basenreichen Bodensubstrate (5 und 4) auf, die sich im gesamten Profil signifikant von den anderen Substraten unterscheiden. Die Böden aus basenarmem Lockergestein haben mit signifikantem Unterschied zu den anderen Bodensubstratgruppen bis 10 cm Bodentiefe die höchste H^+ - und Fe-Sättigung der Austauscher. Die H^+ - und Fe-Sättigung nimmt seit der ersten Inventur bei Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in allen Tiefenstufen des Mineralbodens und bei semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler in 5-10 bzw. 30-60 cm signifikant zu. Bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) zeigt sich in den oberen 5 cm des Mineralbodens eine signifikante Abnahme, wohingegen ab 10 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme der H^+ - und Fe-Sättigung der Austauscher seit der BZE I beobachtet werden kann. Ein umgekehrter Trend ergibt sich zwischen den Inventuren für die Böden aus basenarmem Lockergestein, bei

denen in den oberen 10 cm eine signifikante Zunahme der H⁺- und Fe-Sättigung beobachtet werden kann.

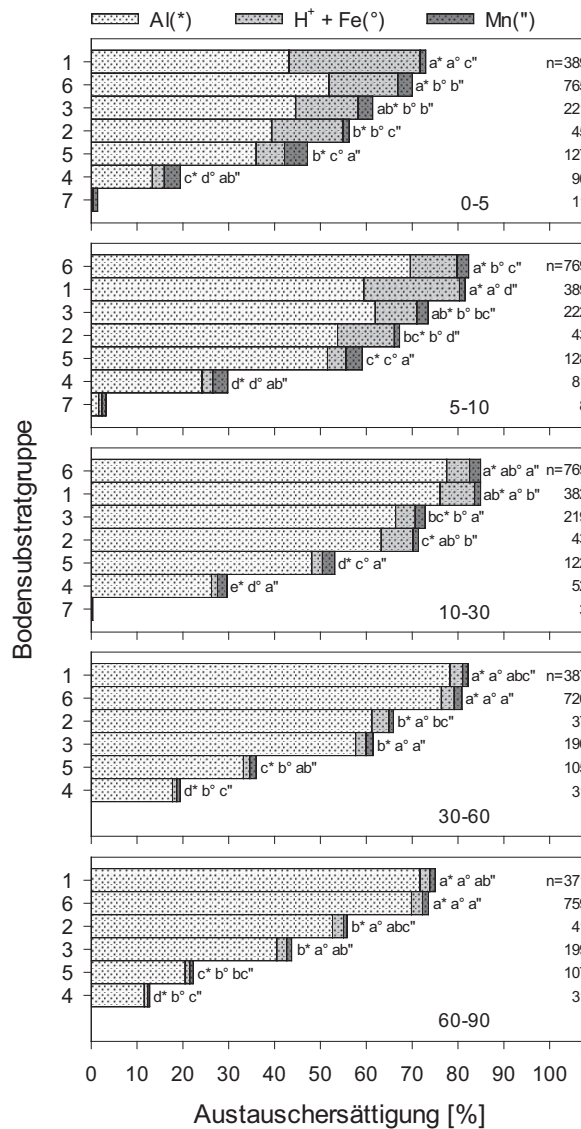


Abb. I-4-31: Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

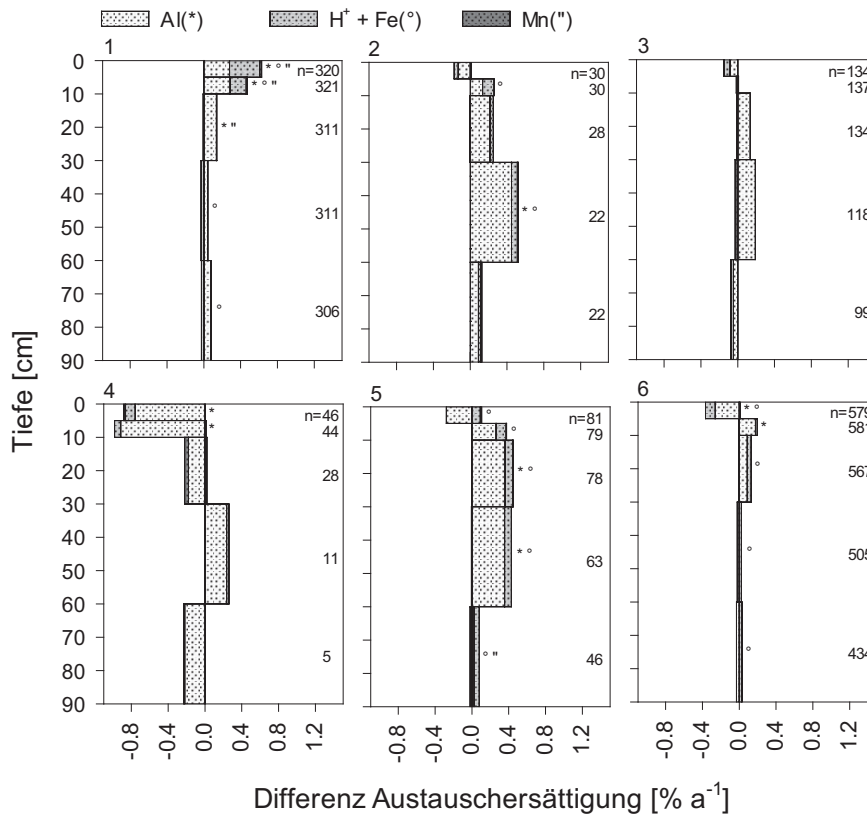


Abb. I-4-32: Jährliche Änderungsraten der Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

4.5 Langfristiges Nährstoffpotenzial

Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), P und S sind neben N wichtige Nährelemente der Pflanzen. Durch zunehmende Bodenversauerung kommt es zur Auswaschung von Ca, K, und Mg. Dabei kommt es kurzfristig zu Veränderungen der Nährstoffverfügbarkeit und langfristig zur Abnahme der Nährstoffvorräte im Boden. Die Nährstoffgesamtvorräte (königswasserextrahierbare Nährstoffe) sind ein wichtiger Parameter zur Beurteilung des langfristigen Nährstoffpotenzials von Waldböden. Zudem sind die S-Vorräte im Boden ein wichtiger Parameter, der Rückschlüsse auf die sauren S-Einträge aus der Atmosphäre zulässt. Die Vorräte der königswasserextrahierbaren Nährstoffe stehen im Rahmen der BZE II bis 10 cm Bodentiefe und der BZE I nur im Auflagehumus für eine deutschlandweite Auswertung zur Verfügung. Für die anderen Tiefenstufen liegen nur Daten ausgewählter Bundesländer vor (Höhle *et al.* 2016). Eine deutschlandweite Auswertung der königswasserextrahierbaren Nährstoffvorräte erfolgt daher im Folgenden bis 10 cm Bodentiefe und der Vergleich zwischen BZE I und BZE II ausschließlich für

den Auflagehumus. Für Kalium erfolgt aufgrund eingeschränkter Vergleichbarkeit zwischen BZE I und BZE II sowie zwischen verschiedenen Laboren keine Auswertung.

4.5.1 Status und Tiefenverteilung

Die mittleren Vorräte an königswasserextrahierbaren Ca und Mg betragen in den Waldböden von Deutschland zum Zeitpunkt der BZE II im Auflagehumus $288 \pm 9 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und $73 \pm 3 \text{ kg Mg ha}^{-1}$ (Abb. I-4-33 und Abb. I-4-34, Kartenband Tab. II-4-55 und II-4-58); die Mediane liegen im Auflagehumus bei $199 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und 37 kg Mg ha^{-1} . Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Ca- und Mg-Vorräte im Mittel zu und erreichen in 5-10 cm Bodentiefe durchschnittlich $1894 \pm 177 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und $1403 \pm 62 \text{ kg Mg ha}^{-1}$, mit Medianwerten bei $248 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und $685 \text{ kg Mg ha}^{-1}$. Die Verteilungen der Nährstoffvorräte sind rechtsschief und durch natürliche Extremwerte in einigen Bodensubstratgruppen nicht immer normalverteilt. Auch die mittleren S-Vorräte sind im Auflagehumus am geringsten ($96 \pm 2 \text{ kg S ha}^{-1}$) und nehmen in 0-5 cm Bodentiefe gegenüber dem Auflagehumus zu (Abb. I-4-35). In 5-10 cm Bodentiefe sind sie wieder etwas niedriger ($103 \pm 2,2 \text{ kg S ha}^{-1}$) als in der darüber liegenden Tiefenstufe ($138 \pm 2,4 \text{ kg S ha}^{-1}$). Die Waldböden von Deutschland haben einen mittleren P-Vorrat von $45 \pm 1,0 \text{ kg P ha}^{-1}$ in der Auflage, $146 \pm 2,4 \text{ kg P ha}^{-1}$ in 0-5 und $147 \pm 3 \text{ kg P ha}^{-1}$ in 5-10 cm (Abb. I-4-36, Kartenband Tab. II-4-61). Das C/P-Verhältnis beträgt im Auflagehumus im Mittel 471 ± 4 , in 0-5 cm Bodentiefen 209 ± 4 und in 5-10 cm 136 ± 3 (Abb. I-4-37, Kartenband Tab. II-4-67). Das C/P-Verhältnis gibt Aufschluss über den Humusumsatz und somit über die P-Nachlieferung aus der organischen Substanz. Ein enges Verhältnis zeigt dabei eine hohe Mineralisationsrate an. Bei der Bewertung des C/P-Verhältnisses nach AK Standortkartierung (2003) werden wie auch beim C/N-Verhältnis unterschiedliche Bezugshorizonte herangezogen. Dies ist bei den Mull-Humusformen (MU, MOM) der Ah-Horizont und bei Rohhumus (RO), rohhumusartigem Moder (MR) und typischem Moder (MOT) der Auflagehumus. Der Großteil der Waldstandorte in Deutschland zeigt zum Zeitpunkt der BZE II ein mäßig enges (24 %), mittleres (22 %) oder mäßig weites (38 %) C/P-Verhältnis. Sehr enge, weite und sehr weite C/P-Verhältnisse liegen nur selten vor (Tab. I-4-2).

Tab. I-4-2: Anteile der BZE II-Standorte an den Bewertungsklassen des C/P-Verhältnisses nach AK Standortkartierung (2003). Als Bezugshorizonte gelten für Mull-Humusformen (MU, MOM) der Ah-Horizont und für Rohhumus (RO), rohhumusartigem Moder (MR) und typischem Moder (MOT) der Auflagehumus.

Bewertung	sehr eng	eng	mäßig eng	mittel	mäßig weit	weit	sehr weit
C/P	<50	50-100	100-200	200-400	400-800	800-1200	≥ 1200
BZE II-Plots (%-Anteil)	2,77	11,81	23,80	21,54	38,21	1,58	0,28

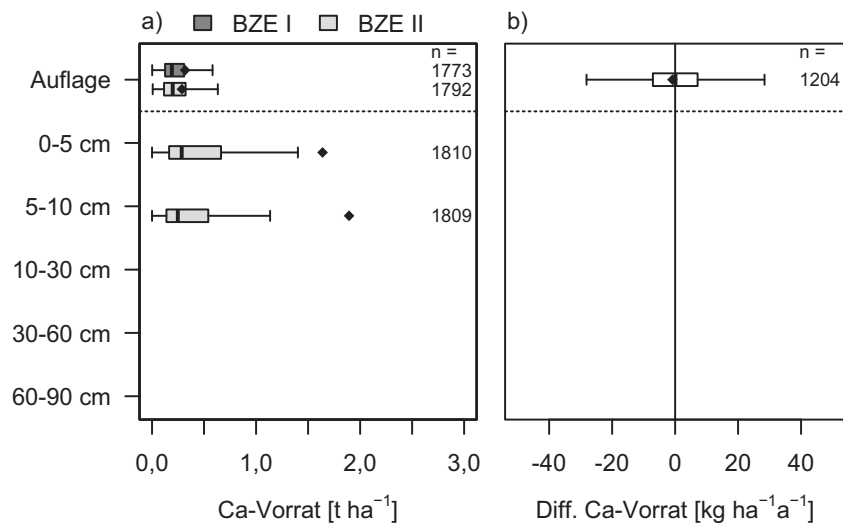


Abb. I-4-33: Calciumvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Calciumvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

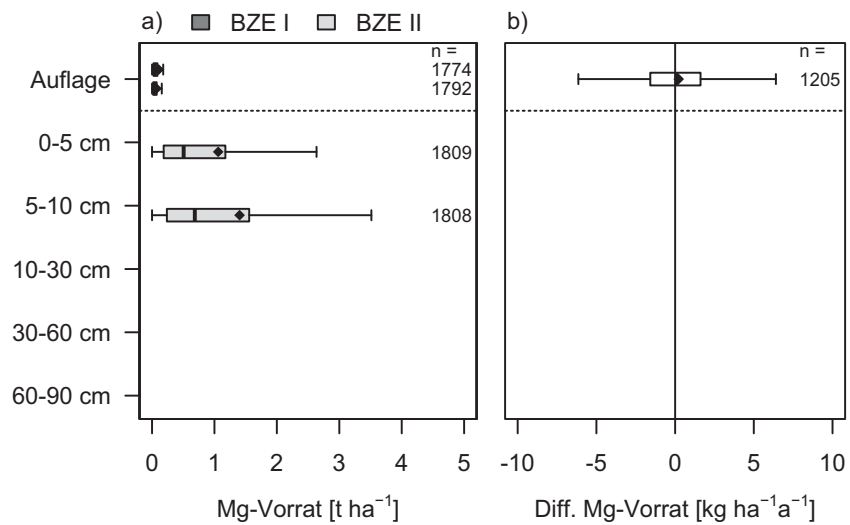


Abb. I-4-34: Magnesiumvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Magnesiumvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

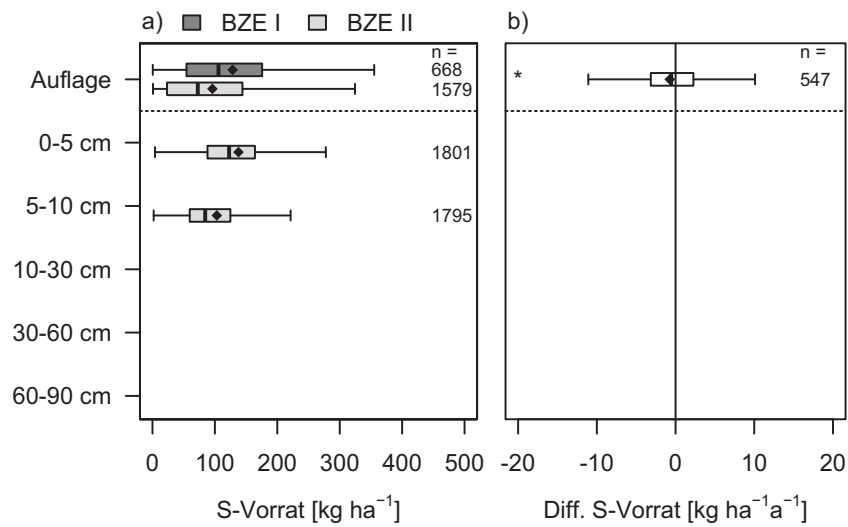


Abb. I-4-35: Schwefelvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Schwefelvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

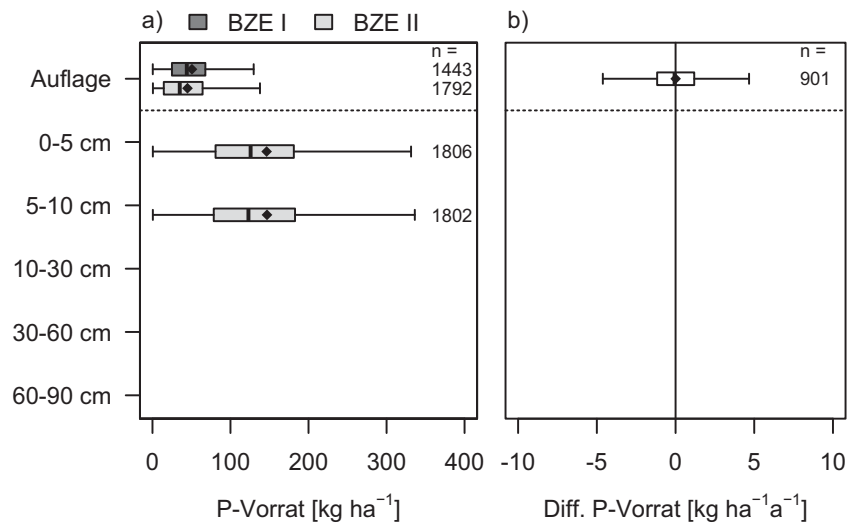


Abb. I-4-36: Phosphorvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Phosphorvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

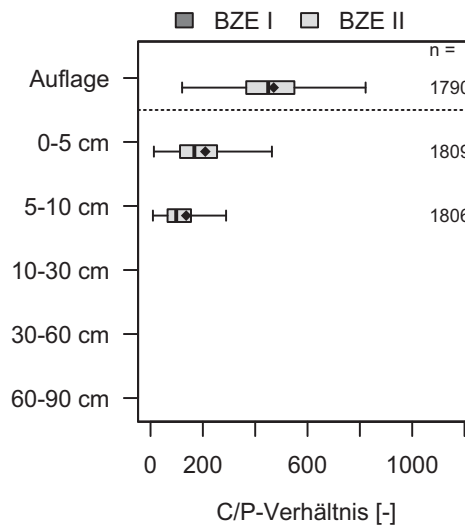


Abb. I-4-37: C/P-Verhältnis im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II (gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.5.2 Räumliche Verteilung

Waldstandorte mit hohen Ca-Vorräten oberhalb des 75. Perzentils und niedrigen unterhalb des 25. Perzentils in den oberen 10 cm des Mineralbodens liegen in allen Regionen Deutschlands oft in direkter Nachbarschaft zueinander (Kartenband Karte II-4-67, II-4-69 und II-4-70). Sehr hohe Ca-Vorräte oberhalb des 90. Perzentils kommen vor allem auf kalkreichen Ausgangssubstraten z.B. in den Bayerischen Alpen, der Schwäbischen und Fränkischen Alb und im mitteldeutschen Raum um das Thüringer Becken vor, aber auch im Osten Schleswig-Holsteins und in Mecklenburg-Vorpommern finden sich häufig hohe Ca-Vorräte. Sehr niedrige Ca-Vorräte unterhalb des 10. Perzentils prägen in 0-10 cm besonders den Schwarzwald, die bayerischen Mittelgebirge, den Thüringer Wald und viele Regionen im west-mitteldeutschen Raum. Die Auswertung der oberen 10 cm des Mineralbodens hinsichtlich der Mg-Vorräte nach Perzentilgrenzen zeigt deutliche regionale Unterschiede (Kartenband Karte II-4-71, II-4-73 und II-4-74). Vorräte unterhalb der deutschlandweiten Mediane prägen mit Ausnahme von Ost-Schleswig-Holstein flächendeckend die oberen 10 cm des mineralischen Waldbodens im Norddeutschen Tiefland. Im deutschen Mittelgebirgsraum sind die oberen 10 cm wesentlich reicher an Mg mit Ausnahme des nördlichen Schwarzwalds, der meisten Standorte im Rhein-Main-Gebiet und im Pfälzer Wald. Auch die P-Vorräte sind in 0-10 cm im Norddeutschen Tiefland vergleichsweise niedrig mit Werten meist unterhalb des 25. Perzentils (Kartenband Karte II-4-75, II-4-77 und II-4-78). Höhere P-Vorräte findet man hier allerdings im Nordbrandenburger- und Mecklenburger Jungmoränenland und ebenso im Osten Schleswig-Holsteins. Die oberen 10 cm des Mineralbodens der Wälder des Mittelgebirgsraums weisen größtenteils höhere P-Vorräte oberhalb des Medians auf, allerdings sind hier auch Regionen mit niedrigen Extremwerten unterhalb des 10. Perzentils wie z.B. im Pfälzer Wald, rund um den

Thüringer Wald und im Schwarzwald zu finden. Die S-Vorräte zeigen in 0-10 cm Bodentiefe ein heterogenes regionales Muster (Kartenband Karte II-4-81 und II-4-82). Hohe und niedrige S-Vorräte finden sich in den meisten Regionen Deutschlands. Das deutsche Alpenvorland, die Schwäbische und Fränkische Alb und die bayerischen Mittelgebirge weisen jedoch meist Waldböden mit S-Vorräten oberhalb des Medians auf. Des Weiteren fallen Regionen wie z.B. das südliche Weserbergland, Süd-Ostbrandenburg, der Pfälzer Wald, Südthüringen und der Schwarzwald mit niedrigen Extremwerten unterhalb des 10. Perzentils und Ost-Schleswig-Holstein, die Nord- und Ostseeküste, der Harz, das Oberrheinische Tiefland, das Sauerland und das Saar-Nahe-Bergland mit hohen Extremwerten oberhalb des 90. Perzentils auf.

4.5.3 Veränderungen zur BZE I

Signifikante Veränderungen im Auflagehumus zeigen sich seit der BZE I nur bei den S-Vorräten, die hier mit einer Rate von $0,74 \pm 0,27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abgenommen haben (Abb. I-4-33 bis Abb. I-4-36, Kartenband Tab. II-4-57, II-4-60, II-4-63 und II-4-66).

4.5.4 Einflussgrößen auf das langfristige Nährstoffpotenzial

4.5.4.1 Langfristiges Nährstoffpotenzial und Kalkung von Waldstandorten

Die Untersuchungen zum Einfluss der Kalkung auf den Nährstoffzustand der Waldböden sind in Abb. I-4-38 dargestellt. Es liegt als Kollektiv versauerungsempfindlicher Standorte die von den Bundesländern ausgewiesene Kulisse zugrunde (Kap. 3). Gekalkte Standorte zeigen im Auflagehumus signifikant höhere Ca- und Mg-Vorräte und ab 5 cm Bodentiefe signifikant niedrigere Ca- (0-10 cm) und Mg-Vorräte (5-10 cm) als ungekalkte Standorte. Die P- und S-Vorräte weisen im Auflagehumus und in 0-5 cm auf gekalkten und ungekalkten Standorten keine signifikanten Unterschiede auf, in 5-10 cm sind die P-Vorräte signifikant niedriger bei den gekalkten als bei den ungekalkten Standorten. Wahrscheinlich stehen niedrigere Nährstoffvorräte bei gekalkten im Vergleich zu ungekalkten Standorten im Mineralboden im Zusammenhang mit der bevorzugten Auswahl eher nährstoffarmer Böden für die Kalkung. Die Entwicklung zwischen BZE I und BZE II zeigt jedoch, dass eine Abnahme der Nährstoffverfügbarkeit in allen Tiefenstufen durch Kalkung verhindert wurde (Kap. 4.6.2.1).

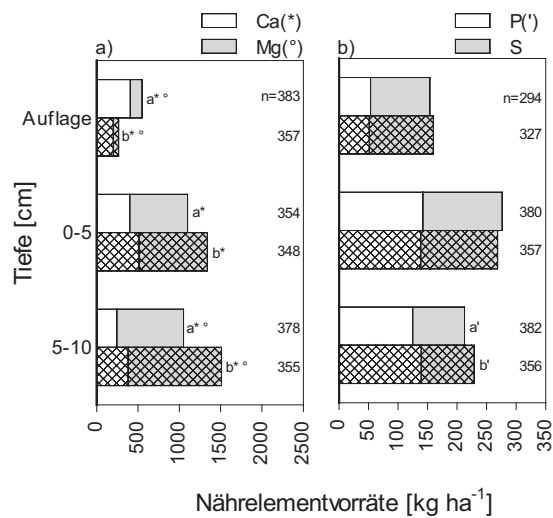


Abb. I-4-38: Nährstoffvorräte von Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) (a) sowie von Phosphor (P) und Schwefel (S) (b) für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1).

4.5.4.2 Langfristiges Nährstoffpotenzial und Bodensubstratgruppen

In den oberen 10 cm des Mineralbodens sind die Ca- und Mg-Vorräte in den basenreichen Ausgangssubstraten (2, 4, 5 und 7) im Allgemeinen höher als in den basenarmen Bodensubstraten (1, 3 und 6) (Abb. I-4-39). Signifikante Unterschiede zwischen den Bodensubstratgruppen finden sich vor allem bei den Ca-Vorräten zwischen allen Substratgruppen außer zwischen Tieflandböden aus Lösslehm (3) und den Böden aus basisch intermediärem Festgestein (5) bzw. zwischen basenarmen Locker- und Festgesteinen (1, 6). Die niedrigsten Ca- und Mg-Vorräte zeigen sich in den oberen 10 cm des Mineralbodens bei den Böden aus basenarmem Lockergestein (1). Die Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) weisen in 0-10 cm die höchsten und die Böden aus basenarmem Lockergestein (1) die niedrigsten P-Vorräte auf mit signifikanten Unterschieden zu den jeweils anderen Bodensubstratgruppen. Die S-Vorräte sind in 0-10 cm der Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) vergleichsweise niedrig und unterscheiden sich signifikant von den höheren S-Vorräten der anderen Bodensubstratgruppen.

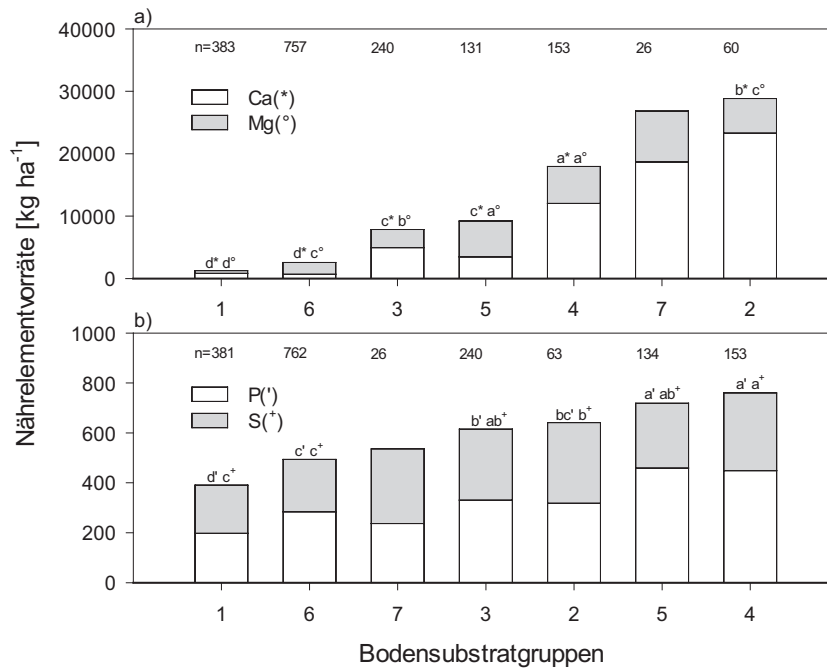


Abb. I-4-39: Nährstoffvorräte von Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) (a) sowie für Phosphor (P) und Schwefel (S) (b) im Mineralboden (0-10cm) zum Zeitpunkt der BZEII für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

4.6 Austauschbare Nährstoffvorräte

4.6.1 Status und Tiefenverteilung

Die mittleren Vorräte an austauschbaren Nährstoffen im Profil (0-90 cm) betragen $6,69 \pm 0,29 \text{ t Ca ha}^{-1}$, $605 \pm 16 \text{ kg K ha}^{-1}$ und $1221 \pm 64 \text{ kg Mg ha}^{-1}$ (Kartenband Tab. II-4-83, II-4-86 und II-4-89). Die Vorräte an austauschbaren Nährstoffen steigen im Allgemeinen mit zunehmender Bodentiefe an (Abb. I-4-40 bis Abb. I-4-42). Allerdings zeigen sich in 5-10 cm Bodentiefe etwas niedrigere austauschbare Vorräte gegenüber 0-5 cm Bodentiefe. Dieses Muster kann durch die Kalkung vieler Standorte, durch die spezifische Bindung von Ca an die organische Bodensubstanz sowie durch die Anreicherung von Ca durch Aufnahme mit dem Transpirationsstrom der Bäume und anschließende Rückführung an den Boden durch den Streufall (sog. Basenpumpe), wodurch eine relative Anreicherung an der Bodenoberfläche bewirkt wird, erklärt werden (Berger *et al.* 2006). Die Verteilung der austauschbaren Vorräte ist rechtsschief und somit nicht normalverteilt. In den oberen 5 cm des Mineralbodens beträgt der prozentuale Anteil der austauschbaren Vorräte an den königswasserextrahierbaren Vorräten im Mittel $48 \pm 0,7 \%$ für Ca und $9 \pm 0,3 \%$ für Mg. Die Anteile sind in 5-10 cm Bodentiefe deutlich niedriger (Abb. I-4-43).

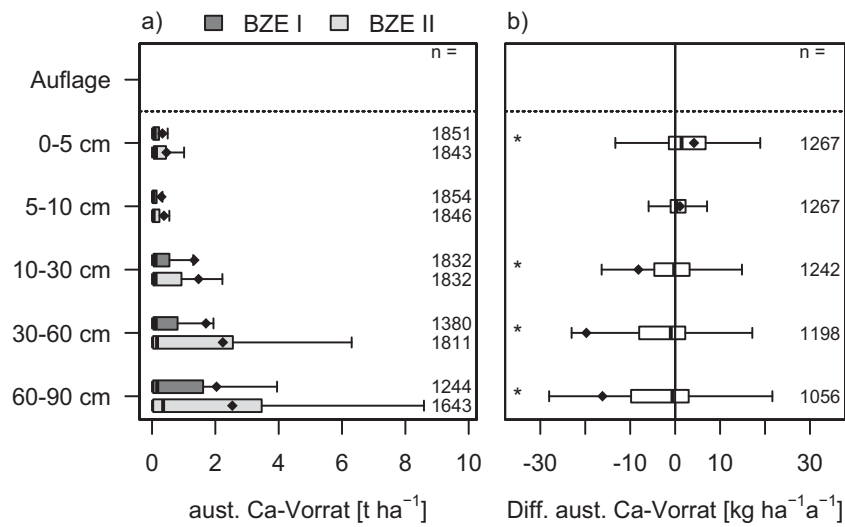


Abb. I-4-40: Vorräte an austauschbarem Calcium (Ca) im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Vorräte an austauschbarem Ca von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

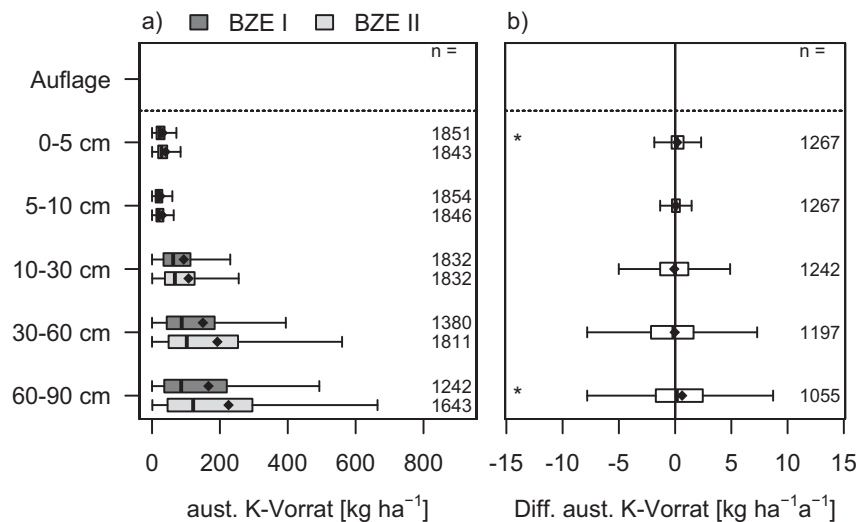


Abb. I-4-41: Vorräte an austauschbarem Kalium im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Vorräte an austauschbarem K von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

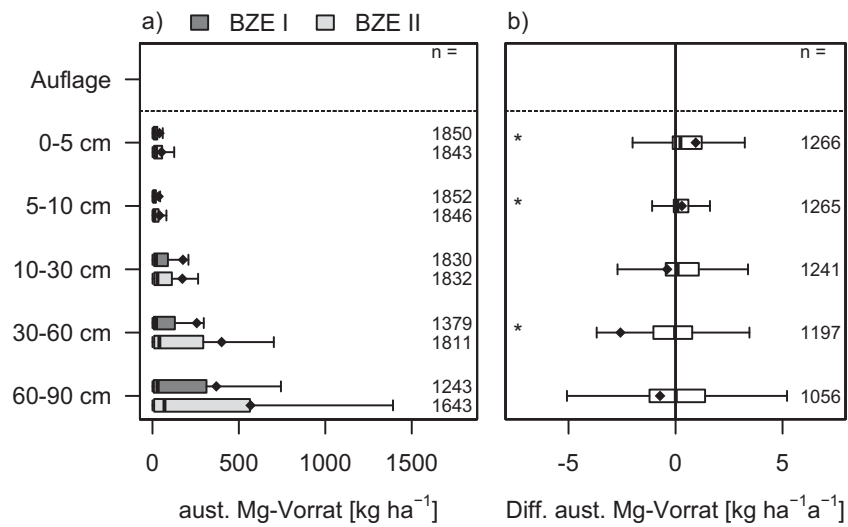


Abb. I-4-42: Vorräte an austauschbarem Magnesium im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Vorräte an austauschbarem Mg von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

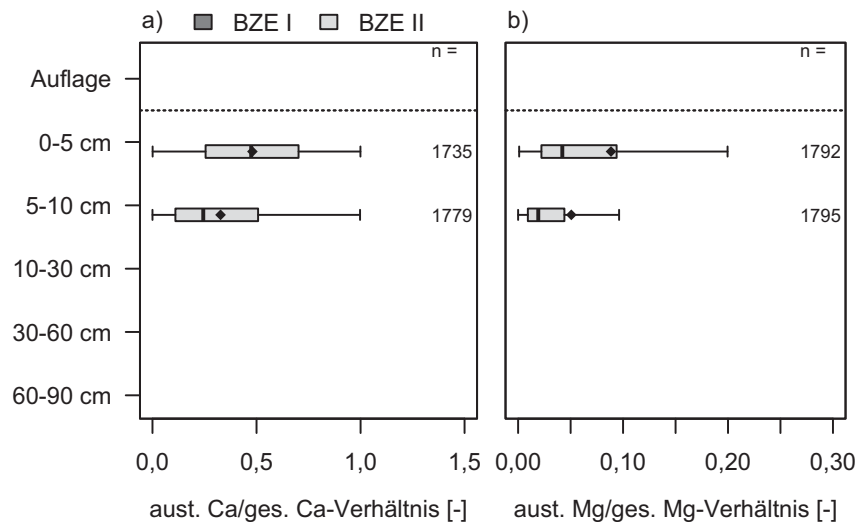


Abb. I-4-43: Verhältnis austauschbarer Vorräte zu Gesamtvorräten (königswasserextrahierbare Vorräte) für Calcium (Ca) (a) und Magnesium (Mg) (b) im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II für alle BZE II-Standorte.

In den oberen 10 cm des Mineralbodens gibt es einen Trend zunehmender Nährstoffverfügbarkeit seit der BZE I mit einem signifikanten Anstieg der austauschbaren Vorräte von $4,2 \pm 0,8 \text{ kg Ca ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $0,19 \pm 0,07 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 0-5 cm und $0,94 \pm 0,11$ und $0,3 \pm 0,07 \text{ kg Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 0-5 und 5-10 cm Bodentiefe (Abb. I-4-40 bis Abb. I-4-42, Kartenband Tab. II-4-85, II-4-88 und II-4-91). Ab 30 cm Bodentiefe nimmt die Ca-, K- und Mg-Verfügbarkeit

gegenüber der ersten Inventur tendenziell ab, was für Ca in 10-90 cm und für Mg in 30-60 cm signifikant ist. Allerdings sind diese signifikanten Unterschiede zwischen BZE I und BZE II auf Grund der nicht normalverteilten Daten nicht eindeutig und daher vorsichtig zu beurteilen. Der nicht parametrische Test ohne Gewichtung zeigt beispielsweise bei Mg in 30-60 cm Tiefe keinen signifikanten Unterschied.

4.6.2 Einflussgrößen auf die austauschbaren Nährstoffvorräte

4.6.2.1 Austauschbare Nährstoffvorräte und Kalkung von Waldstandorten

Zum Zeitpunkt der BZE II ist die Ca-Verfügbarkeit im Mineralboden bis 5 cm und die Mg-Verfügbarkeit bis 30 cm Bodentiefe bei gekalkten Standorten signifikant höher als bei ungekalkten Standorten (Abb. I-4-44). In 30-90 cm zeigt sich eine signifikant höhere Ca- und Mg-Verfügbarkeit bei ungekalkten Standorten gegenüber den gekalkten. Dies spricht für die gezielte Auswahl nährstoffärmerer Standorte für die Kalkung. Die K-Verfügbarkeit ist ab 5 cm Bodentiefe signifikant niedriger bei gekalkten als bei ungekalkten Standorten. Die Entwicklung zwischen den Inventuren zeigt, dass die Ca- und Mg-Verfügbarkeit auf gekalkten Standorten in den oberen 30 cm des Mineralbodens signifikant ansteigt. Ab 30 cm (Ca und Mg) und ab 5 cm (K) änderte sich die Verfügbarkeit auf gekalkten Standorten nicht signifikant. Auf ungekalkten Waldstandorten nimmt die Nährstoffverfügbarkeit in allen Tiefenstufen allgemein ab, was für K in 10-30 cm und für Ca und Mg in 10-60 cm signifikant ist.

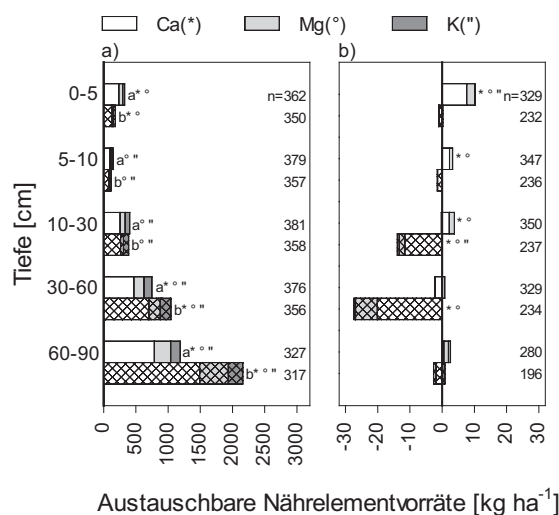


Abb. I-4-44: Austauschbare Nährstoffvorräte (a) an Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) und deren jährliche Änderungsraten (b) für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der im bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1).

4.6.2.2 Austauschbare Nährstoffvorräte und Bodensubstratgruppen

Böden aus basenarmem Fest- und Lockergestein (1, 6) weisen im Allgemeinen die niedrigsten und Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und Böden der Alpen (7) die höchsten Vorräte an austauschbaren Nährstoffen auf (Abb. I-4-46). Dabei zeigt sich eine signifikant niedrigere Verfügbarkeit für alle Nährstoffe bei den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) im Vergleich zu den anderen Bodensubstratgruppen und für Ca bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) in allen Tiefenstufen. Die Nährstoffverfügbarkeit der Böden aus verwittertem Karbonatgestein unterscheidet sich in 0-60 cm (Ca) und 0-10 cm (Mg und K) signifikant von den niedrigeren Werten der anderen Bodensubstratgruppen. Ab 10 cm Bodentiefe fallen die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein mit hohen Mg- und K-Vorräten auf und ab 60 cm auch die Tieflandböden aus Lösslehm (3).

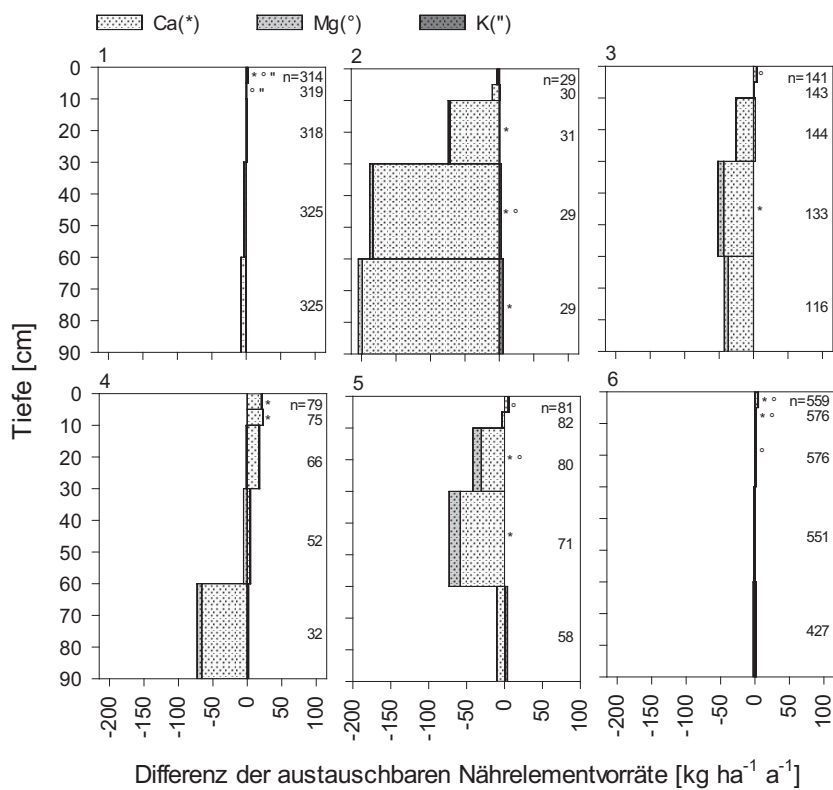


Abb. I-4-45: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der austauschbaren Nährstoffvorräte an Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

Zwischen den Inventuren zeigen die Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in den zwei Tiefenstufen des Mineralbodens einen signifikanten Anstieg (Ca 0-5 cm, K und Mg 0-10 cm) der Nährstoffverfügbarkeit (Abb. I-4-45). Des Weiteren steigen die austauschbaren Nährstoffvorräte bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) in 0-30 cm (Mg) und 0-10 cm (Ca), den

Tiefenlandböden aus Lösslehm (3) und den Böden aus intermediärem Festgestein in 0-5 cm (Mg), und den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) in 0-10 cm (Ca) signifikant seit der ersten Inventur. Auffallend ist eine starke Tendenz sinkender Ca-Verfügbarkeit in den tieferen Bodenschichten einiger Bodensubstrate, die bei den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) in 10-90 cm, bei den Tiefenlandböden aus Lösslehm (3) in 30-60 cm und bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in 10-60 cm des Mineralbodens signifikant ist.

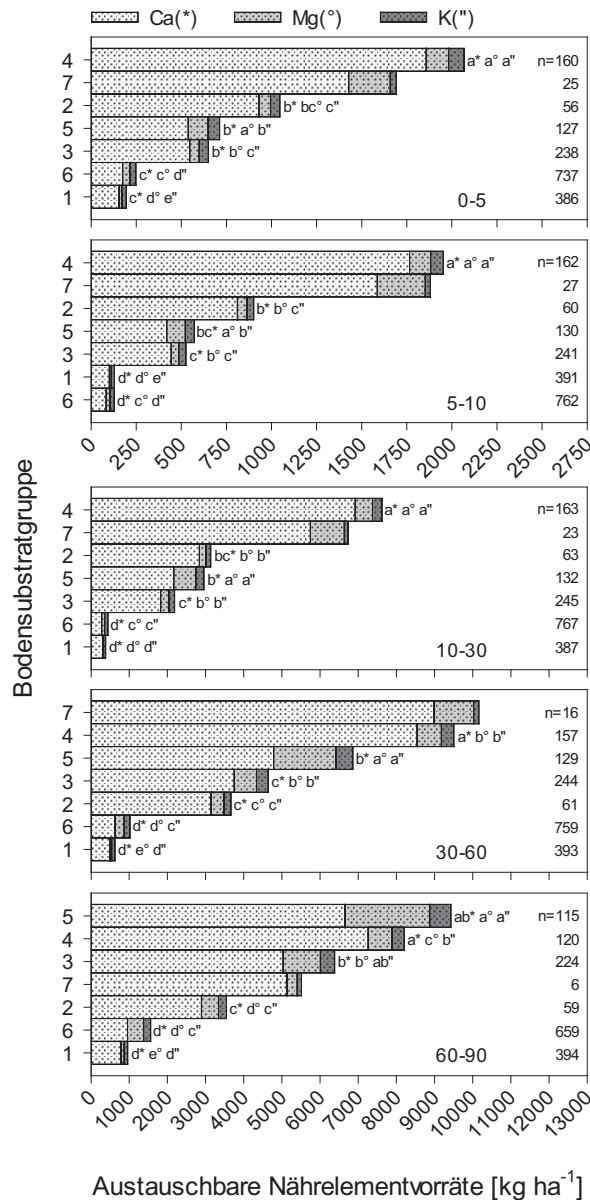


Abb. I-4-46: Austauschbare Nährstoffvorräte an Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tiefenlandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen.

4.7 Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf den Säure-Base-Status und die Nährstoffvorräte

4.7.1 Vorbemerkung

Durch Bodenversauerung sind in vielen Waldböden kritische Säuregrade und Al-Konzentrationen erreicht worden. Ebenfalls fand eine Mobilisierung von potenziell toxischen Schwermetallen statt. Aufgrund des versauerungsbedingt erhöhten Austrags verarmten viele Standorte an (Nährstoff-)Kationen, teilweise mit der Folge von Störungen des Ernährungsstatus von Waldbäumen.

Ein geeignetes Mittel zur Kompensation unerwünschter Effekte der Bodenversauerung stellt die Bodenschutzkalkung dar. Hierbei wird karbonathaltiges, in der Regel dolomitisches Material meist oberflächlich mit Dosagen von meist $2\text{-}5\text{ t ha}^{-1}$ auf Waldböden aufgebracht. Die bisherige Kalkungspraxis unterscheidet sich zwischen den Bundesländern, aber auch hinsichtlich unterschiedlicher Besitzverhältnisse, in Bezug auf Ausmaß und Zielsetzung beträchtlich. Während einige Bundesländer Kalkungsmaßnahmen in beträchtlichem Umfang fördern, verhalten sich andere eher restriktiv. Ziel der Kalkungsmaßnahmen ist in den meisten Fällen die Kompensation aktueller und vergangener Säureeinträge. Zusätzlich wird meist ein bodenchemisches Qualitätsziel wie z.B. die Einstellung einer Basensättigung von etwa 15-20 %, die Überschreitung eines Ziel-pH-Werts oder die Minderung von potenziell toxischen Al-Ionen in der Bodenlösung angestrebt. Weiterhin ist die Stabilisierung des Ernährungszustands der Waldbestände ein gewünschter Effekt von Kalkungen. Bei Kalkungsmaßnahmen, die in den 1950er bis 1980er Jahren durchgeführt wurden, standen nicht die Effekte depositionsbedingter Versauerung, sondern die Mobilisierung von N aus zersetzungsgehemmten Rohhumusaufgaben als gewünschte Wirkung im Vordergrund (Gussone 1983).

Wirkungen von Kalkungsmaßnahmen lassen sich für den BZE-Datensatz durch den Vergleich von gekalkten und ungekalkten BZE-Plots sowie durch den Vergleich von BZE I und BZE II überprüfen. Der erste Vergleich erfolgt auf der Basis der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte, d.h. der Standorte, die nach länderspezifischer Einschätzung (Kollektiv 1) bzw. nach dem bundesweit einheitlichen Kriterium der austauschbaren Al-Vorräte im Unterboden (Kollektiv 2) kalkungswürdig sind (Kap. 3). Der zeitliche Vergleich gewinnt an Aussagekraft, wenn die Zeitpunkte der Kalkungsmaßnahmen bekannt sind. Der Termin der Kalkausbringung konnten in vielen Fällen jedoch nicht rekonstruiert werden.

4.7.2 Kompensation der Bodenversauerung durch Kalkungsmaßnahmen

Effekte von Kalkungsmaßnahmen auf Waldböden zeigen sich bei den meisten, den Säure-Base-Zustand charakterisierenden Indikatoren. Der Vergleich zwischen ungekalkten und

gekalkten Standorten zeigt für beide Kollektive der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte im Auflagehumus und in allen Mineralbodentiefenstufen mit Ausnahme von 60-90 cm signifikant höhere $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte für gekalkte BZE-Punkte. Erwartungsgemäß sind die Unterschiede im Auflagehumus und im Oberboden aufgrund der oberflächlich durchgeführten Kalkungsmaßnahmen größer als im Unterboden (Abb. I-4-4). Bei Betrachtung der $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte sind für beide Kollektive signifikant höhere pH -Werte für gekalkte BZE-Punkte im Auflagehumus, den oberen 5 cm des Mineralbodens und in 30-60 cm Bodentiefe festzustellen (Abb. I-4-5). Auch bezüglich der Veränderungen zwischen BZE I und BZE II zeigt der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ eine größere Tiefenwirkung als der $\text{pH}(\text{KCl})$. Für alle untersuchten Tiefenstufen ist ein signifikanter $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Anstieg zu verzeichnen. Auf gekalkten Standorten ist bis 10 cm Bodentiefe ein $\text{pH}(\text{KCl})$ -Anstieg zwischen BZE I und BZE II zu beobachten, während auf ungekalkten Standorten nur im Auflagehumus eine $\text{pH}(\text{KCl})$ -Erhöhung und im Unterboden eine $\text{pH}(\text{KCl})$ -Abnahme zu verzeichnen ist (signifikant für 10-90 cm bei Betrachtung von Kollektiv 2). Der Vergleich der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - und $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte hinsichtlich von Kalkungseffekten zeigt einerseits eine deutlichere Anhebung der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte, andererseits eine größere Tiefenwirkung. Dies lässt darauf schließen, dass sich Kalkungen – zumindest initial – stärker auf die Bodenlösung als auf die Austauscherbelegung der Böden auswirken.

Die Basensättigung ist bei der BZE II im Oberboden (Kollektiv 1, bis 30 cm und Kollektiv 2, bis 10 cm) auf gekalkten höher als auf ungekalkten Standorten. Im Unterboden ist ein umgekehrtes Muster zu beobachten (Kollektiv 1, 60-90 cm und Kollektiv 2, 30-90 cm), was darauf hindeutet, dass die Standorte in der Kulisse der versauerungsempfindlichen Standorte nicht vollständig homogen verteilt sind (Abb. I-4-16). Der zeitliche Vergleich deutet auf eine Zunahme der Basensättigung auf gekalkten Standorten zwischen BZE I und BZE II hin, während auf ungekalkten Standorten eher eine Abnahme zu verzeichnen ist (Abb. I-4-17). Weitgehend werden hier die Ergebnisse von Guckland *et al.* (2012) bestätigt, die in 45 Kalkungsversuchen aus Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine signifikante Erhöhung der Basensättigung von 11 % für den Tiefenbereich von 0-40 cm ermittelten.

Ein komplementäres Bild zur Basensättigung zeigt sich bei den Kationensäuren. Insbesondere die Al-Sättigung ist im Oberboden auf den gekalkten Standorten geringer als auf ungekalkten, während im Unterboden ein entgegengesetztes Muster vorliegt (Abb. I-4-29). Da die hohe Al-Sättigung der Grund für die Kalkung ist, findet sich auf gekalkten Standorten im Unterboden eine höhere Al-Sättigung am Austauscher. Im Vergleich zur BZE I sind für die BZE II geringere Werte der Al-Sättigung in 0-5 cm Tiefe zu beobachten, während auf ungekalkten Standorten eine Zunahme im Unterboden zu verzeichnen ist (Abb. I-4-30).

Durch Kalkungsmaßnahmen sind die Vorräte von austauschbarem Ca und Mg bis in eine Bodentiefe von 30 cm signifikant angestiegen. Die gefundene Tiefenwirkung deckt sich mit den anhand von Kalkungsversuchen abgeleiteten Ergebnissen von Guckland *et al.* (2012). Teilweise höhere Vorräte von Ca und Mg im Unterboden ungekalkter gegenüber gekalkten Standorten sind möglicherweise auf nicht vollständig vergleichbare Kollektive zurückzuführen. Es ist zu erwarten,

dass innerhalb der versauerungsempfindlichen Standorte die am stärksten versauerten Standorte bevorzugt gekalkt wurden. Beim Vergleich von BZE I und BZE II zeigt sich dementsprechend eine deutliche Abnahme von Ca und Mg bei ungekalkten Standorten, nicht jedoch bei gekalkten.

Aus den Ergebnissen der BZE kann abgeleitet werden, dass Kalkungsmaßnahmen auf versauerten Standorten (d.h. innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte) zu einer deutlichen Verbesserung des Säure-Base-Status im Oberboden (bis ca. 30 cm), teilweise auch im Unterboden führen. Gleichzeitig wird die Nährstoffverfügbarkeit bezüglich Ca und Mg verbessert. Eine Verschlechterung der Verfügbarkeit anderer mineralischer Nährstoffe (z.B. K) wurde nicht gefunden. Bei nicht gekalkten Standorten ist z.T. eine fortschreitende Bodenversauerung festzustellen.

4.8 Modellierung der Basensättigungsdynamik in Wäldern

4.8.1 Modellauswahl und -beschreibung

Für Level II-Flächen in Deutschland, wie auch in zahlreichen anderen Studien, hat sich das VSD-Modell (Very Simple Dynamic) nicht zuletzt wegen seiner verhältnismäßig geringen Datenanforderungen als geeignet erwiesen, die Dynamik des Säure-Base-Status von Waldböden zu beschreiben (Ahner *et al.* 2013, Ahrends 2012, Čakmak *et al.* 2014, Gauger *et al.* 2008, Pecka & Mill 2012, Rowe *et al.* 2014). Das VSD-Modell ist eine dynamische Erweiterung einfacher Massenbilanzmodelle mit Prozessen wie Kationenaustausch und einem detaillierten Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf (Spranger *et al.* 2004). Das Modell besteht aus Massenbilanzgleichungen, die den Eintrag in den Boden und die Stoffausträge mit dem Sickerwasser beschreiben. Ausgangspunkt ist das Ionen-Gleichgewicht in der Bodenlösung an der Untergrenze des betrachteten Bodenkompartmentes. Zielgröße dieser Auswertung ist die Basensättigung der BZE II im Mineralboden. Die Modellinitialisierung erfolgte auf Grundlage der BZE I. Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich systematischer Abweichungen zur gemessenen Basensättigung der BZE II untersucht. Die Basensättigung eignet sich besonders zur Charakterisierung der Bodenversauerung, da sie im Gegensatz zum pH-Wert einer geringeren kurzzeitlichen Dynamik unterliegt (Meining *et al.* 2010). Des Weiteren ist sie ein wichtiger Indikator für die Ausstattung eines Standorts mit wichtigen Makronährelementen wie Ca, Mg oder K (Meiwes & Meesenburg 2007, Riek & Wolff 2007, Schulte-Bisping *et al.* 2001).

4.8.2 Eingangsdaten und Parametrisierung

Für die dynamische Ableitung einer Stoffbilanz von Waldökosystemen werden die wichtigsten Stoffflüsse wie atmosphärische Stoffeinträge, Nährstoffexport mit der Biomassenutzung und Silikatverwitterungsrate im Modell beschrieben. Als resultierender Stofffluss ergibt sich der

Austrag mit dem Sickerwasser unterhalb des betrachteten Bodenkompartmentes. In dieser Auswertung wurde das Modell VSD+ Version 5.2 verwendet. Die dynamische Abschätzung der atmosphärischen Stoffeinträge ist in Kapitel 2.10 beschrieben. Der Nährstoffentzug durch Biomassenutzung wird im Modellsystem durch das Modul Grow-Up (Version 1.3.2) geschätzt. Die Stoffaufnahme erfolgt als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten. Letztgenannte wurden nach Jacobsen *et al.* (2003) abgeschätzt. Die Wachstumsrate und die dynamische Bestandsentwicklung wurden durch eine Rekonstruktion ausgehend von der Harmonisierten Bestandsinventur (HBI) mit Hilfe von Ertrags tafeln von Schober (1995) abgeschätzt. Für Biomasseexpansionsfaktoren und die Umsatzraten der Kompartimente wurden die baumartenspezifisch hinterlegten Werte nach Schelhaas *et al.* (2007) verwendet.

Die Silikatverwitterungsraten wurden mit dem Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993) in der Version 5.1 abgeleitet. Ein sensitiver Modellparameter in PROFILE ist der Wassergehalt (Dultz 2001). Dieser wurde mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001) (Kap. 10) simuliert. Die chemisch wirksame Verwitterungsoberfläche als weitere sensitive Größe wurde nach Phelan *et al.* (2014) ermittelt. Dieses Verfahren erlaubt im Gegensatz zum häufig verwendeten Schätzmodell nach Sverdrup & Warfvinge (1993) auch auf Standorten mit Tongehalten > 20 % plausible Abschätzungen. Die mineralogische Zusammensetzung der Bodenhorizonte wurde mit A2M (Analyses to Minerals) (Posch & Kurz 2007) anhand der Gesamtelementgehalte im Boden abgeschätzt. Bei Vergleichsberechnungen wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen Verwitterungsraten aus normativ berechneter und modal bestimmter Mineralogie festgestellt (Koseva *et al.* 2010). Lagen keine Gesamtaufschlüsse vor, wurden die Gesamtgehalte aus den königswasserextrahierbaren Gehalten mittels geeigneter Pedotransferfunktionen abgeschätzt.

Zur Berücksichtigung des kontinuierlichen Eintrags von Ca und Mg durch die Auflösung von ausgebrachtem Kalk, wurde das Kalkungsmodul von Ahrends (2012) in die Simulationsumgebung implementiert. Bei den verfügbaren Kalkmengen wurde die Humusretention nach Guckland *et al.* (2012) berücksichtigt.

Die Klimadaten wurden analog zu Kapitel 10 verwendet. Informationen zum Sickerwasseraustrag und zur dynamischen Entwicklung der Bodenwassergehalte wurden ebenfalls durch das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 bereitgestellt. Unter Berücksichtigung der Tagesmitteltemperaturen wurden aus den täglichen Wassergehalten die Reduktionsfaktoren für die Mineralisierung und die (De)Nitrifikation ermittelt (MetHyd 1.5.1).

Da es sich bei VSD um ein Einschichtmodell handelt, wurden die notwendigen Eingangsdaten bis 90 cm Profiltiefe aufsummiert (Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte), bzw. nach den Vorgaben von Spranger *et al.* (2004) gewichtet gemittelt (Lagerungsdichte, Kationenaustauschkapazität, Tongehalt und Basensättigung).

Die Gapon-Koeffizienten für den Kationenaustausch wurden nach de Vries & Posch (2003) abgeschätzt. Für alle übrigen Modellparameter wurden die Standardwerte übernommen. Um eine maximale Übertragbarkeit zu gewährleisten, wurden keine Kalibrierungen der Modellparameter durchgeführt.

Entsprechend der Zielsetzung wurden für die Simulationen nur Standorte mit Wiederholungsinventuren berücksichtigt. Daher konnten keine BZE-Punkte aus Bayern verwendet werden. Des Weiteren konnten nur für solche Standorte Simulationen durchgeführt werden, für die für alle verwendeten Modelle (VSD, Profile, LWF-Brook90, GrowUp) die notwendigen Eingangsdaten zur Verfügung standen. Weiterhin wurden alle Standorte ausgeschlossen, bei denen sich die erreichte Profiltiefe zwischen BZE I und BZE II verändert hat. Durch diese Restriktionen stehen 799 Standorte in Deutschland zu Verfügung (Abb. I-4-47).



Abb. I-4-47: Räumliche Verteilung der Wiederholungsinventuren mit durchgeführten VSD-Simulationen

4.8.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Abb. I-4-48 zeigt beispielhaft die modellierte zeitliche Dynamik der Basensättigung für einen BZE-Standort und die gemessenen Basensättigungen der BZE I und BZE II.

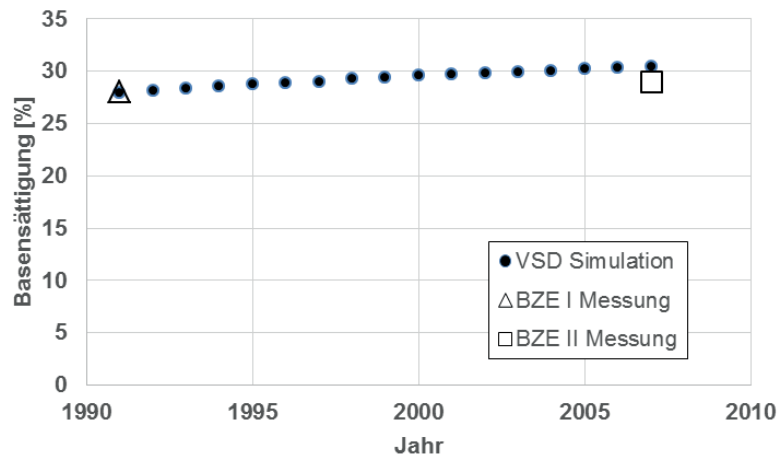


Abb. I-4-48: Modellierte zeitliche Dynamik der gewichtet gemittelten Basensättigung für 90 cm Bodentiefe bei dem BZE-Punkt 80145 (=BFHNUM).

Bei der Bewertung der erzielten Ergebnisse muss zwischen modellbedingten Abweichungen, Abweichungen durch die räumliche Variabilität und der generellen Unsicherheit bei Wiederholungsinventuren differenziert werden. Daher wurde zunächst die Basensättigung der BZE I derjenigen der BZE II gegenübergestellt (Abb. I-4-49). Die Ergebnisse deuten auf eine hohe kleinräumliche Variabilität hin, da sich z.T. auftretende Änderungen (Zunahmen oder Abnahmen) zwischen BZE I und BZE II durch biogeochemische Prozesse allein nicht erklären lassen. Entsprechend weist auch die Gegenüberstellung eine hohe Variabilität auf. Die Regressionslinie liegt nahe an der 1:1 Linie.

Die Abbildung I-4-50 zeigt demgegenüber die Basensättigung der BZE II im Vergleich zu den mit VSD modellierten Basensättigungswerten. Hinsichtlich der Verteilungen und der regressionsstatistischen Parameter unterscheiden sich beide Abbildungen kaum. Die geringfügige Erhöhung des R^2 deutet darauf hin, dass sich zumindest ein Teil der messtechnischen Veränderungen durch die VSD-Simulationen erklären lassen. Trägt man die Differenzen zwischen BZE II und BZE I gegen die Differenzen zwischen VSD und BZE I auf (Abb. I-4-51), dann zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang ($r_{\text{Spear}} = 0,3$, $p = 0,001$), so dass die vorab getroffene Aussage bestätigt wird. Es muss jedoch betont werden, dass sich aufgrund der hohen Variabilität, dem kurzen Simulationszeitraum und den geringen Änderungsraten zwischen BZE I und BZE II die VSD-Simulationen nur bedingt verifizieren lassen. Hierbei ist zu beachten, dass die kleinräumliche Variabilität von bodenchemischen Parametern beträchtlich sein kann (Ahner *et al.* 2013, Bruelheide & Udelhoven 2005, Grigal *et al.* 1991, Teichert 2001). So können durch Heterogenitäten des Ausgangsmaterials auf kleinstem Raum Austauscher- und Al-/Fe-Pufferbereich nebeneinander existieren. Hierdurch kann auf kleiner Fläche bei gleicher Bodentiefe die Basensättigung zwischen $>80\%$ und $<15\%$ schwanken (Malessa *et al.* 2001).

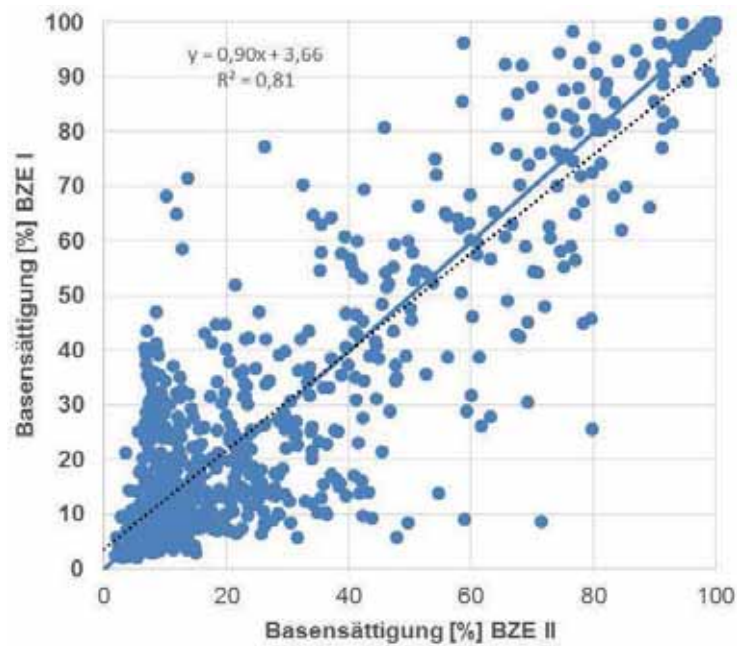


Abb. I-4-49: Beziehung zwischen den gewichtet gemittelten Basensättigungen [%] für 90 cm Profiltiefe der BZE I und BZE II.

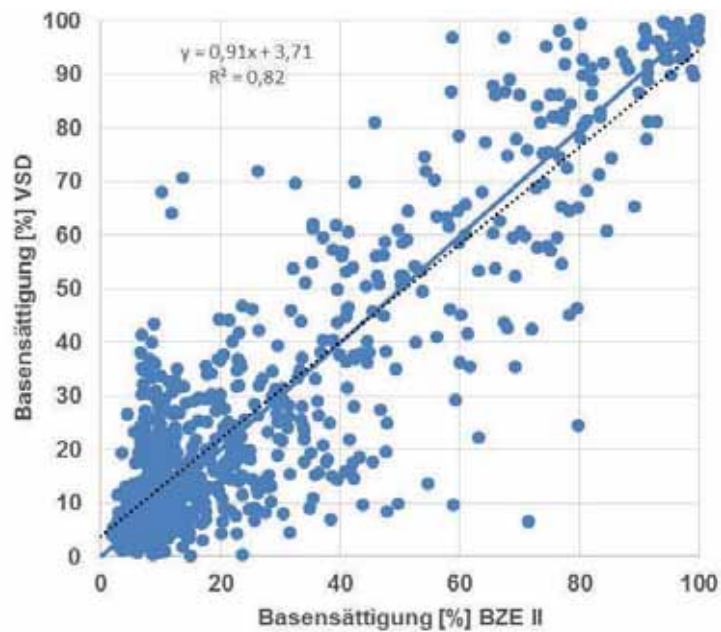


Abb. I-4-50: Beziehung zwischen den gewichtet gemittelten Basensättigungen für 90 cm Profiltiefe der BZE II und den VSD Simulationen zum Zeitpunkt der BZE II.

Um zu untersuchen, welche Eingangsdaten (Deposition, Aufnahme, Verwitterung, Niederschlag usw.) besonders einflussreich bei den simulierten Basensättigungsentwicklungen sind, wurden die Differenzen zwischen Startpunkt (Zeitpunkt BZE I) und Endpunkt (Zeitpunkt BZE II) der Simulationen den Modellparametern gegenübergestellt. Hierfür wurden mit dem R Package

VSURF (Genuer *et al.* 2010) zunächst besonders einflussreiche Variablen identifiziert. Mit den selektierten Variablen erfolgte anschließend die Parametrisierung eines RandomForest-Modells (RF, Breiman (2001)), um ein Variablenranking des Modells zu erzeugen. Die Abb. I-4-52 zeigt die Mean Decrease Accuracy (MDA) für die einzelnen Variablen des RF-Modells. Der MDA beschreibt die Abnahme der Modellgenauigkeit, wenn die entsprechende Variable nicht in das Modell eingeht und liefert somit eine wichtige Information über die Bedeutung einzelner Variablen für die Änderung der Basensättigung.

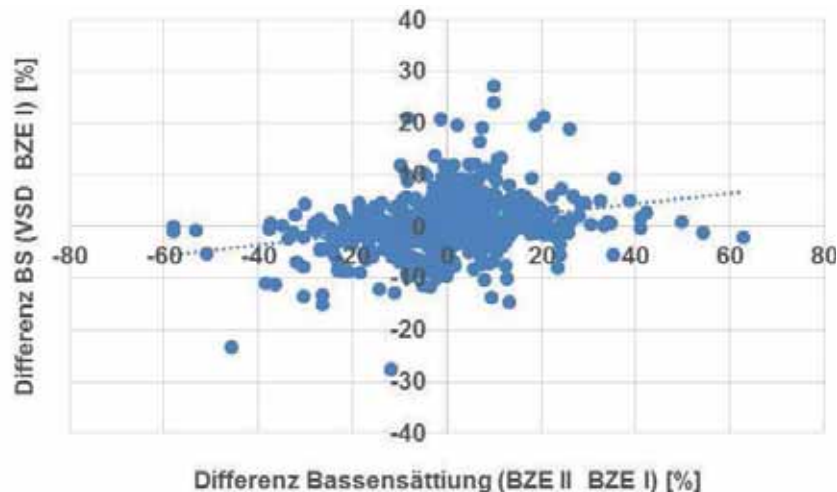


Abb. I-4-51: Beziehung zwischen den Differenzen der gewichtet gemittelten Basensättigungen [%] für 90 cm Profiltiefe zwischen BZE II und BZE I und den Differenzen zwischen den mit VSD simulierten Basensättigungen und der BZE I.

Wie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben, zeigen auch diese Analysen die große Bedeutung der Waldkalkung für die Veränderungen in der Basensättigung im Boden. Neben der Kalkung besitzt die effektive Kationenaustauschkapazität (Ak_e) eine große Bedeutung. Bei geringer Ak_e bewirken Veränderungen der Basenvorräte größere Effekte hinsichtlich der Basensättigung. Alle anderen Einflussgrößen unterscheiden sich in ihrer Sensitivität nur noch geringfügig. Dieses kann zum einen damit begründet werden, dass einerseits die S-Einträge in den letzten Jahrzehnten drastisch zurückgegangen sind und damit an Bedeutung verloren haben (Schöpp *et al.* 2003) und sich auf der anderen Seite die Wachstumsbedingungen der Wälder durch Klimawandel und Stickstoffeinträge verbessert haben (Boisvenue & Running 2006, Laubhann *et al.* 2009) und damit zu größeren Nährstoffentzügen führen können. Neben den Nährstoffentzügen hat die Basenfreisetzung durch die Verwitterung eine vergleichbare Bedeutung. Die verhältnismäßig große Bedeutung der Sickerwassermenge wird auch durch die Ergebnisse von Guckland *et al.* (2012) bestätigt. Die Bedeutung der Hoch- und Rechtswerte in der Variablenselektion deutet auf regionale Muster in den Ergebnissen hin. Räumliche Schwerpunkte der Differenzen zwischen mit VSD simulierten Basensättigungen und den gemessenen Basensättigungen der BZE II lassen sich in der Abbildung I-4-53 erkennen. Insbesondere werden die Basenverluste in Brandenburg und z.T. auch in den angrenzenden ostdeutschen Ländern von den VSD-Simulationen systematisch zu gering eingeschätzt. Dieses ist wahrscheinlich auf die

besondere Situation der hohen Flugascheeinträge in der Vergangenheit zurückzuführen (Riek *et al.* 2012). Nach überschlägigen Kalkulationen von Riek *et al.* (2015) beläuft sich der mittlere kumulative Ca-Eintrag von 1945 bis 1990 in die Wälder des Lands Brandenburg auf $2,2 \text{ t ha}^{-1}$, was einer flächigen Kalkungsmenge von etwa 6 t ha^{-1} (CaCO_3 -Anteil 90 %) entspricht. Die starken Abnahmen der Basensättigung zwischen BZE I und BZE II korrespondieren nach Riek *et al.* (2015) regional mit dieser vorausgegangenen Aufbasung durch Staubdeposition. Ebenso markant sind die Unterschätzungen der Basensättigung in Teilen Schleswig-Holsteins. Hier wäre als Ursache eine Unterschätzung der Verwitterungsraten der relativ jungen Böden (Holozän, Jungpleistozän) denkbar. Mit Ausnahme dieser beiden regionalen Inhomogenitäten zeigen die räumlichen Abweichungen insgesamt ein relativ homogenes Bild über weite Teile Deutschlands.

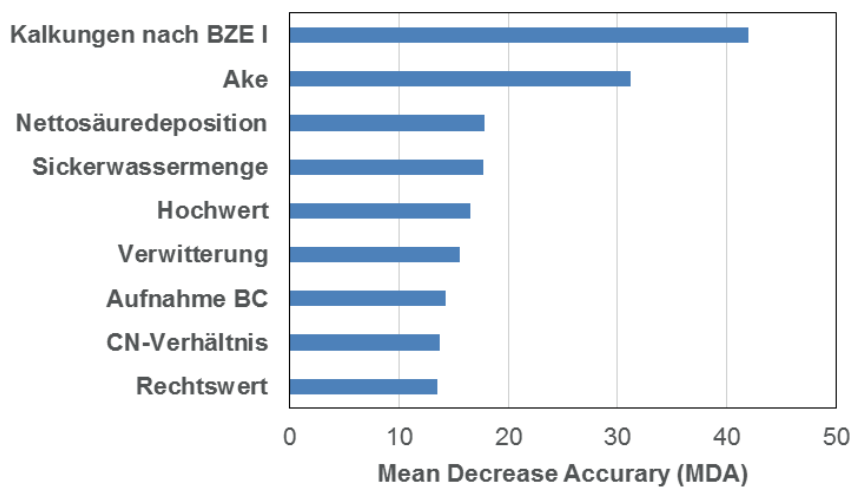


Abb. I-4-52: Bedeutung ausgewählter Parameter für die Veränderung der Basensättigung bei den Simulationen mit dem VSD-Modell. (BC = basische Kationen, Calcium, Kalium und Magnesium; A_{k_e} = effektive Kationenaustauschkapazität, MDA = Gütemaß der Parameterbewertung - hohe Werte deuten auf eine hohe Relevanz hin).

Da es sich bei VSD um ein Einschichtmodell handelt, kann die Basensättigung nur für das gesamte Profil aggregiert dargestellt und nicht für unterschiedliche Tiefenstufen abgebildet werden. Auf Profilebene zeigt sich für den überwiegenden Teil Deutschlands, dass zwischen den Modellsimulationen und den Ergebnissen der BZE II keine gravierenden systematischen Abweichungen zu erkennen sind. Neben dem herausragenden Einfluss von Kalkung für die Veränderung der Basensättigung, zeigen die Modellsimulationen, dass unter den aktuellen Depositionsbedingungen (drastischer Rückgang der S-Depositionen) der Verwitterung und den Nährstoffentzügen durch den Bestand eine größere Bedeutung in der Stoffbilanz zukommt. Dieses ist insbesondere bei einer Erhöhung der Nutzungsintensität, beispielsweise für energetische Nutzungen, zu beachten. Hervorzuheben ist jedoch die besondere Situation in Brandenburg und dem nördlichen Sachsen, wo die Versauerungsentwicklung vom Modell unterschätzt wird. Hier scheint durch die hohen Flugascheeinträge der Vergangenheit eine besondere Situation vorzuliegen, die so vom Modell nicht abgebildet werden kann. Eine verlässlichere und detailliertere Interpretation dürfte sich durch die Ergebnisse einer dritten BZE ergeben. Hierfür wäre es aber

notwendig, wieder die gleichen Standorte wie bei der BZE I und BZE II zu beproben, um echte Wiederholungsinventuren zu erzeugen.

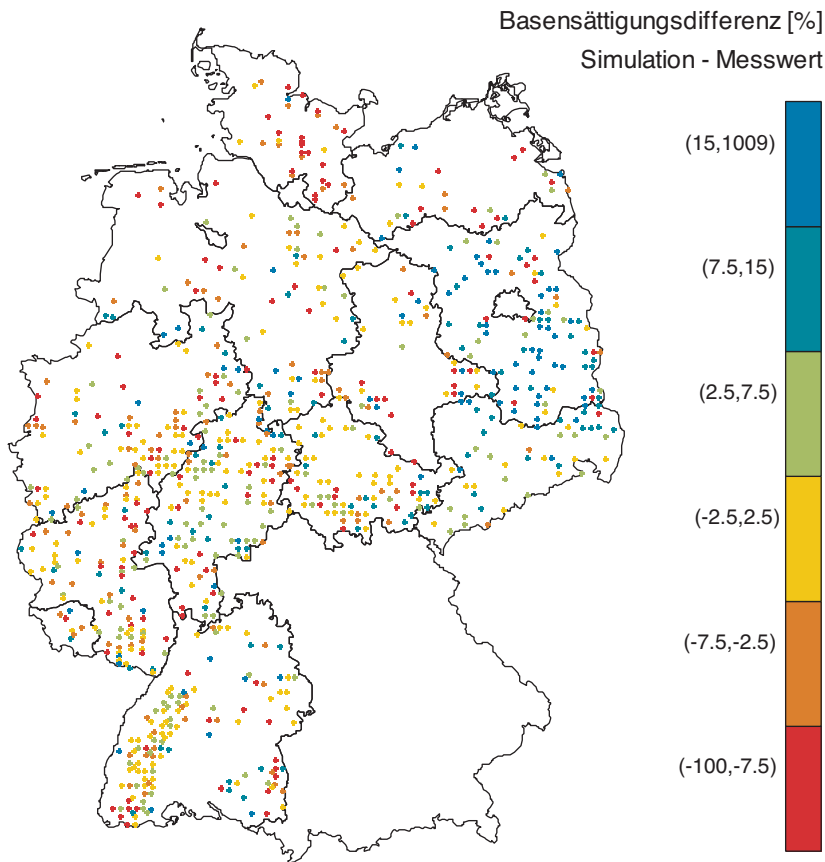


Abb. I-4-53: Differenzen zwischen den mit VSD simulierten Basensättigungen und den gemessenen Basensättigungen der BZE II (VSD-BZE II). Positive Werte bedeuten eine Überschätzung der Basensättigung durch die Simulationen.

4.9 Zusammenfassung

Die Ergebnisse der BZE II im Wald belegen erste Erfolge der Umwelt- und Forstpolitik in Bezug auf versauernde Schadstoffeinträge. Die flächendeckende Oberbodenversauerung und Basenverarmung, die bei der ersten Bodenzustandserhebung festgestellt wurden, sind in dem Maße nicht mehr zu finden. Die Ergebnisse der BZE II zeigen, dass seit der ersten Inventur ein Anstieg der pH-Werte vor allem in den oberen Bodenschichten des gepaarten Kollektivs stattfand. Dieser Anstieg ist im Auflagehumus am höchsten und sowohl für den pH(H₂O) als auch für den pH(KCl) bis zu einer Bodentiefe von 5 cm signifikant. Auf einigen Standorten ist der pH(KCl)-Wert jedoch weiter abgesunken. Diese Abnahme der pH(KCl)-Werte gegenüber der ersten Inventur zeigt deutliche regionale Muster und betrifft vor allem die Waldböden im nordostdeutschen Tiefland, wohingegen in Regionen mit umfangreichen Kalkungsmaßnahmen in 5-10 cm eine leichte Zunahme der pH(KCl)-Werte beobachtet werden kann. Der Anstieg der pH-Werte dürfte durch die

zurückgegangene Säurebelastung und durch Kalkungsmaßnahmen verursacht sein. Teilweise könnte der Anstieg der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte auch auf eine geringere Ionenstärke der Bodenlösung zurückzuführen sein (Reuss & Johnson 1986).

Entsprechend den Pufferreaktionen im Boden lässt sich das Spektrum der pH-Werte in Pufferbereiche unterteilen (Tab. I-4-1). Mit der Veränderung der pH-Werte ist eine Verschiebung der Anteile der BZE-Punkte an den Pufferbereichen verbunden. Der Anstieg der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte im Mineralboden zeigt sich durch eine Zunahme der Standorte im Austauscher- bis CaCO_3 -Pufferbereich und einer entsprechenden Abnahme im Fe- bis Al-Pufferbereich. Ab 60 cm Bodentiefe sinkt der Anteil der Standorte im Al- und Austauscher-Pufferbereich zugunsten des Silikat- und CaCO_3 -Pufferbereichs. Diese Ergebnisse sind überwiegend auf die Kalkungsmaßnahmen zwischen den Inventuren zurückzuführen. Der Anteil gekalkter Standorte im Fe- bis Al-Pufferbereich sinkt zugunsten des Austauscher- bis CaCO_3 -Pufferbereichs im Oberboden deutlich und im Unterboden leicht.

Auch die Basensättigung hat sich, bezogen auf das Gesamtkollektiv im Oberboden, gegenüber der ersten Inventur erhöht. Der Vergleich der gepaarten Stichprobe ergibt in den oberen 5 cm eine Erhöhung der Basensättigung zwischen BZE I und BZE II. Ab einer Bodentiefe von 10 cm nimmt die Basensättigung zwischen den beiden Erhebungen jedoch signifikant ab. Die Basensättigung gekalkter Standorte ist in allen Tiefenstufen bis 30 cm signifikant höher als bei den ungekalkten Standorten. Zwischen den Inventuren kann auf gekalkten Standorten in den Tiefenstufen von 0-30 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme und auf ungekalkten eine Abnahme (für 5-60 cm signifikant) der Basensättigung beobachtet werden.

Die Waldböden in Deutschland zeigen zum Zeitpunkt der BZE II in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) im Mittel eine Al-Sättigung von $40,2 \pm 0,6 \%$. Die Tiefenverteilung der Al-Sättigung verläuft gegenläufig zu dem Tiefengradienten der Basensättigung. Entsprechend ist die durchschnittliche Al-Sättigung bei minimaler Basensättigung in 10-30 cm Bodentiefe mit $62,3 \pm 0,8 \%$ maximal und nimmt danach mit zunehmender Bodentiefe ab. Die mittlere Mn-, Fe- und H^+ -Sättigung ist in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) am höchsten (2,5 \pm 0,1 % Mn-Sättigung, 3,1 \pm 0,1 % Fe-Sättigung und 12,8 \pm 0,3 % H^+ -Sättigung) und nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab.

Eine hohe Al-Sättigung ist in allen Tiefenstufen im Schwarzwald, Rheinischen Schiefergebirge, im Saarland, in den bayerischen Mittelgebirgen, im Thüringer Schiefergebirge und im südwestdeutschen Alpenvorland zu finden. In Bodentiefen ab 10 cm sind zunehmend auch im Norddeutschen Tiefland (ohne jungpleistozäne Gebiete) hohe Werte zu finden. Standorte mit einer hohen Mn-Sättigung sind vor allem in den Mittelgebirgen (niedersächsisches und hessisches Bergland, Harz, Rheinisches Schiefergebirge, Saar-Nahe-Bergland, Odenwald, Spessart, Rhön), im südwestdeutschen Stufenland, insbesondere im Neckarland, im Fränkischen Keuper und in der südlichen Fränkischen Alb vertreten.

Die mittleren Vorräte an königswasserextrahierbarem Ca und Mg betragen in den Waldböden von Deutschland zum Zeitpunkt der BZE II im Auflagehumus $288 \pm 9 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und $73 \pm 3 \text{ kg Mg ha}^{-1}$. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Ca- und Mg-Vorräte im Mittel zu und erreichen in 5-10 cm Bodentiefe durchschnittlich $1894 \pm 177 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und $1403 \pm 62 \text{ kg Mg ha}^{-1}$. Die mittleren Vorräte an austauschbaren Nährstoffen im Profil (0-90 cm) betragen $6,69 \pm 0,29 \text{ t Ca ha}^{-1}$, $605 \pm 16 \text{ kg K ha}^{-1}$ und $1221 \pm 64 \text{ kg Mg ha}^{-1}$.

Die räumliche Verteilung von königswasserextrahierbarem Mg folgt der Verteilung des geologischen Ausgangssubstrats. Unterdurchschnittliche Vorräte prägen mit Ausnahme von jungpleistozänen Gebieten des Norddeutschen Tieflands flächendeckend die oberen 10 cm des mineralischen Waldbodens im Norddeutschen Tiefland. Im deutschen Mittelgebirgsraum, mit Ausnahme des nördlichen Schwarzwalds, der meisten Standorte im Rhein-Main-Gebiet und im Pfälzer Wald, sind in den oberen 10 cm wesentlich höhere Mg-Vorräte zu finden. Auch die P-Vorräte sind in 0-10 cm im Norddeutschen Tiefland vergleichsweise niedrig.

Waldstandorte mit hohen und niedrigen Ca-Vorräten in den oberen 10 cm des Mineralbodens liegen in allen Regionen Deutschlands oft in direkter Nachbarschaft zueinander. Sehr hohe Ca-Vorräte kommen vor allem auf kalkreichen Ausgangssubstraten, z.B. in den Bayerischen Alpen, der Schwäbischen und Fränkischen Alb und im mitteldeutschen Raum um das Thüringer Becken vor, aber auch in jungpleistozän geprägten Gebieten des Norddeutschen Tieflands finden sich häufig hohe Ca-Vorräte. Sehr niedrige Ca-Vorräte prägen in 0-10 cm besonders den Schwarzwald, die bayerischen Mittelgebirge, den Thüringer Wald und viele Regionen im west-mitteldeutschen Raum.

Die Kalkung hat einen deutlichen Einfluss auf den Säure-Base-Zustand und die Nährstoffverfügbarkeit der Waldböden. Die gekalkten Standorte weisen sowohl höhere pH-Werte als auch eine höhere Basensättigung auf. Auch sind die Vorräte von austauschbarem Ca und Mg bis in eine Bodentiefe von 30 cm signifikant angestiegen. Nur bei den langfristig verfügbaren P-Vorräten wiesen gekalkte Standorte geringere Werte auf.

Zum Zeitpunkt der BZE II weisen vergleichbare Standorte mit Nadelbaumreinbeständen (Kiefer, Fichte und sonstige Nadelbaumarten) im Auflagehumus und im Mineralboden bis 10 cm Bodentiefe signifikant niedrigere pH(KCl)-Werte auf als die Laubbaumreinbestände (Buche, Eiche, sonstige Laubbaumarten). Beim Vergleich des Säure-Base-Zustands für unterschiedliche Bestockungen auf gleichen Bodensubstraten zeigen sich im Mineralboden weniger eindeutige Unterschiede.

Insgesamt hat sich im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II durch die Reduktion der Säureeinträge der Zustand der Wälder in Deutschland in Bezug auf den Säure-Base-Zustand und die Nährstoffversorgung der Oberböden verbessert. Der Prozess der Bodenversauerung wurde verlangsamt, was eine niedrigere Al-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Folge hat und somit eine wesentliche Entlastung der Böden darstellt. Insbesondere gekalkte Standorte und jene mit Laubbaum-

bestockung zeigen deutliche Erholungstendenzen. Auf gekalkten Standorten trifft dies auch für die Unterböden zu. Auf ungekalkten versauerungsempfindlichen Standorten ist jedoch eine fortschreitende Versauerung des Unterbodens mit entsprechenden Basenverlusten festzustellen. Ursachen hierfür ist insbesondere die Säurebelastung durch Stickstoffeinträge und nachfolgende Umwandlungsprozesse sowie durch die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel. Zusätzlich gewinnt der Entzug von Alkalinität durch die Entnahme von „basischen“ Nährstoffkationen mit der Biomasse eine zunehmende Bedeutung für die Bodenversauerung. Aufgrund der deutschlandweiten Reduktion der Säureeinträge, hat sich die räumliche Differenzierung des Säure-Base-Zustands und seiner Dynamik verstärkt. Eine regionale Besonderheit stellt die bis Anfang der 1990er Jahre durch Flugascheeinträge ausgelöste Dynamik der „basischen“ Kationen in Teilen des nordostdeutschen Tieflands dar, die zwischen BZE I und BZE II einem verstärkten Austrag unterlagen, aber immer noch ein erhöhtes Niveau der Basenvorräte bewirken.