

5 Säurebildner

Bei der Besiedlung der Landschaft durch den Menschen wurden die besseren Böden in landwirtschaftliche Nutzung genommen; die schlechteren Böden wurden mit Wald belassen. Solange Holz der einzige Rohstoff für Energie und ein wichtiger Werkstoff war, wurden die Wälder häufig übernutzt, was im Mittelalter zu einer dramatischen Verschlechterung der ohnehin negativ ausgelesenen Waldböden führte. Darüber hinaus wurden mit der Streunutzung dem Waldboden Nährstoffe entnommen, um sie den Ackerböden zuzuführen. Die Folge davon war eine starke Bodenversauerung und Nährstoffverarmung der Waldböden. Erst mit dem Ersatz von Holz durch fossile Energieträger, der Verwendung von Mineraldüngern in der Landwirtschaft und der Verfügbarkeit neuer Werkstoffe war die Voraussetzung geschaffen, den Holzbedarf zu senken und die Waldbewirtschaftung besser dem Nährstoffnachlieferungsvermögen der Böden anzupassen.

Die Nutzung fossiler Energieträger und die damit verbundene Industrialisierung und Entwicklung in der Landwirtschaft waren für die Erholung der Waldböden sehr wichtig. Andererseits stellen diese Entwicklungen jedoch für die Waldböden auf anderem Wege eine Belastung dar. Durch den verstärkten Gebrauch fossiler Energieträger, den Einsatz von Hochtemperatur-Verbrennungsprozessen (Automotoren) sowie hohen Einsatz von Stickstoffdüngern in der Landwirtschaft sind die Emissionen säurebildender Stoffe und deren luftgetragener Transport und Eintrag in die Waldböden übermäßig hoch. Darüber hinaus ist aus der Tendenz zu vermehrter Nutzung des Holzes als Energieträger eine in Zukunft vermehrt ablaufende Bodenversauerung zu erwarten.

Angesichts der Probleme, die mit der Versauerung der Waldböden verbunden sind, werden Qualitätsziele formuliert, an denen sich die Luftreinhaltepolitik sowie die Waldbewirtschaftung orientieren sollen.

5.1 Ist-Zustand der Bodenversauerung in Niedersachsen

5.1.1 Grundlagen

Unter Bodenversauerung wird der Rückgang der Säureneutralisierungskapazität im Boden verstanden, also des Vermögens, Säuren zu puffern. Die Säureneutralisierungskapazität charakterisiert neben anderen Merkmalen den Säure-Base-Zustand des Bodens. Ein weiteres Kennzeichen des Säure-Base-Zustandes sind die im Boden wirksamen Säuren (z. B. Kohlensäure, Salpetersäure). Einen Hinweis darauf liefern der pH-Wert des Bodens und sein Verhältnis zu der Stärke der im Boden vorhandenen Säuren (PRENZEL 1985).

In Abhängigkeit vom Vorkommen verschiedener Säure puffernder Substanzen (Karbonat, Silikat, Aluminium-Oxid, Eisenoxid) können in belüfteten Böden verschiedene Puffersysteme unterschieden werden (s. Tab. 7). Sie können im Rahmen der Bodenentwicklung teilweise oder vollständig durchlaufen werden. Angetrieben wird diese Entwicklung durch das Wirksamwerden der verschiedenen Säuren (Protonenquellen), wobei durch die Wirkung von Schwefelsäure und von Stickstoffverbindungen (Ammonium, Salpetersäure) der Boden stark versauern und niedrige pH-Werte erreichen kann. Ökotoxikologisch bedeutsam ist das Auftreten von Aluminium und Schwermetallen in der Bodenlösung, das im sauren Bereich (Aluminiumpufferbereich) erfolgt und dort von der Höhe der Anionenkonzentration (Chlorid [Cl], Sulfat [SO₄], Nitrat [NO₃]) abhängig ist. Erhöhte Schwermetall- und Aluminiumgehalte wiederum wirken auf verschiedene Organismengruppen in Böden toxisch. Die erhöhte Auswaschung von Pflanzennährstoffen (Calcium [Ca], Magnesium [Mg] und Kalium [K]) kann Nährstoffmangel oder -ungleichgewichte verursachen. Grund- oder Oberflächenwässer können durch die Versauerung in ihrer Qualität als Lebensraum für Organismen oder für die Trinkwasserversorgung beeinträchtigt werden.

Tab. 7: Säurepufferbereiche in belüfteten Böden nach ULRICH (1987).

pH-Wert	8,6 – 6,2	6,2 – 5,0	5,0 – 4,2	4,2 – 3,8	< 3,8
Pufferbereich	Kohlensäure-Karbonat	Kohlensäure-Silikat	Starke Säure-Austauscher	Starke Säure-Al-Oxid	Starke Säure-Fe-Oxid
Protonenquellen	Wurzel- u. Zersetzeratmung		Nitrifikation	NH ₄ -Aufnahme SO ₂ -Emission org. Substanz	
Pufferreaktion	Kalklösung	Silikat-verwitterung	Kationen-austausch	Tonmineral-verwitterung, Lö-sung von Al-Oxid	Lösung von Oxiden
Pufferkapazität	groß	mittel	klein	groß	mittel
Pufferrate	hoch	gering – mittel	gering	hoch	hoch
Zusammen-setzung der Bodenlösung	hohe Gehalte von Ca ²⁺ und HCO ₃ ⁻	niedrige Gehalte von Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ und HCO ₃ ⁻	variable Gehalte von NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ und SO ₄ ²⁻ Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Al(OH) _n ³⁻ⁿ	Al ³⁺	Fe ³⁺

5.1.2 Säureeintrag

Die Höhe der luftbürtigen Säureeinträge ist von den Emissionsschwerpunkten, den vorherrschenden Luftströmungen, den Ausbreitungseigenschaften der verschiedenen Stoffe und den Rezeptoreigenschaften der Ökosysteme abhängig. So ist mit höheren Depositionsraten in der näheren Umgebung und im Lee von E-mittenten zu rechnen. Schwefeldioxid (SO₂) und Stickoxide (NO_x) werden über weite Strecken transportiert, während Ammoniak (NH₃) aufgrund seiner hohen Löslichkeit in Wasser verhältnismäßig schnell aus der Atmosphäre entfernt wird und damit einem weniger weiten Transport unterliegt. Wälder weisen aufgrund ihrer hohen Filterwirkung meist die höchsten Depositionen auf. Dabei haben immergrüne Nadelbaumbestände normalerweise eine höhere Filterleistung als sommergrüne Laubwälder. In exponierten Kammlagen werden höhere Depositionsraten beobachtet als in geschützten Tallagen.

In Niedersachsen ist die Höhe der Säureeinträge vor allem von der Niederschlagsmenge, der Waldverteilung, der Verteilung der Baumarten sowie der Bestandesstruktur abhängig. Beispielsweise sind die Einträge in die Wälder des südniedersächsischen Berglandes und im Harz besonders hoch, weil außer den höheren Niederschlägen auch oftmals Fichtenbestände

anzutreffen sind, die eine besonders hohe Filterleistung aufweisen. Im Gegensatz dazu sind die Depositionen im ostniedersächsischen Tiefland relativ gering, weil hier die Niederschläge gering sind und häufig lichte Kiefernbestände vorherrschen, die zudem meist relativ jung und dem entsprechend niedrig sind. Besonders hohe Eintragsraten von Ammonium (NH₄) sind in den Gebieten mit intensiver Viehhaltung und Ausbringung von organischen Düngern zu finden (GAUGER et al. 2002). Derartige Gebiete sind in Niedersachsen vor allem der Weser-Ems-Raum und das Elbe-Weser-Dreieck.

Seit Beginn der Industrialisierung bis in die sechziger Jahre des letzten Jahrhunderts nahmen die Säureeinträge überall in Mitteleuropa stark zu. Stickstoff und Schwefel sind die wichtigsten aus der Atmosphäre eingetragenen Säurebildner. Während noch in den achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts Schwefeleinträge die atmosphärische Stoffdeposition dominierten, haben mittlerweile die Stickstoffeinträge eine größere Bedeutung. Durch die Implementierung von Luftreinhaltemaßnahmen ist in den letzten Jahrzehnten ein Rückgang der Schwefelemissionen zu verzeichnen. In Niedersachsen konnte auf verschiedenen forstlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen seit Beginn der achtziger Jahre ein Rückgang der Schwefel-Deposition um mehr als 80 % beobachtet werden.

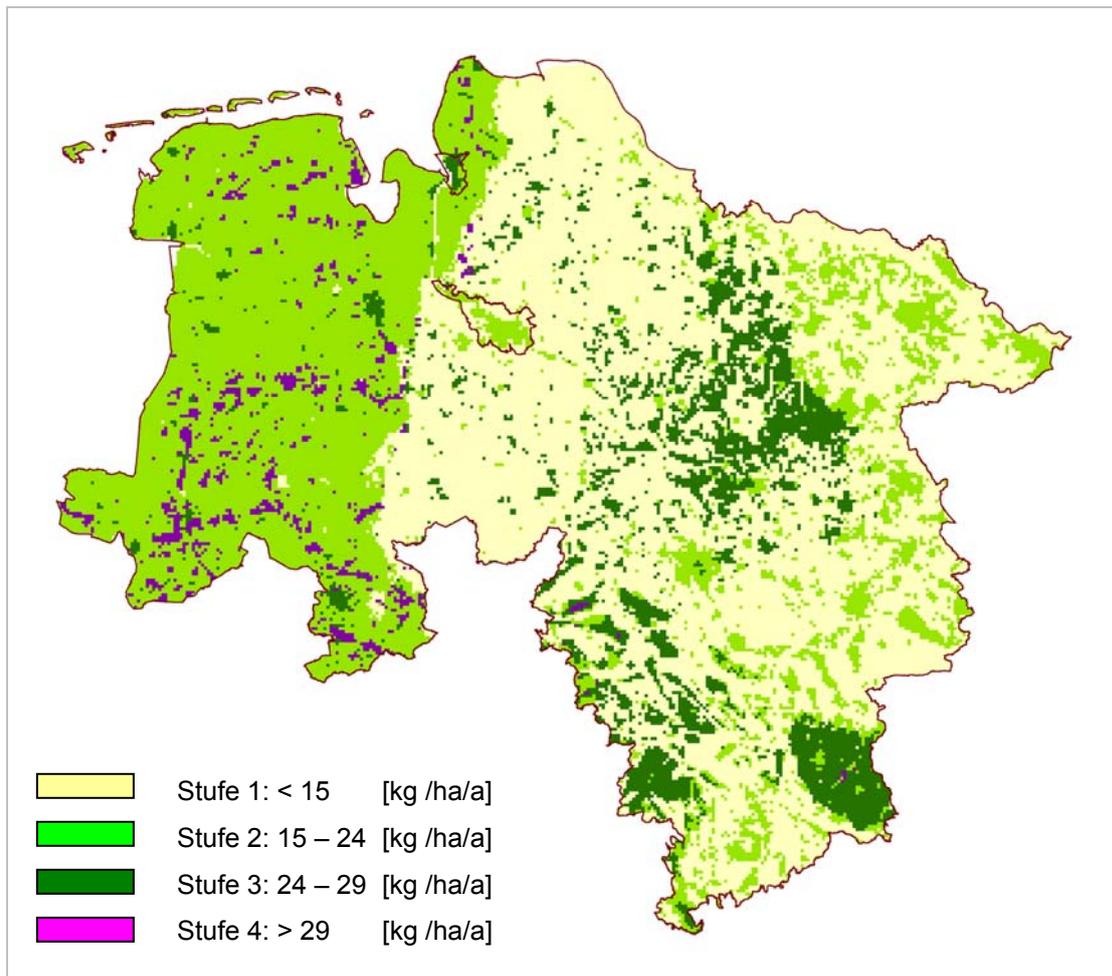


Abb. 16: Atmosphärischer Schwefeleintrag in Niedersachsen im Jahr 1999 (GAUGER et al. 2002).

Abbildung 16 zeigt die räumliche Verteilung des atmosphärischen Schwefeleintrags in Niedersachsen (GAUGER et al. 2002). Die mit einheitlicher Farbe ausgewiesenen großen Flächen (sozusagen der Hintergrund) stellen die in erster Linie landwirtschaftlich genutzten Flächen dar. Es zeigt sich ein von Westen nach Osten abnehmender Gradient der luftbürtigen Schwefeleinträge auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen. Durch höhere Schwefeleinträge herausgehoben sind die Waldflächen sowie Stadtregionen, wie die von Hannover, Braunschweig oder Bremen. In den Wäldern liegen die ausgewiesenen Schwefeleinträge zwischen 24 und 29 kg/(ha*a). Im westlichen Niedersachsen liegen die Schwefeleinträge im Wald zwischen 29 und 35 kg/(ha*a).

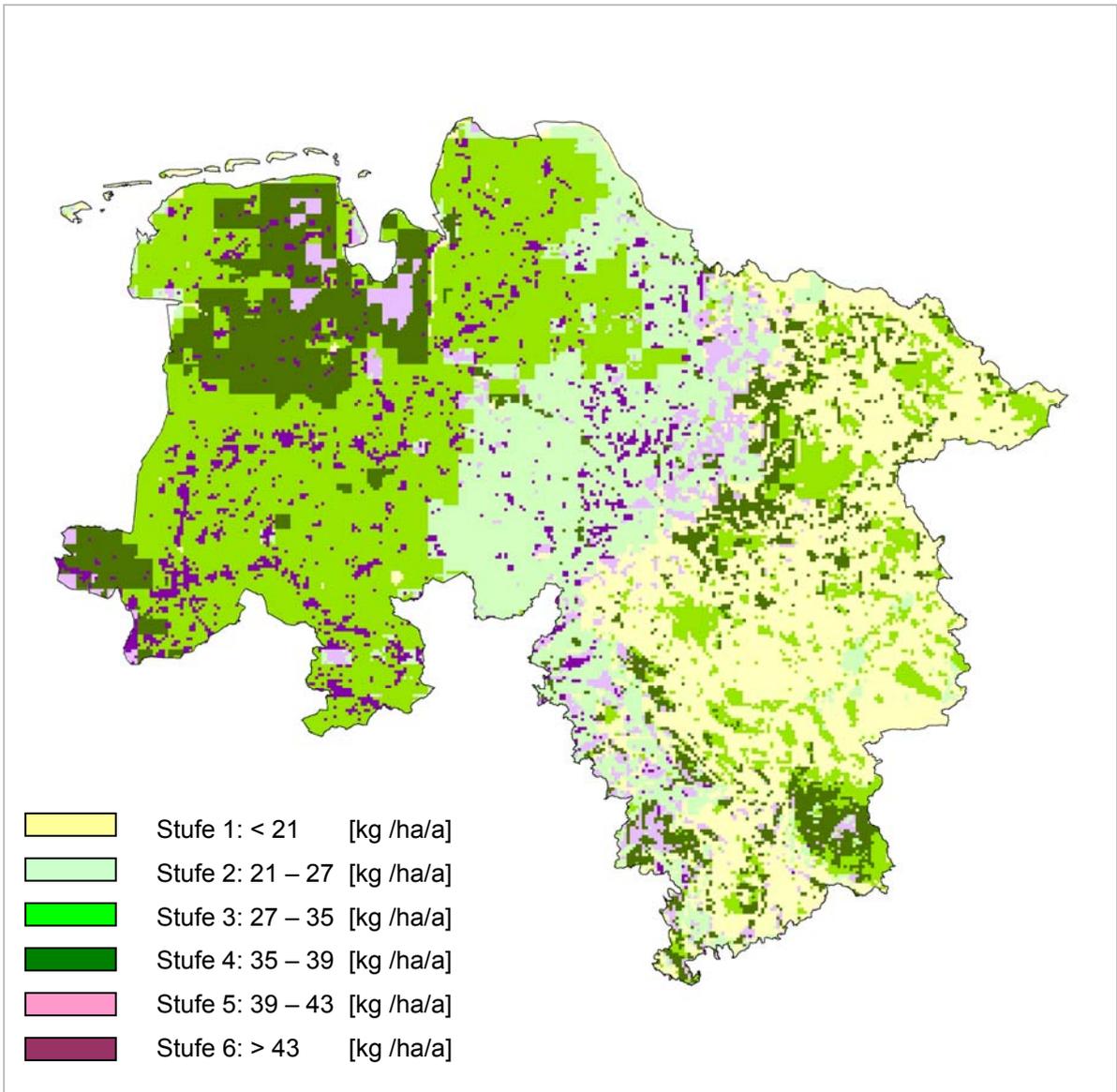


Abb. 17: Atmosphärischer Stickstoffeintrag in Niedersachsen im Jahr 1999 (GAUGER et al. 2002).

Abbildung 17 zeigt die räumliche Verteilung des atmosphärischen Stickstoffeintrags in Niedersachsen. Der Wald und bebaute städtische Flächen sind durch höhere Stickstoffeintragsraten aus dem vorzugsweise landwirtschaftlich genutzten Umland hervorgehoben. Es gibt einen deutlichen West-Ost-Gradienten. Die höchsten Stickstoffeinträge gibt es in den Wäldern des westlichen und mittleren Niedersachsens. Auch im südniedersächsischen Bergland sind die Stickstoffeintragsraten hoch. Für den Holzzuwachs benötigen die Wälder lediglich 5 – 15 kg N/ha.

Bei den zu den Säure-Depositionen beitragenden Stickstoff-Verbindungen sind dagegen bisher nur leichte Rückgänge zu verzeichnen. Insgesamt haben die Säureeinträge seit Beginn der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts um mehr als 50 % abgenommen.

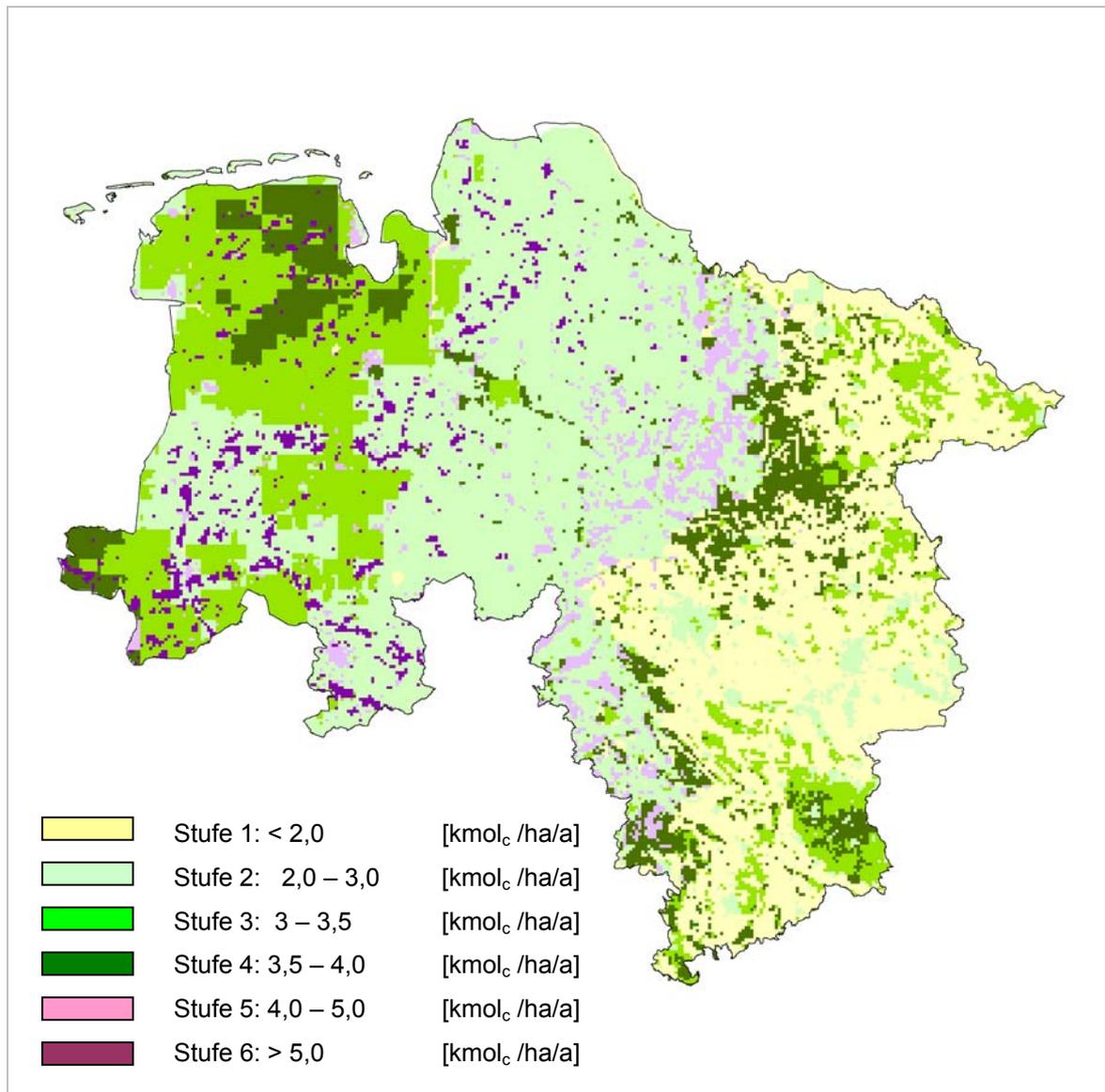


Abb. 18: Luftbürtiger Säureeintrag in Niedersachsen im Jahr 1999 (GAUGER et al. 2002).

Abbildung 18 zeigt die räumliche Verteilung des luftbürtigen Eintrags an Säure (potenzieller Netto-Säureeintrag, GAUGER et al. 2002) Die Ähnlichkeit der räumlichen Verteilung des Säureeintrags zur Verteilung des Stickstoffeintrags weist auf die Bedeutung des Stickstoffs für die Säurebelastung hin.

5.1.3 Bodenbelastungen

Als Folge der Säureeinträge sind viele Böden stark versauert und vor allem an den Nährstoffen Calcium und Magnesium verarmt. Die Bodenversauerung betrifft vorwiegend Waldböden und andere Böden naturnaher Ökosysteme mit silikatischem Ausgangsmaterial. Landwirtschaftlich genutzte Böden werden – wenn notwendig – gekalkt, um möglichst optimale Produktionsbedingungen zu ermöglichen.

Informationen über den Versauerungszustand niedersächsischer Waldböden liegen aus der 1990/91 durchgeführten Bodenzustandserhebung im Walde und von den forstlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen vor. Die Bodenzustandserhebung gibt einen flächenrepräsentativen Überblick über den Zustand der Waldböden in Niedersachsen (vgl. BÜTTNER 1997).

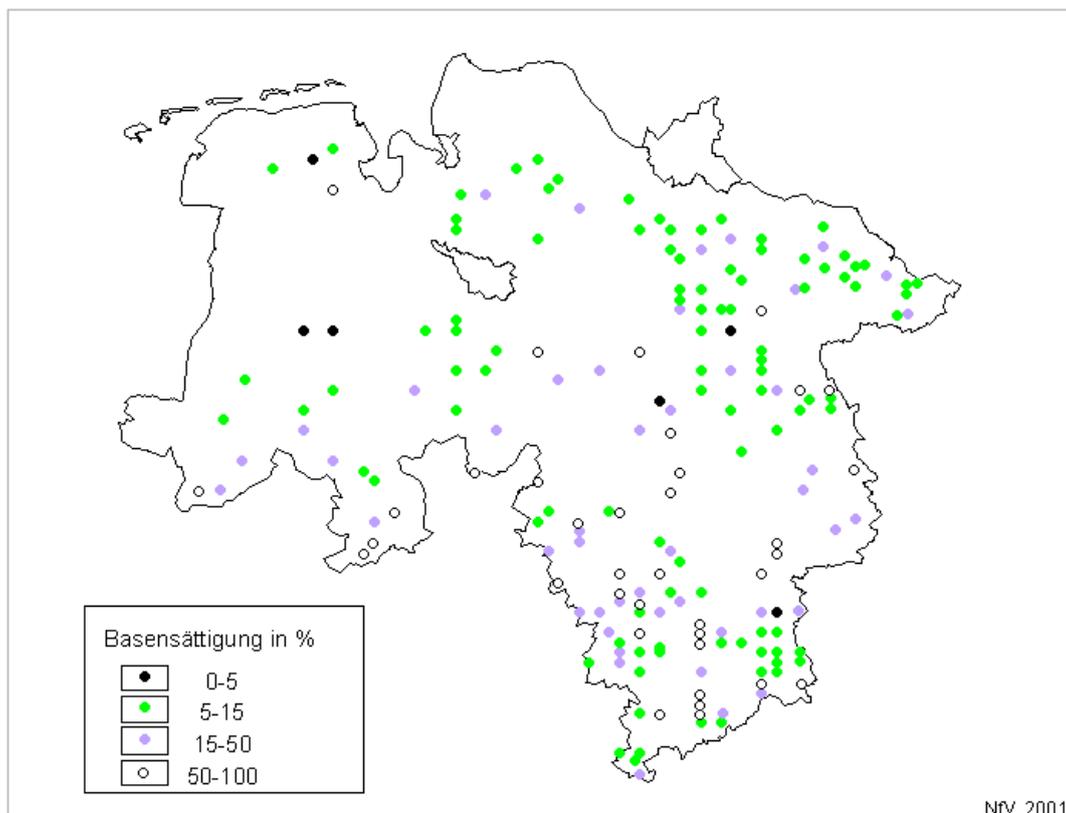


Abb. 19: Basensättigung am Kationenaustauscher in 0 – 60 cm Tiefe an den Stichprobenpunkten der Bodenzustandserhebung 1990/91 im Walde.

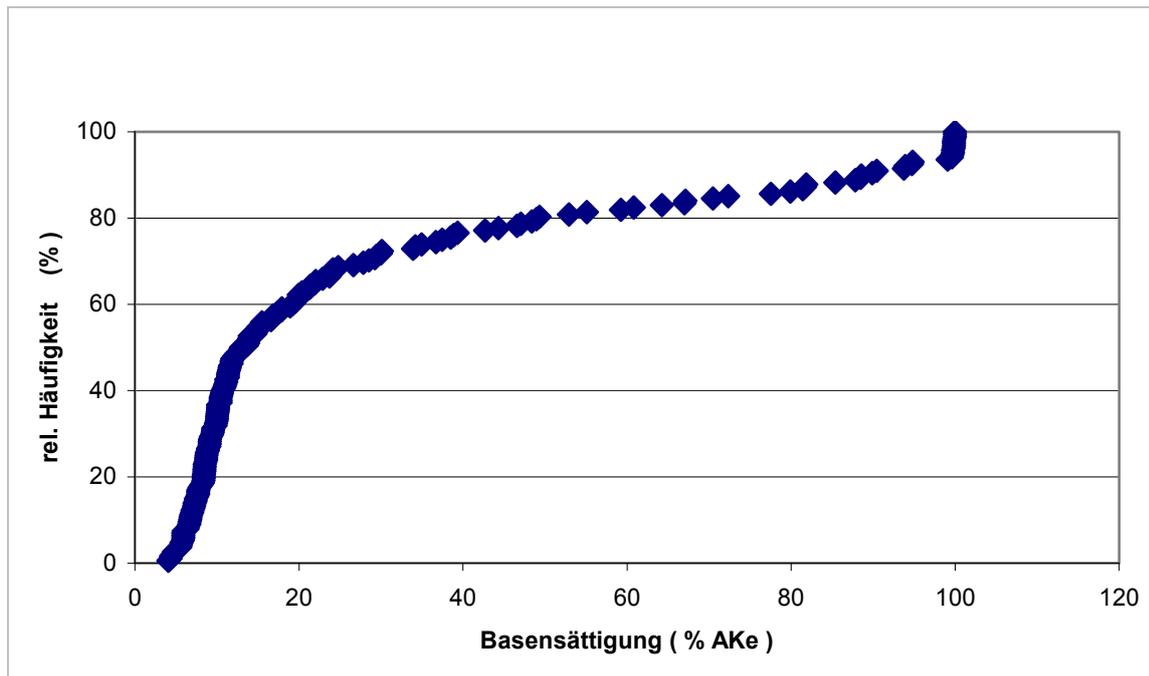


Abb. 20: Häufigkeitsverteilung der Basensättigung (0 – 60 cm Tiefe) der Bodenzustandserhebung 1990/91 in Niedersachsen.

Ein wichtiger Kennwert zur Beschreibung der Bodenversauerung ist die Basensättigung am Kationenaustauscher. Dies ist das Verhältnis der basischen Kationen (Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium) zur Austauschkapazität. Nach den Erhebungen der Bodenzustandserhebung liegt in etwa 60 % der Fälle die Basensättigung am Austauscher bei weniger als 15 % der effektiven Kationenaustauschkapazität (Abb. 20). Bei etwa zwei Drittel der Waldböden muss man damit rechnen, dass im Bodenwasser Aluminium-Ionen in höheren Konzentrationen vorhanden sind. Auf ca. 40 % der Fläche liegt die Basensättigung sogar unter 10 %. Böden mit einer Basensättigung von unter 15 % gelten als stark versauert und weisen auf ein erhöhtes Risiko von Aluminiumtoxizität für die Baumwurzeln mit den entsprechenden Folgen für die Stabilität der Waldbestände hin. Auch im Hinblick auf die Versauerung des Grundwassers kommt dem Säure-Base-Zustand der ungesättigten Zone eine besondere Bedeutung zu.

An der forstlichen Boden-Dauerbeobachtungsfläche Lange Bramke im Harz wurde als Folge des luftbürtigen Säureeintrages innerhalb weniger Jahre ein Rückgang der Basensättigung beobachtet, der besonders deutlich im Unterboden ausgeprägt war (Abb. 21).

Die Reduktion der Säureeinträge in den letzten zwei Jahrzehnten hat zu einer Verringerung der Aluminiumkonzentrationen im Bodenwasser geführt, eine Erholung der Böden im Sinne einer Erhöhung der Calciumkonzentrationen in der Bodenlösung (Abb. 22) oder des Ca : Al-Verhältnisses hat nicht stattgefunden. Die Erholung wird unter anderem durch die Remobilisierung von zwischengespeicherten Sulfaten und durch eine erhöhte Säurebelastung aufgrund abnehmender Retentionsfähigkeit für Stickstoff verzögert.

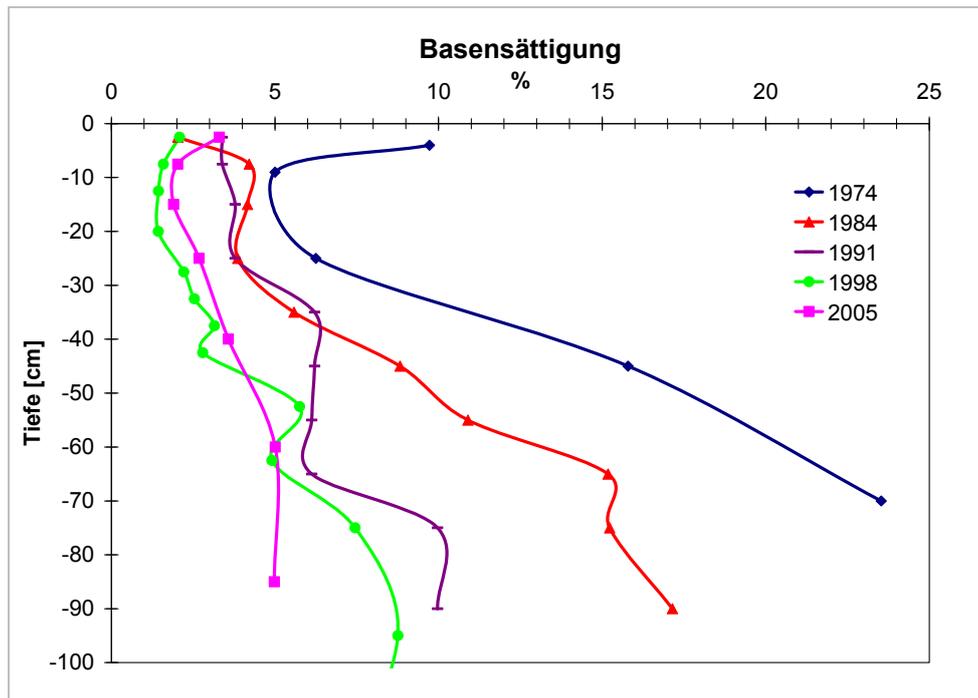


Abb. 21: Tiefenfunktionen der Basensättigung an der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Lange Bramke im Harz zu verschiedenen Zeitpunkten.

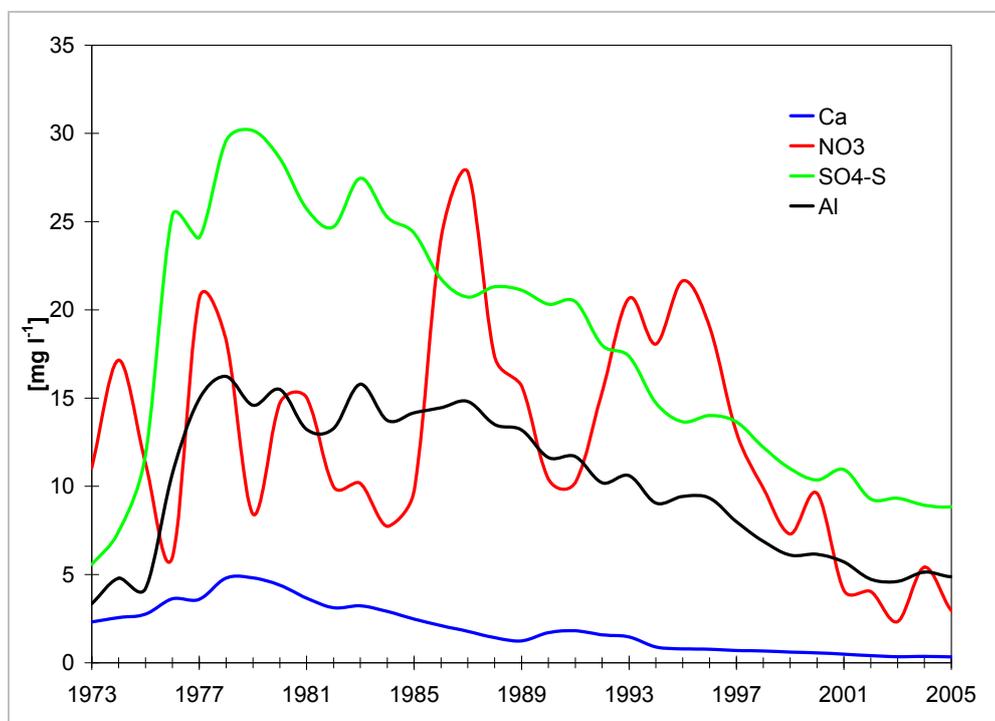


Abb. 22: Zeitreihen der Konzentrationen von Calcium (Ca), Nitrat (NO₃-N), Sulfat-Schwefel (SO₄-S) und Aluminium (Al) im Bodenwasser der forstlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsfläche Solling, Fichte.

Die eingetragenen Mengen an Stickstoff übersteigen weit den Bedarf der Bäume für die Bildung des Holzzuwachses, und sie gehen zum Teil weit über die Speicherkapazität der Waldböden hinaus. Man spricht von einer Stickstoffsättigung der Böden. Den überschüssigen Stickstoff geben die Böden mit dem Sickerwasser als Nitrat oder gasförmig (z. B. als Lachgas) an die Atmosphäre ab. Diese Abgabe von überschüssigem Stickstoff durch die Böden ist langfristig unvermeidlich, da sie nur eine begrenzte Speicherkapazität haben. Durch diese Abgabe von Stickstoff wird auch die Sickerwasserqualität beeinflusst, weil das Wasser mit Nitrat belastet ist. Die Atmosphäre wird darüber hinaus mit stickstoffhaltigen Treibhausgasen belastet.

5.2 Qualitätsziele und Qualitätsstandards für die Versauerung von Waldböden

Waldböden, vor allem solche aus silikatischem Ausgangsmaterial, sind in der Regel sensibler gegenüber der Belastung mit Säuren als landwirtschaftlich genutzte Böden, da landwirtschaftlich genutzte Böden aus Gründen der Gefügestabilität regelmäßig gekalkt werden und damit ohnehin im Rahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis ausreichend basische Stoffe erhalten.

Angesichts der Probleme, die mit der Versauerung der Waldböden verbunden sind, werden im Folgenden Qualitätsziele und –standards formuliert, die als Empfehlungen u. a. an die Waldbewirtschaftung sowie an die Luftreinhaltung gerichtet sind.

In Bezug auf die Säurebelastung von Waldböden ist ein chemischer Bodenzustand anzustreben, bei dem das Risiko von säurebedingtem Stress auf Organismen niedrig ist. Säurebedingter Stress wird durch in saurem Milieu freigesetzte Metalle, vor allem durch Aluminium, erzeugt.

- Die Qualitätsziele lassen sich mittels chemischer Bodenanalysen wie auch mit Hilfe von Modellen, die auf der Basis von chemischen Gesetzmäßigkeiten den bodenchemischen Zustand beschreiben, definieren. Chemische Bodenanalysen dienen vor allem zur Charakterisierung einzelner Standorte (vgl. Kapitel 5.2.2).

- Biogeochemische Modelle mit regionaler Ergebnisdarstellung sind geeignet, für den mittleren Planungsmaßstab Qualitätsziele und deren Erreichen zu charakterisieren. Für die Politikberatung im Bereich der Luftreinhaltung wurde das Konzept der Critical Loads, der kritischen Belastungsgrenzen, für Säure entwickelt, das einen kritischen Eintrag von Säuren definiert, ab dem unter Gleichgewichtsbedingungen in Waldböden kritische Zustände auftreten. Die kritischen Zustände werden anhand von bodenchemischen Indikatoren (z. B. pH-Wert) beschrieben, für die kritische Grenzen (Critical Limits) definiert werden. Ob die kritischen Belastungsgrenzen überschritten werden, wird mit Hilfe von biogeochemischen Modellen laufend überprüft, um den Verpflichtungen aus der europäischen Luftreinhaltkonvention (UN-ECE) nachzukommen. Wegen der sachgerechten, regionalen Beschreibung des Bodenzustandes und seiner laufenden Aktualisierung sind die Critical Loads der Waldböden für Säure ein sinnvolles und operationales Instrument zur Definition angestrebter Belastungsgrenzen der Waldböden (vgl. Kapitel 5.2.1).

5.2.1 Critical Loads

Die Ermittlung der Critical Loads erfolgt mit geochemischen Modellen, mit denen die Säurebildenden und Säureverbrauchenden Prozesse quantitativ gegeneinander aufgerechnet werden. Säurebildende Prozesse sind der luftbürtige Eintrag von Schwefel und Stickstoff, der Entzug von Alkalinität aus dem Boden durch Nutzung des Waldes sowie der Verlust an Alkalinität mit dem Sickerwasser. Als säureverbrauchender Prozess wird die Freisetzung „basischer“ Kationen (Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium) durch Verwitterung, die Denitrifikation und der zulässige Austrag an Azidität mit dem Sickerwasser berücksichtigt. Die Böden puffern über die Verwitterung der Minerale Säure ab. Die Raten der Säurepufferung sind von der Art und Menge der verwitternden Minerale abhängig. Bei den Critical Load-Berechnungen werden folgende bodenchemische Indikatoren und zugeordnete kritische Werte betrachtet (nach HETTELINGH & DE VRIES 1991):

- ein pH-Wert in der Bodenlösung von $< 4,0$,
- eine Säureneutralisierungskapazität in der Bodenlösung von $< 300 \mu\text{mol}_c \text{ l}^{-1}$,
- eine Aluminiumkonzentration von $> 200 \mu\text{mol}_c \text{ l}^{-1}$,
- ein Verhältnis von basischen Kationen (BC) zu Aluminium von $< 1,0$ der Bodenlösung.

Die Überschreitung der kritischen Belastung (Critical Load exceedance) gibt an, um wie viel die Böden zu hoch belastet werden bzw. um wie viel die Säurebelastung verringert werden

muss, damit die Böden in den unkritischen Bereich kommen.

Wie bereits erläutert, werden die Critical Loads im Rahmen der Luftreinhaltepolitik zur Beurteilung der Belastbarkeit der Böden durch Säureeintrag aus der Atmosphäre benutzt (UMWELTBUNDESAMT 1996). Dabei werden die Ergebnisse der Critical Load-Berechnungen auf Karten im mittleren Kartenmaßstab dargestellt. Die Ergebnisse dieser Modellrechnungen sind für Fragen der langfristigen regionalen Planung, wenn sie in einem ähnlichen Maßstab erfolgt, nutzbar (vgl. Abb. 23).

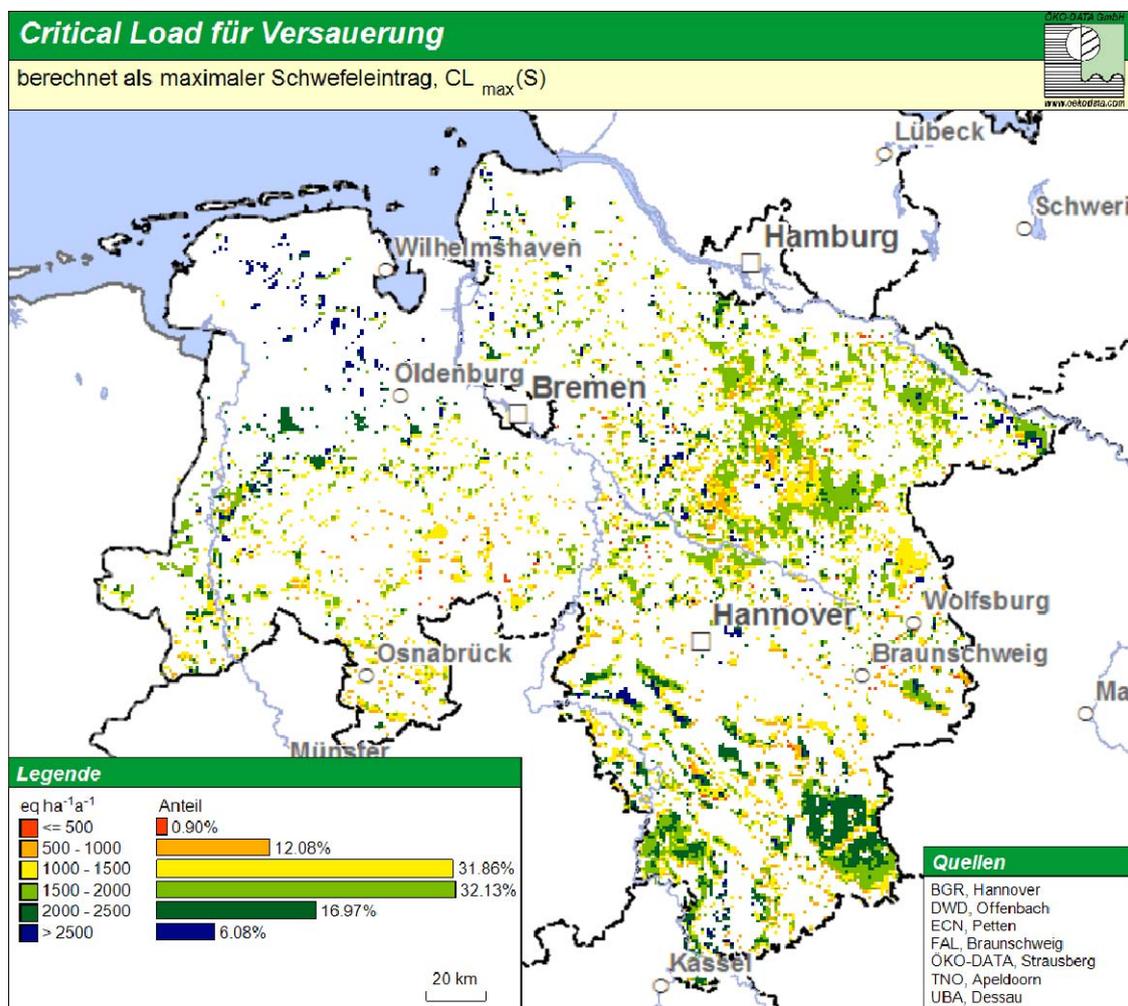


Abb. 23: Critical Load für Säure in Niedersachsen.

Die maximale kritische Belastungsgrenze (Critical Load) für Säure liegt in Niedersachsen mit Werten von mehr als $2 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am höchsten im Bereich Weser-Ems und in den Mittelgebirgslagen von Harz und Solling. Die geringsten Werte der kritische Belastungsgrenze (Critical Load) für Säure in Niedersachsen finden sich in den Waldböden im niedersächsischen Tiefland, da hier die Säurepufferung durch Mineralverwitterung sehr gering ist.

Überschreitungen der Critical Loads

Die berechneten kritischen Belastungsgrenzen (Critical Loads) können mit den aktuellen Säureeinträgen verglichen werden, und es kann die Überschreitung (Critical Load exceedance) berechnet werden. Diese gibt an, ob und um wie viel die Belastungsgrenzen (Critical Loads) derzeit überschritten werden. Daraus kann abgeleitet werden, wo Emissionsreduzierungen am dringendsten und wirkungsvollsten sind.

Auf den niedersächsischen forstlichen Boden-Dauerbeobachtungsflächen werden alle wesentlichen Größen für die Berechnung der Critical Loads direkt gemessen. Dabei wurden standortspezifische Critical Loads zwischen $0,4$ und $2,6 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Säureäquivalente ermittelt (BECKER et al. 2000). Im Mittel der Jahre 2000 – 2004 wurden diese mit Ausnahme von Standorten mit karbonathaltigen Böden durch die aktuellen Säureeinträge überschritten (MEESENBURG & MEIWES 2001; Abb. 24). Dabei traten Überschreitungsrate bis zu $2,4 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Säureäquivalente auf. Um die Critical Loads einzuhalten, müssten an diesen Standorten die Depositionen um $34 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N oder $38 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ S reduziert werden. Da Schwefeleinträge von $38 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ oder mehr in Niedersachsen nicht mehr vorkommen, ist in jedem Fall eine deutliche Verringerung der Stickstoffeinträge erforderlich.

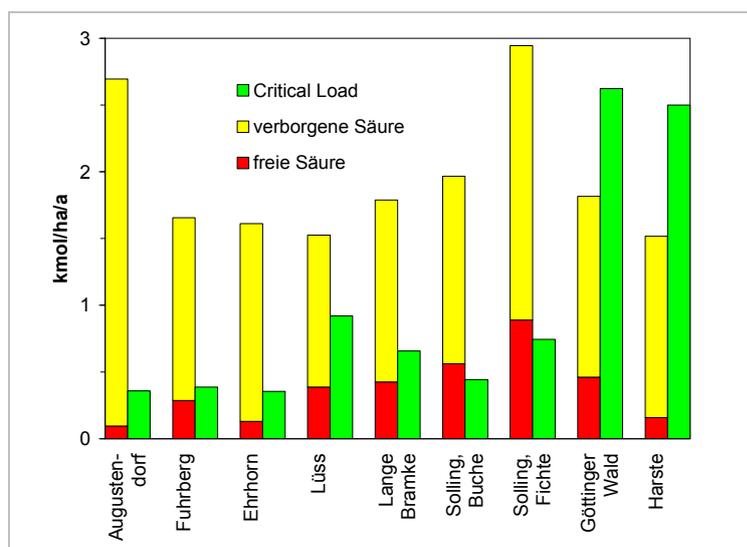


Abb. 24: Aktuelle Säuredeposition (Mittel 2000 – 2004) und Critical Loads für Säure an forstlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen (Die Überschreitung der Critical Loads wird aus der Differenz zwischen Gesamt-Säuredeposition und Critical Load ermittelt, Gesamt-Säuredeposition differenziert in freie Säure (= H⁺-Deposition) und verborgene Säure (= Gesamt-Säuredeposition - H⁺-Deposition)).

Abbildung 25 zeigt die räumliche Verteilung der Überschreitung der Critical Loads in Niedersachsen. Diese Informationen gelten für den mittleren Planungsmaßstab, also für größere Areale. Die Karte der Überschreitungen der Critical Loads für Niedersachsen zeigt, dass

vor allem im Harz, im Weser-Bergland und im Raum Weser-Ems die Böden stark mit Säure belastet sind und dass hier besonders gravierender Handlungsbedarf besteht (zu den Handlungsempfehlungen siehe auch Kapitel 5.3).

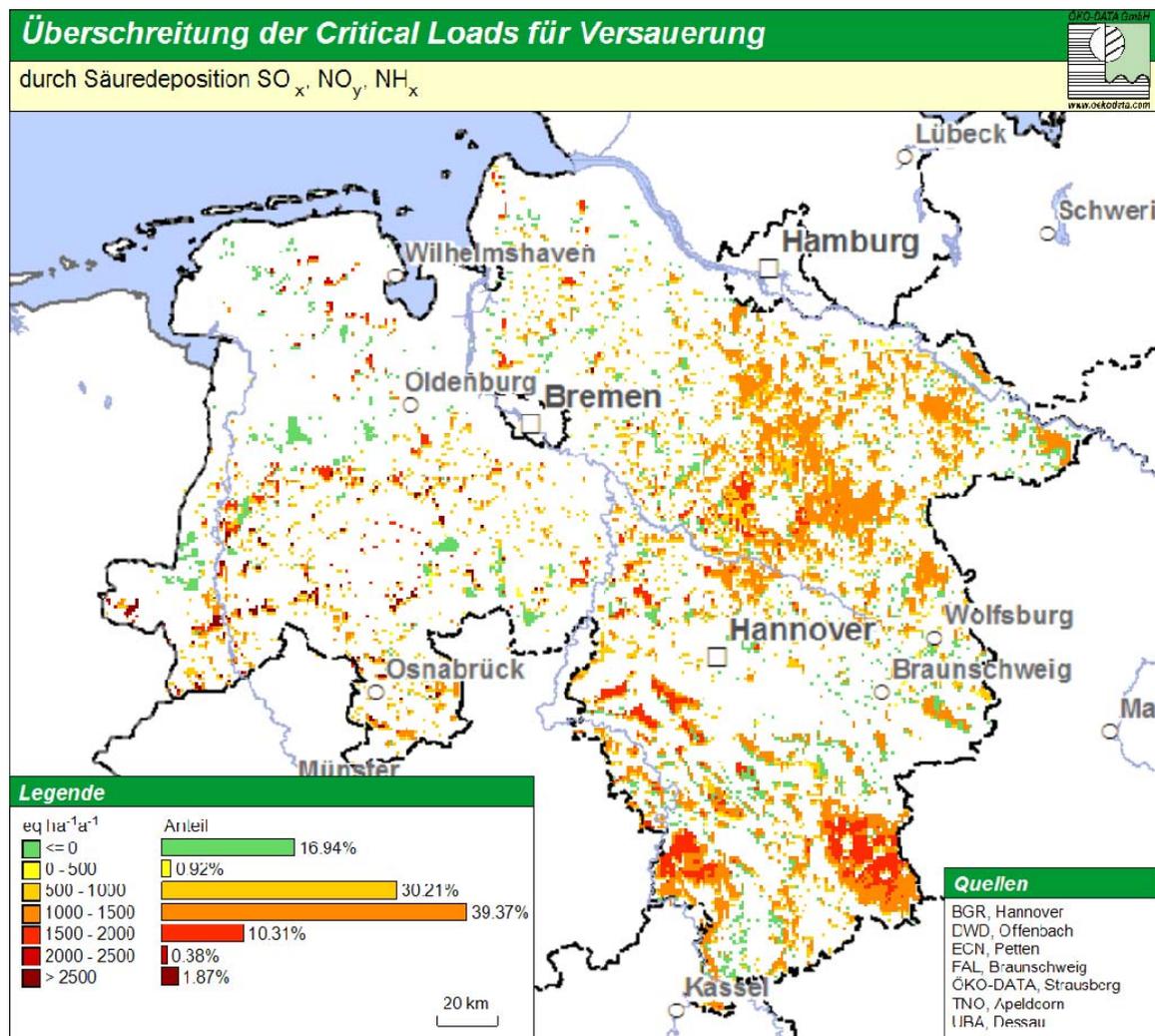


Abb. 25: Überschreitung der Critical Loads in Niedersachsen (Bezugsjahr 1999).

Im Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen wird als Qualitätsstandard hinsichtlich der Critical Loads vorgeschlagen, die Critical Loads für Säure nicht zu überschreiten (Abb. 26).

Mittelfristig sollen die Critical Loads für Säure in Niedersachsen an allen Orten nicht durch die aktuellen Säureeinträge überschritten werden.

Abb. 26: Qualitätsstandard für Säurebildner – Critical Loads.

Damit die Böden ausreichend geschützt sind, müssen die luftbürtigen Einträge von Schwefel und vor allem von Stickstoff bis unter die Schwelle der Critical Loads für Säure verringert werden. Dabei erholen sich versauerte Böden nicht sofort, es dauert zum Teil viele Jahrzehnte, bis sie aufgrund der natürlichen Pufferprozesse entsauern. Ähnlich, wie die Critical Loads mit einem biogeochemischen Modell, das den Gleichgewichtszustand beschreibt, berechnet werden, kann die Länge der Erholungsphase eines Bodens mittels ähnlicher Modelle, die zusätzlich die zeitliche Entwicklung darstellen, berechnet werden.

In welchem Zustand sich ein Boden aktuell befindet, muss mittels chemischer Analysen festgestellt werden. Die daraus ableitbaren Kenngrößen und Qualitätsziele werden im Folgenden erläutert.

5.2.2 Basensättigung

Der bodenchemische Zustand wird in Bezug auf Organismen, insbesondere auf Pflanzen, dann als kritisch betrachtet, wenn ein hohes Risiko besteht, dass deren Wachstums- und Entwicklungsprozesse gestört werden. Da die Pflanzen über die Bodenlösung mit dem Boden im Austausch stehen, lassen sich für Organismen kritische Bodenzustände durch die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung kennzeichnen. Wichtige Kenngrößen sind pH-Wert, Säureneutralisierungskapazität (Alkalinität) und Aluminium-Stresskennwerte (Al-Konzentrationen in der Bodenlösung, Verhältnis von „basischen“ Kationen zu Aluminium). Die Bodenlösung zu untersuchen ist allerdings sehr aufwändig und erfolgt deshalb nur in Intensiv-Untersuchungen. Zudem unterliegt die Zusammensetzung der Bodenlösung starken saisonalen und episodischen Schwankungen, was ihren Indikatorwert für mittel- und langfristige Aussagen einschränkt.

Daher ist es erforderlich, auch die feste Bodensubstanz zur Indikation des Bodenzustands heranzuziehen. Diese steuert u. a. über den Austausch von Kationen an Tonmineralen und organischer Substanz die Zusammensetzung der Bodenlösung. Man kann also aus der Untersuchung der austauschbaren Kationen Rückschlüsse auf die Zusammensetzung der Bodenlösung ziehen und kritische Zustände der Belegung des Kationenaustauschers benennen. In Abbildung 27 ist als Beispiel für die Beziehung von Bodenfestphase und Lösungsphase die Abhängigkeit der Aluminiumkonzentration (Al^{3+}) von der Basensättigung dargestellt. In der chemischen Analytik von Waldböden ist routinemäßig die Bestimmung der Austauscherbelegung üblich. Wegen ihres starken Einflusses auf die Zusammensetzung der Bodenlösung werden die Qualitätsziele für versauerte Waldböden an Kennwerte zur Austauscherbelegung geknüpft. Sie werden im Folgenden dargestellt.

Tonminerale und organische Substanz des Bodens haben negative Ladungsplätze, an die

aufgrund elektrostatischer Kräfte positiv geladene Kationen gebunden werden. Sie können gegen andere Kationen, die sich in der Bodenlösung befinden, ausgetauscht werden. Die Summe der austauschbaren Kationen oder die Summe der negativen Ladungen an Tonmineralen und Humus wird als Kationenaustauschkapazität bezeichnet. Je höher die Austauschkapazität eines Bodens ist und je mehr so genannte „basische“ Kationen (M_b -Kationen: Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) sich am Austauscher befinden, desto elastischer reagiert der Boden auf Versauerung. Hohe Elastizität bedeutet, dass der Boden bei einer Säurebelastung nachgibt, danach aber wieder in seine alte Position zurückkehrt. Bei einem Versauerungsschub kann beispielsweise der pH-Wert kurzfristig absinken. Bei einem Boden mit hoher Elastizität steigt dann der pH-Wert wieder auf den alten Wert an.

Als Basensättigung wird das Verhältnis von „basischen“ Kationen zur effektiven Austauschkapazität (A_{ke}) bezeichnet. Sie ist ein wichtiger Indikator für die Elastizität des Bodens gegenüber Versauerung und wird wie folgt definiert:

$$\text{BS (in \% } A_{\text{ke}}) = \frac{\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+}}{A_{\text{ke}}} \cdot 100$$

(in mol / mol * 100)

Unter der effektiven Austauschkapazität versteht man die Summe der austauschbaren Kationen, die mit einer ungepufferten Salzlösung extrahiert werden können.

Die Bewertung der Basensättigung richtet sich nach dem Auftreten von Aluminium in der Bodenlösung (Abb. 27). Unterhalb einer Basensättigung von 20 % ist mit höheren Aluminiumkonzentrationen in der Bodenlösung zu rechnen. Der Bildung von Klassen unterschiedlicher Basensättigung, wie sie in der Forstlichen Standortskartierung benutzt wird (s. Tab. 8), liegt die Tatsache zugrunde, dass mit zunehmender Basensättigung in der Bodenlösung die Verhältnisse der Aluminiumkonzentrationen steigen, was zu einer Beeinträchtigung und Schädigung der Funktionen der Wurzelsysteme führt. Bei einer sehr geringen Austauschkapazität ($< 5 \mu\text{mol}_c \text{ g}^{-1}$), die im Wesentlichen auf geringe Gehalte an Tonmineralen und an organischer Substanz zurückzuführen ist, ist die Pufferkapazität gegenüber Säuren insgesamt sehr gering. Mit zunehmender Versauerung gehen die Gehalte an austauschbarem Magnesium zurück. Die Bewertung der Magnesiumgehalte erfolgt in Anlehnung an die

forstliche Standortskartierung nach dem Schema in Tabelle 8.

Eine Basensättigung von 20 % ist ausreichend, damit säuretolerante Baumarten keinem Risiko von Säuretoxizität ausgesetzt sind (ULRICH

1995). Bei nicht säuretoleranten Baumarten, wie den Edellaubhölzern, sind die Anforderungen an die Basensättigung höher. Sie sollte z. B. bei Ahorn und Esche oberhalb von 30 % liegen (WEBER & BAHR 2000).

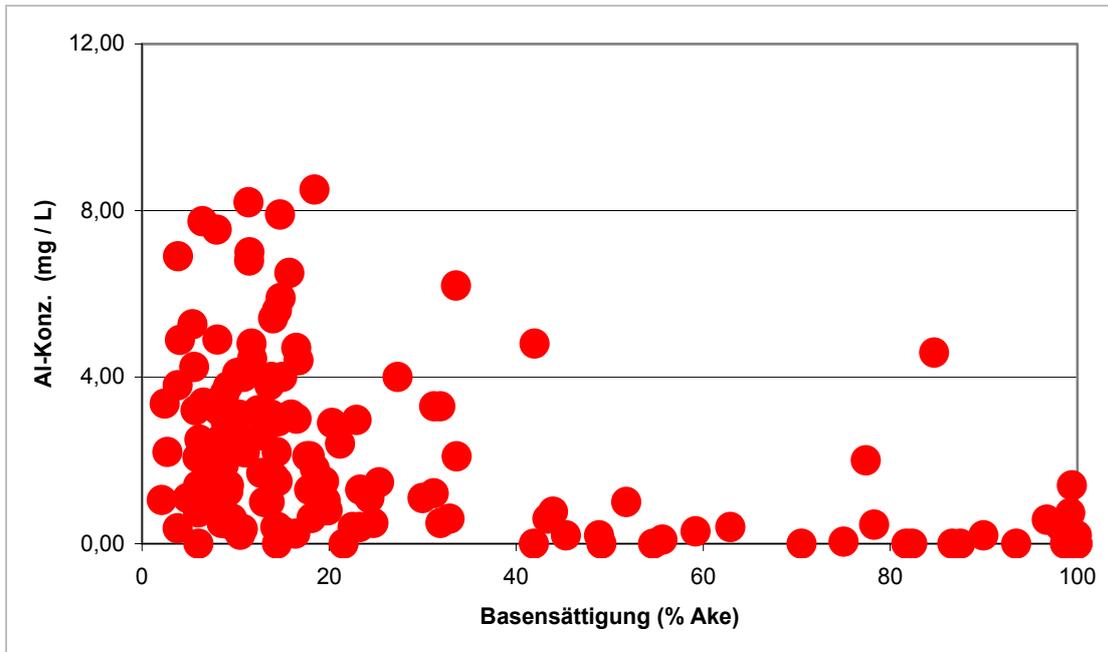


Abb. 27: Aluminiumkonzentrationen in der Gleichgewichts-Bodenlösung als Funktion der Basensättigung an den Punkten der niedersächsischen Bodenzustandserhebung.

Tab. 8: Bewertung der Elastizität der Waldböden bezüglich des Risikos von Säuretoxizität im humusarmen Mineralboden (Basensättigung) und bezüglich der Versorgung der Böden mit austauschbarem Kalium und Magnesium (in Anlehnung an ULRICH et al. 1984 und ARBEITSKREIS FORSTLICHE STANDORTSKARTIERUNG 2003).

Elastizität	Kalium-Anteil an Ake [%]	Magnesium-Anteil an Ake [%]	Basensättigung* [% der Ake]	
sehr gering	< 1	< 1	< 5	basenarm
gering	1 – 2	1 – 2	5 – 15	
mäßig	2 – 4	2 – 4	15 – 30	mittel
mittel			30 – 50	
mäßig hoch	4 – 8	4 – 8	50 – 70	basenreich
hoch			70 – 85	
sehr hoch	> 8	> 8	> 85	

* gilt nicht für Ah-Horizont

Die austauschbaren Kationen werden mittels einer 1 N NH_4Cl -Lösung aus dem Boden extrahiert. Die Kationenaustauschkapazität ermittelt man aus der Summe der austauschbaren Kationen. Wenn der Boden carbonathaltig ist, wird die Extraktion mit einer gepufferten BaCl -Lösung durchgeführt (MEHLICH 1953).

Zielzustand der Basensättigung (BS) in Böden ist eine Basensättigung von mindestens 20 % (Abb. 28). In diesem Zustand ist die Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung für säuretolerante Pflanzen vernachlässigbar klein.

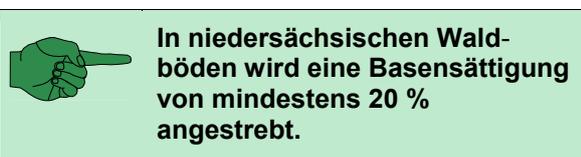


Abb. 28: Qualitätsstandard für Basensättigung.

Mit diesem bodenchemisch definierten Zielzustand wird impliziert, dass er mit einem bodenbiologischen Zustand verknüpft ist, der sich in einer Ausbildung geringmächtiger Humusaufgaben äußert.

Von der Definition dieses Zielzustandes sind solche Standorte ausgeschlossen, die aus kulturhistorischen Gründen oder Naturschutzbelangen in ihrem aktuellen Säure-Base-Zustand verbleiben sollen.

5.3 Handlungsempfehlungen

Als Maßnahme gegen die Versauerung von Böden ist in erster Linie eine Reduzierung der Säureeinträge anzustreben. Wenn dies nicht im erforderlichen Umfang oder im gewünschten Zeitrahmen möglich und wenn eine Erholung der stark versauerten Böden in absehbarer Zeit nicht erreichbar ist, müssen auch andere Möglichkeiten erwogen werden. In Frage kommen insbesondere die Ausbringung von basischen Substanzen oder in beschränktem Maße waldbauliche Maßnahmen zur Regeneration der Böden. Als basische Substanzen werden bevorzugt karbonatische Substanzen (Kalk), aber auch andere Gesteinsmehle oder Holzaschen eingesetzt.

5.3.1 Kalkung

Karbonate eignen sich durch ihre hohe Säureneutralisierungskapazität und ihrer milden Reaktion. Bei der Bodenschutzkalkung im Wald wird der Kalk in der Regel oberflächlich auf dem Boden ausgebracht.

Ziel der Bodenschutzkalkung im Wald ist die Minderung des Risikos von Säuretoxizität, die Reduktion von Aluminium- und Schwermetallmobilität und die Kompensation säurebedingter Nährstoffverluste. Es sollen die aktuellen und die in der Vergangenheit erfolgten Säureeinträge neutralisiert und eine weitere Bodenversauerung unterbunden werden. Angestrebt wird ein Zustand, in dem vernachlässigbar geringe Aluminiumgehalte in der Bodenlösung auftreten. Dazu ist es erforderlich, dass Kalkungsmaßnahmen, die in der Regel mit 3 t/ha ausgeführt werden, im Laufe der Zeit wiederholt werden.

In Niedersachsen wurden in den letzten 20 Jahren über 300 000 ha gekalkt. Damit sind die meisten kalkungsbedürftigen Waldflächen mindestens einmal gekalkt worden. Stark säurebelastete Gebiete wurden bei der wiederholten Kalkung bevorzugt behandelt. Wiederholungskalkungen erfolgen in Zukunft differenziert nach standörtlichen und belastungsspezifischen Gegebenheiten. Es werden ausschließlich magnesiumhaltige Kalke verwendet, um insbesondere die verbreitet mangelhafte Magnesiumernährung der Waldbestände zu verbessern.

Durch die Kalkungen wird eine weitere Versauerung der Waldböden gebremst. Die langsam löslichen Kalke bewirken eine Erhöhung der Basensättigung. Damit wird das Risiko erhöhter Aluminiumtoxizität vermindert. Die Ernährung der Bäume wird durch die Zufuhr von Magnesium und Calcium mit dem Kalk insgesamt verbessert. Damit verringert sich für die Bäume das Risiko von verminderter Vitalität infolge Bodenversauerung. Die Lebensbedingungen für höhere Organismen im Waldboden verbessern sich, so dass sich die natürlichen Stoffkreisläufe wieder schließen können. Für die Tiefenwirkung der Kalkungen im gesamten Wurzelraum ist es notwendig, dass im Laufe der Zeit ausreichend hohe Kalkmengen dem Boden zugeführt werden. Dies erfolgt durch die zeitlich wiederholte Kalkung mit 3 t Kalk pro ha.

Im Einzelfall kann die Waldkalkung in Verbindung mit verbessertem Licht- und Wärmeangebot zu unerwünscht starker Begünstigung nitrifizierender Bakterien führen. In der Humusaufgabe angereicherte Kohlen- und Stickstoffmengen werden freigesetzt, jedoch von den Pflanzen auf Grund des Überangebotes nicht benötigt. In der Folge besteht das Risiko erhöhter Nitratausträge ins Grundwasser. Durch eine ordnungsgemäße Forstwirtschaft werden die hierfür erforderlichen Randbedingungen – Kahlschlag oder starke Holzeinschläge – jedoch weitgehend vermieden. Daher kann es nur im Einzelfall, z. B. nach Sturmwürfen oder nicht sachgemäßer Holznutzung, zu diesen Nachteilen kommen. Ausbringungsart und Ausbringungszeitpunkt der Kalke werden so gewählt, dass vor allem die empfindliche Bodenfauna nicht beeinträchtigt wird.

5.3.2 Waldbauliche Maßnahmen

Waldbauliche Maßnahmen zielen auf die Verminderung externer oder ökosysteminterner Säureeinträge und die Wiederherstellung möglichst geschlossener Stoffkreisläufe. Durch die Wahl von Baumarten mit geringer Filterwirkung können die externen Säureeinträge beschränkt werden. Ökosystemintern wird Säure durch die Akkumulation von basischen Nährelementen in der Biomasse gebildet. Mit der Beschränkung auf nährstoffarme Holzsortimente bei der Ernte kann ein Großteil der in der Biomasse gespeicherten Basen dem Boden wieder zugeführt werden. Allerdings wird für den in Zukunft vermehrten Einsatz des regenerativen Energieträgers Holz (nährstoffreiches Schwachholz) ein Kompromiss zwischen Klimaschutzwirkung und Anforderung an die nachhaltige Nutzung des Waldbodens gefunden werden müssen.

Durch die Einbringung von tief wurzelnden (Laub-)Baumarten können Basenvorräte im Unterboden besser erschlossen werden und über den internen Stoffkreislauf an die Bodenoberfläche gebracht werden (Basenpumpe). Voraussetzung hierfür ist allerdings, dass im Unterboden nicht versauertes Substrat vorhanden ist. Im niedersächsischen Tiefland, das hauptsächlich von sandigen altpleistozänen Böden geprägt ist, wie auch im südniedersächsischen Bergland kommen häufig versauerte Substrate im Unterboden und im Wurzel erreichbaren Untergrund vor (MEIWES et al. 1993), so dass der Regeneration der Oberbö-

den mit dieser Maßnahme Grenzen gesetzt sind.

5.3.3 Dokumentation des Zustandes der Waldböden in Niedersachsen

Mit der Formulierung der Bodenqualitätsziele ist die Frage verbunden, ob diese Ziele erreicht sind bzw. wie weit der aktuelle Zustand der Böden von diesen Zielen entfernt ist. Dazu stehen in Niedersachsen verschiedene Beobachtungsprogramme zur Verfügung. Der Versauerungszustand der Waldböden und seine zeitliche Veränderung wird im Rahmen des Programms der Boden-Dauerbeobachtungsflächen und der Bodenzustandserhebung untersucht. Die Boden-Dauerbeobachtungsflächen sind auf wenigen repräsentativen Standorten eingerichtet und dienen der intensiven Beobachtung von Bodenveränderungen und der sie steuernden Prozesse (KLEEFISCH & KUES 1997). Die Bodenzustandserhebung erfasst Bodenveränderungen auf einem systematischen Raster (8 x 8 km). Die erste Erhebung, die speziell auf die Bodenversauerung ausgerichtet war, fand 1990/91 statt (BÜTTNER 1997). Die zweite Erhebung wird in den Jahren 2006 – 2008 durchgeführt; auch bei dieser Erhebung stellt die Bodenversauerung eine zentrale Fragestellung dar. Darüber hinaus werden im Rahmen der forstlichen Standortskartierung chemische Bodenanalysen durchgeführt, mit denen die Felddaten der Kartierung unterstützt werden; diese Daten sind jedoch auch geeignet, Informationen über den Versauerungszustand der Böden und dessen zeitliche Veränderungen abzuleiten.

6 Literatur

- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme. – 6. Aufl., 352 S.; Eching (IHW-Verlag).
- BALLSCHMITER, K. (1988): Polychlorbiphenyle: Chemie, Analytik und Umweltchemie. – Analytiker Taschenbuch 7: 393 – 432.
- BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1994): Leitbilder - Umweltqualitätsziele - Umweltstandards. – Laufen.
- BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz). – BGBl I, G 5702, Nr. 16 vom 17.3.1998: 502 – 510.
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. – BGBl I, Nr. 36 vom 12.3.1998: 1554 – 1583.
- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C.-G., SPRANGER, T. & WELLBROCK, N. (2000): Critical Loads für Waldökosysteme: Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.).
- BFLR - BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDESKUNDE UND RAUMORDNUNG (1992): Materialien zur Raumentwicklung. – Heft 47; Bonn.
- BLOCK, J. & MEIWES, K.-J. (2000): Verwendung von Indikatoren für Aluminiumstress im Rahmen des Level II-Programms. – Forstarchiv 71: 44 – 48.
- BOLT, G. H. & BRÜGGENWERT, M. G. M. (1976): Soil chemistry. – Development in Soil Sci. 5A; Amsterdam (Elsevier).
- BRUNOTTE, J., WEISSBACH, M., ROGASIK, H., ISENSEE, E. & SOMMER, C. (2000): Zur guten fachlichen Praxis beim Einsatz moderner Zuckerrüben-Erntetechnik. – Zuckerrübe 49, H 1: 34 – 40.
- BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (1987): Maßnahmen zum Bodenschutz. – Beschluss des Bundeskabinetts vom 08.12.1987; Bonn.
- BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (1992): Bericht der Bundesregierung über die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. – Dokumente Umweltpolitik; Bonn.
- BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. – Entwurf eines umweltpolitischen Strukturprogramms; Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM DES INNERN (BMI) (Hrsg.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. – Bundestags-Drucksache 10/2977; Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystemen-Dauerbeobachtungsflächen. – Arbeitskreis C der Bund-/Länder-Arbeitsgruppe Level II, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMVEL) (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. – Bonn.
- BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990 – 1991. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 122; Göttingen.
- CHAMEN, T., ALAKUKKU, L., PIRES, S., SOMMER, C., SPOOR, G., TIJINK, F. & WEISSKOPF, P. (2003): Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction. A review. Part 2. Equipment and field practices. – Soil Tillage Res. 73.
- CRONAN, C. S. & GRIGAL, D. F. (1995): Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. – J. Environ. Qual. 24: 209 – 226.
- DIEZ, T. & WEIGELT, H. (1997): Bodenstruktur erkennen und beurteilen. – Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (Hrsg.): Sonderdruck dlz agrarmagazin, 2. geänderte Auflage; München.

- DIN 19682 (1998): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau – Felduntersuchungen – Teil 10: Beschreibung und Beurteilung des Bodengefüges. – Deutsches Institut für Normung, DIN 19682-10; Berlin (Beuth).
- DIN 19688 (2001): Ermittlung der mechanischen Belastbarkeit und Verdichtungsempfindlichkeit von Böden. – Deutsches Institut für Normung, DIN-Vornorm 19688; Berlin (Beuth).
- DVWK (1995): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden, Teil 1: Mechanische Belastbarkeit. – DVWK-Merkblatt **234**; Hennef (ATV-DVWK).
- DVWK (2002): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden, Teil 3: Methoden für eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung. – ATV-DVWK-Merkblatt **901**; Hennef (ATV-DVWK).
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2001): Verordnung EG-Nr. 466/2001 der Kommission vom 8. März 2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften **L 77/1** vom 16.03.2001.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2002): Richtlinie 2002/32/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 7. Mai 2002 über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, **L 140** vom 30.5.2002, S. 10.
- ENQUETE-KOMMISSION (1997): Konzept Nachhaltigkeit. Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Deutschen Bundestages. – In: Zur Sache **1/97**, Deutscher Bundestag (Hrsg.), Referat Öffentlichkeitsarbeit; Bonn.
- ENQUETE-KOMMISSION (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Deutschen Bundestages. – In: Zur Sache **4/98**, Deutscher Bundestag (Hrsg.), Referat Öffentlichkeitsarbeit; Bonn.
- FORTMANN, H. & MEESENBURG, H. (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens - Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – *GeoBerichte* **4**: 91 S., 53 Abb., 29 Tab.; Hannover (LBEG).
- GÄBLER, H. E. & SCHNEIDER, J. (2000): Assessment of heavy-metal contamination of floodplain soils due to mining and mineral processing in the Harz Mountains, Germany. – *Environmental Geology*, Volume **39**, Issue 7: 774 – 782.
- GAUGER, TH., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., DRAAIJERS, G. P. J., BLEEKER, A., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T. & NAGEL, H.-D. (2002). Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels. Teile 1 und 2. – Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 299 42 210, Inst. f. Navigation, Univ. Stuttgart.
- GUNREBEN, M., DAHLMANN, I. & THARSEN, J. (2003): Bodenversiegelung. – In: Nachhaltiges Niedersachsen **23**: 30 – 41.
- HAMMERSCHMIDT, U. & SCHNEIDER, J. (1995): Ermittlung und Bewertung der flächenhaften Schwermetallbelastung im Boden in einem durch industrielle Immissionen geprägten Raum (Stadt Nordenham). – *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **76/II**: 1053 – 1057.
- HARRACH, T. (1984): Lockerungsbedürftige Böden einfach und sicher erkennen. – In: Bodenfruchtbarkeit in Gefahr?, Arbeiten der DLG **179**; Frankfurt (DLG).
- HETTELINGH, J. P. & DE VRIES, W. (1991): Mapping Vademecum. – National Institute of Public Health and Environmental Protection, Coordination Centre for Effects; Bilthoven, The Netherlands.
- HORN, R., LEBERT, M. & BURGER, N. (1991): Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Böden als Pflanzenstandort auf der Grundlage von Labor- und in-situ-Messungen. – In: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.): Mechanische Belastbarkeit von Böden Bayerns. – *Materialien* **73**.
- KLEEFISCH, B. & KUES, J. (Koord.) (1997): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. Methoden und Ergebnisse. – *Arb.-H. Boden* 1997/2: 3 – 108, 40 Abb., 38 Tab., 1 Anl.; Hannover (NLfB).

- KLEEFISCH, B. & MEESENBURG, H. (2005): Datenzusammenstellung 11/2005. – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie und Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt; [Unveröff.].
- KÖSTER, W. & MERKEL, D. (1985): Schwermetalluntersuchungen landwirtschaftlich genutzter Böden und Pflanzen in Niedersachsen. – Landwirtschaftskammer Hannover.
- KTBL (Hrsg.) (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz. – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V., Arbeitspapier **266**; Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverlag).
- KUES, J., EBERL, CHR., HILDESBRANDT, E., HILLER, D., KÖLLING, CHR., MATZNER, E., MEIWES, K.-J. & WOLFF, B. (2000): Ökochemische Charakterisierung von Waldböden als Pflanzenstandort und als Bestandteil des Wasserkreislaufes. Vorschläge des Bundesverbandes Boden für die Ableitung von Schutzkategorien und Schutzmaßnahmen im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes. – In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G. & HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden. – Kennziffer 3650; Berlin.
- LABO - BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. – Umweltbundesamt; Berlin.
- LABO - BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2003): Hintergrundwerte für organische und anorganische Stoffe in Böden. – 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G. & H.-M. HARRESS (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Kennziffer 9006; <<http://www.labo-deutschland.de/>>.
- LEBERT, M., BRUNOTTE, J. & SOMMER, C. (2003): Ableitung von Kriterien zur Charakterisierung einer schädlichen Bodenveränderung, entstanden durch nutzungsbedingte Verdichtung von Böden/Regelungen zur Gefahrenabwehr. – Abschlussbericht Förderkennzeichen (UFOPLAN) **200 71 245**, Umweltbundesamt; Berlin.
- LEBERT, M. & BÖKEN, H. (2004): Vermeidung von Bodenverdichtungen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen - Anforderungen an Vorsorge und Gefahrenabwehr. – Bodenschutz **2/2004**: 36 – 43.
- LEBERT, M. & SCHÄFER, W. (2005): Verdichtungsgefährdung niedersächsischer Ackerböden. – In: Bodenschutz **2/2005**: 42 – 46; Berlin.
- LITZ, N. (1990): Organische Verbindungen. – In: BLUME, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes; Landsberg (Ecomed).
- LROP (1994): Gesetz über das Landes-Raumordnungsprogramm Niedersachsen, Teil I. – Nds. GVBl: 130.
- MEESENBURG, H., RADEMACHER, P. & MEIWES, K.-J. (1998): Stoffeintrag über atmogene Depositionen in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkungen. – Arb.-H. Boden **1998/1**: 67 – 77, 6 Abb., 1 Tab.; Hannover (NLfB).
- MEESENBURG, H. & MEIWES, K.-J. (2001): Säurehaushalt und Critical Loads. – In: 10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen; Hannover.
- MEHLICH, A. (1953): Principles underlying the practice of determining cation and anions properties and pH of soils. – J. Assos. Off. Agric. Chem. **36**: 445 – 457, zitiert in: TOMAS, G. W. (1982), in: PAGE, A. L. (Ed.): Methods of soil analysis, Part 2. – Agronomy **9**, 2nd edn.: 159 – 165.
- MEIWES, K.-J., MERINO, A. & FORTMANN, H. (1993): Untersuchung der Versauerung in Bohrprofilen von Meßstellen des Grundwassergütemeßnetzes (GÜN) des Landes Niedersachsen. – Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen, Reihe **B 34**, 1 – 86.
- MERKEL, D. (1997): Ableitung von Hintergrundwerten der Schwermetallgehalte niedersächsischer Ackerböden durch Auswertung der Analysen nach AbfklärV. – Agribiol. Res. **50**, 279 – 287.
- MERKEL, D. (2005): Prognose der Schwermetallanreicherung im Boden bei Düngung mit Klärschlamm. – KA-Abwasser, Abfall **52**: 1359 – 1363.
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BADEN-WÜRTTEMBERG (1985): Bodenschutzkonzept Baden-Württemberg. – Stuttgart.

- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1996): Ziele und Strategien des Bodenschutzes in Schleswig-Holstein. – Bodenschutzprogramm; Kiel.
- MOSIMANN, T. (1993): Bodenschutzkonzepte. – In: Geogr. Rundschau **45**; Braunschweig.
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS®). – 7. erweiterte und ergänzte Auflage, Arb.-H. Boden 2004/2, 409 S., 3 Abb., 405 Tab.; Hannover (NLfB).
- MÜLLER, U., HENNINGS, V. & HORN, A. (1992): Hintergrundbelastung von niedersächsischen Böden mit polychlorierten Biphenylen und polychlorierten Dibenzodioxinen/Dibenzofuranen. – Wasser und Boden **9**: 571 – 576.
- NIEDERSÄCHSISCHES INNENMINISTERIUM (MI) (1994): Landesraumordnungsprogramm 1994 (LRÖP). – Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHES INNENMINISTERIUM (MI) (1995): Automatisiertes Liegenschaftsbuch. – Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (NLÖ) (Hrsg.) (2003): Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen. Teil 1: Bodenerosion und Bodenversiegelung. – Nachhaltiges Niedersachsen **23**; Hildesheim.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (ML) (1990): Bodenschutzkonzept Niedersachsen. – Hannover.
- NLFB - KUES, J., HINDEL, R., GÄBLER, H. E., HAMMERSCHMIDT, U. & SCHNEIDER, J.: (1995): Bodenuntersuchungsprogramm Talauen des Harzes. – Archiv-Bericht NLfB **114 296**; Hannover (NLfB).
- NLFB - NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2005): Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen – Standortbeschreibung und Baseline. – ACCESS-Anwendung auf CD-ROM; Hannover (NLfB).
- PRENZEL, J. (1985): Verlauf und Ursache der Bodenversauerung. – Z. dt. Geol. Ges. **136**: 293 – 302.
- RENGER, M. (1970): Über den Einfluss der Dränung auf das Gefüge und die Wasserdurchlässigkeit bindiger Böden. – Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **11**: 23 – 28.
- RENGER, M., STREBEL, O. & GIESEL, W. (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. – In: Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung **15**: 148 – 160; Berlin (Parey).
- SCHÄFER, W., SEVERIN, K., MOSIMANN, T., BRUNOTTE, J., THIERMANN, A. & BARTELT, R. (2003): Bodenerosion durch Wasser und Wind. – In: Nachhaltiges Niedersachsen **23**: 13 – 29.
- SCHNEIDER, J. (1999): Schwermetalle in Böden Niedersachsens. Hintergrundwerte für Schwermetalle in Böden Niedersachsens. Schwermetallbelastung in den Böden der Talauen des Harzes und des Harzvorlandes. Schwermetalle in einem städtischen Belastungsraum. – Arb.-H. Boden 1999/2, 24 S., 3 Abb., 4 Tab., 3 Karten; Hannover (NLfB).
- SCHNEIDER, J. (2000): Hintergrundwerte für Schwermetalle in Böden Niedersachsens. – In: Flächenhafte Darstellung punktbezogener Daten über Stoffgehalte in Böden. – UBA-Texte **49/00**: 156 – 160.
- SCHNEIDER, J. (2005): Hinweise zur Entnahme und zur Beurteilung von Bodenproben im Rahmen der Ermittlung von Dioxingehalten. – Geofakten **17**, 6 S., 3 Abb., 4 Tab.; Hannover (NLfB).
- SCHULZ, J. M., SCHNEIDER, J., KUES, J. & PREHN, H.-J. (1993): Niedersächsischer Untersuchungsbericht zur Bodenbelastung durch Dioxine im Überschwemmungsbereich der Elbe, Bd. 1 und 2. – Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.); Hannover.
- SEVERIN, K., HAAREN, J. V., HEUER, H. J., SCHNEIDER, J., KAMPUES, J. & SCHULZ, A. J. (2003): Untersuchungsbericht 2003 – Ermittlung der Belastung von Boden und Aufwuchs mit PCDD und PCDF sowie Schwermetallen in den Überschwemmungsflächen der Elbtalauen und in weiteren niedersächsischen Flussauen. – [Unveröff.].
- SÖHNE, W. (1953): Druckverteilung im Boden und Bodenverformung unter Schlepperreifen. – Grundl. d. Landtechnik **5**: 49 – 63.

- SOMMER, C. (1998): Ein Konzept zur Vorbeugung von Bodenschadverdichtungen in der pflanzlichen Produktion. – *Bodenschutz* **1**: 12 – 16.
- SOMMER, C. & BRUNOTTE, J. (2003): Lösungsansätze zum Problembereich Bodenschadverdichtungen in der Pflanzenproduktion. – *Landnutzung und Landentwicklung* **44**: 220 – 228.
- SVERDRUP, H. & WARFVINGE, P. (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca + Mg + K)/Al ratio. – *Reports in ecology and environmental engineering* **2**: 1 – 177.
- UBA (Hrsg.) - LEBERT, M., BRUNOTTE, J. & SOMMER, C. (2004): Ableitung von Kriterien zur Charakterisierung einer schädlichen Bodenveränderung, entstanden durch nutzungsbedingte Verdichtung von Böden/Regelungen zur Gefahrenabwehr. – *Texte Umweltbundesamt* **46-04**; Berlin.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **144**: 289 – 305.
- ULRICH, B. (1987). Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. – *Ecological Studies* **61**: 11 – 49.
- ULRICH, B. (1995). Der ökologische Bodenzustand: seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. – *Forstarchiv* **66**: 117 – 127.
- ULRICH, B., MEIWES, K.-J., KÖNIG, N. & KHANNA, P. K. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. – *Forst- und Holzwirt* **38**, Heft 11: 278 – 286.
- ULRICH, B. & MALESSA, V. (1988): Tiefengradienten der Bodenversauerung. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**: 81 – 84.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (1996): Manual on methodologies on mapping critical loads and geographical areas where they are exceeded. – *Texte* **71/96**.
- VDLUFA (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL). – *Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hrsg.)*; Darmstadt.
- WEBER G. & BAHR, B. (2000): Wachstum und Ernährungszustand junger Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergahorne (*Acer pseudoplatanus* L.) auf Sturmwurfflächen in Bayern in Abhängigkeit vom Standort. *Forstw. Cbl.* **119**, 177 – 192.
- WERNER, D. & PAUL, R. (1999): Kennzeichnung der Verdichtungsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden. – *Wasser und Boden* **51** (12): 10 – 14.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT BODENSCHUTZ (WBB) (2000): Wege zum vorsorgenden Bodenschutz. Fachliche Grundlagen und konzeptionelle Schritte für eine erweiterte Boden-Vorsorge. – Gutachten für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Berlin.