

Dr. H.-D. Nagel, Dr. A. Schlutow, Ph. Hübener

ÖKO-DATA GmbH, Strausberg

**Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung
und Kartierung von ökologischen
Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im
Freistaat Sachsen**

Teil I: Berechnung der ökologischen Belastungsgrenzen für
naturnahe und halbnatürliche Rezeptoren

Teil II: Ermittlung der Überschreitung von ökologischen
Belastungsgrenzen und Analyse der Trends für
naturnahe und halbnatürliche Rezeptoren

Ergebnisse eines Forschungsvorhabens 2004

Im Auftrag des

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt und Geologie

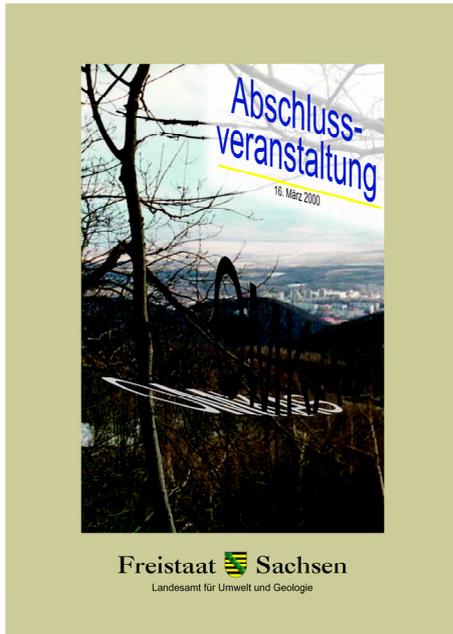
INHALT

1 Einführung	3
2 Das Prinzip der Critical Loads	9
2.1 Modell-Ansätze zur Bestimmung von Critical Loads	9
2.2 Ermittlung der Critical Loads für Säureeinträge nach der Massenbilanzmethode	11
2.3 Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode	22
3 Datengrundlagen	25
3.1 Übersicht über die verwendeten originären Datengrundlagen und Datenquellen	25
3.2 Ermittlung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung	31
3.2.1 Bestimmung der Verwitterungsrate der basischen Kationen Ca, K, Mg und Na (BCw)	31
3.2.2 Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca, K und Mg (Bcw)	35
3.2.3 Bestimmung der Durchwurzelungstiefe	38
3.3 Ermittlung des Netto-Stoffaustrages durch Biomasseentzug	41
3.3.1 Hauptbaumarten der Wälder und Vegetationsgesellschaftsgruppen der waldfreien halbnatürlichen Biotoptypen	41
3.3.2 Holz-Erträge in Wäldern und Forsten	43
3.3.3 Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen	54
3.3.4 Stoffgehalte in der Biomasse	56
3.3.5 Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte	57
3.4 Bestimmung der kritischen Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser	60
3.5 Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate	69
3.6 Bestimmung der tolerierbaren Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser	70
3.7 Ermittlung der Stickstoff-Denitrifikationsrate	72
4 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung	76
4.1 Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen	76
4.1.1 Bewertung der Critical Loads für Säureeinträge in den Waldstandorten Sachsens	78
4.1.2 Bewertung der Critical Loads für Säureeinträge in den naturnahen waldfreien Standorten Sachsens	80
4.2 Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge	81
4.2.1 Bewertung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge in den Waldstandorten Sachsens	83
4.2.2 Bewertung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge in den naturnahen waldfreien Standorten Sachsens	84
4.3 Verifizierung der Ergebnisse durch Vergleich mit den Ergebnissen an Level-II-Beobachtungsflächen	86

5 Ermittlung der Depositionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie von basischen Kationen	87
5.1 Bestimmung der Gesamtdosition	87
5.2 Kartierung der Nassdeposition im Freistaat Sachsen	89
5.3 Bestimmung der trockenen Deposition	94
5.4 Ansatz zur Abschätzung der Nebel-Deposition	98
6 Die Überschreitung der Critical Loads durch die aktuellen Depositionen	106
6.1 Bestimmungsmethoden und Berechnungsmodelle	106
6.1.1 Bestimmung und Anwendung der Critical-Load-Funktion	106
6.1.2 Bestimmung der Immissions-Minderungsziele mit Hilfe der Critical-Load-Funktion für Versauerung und Eutrophierung	110
6.1.3 Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Depositionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen auf Basis der Critical-Load-Funktion	116
6.1.4 Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads für versauernde Einträge durch aktuelle Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen	117
6.1.5 Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Critical Loads für eutrophierende Einträge	118
6.2 Ergebnisse der Berechnung der Überschreitungsrate für die Jahre 1990 bis 2002 im Freistaat Sachsen	119
6.2.1 Darstellung der Belastungstypen nach der Critical Loads-Funktion	119
6.2.2 Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsrate der Critical Loads für versauernde Einträge durch aktuelle Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen	121
6.2.3 Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsrate der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch aktuelle Depositionen von Stickstoffeinträgen	126
6.3 Entwicklungen und Trends beim Vergleich der atmosphärischen Schadstoffeinträge mit den Critical Loads in den Jahren 1990 bis 2002	130
7 Quellen	144
8 Tabellenverzeichnis	150
9 Abbildungsverzeichnis	152

1 Einführung

Im Verlaufe der Jahre 1995-2000 hat das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) mit dem Projekt OMKAS verschiedenste Fachrichtungen der Umweltbeobachtung und -analyse zusammengeführt, um die Ursachen und Auswirkungen der nahezu über ein Jahrhundert andauernden hochgradigen Luftverschmutzungen im Dreiländereck von Deutschland, Polen und Tschechien zu untersuchen. OMKAS steht für "Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen" und fand mit der Veröffentlichung der Ergebnisse am 16. März 2000 seinen Abschluss (LfUG 2000).



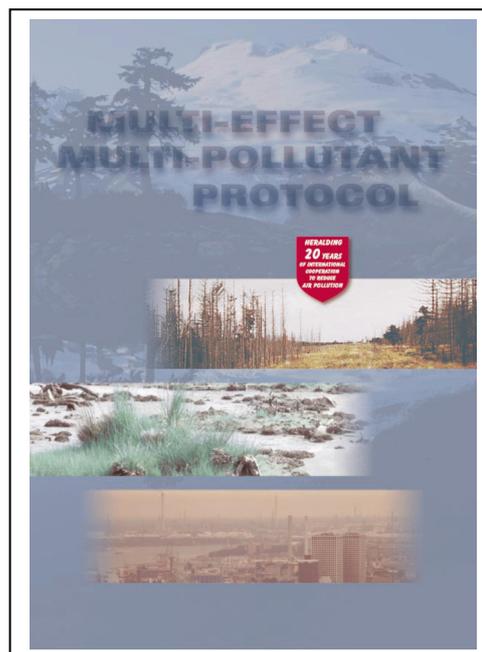
In die Zeit nach der Bearbeitung des Projektes OMKAS fielen wichtige Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung von Luftschadstoffen und ein deutlicher Trend der Verbesserung von Luftqualität und Belastungssituation konnte verzeichnet werden. Gleichzeitig wurde deutlich, dass weiterhin viel zu tun bleibt für die Luftreinhaltung im Freistaat Sachsen.

Die Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft, veröffentlicht am 29.06.1999 gibt die Grenz- und Alarmwerte zum Schutz von Ökosystemen vor, die zum Teil ab 19.07.2001, ab 01.01.2005 oder ab 01.01.2010 gelten werden. Diese Richtlinie gibt aber auch einheitliche Messmethoden und Auswertekriterien für die EU-Mitgliedsstaaten vor.

Die EU-Richtlinien 96/62/EG und die o. g. Richtlinie 1999/30/EG wurden mit der Neufassung der 22. Bundes-Immissionsschutz-Verordnung in deutsches Recht umgesetzt (BGBl I 2002, 3626).

Ebenso wichtige Impulse zur Fortsetzung der Luftreinhaltungspolitik gehen von der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN/ECE) aus. Im Jahre 1999, also 20 Jahre nach Unterzeichnung der Konvention über weitreichende, grenzüberschreitende Luftschadstoffe (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, LRTAP), wurde ein neues, wirkungsbezogenes Protokoll auf den Weg gebracht. Die darin enthaltenen Verpflichtungen zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons (Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone) unterzeichneten im Dezember 1999 die Vertreter von 27 Ländern, darunter Deutschland.

Ziel dieses Protokolls ist die weitere Senkung der Emissionen von Schwefel, Stickoxiden, Ammonium



und flüchtigen organischen Verbindungen (VOC), die eine Ursache der weiter zunehmenden Versauerung, der ansteigenden Eutrophierung und des Entstehens von bodennahem Ozon sind. Dieses Protokoll ist das erste seiner Art, das gleichzeitig mehrere Schadstoffkomponenten und deren unterschiedliche Wirkungsbezüge behandelt, es wird daher auch als Multi-Schadstoff/Multi-Effekt-Protokoll bezeichnet.

Ebenfalls erstmalig werden in diesem Protokoll auch Senkungsziele für den Bereich der Landwirtschaft festgelegt. Insgesamt ist eine drastische Senkung des Schadstoffausstoßes in die Atmosphäre vorgesehen, teilweise mit Reduzierungen um die 90 %. Bis zum Jahr 2010 sollen diese Zielstellungen erreicht werden, um die Gesundheit der Menschen und die Stabilität der Ökosysteme nachhaltig zu schützen.

Bis Mai 2004 lagen die Unterschriften von 31 Staaten unter dieses Protokoll vor, davon haben 9 Länder bereits die Ratifizierungsurkunden hinterlegt. Weitere 7 Ratifikationen sind allerdings notwendig, damit auch dieses Protokoll in Kraft treten kann. Im Protokoll wurden weitere, national differenzierte Minderungen der Emissionen von SO₂, NO_y, Ammoniak (NH₃) und von leicht flüchtigen Organika (VOC) beschlossen. Nach Umsetzung der Vereinbarungen sollen bis zum Jahr 2010 in Europa und in Deutschland folgende Minderungen, bezogen auf das Basisjahr 1990, erreicht sein:

Europa

Emissionen von	Minderung gegenüber 1990
SO _x	um 63 %
NO _y	um 41 %
NH ₃	um 17 %
VOC	um 40 %

Deutschland

Emissionen von	Minderung gegenüber 1990
SO _x	um 90 %
NO _y	um 60 %
NH ₃	um 28 %
VOC	um 69 %

Mit dem neuen Protokoll werden dann insgesamt 8 international verbindliche Dokumente die Umsetzung der Konvention über weitreichende, grenzüberschreitende Luftschadstoffe, die 1983 in Kraft getreten und seitdem von 49 europäischen Ländern ratifiziert wurde (Stand vom 10.05.2004), unterstützen:

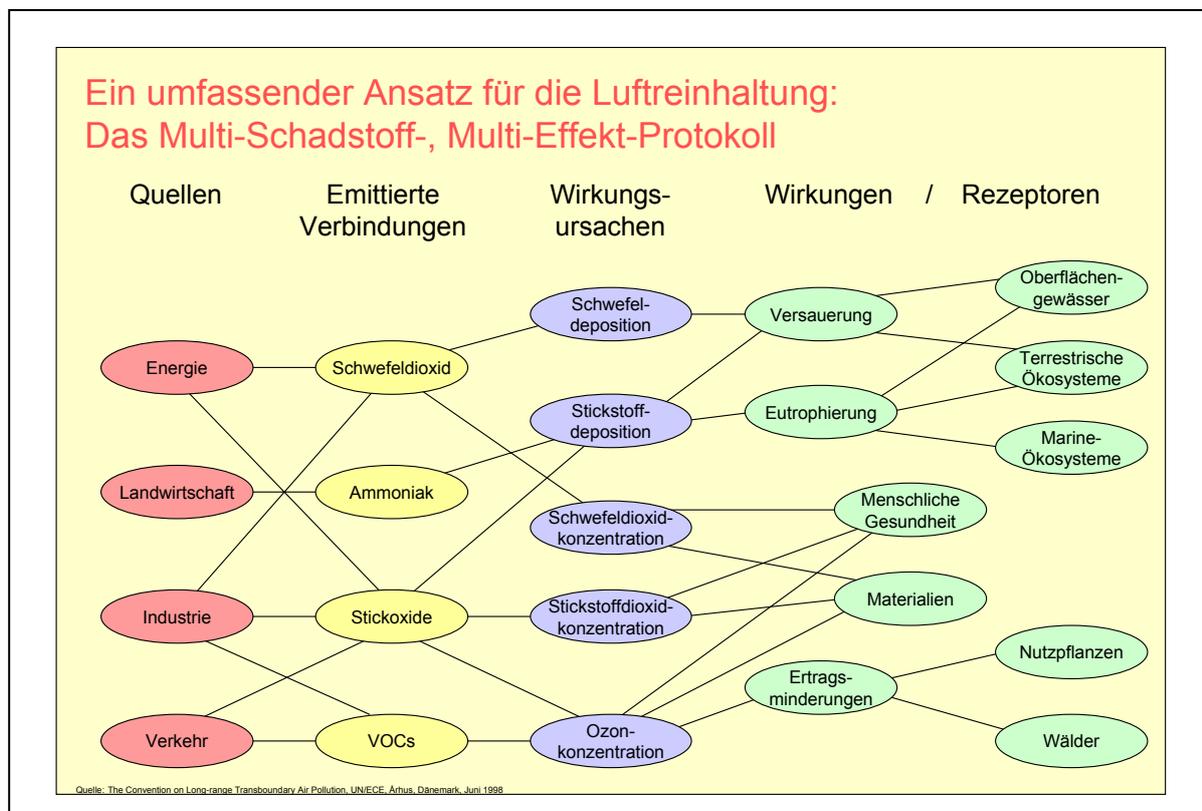
- Stickstoffprotokoll
Das Protokoll zur Kontrolle der Stickoxidemissionen oder deren grenzüberschreitenden Stoffströme wurde 1988 in Sofia unterzeichnet und ist von 28 Staaten ratifiziert, in Deutschland siehe BGBl. II v. 24.09.1990 S. 1279, seit dem 14. Februar 1991 in Kraft;
- Schwefelprotokoll
Das Protokoll zur weiteren Verminderung von Schwefelemissionen (zweites Schwefelprotokoll, abgeschlossen 1994 in Oslo, wurde von 28 Ländern signiert sowie bisher von 25 Staaten ratifiziert, darunter Deutschland (siehe BGBl. II v. 04.03.1998 S. 130), es trat am 05. August 1998 in Kraft;
- HM- Protokoll
Das Protokoll zu Schwermetallen (Heavy Metals), am 24.06.1998 in Aarhus (Dänemark) unterzeichnet und von 36 Staaten signiert. Deutschland hat als 16. Land dieses Protokoll ratifiziert, so dass es am 29. Dezember 2003 in Kraft treten konnte, inzwischen ist die Zahl der hinterlegten Ratifikationsurkunden auf 21 gestiegen;

- **POP-Protokoll**
Das Protokoll über persistente organische Verbindungen (POP), von 36 Ländern ebenfalls in Aarhus beschlossen und auch von Deutschland signiert sowie bisher von 19 Ländern ratifiziert, es ist am 23. Oktober 2003 in Kraft getreten;
- **Multi-Komponenten-Protokoll**
Dieses Protokoll, das am 01.12.1999 in Göteborg unterzeichnet und bisher von 31 Ländern einschließlich Deutschland signiert sowie von 9 Staaten ratifiziert wurde, soll dem Zusammenwirken der verschiedenen Luftschadstoffe Rechnung tragen;
- das Protokoll zur Begründung des europäischen Mess- und Bewertungsprogramms für Luftschadstoffe (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP), unterzeichnet 1984 und von 41 Ländern ratifiziert, in Kraft getreten am 28. Januar 1988;
- das Helsinki-Protokoll von 1985 zur Reduzierung der Schwefelemissionen bzw. deren grenzüberschreitender Stoffströme um mindestens 30 Prozent, ratifiziert von 22 Ländern und seit dem 02. September 1987 in Kraft

sowie

- das Protokoll von 1991 über die Emissionsbegrenzungen für flüchtige organische Verbindungen (VOC) bzw. deren grenzüberschreitender Stoffströme, ratifiziert von 21 Staaten und seit dem 29. September 1997 in Kraft.

Mit dem **Multi-Komponenten-Protokoll (Göteborg 1999)** wird eine Zusammenführung der Protokollanforderungen zur Verminderung der Belastung durch einzelne Luftschadstoffe, die Überprüfung der Wirksamkeit der Protokolle (Erreichen der Senkungsziele, Verminderung



der Critical-Load-Überschreitung, Auswirkungen in der Umwelt) sowie der Aufbau und die Berechnung von Szenarien bezogen auf die Protokollzeiträume (Belastungssituation in den Jahren 2005 und 2010) in den Mittelpunkt gerückt. Daraus abgeleitet werden sollen

Vorschläge für Handlungserfordernisse, um durch geeignete Maßnahmen die Protokollziele zu erreichen.

Seit 15 Jahren wird in der unter deutscher Leitung stehenden Sonderarbeitsgruppe "Kartierung" (UN/ECE Task Force on Modelling and Mapping) daran gearbeitet, die Zielstellungen der Protokolle wirkungsbezogen zu formulieren. Die dafür entwickelten Methoden zur Ermittlung der ökologischen Belastungsgrenzen - Critical Loads und Levels - wurden international abgestimmt und sind inzwischen zu einem Bewertungskriterium für die Luftreinhaltung in Europa geworden, im EU Projekt „Clean Air for Europe“ (CAFE) ebenso wie in den International Co-operative Programme der UNECE (NAGEL und GREGOR 1999).

Die in den letzten Jahren entwickelten nationalen und regionalen Methodenansätze (vgl. Kap. 2) sind auch für die Maßstabsebene eines Bundeslandes, wie den Freistaat Sachsen, ausgezeichnet anwendbar.

In einem der größten Belastungsschwerpunktgebiete Deutschlands, der Grenzregion des Freistaates Sachsens, wo schon seit fast 100 Jahren insbesondere Waldschäden durch atmosphärische Belastungen registriert werden, ist es ein Erfordernis, unter Berücksichtigung der lokalen lufthygienischen Situation die emissionsmindernden Maßnahmen auch räumlich optimal zu planen.

Einen Beitrag hierzu ermöglicht die Regionalisierung der ökologischen Belastbarkeit, d. h. die Bestimmung der standortspezifischen Empfindlichkeit von Wald- und anderen Ökosystemen und ihr Vergleich mit den aktuellen Eintragsraten von Luftschadstoffen am jeweiligen Standort.

Auf Grundlage der so ermittelten aktuellen Überschreitung von Belastbarkeiten lassen sich Senkungsstrategien ableiten und Minderungsmaßnahmen so planen, dass ein möglichst hoher ökologischer Effekt bei einem vertretbaren Aufwand garantiert wird. Auf dieser Basis kann auch eingeschätzt werden, welcher Schadstoff in welchem Umfang reduziert werden muss, um die empfindlichsten Ökosysteme zu schützen und eine nachhaltig umweltverträgliche Entwicklung der Region zu sichern.

1997 wurde die Gesellschaft für Ökosystemforschung und Umweltdatenmanagement (ÖKO-DATA) erstmals beauftragt, für diese Aufgabe als Teil des OMKAS-Projektes die Kritischen Belastungsgrenzen für Säure- und Stickstoffeinträge in den Wäldern des Freistaates Sachsen bzw. deren Überschreitungen durch die Deposition von Luftschadstoffen zu ermitteln (LfUG 2000). Das Projekt wurde Anfang 2000 mit methodische Grundlagen und Daten nach Wissensstand 1999 abgeschlossen.

Die Fortsetzung, Aktualisierung und Präzisierung dieser Arbeiten wurde notwendig, um den neuesten Wissens- und Datenfundus einbringen und dann eine langjährige Vergleichsreihe zur Belastungssituation in der Umwelt auswerten zu können.

Mit einem für diesen Zeitraum einheitlichen methodischen Ansatz werden rezeptorbezogen die Belastbarkeitsgrenzen (Säurebelastung und Eutrophierung) berechnet und kartiert, die dann mit den aktuellen Belastungen der jeweiligen Jahre verglichen werden können. Über den Betrachtungsraum von mehr als einer Dekade wird eine relativ gesicherte Trendanalyse möglich, die die in diesem Zeitraum vollzogenen entscheidenden Änderungen bei der Belastung durch Luftschadstoffe in Sachsen erfasst (vgl. Abb. 1, Abb. 2).

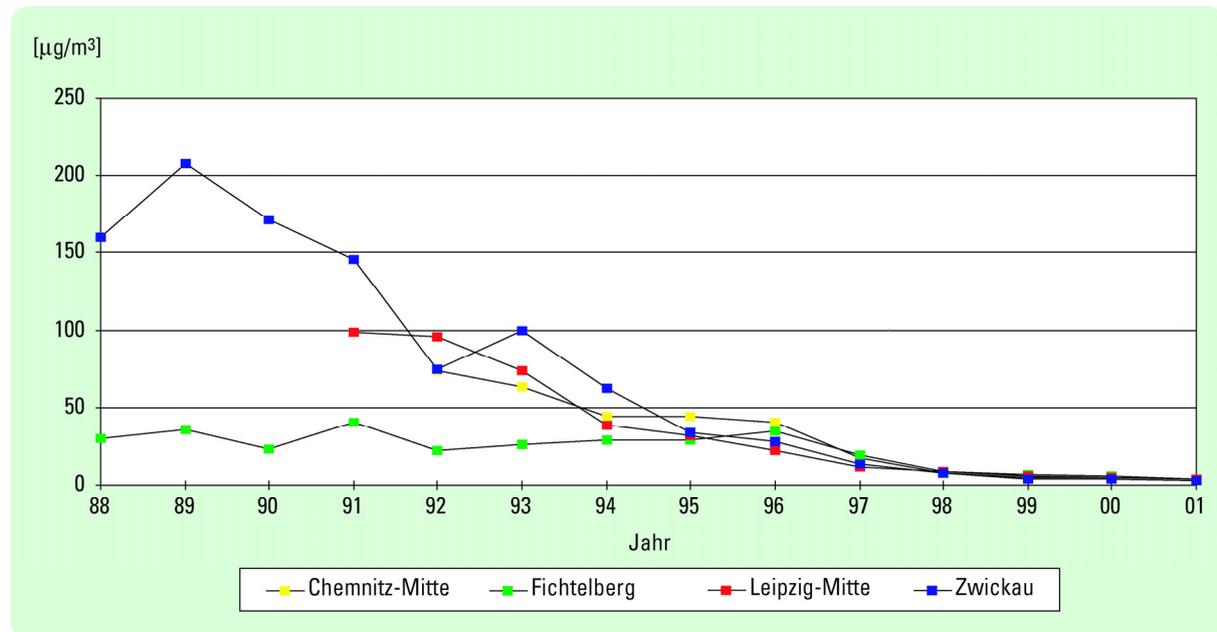


Abb. 1: Entwicklung der SO₂-Jahresmittelwerte an ausgewählten Stationen Sachsens, Jahresbericht zur Immissionssituation 2001 (LfUG 2003)

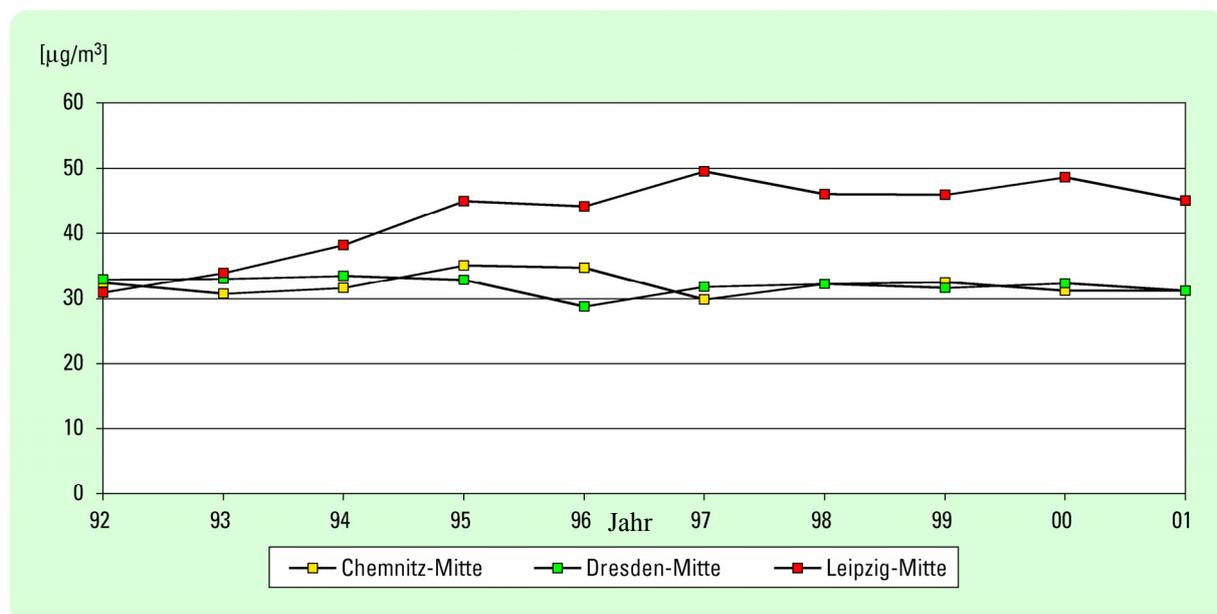


Abb. 2: Entwicklung der NO₂-Jahresmittelwerte an ausgewählten Stationen Sachsens, Jahresbericht zur Immissionssituation 2001 (LfUG 2003)

Gegenstand des vorliegenden Ergebnisberichts sind die Leistungspakete I und II,

dabei Teil I „Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads“ mit den Aufgaben

- Berechnung und Kartierung der ökologischen Belastbarkeitsgrenzen für versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge in naturnahe und halbnatürliche terrestrische Ökosysteme des Freistaates Sachsen nach der Massenbilanz-Methode auf Basis neuer Grunddaten im Maßstab 1 : 200 000 (bisher 1 : 400 000)

- Aktualisierung und Präzisierung der bisherigen Datenbasis zu ökologischen Belastungsgrenzen (aus dem Projekt OMKAS) unter Einbeziehung neuester landesspezifischer Datengrundlagen, die durch Sächsische Landesbehörden zur Verfügung gestellt werden, insbesondere
 - aktuelle Boden-Daten zur Sächsischen Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 200 000 (BÜK 200),
 - aktuelle Landnutzungskartierung,
 - aktualisierte meteorologische Daten (langjähriger Durchschnitt der Jahresmittel von Temperatur und Niederschlag 1971-2000),
 - Sickerwasserraten auf Basis der BÜK 200 und andere geeignete Parameter der Bodendatenbank (Freisetzung basischer Kationen aus Verwitterung etc.),
 - Präzisierte Stoffentzüge durch Holzentnahme aus Wäldern und geeignete Parameter anderer Forst-Datenbanken,
 - Verifizierung der Ergebnisse durch Vergleich mit aktuellen Ergebnissen der Level-II-Beobachtungsflächen,
 - Verifizierung der Ergebnisse durch Vergleich mit naturschutzrelevanten Kartierungen von Arten und Lebensgemeinschaften nach Schmidt et al. (2000).

und Teil II – Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen – mit den Schwerpunkten

- Berechnung der aktuellen Überschreitungen der ökosystemaren Belastbarkeitsgrenzen terrestrischer Ökosysteme für die Jahre 2001 und 2002 sowie rückwirkende Neuberechnung der Überschreitungsraten in den Jahren 1990 bis 2002 unter Einbeziehung der Nebeldepositionen
 - Ermittlung der Depositionsraten von Luftschadstoffen im Nebel in den Jahren 1990-2002
 - Ermittlung der Depositionsraten von Luftschadstoffen im Niederschlag und im trockenen Aerosol
 - Trendanalysen der Überschreitungsraten von 1990-2002
 - Trendanalysen der schadstoffspezifischen Überschreitungstypen der Critical-Loads-Funktion

2 Das Prinzip der Critical Loads

2.1 Modell-Ansätze zur Bestimmung von Critical Loads

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden. Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungsgrenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor, weder akut noch langfristig geschädigt wird. Die Schutzgüter oder Rezeptoren können ganze Ökosysteme sein, Teile davon oder Organismen, aber auch Baudenkmäler oder besondere Materialien. Als Wert für die Critical Loads wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut nicht zu erwarten sind.

In Deutschland wurde, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, zunächst für den Wald und andere naturnahe Ökosysteme der Critical Load Ansatz benutzt, um für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe und für die eutrophierende Wirkung (Überangebot von Nährstoffen) der Stickstoffeinträge aus der Luft die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen und zu kartieren. Dazu benutzt wird eine Massenbilanzmethode, bei der - wie auf einer Waage - den meist anthropogenen Einträgen der betrachteten Stoffe auf der einen Seite die Aufnahme oder Festlegung dieser Stoffe sowie ein unschädlicher oder tolerierbarer Austrag auf der anderen Seite gegenübergestellt werden. Solange diese Waage ausgeglichen ist, werden die ökologischen Belastungsgrenzen - die Critical Loads - nicht überschritten. Jeder weitere Eintrag führt jedoch zu einer Schädigung des Rezeptors und zur Gefährdung der Stabilität des Systems. Im Vergleich mit der aktuellen Luftbelastung durch diese Schadstoffe zeigt sich dann, in welcher Größenordnung und in welchen Regionen weitere Maßnahmen notwendig sind, um auf Dauer stabile Ökosysteme zu erhalten. Die Einhaltung ökologischer Belastungsgrenzen wird damit Kriterium und Ziel der Maßnahmen im Umweltschutz.

Den Critical Loads müssen die tatsächlichen Depositionen atmosphärischer Schadstoffe gegenübergestellt werden, da das Schädigungsrisiko durch Einwirkung von Luftschadstoffen weder allein durch stoffspezifische kritische Schwellenwerte (Critical Loads) noch allein durch die aktuellen Belastungen (Actual oder Deposition Loads) beschrieben wird. Dies kann nur die Differenz der beiden Größen, also die Überschreitung (Exceedance) der Critical Loads leisten.

Neben der exakten Definition der zu verrechnenden stofflichen Komponenten ist die Vergleichbarkeit der räumlichen Bezugsbasis von Critical Loads und Deposition ein wesentlicher Aspekt der Erfassung der Überschreitung. Damit ist gemeint, dass sie sich sowohl auf dieselbe Fläche als auch auf denselben Rezeptor beziehen müssen.

Durch die Bestimmung und Kartierung von Wirkungsschwellen - Critical Loads - für den indirekten Wirkungspfad (langfristige Depositionen) wird die Höhe der jeweils tolerierbaren, weil unschädlichen Deposition ausgewiesen, die sich allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems/Rezeptors richtet. Damit gilt beispielsweise für einen Fichtenwald ein anderer Wert als für einen Buchenwald auf dem gleichen Standort, und ein Ökosystem mit einem sandigen Boden ist empfindlicher als eines mit einem kalkreichen Lehmboden. Die Bestimmung von Critical Loads für wichtige ökologische Rezeptoren in Sachsen stellt damit eine wesentliche Grundlage für die Anwendung des Vorsorgeprinzips im Umweltschutz dar. Aufgrund der Verwendung von Steady-State-Modellen kann aber keine zeitliche Auflösung angegeben werden, so dass weder eine retrospektive Analyse noch eine Prognose von Waldschäden allein aus einer Critical Loads-Überschreitung herzuleiten ist.

Methodisch unterscheiden sich bei der Bestimmung der Critical Loads drei hierarchisch verschiedene Ansätze:

Empirische Ansätze

Bei den empirischen Ansätzen werden auf Erfahrungen und Felduntersuchungen beruhende Grenzwerte für einen Schadstoff einem bestimmten ökologischen Rezeptor bzw. einem definierten Ökosystem zugewiesen. Die Zuweisung solcher Erfahrungswerte basiert in der Regel auf langjährigen Beobachtungen. Auf dem Workshop 2002 in Bern wurde von den europäischen Experten unter Federführung von BOBBINK U. ACHERMANN (2002) eine empirische Zuweisungstabelle für verschiedene Ökosystemtypen Europas zusammengestellt, die den gegenwärtigen Erkenntnisstand widerspiegelt.

Massenbilanzmethode

Mit einer einfachen Massenbilanz wird bei dieser Methode versucht, die Ein- und Austragsberechnungen von Schadstoffen für ein Ökosystem vorzunehmen. Die Grundannahme dabei ist, dass die langfristigen Stoffeinträge gerade noch so hoch sein dürfen, wie diesen ökosysteminterne Prozesse gegenüberstehen, die den Eintrag puffern, speichern oder aufnehmen können bzw. in unbedenklicher Größe aus dem System heraustragen. Es werden also die Quellen und Senken der betrachteten (Schad-)Stoffe gegeneinander aufgewogen. Versauernd wirkende Stoffeinträge z. B. dürfen danach höchstens der gesamten Säureneutralisationskapazität des Systems entsprechen.

Den anthropogenen Stickstoffdepositionen werden die stickstoffspeichernden bzw. -verbrauchenden Prozesse im Ökosystem gegenübergestellt. Zu diesen zählen die Nettofestlegung von Stickstoff in der Holzbiomasse, die Nettoimmobilisierung in der Humusschicht, die Denitrifikation und ein zu tolerierender bzw. unvermeidbarer Nitrataustrag mit dem Sickerwasser.

Das Critical Load-Konzept beinhaltet somit als Grundgedanken einen langfristigen Stabilitätsansatz. Das Ökosystem kann durch einen so genannten Steady-state-Zustand charakterisiert werden. Heute wird dafür auch gerne der Begriff von der Nachhaltigkeit verwendet.

dynamische Modelle

Bei den dynamischen Modellen ist der Zeitbezug gewährleistet. Damit können auch Entwicklungsszenarien beschrieben und verschiedene Depositionsmengen in ihren Auswirkungen dargestellt werden. Diese dynamischen Modelle stellen sehr hohe Ansprüche an die Datenverfügbarkeit bzw. die modellhafte Abbildung ökosystemarer Zusammenhänge. Deshalb werden dynamische Ansätze in erster Linie in räumlich abgegrenzten, kleineren und wohldefinierten Untersuchungsgebieten angewendet.

Auf **allen drei Ebenen** werden jedoch räumlich differenzierte Critical Loads bestimmt bzw. berechnet und das Ausmaß ihrer Überschreitungen bildet dann die Grundlage für Szenarien zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung und für die Luftreinhaltepolitik im lokalen oder regionalen Maßstab ebenso wie auf der Ebene der Bundesrepublik. So konnten die Ergebnisse der europaweiten Critical Loads-Kartierung in die Verhandlung des im Dezember 1999 unterzeichneten Multi-Schadstoff-Protokolls eingehen und als Grundlage für wirkungsbezogene Minderungsvereinbarungen dienen.

2.2 Ermittlung der Critical Loads für Säureeinträge nach der Massenbilanzmethode

In Anlehnung an die generelle Definition der Critical Loads nach dem Level-1-Ansatz (ökologische Belastungsgrenzen für den Eintrag von Luftschadstoffen nach dem Prinzip der Waage) wird hier als „Critical Load für Säureeinträge“ die höchste Deposition von säurebildenden Verbindungen verstanden, die langfristig keine schädlichen Effekte in Struktur und Funktion der Ökosysteme infolge chemischer Veränderungen hervorruft. Die Höhe der tolerierbaren Deposition richtet sich damit allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems. Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind (vgl. Tab. 1). Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Wertbereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist neben der Menge der deponierten Protonen von diversen Faktoren wie der Bodenverwitterung, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Tab. 1: Puffersysteme in Böden (ULRICH 1985, verändert)

Puffersubstanz	pH-Bereich	bodenchemische Veränderung
Karbonat-Puffer (CaCO ₃)	8,6-6,2	Basenauswaschung
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	>5,0	Vergrößerung der Kationenaustauschkapazität
Austauscher-Puffer (Tonminerale)	5,0-4,5	Reduktion der Kationenaustauschkapazität
Mangan-Oxide	5,0-4,5	Reduktion der Basensättigung
Tonminerale	5,0-4,2	Reduktion der Basensättigung
n [Al(OH) _x ^{(3-x)+}]	4,5-4,2	
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) _x ^{(3-x)+}], Aluminium-Hydroxosulfate)	<4,2	Aluminium-Auswaschung
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) ₃ “)	<3,8	organische Fe-Komplexe
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	<3,2	Fe ³⁺

In der Critical Loads-Berechnung werden zwei verschiedene Definitionen für die Summe der basischen Kationen verwendet, die deren differenzierter Wirkung auf Boden und Pflanze Rechnung tragen: Im Boden liegen folgende basische Kationen vor, die als Summe in die Critical Loads-Berechnung eingehen:

$$BC = Ca + Mg + K + Na$$

Da Natrium nicht pflanzenphysiologisch wirksam ist, wird es bei der Bestimmung pflanzenrelevanter basischer Kationen (Bc) nicht berücksichtigt und es gilt:

$$Bc = Ca + Mg + K$$

Zu den maßgeblichen Prozessen, die den Säureeinträgen gegenüber stehen, gehören die Verwitterung und die Deposition basischer Kationen, der Stickstoffentzug durch Biomasse sowie die Auswaschung mit dem Sickerwasser.

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird demnach in Anwendung der Massenbilanz-Methode (vgl. UBA 1996) nach folgender Gleichung berechnet, die folgende Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

$$CL(S+N) = CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)}$$

wobei:

CL	=	Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq/(ha a)]
S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen
BC_{dep}^*	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [eq/(ha a)]
Cl_{de}^*	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Chloridionen [eq/(ha a)]
BC_w	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung [eq/(ha a)]
Bc_u	=	Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation [eq/(ha a)]
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [eq/(ha a)]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [eq/(ha a)]
N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate [eq/(ha a)]
$ANC_{le(crit)}$	=	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [eq/(ha a)]

Da einige Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (Pflanzenaufnahme und Immobilisierung), muss die **maximal** zulässige Deposition von Säurebildnern ohne diese formuliert werden, so dass der Grenzwert auch unter der Annahme gültig bleibt, dass allein Schwefelverbindungen eingetragen werden [$Cl_{max}(S)$]. Damit wird gewährleistet, dass die ermittelten Grenzwerte für Säureeinträge unter allen möglichen Depositionsbedingungen gelten und nicht die N-bezogenen Senkenprozesse für den Ausgleich von S-Einträgen herangezogen werden können:

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u - ANC_{le(crit)}$$

Sind jedoch die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdeposition von Säurebildnern z. B. eines Jahres bekannt – wie es aufgrund der Methoden der Depositionserfassung für Sachsen der Fall ist (vgl. Kap. 5.1) – wird die Critical Load-Funktion gebildet, um eine schadstoffspezifische Bilanz von aktuellem Depositionswert (S_{dep}, N_{dep}) zu dem Wertepaar auf der Critical Load-Funktion (S_{crit}, N_{crit}) zu ermitteln, die die kürzeste Distanz („Exceedance“) darstellt (vgl. Abb. Kap. 6.1) und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet.

Für den Sächsischen Datensatz der Critical Loads und Exceedances 2002 gehen wir nach beiden Methoden vor, d. h. wir ermitteln sowohl die schadstoffunabhängigen Critical Loads für Säureeinträge $CL_{max}(S)$, als auch die schadstoffspezifischen Critical-Load-Funktionen $CL(S+N)$ (vgl. Kap. 6.1.2).

Die Eingangsdaten für die Parameter BC_{dep}^* , Cl_{dep}^* , BC_w , Bc_u , N_i , N_u und N_{de} werden unmittelbar oder mittelbar aus Messungen gewonnen. Die hierfür genutzten Datengrundlagen werden im Kap. 3.1 beschrieben.

Demgegenüber ist der Term $ANC_{le(crit)}$ nur bestimmbar, wenn man ein Modell zu seiner Berechnung heranzieht, das in die o. g. Formeln für die Critical Loads integriert werden kann. Eine weitere Modifizierung der o. g. Formeln für die Critical Loads ergibt sich aus der Festlegung, dass bei der $ANC_{le(crit)}$ -Berechnung eine Fallentscheidung implementiert ist, die

den besonderen Schutz wertvoller, seltener basenreicher Bodentypen garantieren soll. Die für die Ermittlung dieser Parameter notwendigen Erweiterungen der o. g. Critical Loads-Formeln durch Teilmodelle werden deshalb im folgenden Abschnitt erläutert:

Modellansätze zur Ermittlung der Kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität $ANC_{le(crit)}$

Eine vollständige Säureneutralisation findet im Boden statt, wenn ein Gleichgewicht zwischen basischen Ionen und sauren Ionen in der Bodenlösung herrscht:



wobei:

$[RCOO]^-$ = Konzentration organischer Anionen [eq/m³]

$[HCO_3]^-$ = Konzentration von Hydrogencarbonationen [eq/m³]

Als Maß für die Säureneutralisationskapazität kann die Konzentration der basischen Reaktionsprodukte des Neutralisationsvorganges in der Bodenlösung saurer Böden herangezogen werden:

$$[ANC]_{le} = + [HCO_3]^-_{le} + [RCOO]^-_{le} - [H]^+_{le} - [Al]^{3+}_{le}$$

Die Konzentration von Hydrogencarbonat und organischen Anionen kann vernachlässigt werden (DEVRIES 1991). Somit ergibt sich die kritische Konzentration von ANC nach starker Vereinfachung aus:

$$[ANC]_{(crit)} = -[H]^+_{(crit)} - [Al]^{3+}_{(crit)}$$

wobei:

$[H]^+_{(crit)}$ = Kritische Konzentration H⁺-Ionen [eq/m]

$[Al]^{3+}_{(crit)}$ = Kritische Konzentration von Al³⁺-Ionen [eq/m]

Dementsprechend ist die kritische Auswaschung der ANC:

$$[ANC]_{le(crit)} = -[H]^+_{le(crit)} - [Al]^{3+}_{le(crit)}$$

wobei:

$[H]^+_{le(crit)}$ = Auswaschung der kritischen H⁺-Ionenkonzentration [eq/(ha a)]

$[Al]^{3+}_{le(crit)}$ = Auswaschung der kritischen Al³⁺-Ionenkonzentration [eq/(ha a)]

Um $[H]^+_{le(crit)}$ und $[Al]^{3+}_{le(crit)}$ zu berechnen, gibt es drei verschiedene Ansätze auf Basis der Massenbilanz (SMB):

Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation

Variante 1 a (Kritisches Basen/Aluminium-Verhältnis):

Basenreiche Böden puffern eingetragene Protonen über die Freisetzung basischer Kationen ab. Bei pH-Werten von pH 5,0 bis pH 4,2 findet eine Änderung der Ausstattung der Böden mit Nährstoffen, insbesondere mit basischen Kationen, statt, da Al^{3+} -Ionen die Boden-Austauscher aufgrund ihrer hohen Ladung blockieren und freigesetzte basische Kationen Auswaschungsprozessen unterliegen (MATZNER 1988, ULRICH 1985). Infolgedessen stehen den Pflanzen weniger basische Kationen zur Aufnahme zur Verfügung, was insgesamt verstärkt durch hohe Depositionen eutrophierenden Stickstoffs - zu Nährstoffinbalancen und den bekannten Mangelerscheinungen bis hin zu Nekrosen führt (hier ist insbesondere der Mg- und K-Mangel zu nennen). Ein in der Critical-Load-Methodik hierzu eingesetzter Indikator ist das Bc/Al-Verhältnis, da man in verschiedenen Untersuchungen ein Bc/Al-Verhältnis von 0,6 bis 1,2 (in wenigen Ausnahmefällen bis 5) als eine kritische Größe hinsichtlich der zu erwartenden Schädigungen fand (vgl. Variante 1 im Folgenden). Ein gesunder Boden zeichnet sich hingegen durch ein Bc/Al-Verhältnis zwischen 10 und 100 aus (ROST-SIEBERT 1985, SVERDRUP und WARFVINGE 1993).

Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu Al^{3+} -Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch. Untersuchungen an verschiedenen Baumarten, die in Deutschland aufgeforstet sind, ergaben in der Regel niedrigere Werte bei grundwasserunabhängigen Laubbaumarten ($Bc/Al_{crit(phytotox)} = 0,6-0,8$), aber höhere Empfindlichkeiten bei Nadelbäumen ($Bc/Al_{crit(phytotox)} = 1,0-1,2$).

Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes) Bc/Al-Verhältnis in der den Vegetationstyp beherrschenden Pflanzenart erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln:

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc / Al)_{crit(phytotox)}}$$

Der Faktor 1,5 ergibt sich aus der Umrechnung von mol in eq unter Berücksichtigung dessen, dass K im Gegensatz zu Ca und Mg nur einwertig ist, also nur mit dem halben Atomgewicht in die Umrechnung eingeht.

Die Basenauswaschung Bc_{le} ergibt sich aus der Massenbilanz:

$$Bc_{le} = Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u$$

wobei:

- Bc_{le} = Basenauswaschung [eq/(ha a)]
- Bc_{dep} = nicht seesalzkorrigierte Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [eq/(ha a)]
- Bc_w = Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq/(ha a)]
- Bc_u = Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq/(ha a)]

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird in Kap. 3.2 erläutert, der Entzug basischer Kationen in Kap. 3.3.

Durch Einsetzen in die Ausgangsgleichung:

$$ANC_{le(crit)} = -[Al]^{3+}_{le(crit)} - [H]_{le(crit)} = -PS \{ [Al]^{3+}_{crit} + [H]_{crit} \}$$

ergibt sich in Anwendung der Massenbilanz folgende allgemeine Gleichung zur Bestimmung des kritischen Austrags von Protonen:

$$ANC_{le(crit)} = - \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \right) - PS [H]_{crit}$$

$$ANC_{le(crit)} = - \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \right) - PS \left(\frac{[Al]^{3+}_{crit}}{K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

$$ANC_{le(crit)} = - \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \right) - PS \left(\frac{[Al]^{3+}_{le(crit)}}{PS \cdot K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

$$-ANC_{le(crit)} = \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \right) + PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit} \cdot K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

Der Critical Load für den Säureeintrag berechnet sich nun unter Berücksichtigung des Bc/Al-Verhältnisses als begrenzendes Kriterium für die Auswaschungsrate an Säureneutralisationskapazität wie folgt:

$$CL^{(1a)}_{max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + BC_w - BC_u + \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \right) + PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit} \cdot K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

wobei:

$$PS = \text{Sickerwasserrate [m/(ha a)]}$$

$$K_{gibb} = \text{Gibbsitkonstante}$$

Bei der Berechnung der kritischen Protonenkonzentration $[H]^+_{(crit)}$ fließt die kritische Aluminiumkonzentration unter Verwendung des Gibbsitgleichgewichtes (negativer Logarithmus der Lösungskonstante für die Löslichkeit von Gibbsit:

$Al(OH)_3 + 3 H^+ \rightarrow Al^{3+} + 3 H_2O$) in die Gleichung ein. Für K_{gibb} (Gibbsitkonstante) wird ein Wert von $3 \cdot 10^2 \text{ (mol m}^{-3}\text{)}^{-2}$ (vgl. UBA 1996) eingesetzt.

Variante 1b (Kritisches Basen/Protonen-Verhältnis)

In einigen wenigen Fällen, z. B. in Böden, die grundwasserbeeinflusst sind (Sümpfe, Moore) und Böden mit einem sehr hohen Anteil organischer Substanz (gemessen als gelöster organischer Kohlenstoffgehalt „Dissolved Organic Carbon“ = DOC >100mg/l), in denen Aluminium so gut wie nicht vorhanden ist oder dessen Wirkung weitgehend abgeschwächt wird, soll als kritische Schwelle für die Toxizität das Verhältnis basischer Kationen zu Wasserstoff $(Bc/H^+)_{crit}$ zur Bestimmung des Critical Load für Säure herangezogen werden. Die kritische Auswaschungsrate von Protonen wird bestimmt durch:

$$H_{le(crit)} = 0,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/H)_{crit}}$$

wobei der Faktor 0,5 sich aus der Umrechnung der Maßeinheiten mol in eq ergibt.

Wenn man also in diesen Fällen davon ausgeht, dass kein Al ausgewaschen werden kann [$Al_{le(crit)} = 0$], ergibt sich folgende Formel für die Berechnung des Critical Load für den Säureeintrag:

$$CL^{(1b)}_{max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + BC_w - BC_u + 0,5 \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}} \right)$$

Das kritische Bc/H-Verhältnis kann

- für Laubbäume und Krautvegetation auf $0,3 \cdot Bc/Al$ und
- für Nadelbäume auf $1 \cdot Bc/Al$ (d. h. $Bc/H = Bc/Al$)

gesetzt werden (UBA 1996).

Die Anwendung der Variante 1b kommt in Sachsen bei den Bodenformengruppen Hochmoor (HH), Niedermoor (HN), Anmoorgley (GM) und Moorgley (GH) in Frage. Alle anderen terrestrischen Bodenformen mit überwiegend humusarmen mineralischen Horizonten wurden nach Variante 1a berechnet (vgl. Kap. 3.4).

Variante 2: Erhaltung der Boden-Stabilität (kritischer Aluminium-Austrag)

Als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser muss auch der notwendige Mindest-Gehalt an sekundären Aluminium-Phasen und -Komplexen benutzt werden, da diese Komponenten wichtige Strukturelemente des Bodens darstellen und die Bodenstabilität von der Stabilität dieses Reservoirs an Substanzen abhängt. Eine Verminderung des Gehaltes an sekundären Aluminium-Komplexen durch Auswaschung darf nicht zugelassen werden. Die Aluminium-Reduzierung hat eine Abnahme des pH-Wertes zur Folge. Eine Verminderung des Aluminium-Gehaltes findet statt, wenn Säureeinträge zu einer übermäßigen Auswaschung von Aluminium führen, das durch Verwitterung primärer Mineralien freigesetzt wurde. Deshalb wird festgelegt, dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien, d. h. der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Load wird festgesetzt mit:

$$Al_{le(crit)} = Al_w$$

wobei: Al_w = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien [(eq/(ha a))]

Die Freisetzung von Al steht in einem mehr oder weniger konstanten Verhältnis zur Verwitterungsrate basischer Kationen, so dass man unter Berücksichtigung der Stöchiometrie einen Faktor p bestimmen kann, der dieses Verhältnis angibt:

$$Al_w = p \cdot BC_w$$

Der Critical Load für den Säureeintrag ergibt sich unter Berücksichtigung des notwendigen sekundären Al-Komplex-Gehaltes im Boden als Voraussetzung für dessen Stabilität wie folgt:

$$CL^{(2)}_{max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + (1+p)BC_w - Bc_u + PS^{2/3} \left(\frac{p \cdot Bc_w}{K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

wobei:

p = Faktor als Verhältnis von Bc_w zu Al_w

Untersuchungen an typischen Mineralien in Nord-Europa ergaben Relationen zwischen den Messwerten der Verwitterungsraten basischer Kationen und den gemessenen Verwitterungsraten von Aluminium in einer Spanne von 1,5-3 (UBA 1996). Für p wird deshalb als beste Schätzung der Mittelwert der ermittelten Wertespanne festgesetzt:

$P = 2$.

Variante 3: Erhaltung des bodentypischen Basenpools (Kritische Basensättigung)

Alle Böden mit Basensättigungswerten (BS) <30 %, das entspricht ca. einem pH-Wert von pH 4,0 können als stabil versauert angesehen werden. Diese befinden sich im Aluminium- bzw. Eisenpufferbereich. Es findet keine Auswaschung basischer Kationen mehr statt.

Böden mit Basensättigungswerten >30 % verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Diese Böden und mit ihnen die kalkabhängigen Biozönosen sind in Skandinavien nicht zu finden, sind aber in Deutschland sowie in Österreich und der Schweiz auf großen Flächen noch vorhanden. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der Kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach den o. g. Methoden (Variante 1 und 2) eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Der Basenvorrat dürfte sich somit soweit verringern, bis der pH-Wert auf pH <4,2 abgesunken ist und relevante Mengen an Aluminium und Wasserstoff zur Intoxikation der Pflanzen führen würden. Nach den Gleichungen im vorangehenden Abschnitt für den Critical Load, die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Basenvorrat für die Pufferung von Säureeinträgen zur Verfügung gestellt werden. Letztendlich wäre damit eine Degradierung basenreicher Böden zu basenärmeren gestattet, was zum Verlust wertvoller Ökosysteme führen würde (Rückgang der Kalkbuchenwälder, Eschenwälder, mesotroph-kalkreicher Moorwälder, Kalkschotterrasen, Kalktrockenrasen, Halbtrockenrasen, Zwischenmoore, mesotroph kalkreicher Gewässer), die auf der Basis kalk- oder basenreicher Substrate entstanden und auf diese angewiesen sind. Diese basen- und kalkreichen Böden sind deshalb schutzwürdig und schutzbedürftig. Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei den basenreichen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze der Basensättigung des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttergestein und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Tab. 2). Der

pH-Wert lässt sich nach KA4 (AG BODENKUNDE 1994, S. 339) direkt in den entsprechenden Basensättigungsgrad umrechnen.

Tab. 2: Untere Grenzen des pH-Werts bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen (ULRICH 1985, angepasst)

Puffersubstanz	niedrigster pH-Wert des Pufferbereiches	niedrigste Basensättigung (BS) des Pufferbereiches
Karbonat-Puffer (CaCO ₃)	6,2	83
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	5,0	56
Austauscher-Puffer Mangan-Oxide	4,5	43
Tonminerale	4,2	35
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) _x ^{(3-x)+}], Aluminium-Hydroxosulfate	4,0	30
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) ₃ “)	3,6	15
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	3,3	5

Die Berechnung dieser Variante basiert ebenfalls auf den Ausgangsgleichungen für die Berechnung des kritischen ANC-leaching (nach Variante 1) wie folgt:

$$ANC_{le(crit)} = -[Al]^{3+}_{le(crit)} - [H]_{le(crit)} = -PS\{[Al]^{3+}_{crit} + [H]_{crit}\}$$

$$Al_{le(crit)} = 1.5 \cdot \frac{BC_{le}}{(BC/Al)_{crit}}$$

und :

$$BC_{le} = BC_{dep} + BC_w - BC_u$$

$$BC = BC - Na \quad \text{mit: } Na^+ = fNa \cdot BC$$

BC_{dep} , BC_w , BC_u und $f(Na)$ lassen sich modellgestützt ermitteln, wie in den folgenden Kapiteln erläutert.

Nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994) ist der Basensättigungsgrad BS in [%] am Sorptionskomplex wie folgt definiert:

$$BS_{(crit)} = \frac{BC}{Al^{3+}_{crit} + H^+_{crit} + BC} \cdot 100 \quad (\text{in } [\%])$$

Im Weiteren wird $BS_{(crit)}$ [%], umgeformt in eine Verhältniszahl zwischen 0 und 1, als $E_{BC(crit)}$ ausgedrückt:

$$E_{BC(crit)} = BS_{(crit)}/100 \quad [\text{dimensionslos}]$$

Der nächste Schritt muss die Umformung des Basensättigungsgrades BS, d. h. des Gehaltes an basischen Kationen am Austausch-Komplex der Bodenkolloide in die Konzentration der basischen Kationen in der Bodenlösung mit Hilfe der GAPON-Gleichgewichts-Koeffizienten sein.

$$[H]_{crit} = K_{Gap} \cdot \sqrt{[Bc] \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc(crit)}} - 1 \right)} \quad \text{mit} \quad K_{gap} = \frac{1}{k_{HBc} + k_{Albc} \cdot K_{gibb}^{\frac{1}{3}}}$$

wobei:

k_{AlBc} = GAPON-Austausch-Koeffizient Al zu Ca + Mg + K

k_{HBc} = GAPON- Austausch-Koeffizient H zu Ca + Mg + K

$[Bc]$ = Konzentration basischer Kationen Ca + Mg + K in der Bodenlösung, wird ermittelt nach:

$$[Bc] = Bc_{le} / PS$$

Das Gleichgewichtsverhältnis zwischen [H] und [Al] wird beschrieben durch die Gibbssit-Gleichgewichts-Konstante wie folgt:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{oder} \quad [H] = ([Al] / K_{gibb})^{1/3}$$

K_{gibb} wird auf $300 \text{ m}^6/\text{eq}^2$ gesetzt (UBA 1996).

Es folgt:

$$[Al]_{crit} = K_{gibb} \cdot K_{Gap}^3 \cdot [Bc]^{\frac{3}{2}} \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc(crit)}} - 1 \right)^3$$

Nach Einsetzen und Umformen der obigen Formeln ergibt sich:

$$\frac{[Al]_{crit}^{\frac{2}{3}}}{[Bc]^2} = K_{gibb} \cdot K_{Gap}^3 \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc(crit)}} - 1 \right)^3$$

$$\frac{[Bc]}{[Al]_{crit}} = \frac{1}{K_{gibb} \cdot K_{Gap}^3 \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc(crit)}} - 1 \right)^3 \cdot \sqrt{[Bc]}}$$

DE VRIES UND POSCH (2003) veröffentlichten Ergebnisse der Ermittlung von Koeffizienten für die GAPON-Gleichung in holländischen Böden, die das Lösungs-Gleichgewicht basischer Kationen zwischen Festphase und Bodenlösung beschreibt (vgl. Tab. 3).

Tab 3: GAPON-Austausch-Koeffizienten von Al bzw. H zu Ca + Mg + K für die Bodentiefen zwischen 0 cm und 100 cm (DE VRIES U. POSCH 2003)

kAlBc [eq/m³]^{1/6}				
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
Sand	6,2729898	15,292362	20,439703	40,315735
Löss	4,8025797	7,4726489	7,5417925	7,6115759
Ton	1,5117312	1,0677623	0,1036274	0,0497135
Torf	1,3136346	1,1155129	0,5642539	0,4211866
kHBc [eq/m³]^{1/2}				
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
Sand	67,377516	150,49255	205,35959	328,48459
Löss	61,449025	77,716816	77,004304	76,298324
Ton	216,03046	86,599423	148,42771	212,08746
Torf	29,411353	24,519691	39,311082	47,589923

Hinweis: Diese Koeffizienten wurden empirisch an niederländischen Standorten ermittelt. In Sachsen wäre eine Überprüfung dieser Koeffizienten erforderlich. Solange eine entsprechende Untersuchung sächsischer Böden nicht vorliegt, werden die o. g. Koeffizienten vorläufig unter dem gegebenen Vorbehalt angewendet.

Für den kritischen BS lässt sich nun das $Bc/Al_{crit(BS)}$ in der Bodenlösung berechnen und dieses in die Formel der Variante 1a zur Bestimmung des Critical Loads einsetzen.

Humusreiche Böden, die nach Variante 1 b berechnet werden, unterliegen einer sehr starken räumlichen und zeitlichen Variabilität im Basensättigungsgrad, die nirgends in Kartierungen erfasst wurden. Deshalb können keine räumlich differenzierten Aussagen zum natürlichen Basensättigungsgrad der Bodenformengruppen HH, HN, GH und GM gemacht werden. Die Variante 3 wird deshalb nur für die mineralischen Böden berechnet.

Variantenvergleich:

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Loads zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der Varianten notwendig. Der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, soll als Critical Load gelten:

$$CL_{max}(S) = \min\{ CL^{(1a)}_{max}(S), CL^{(2)}_{max}(S), CL^{(3)}_{max}(S) \}$$

Weitere Varianten, wie sie bei der Revision des Mapping Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) vorgeschlagen werden, sind für Länder vorgesehen, die über keine ausreichende Datenbasis zur Anwendung der o. g. Variante verfügen oder die für andere Rezeptoren Critical Loads berechnen, z. B. für Gewässer. Daher erübrigen sich diese Varianten, da ihre Ergebnisse keinen Erkenntniszugewinn für die sächsischen Wälder, Moore, Heiden und natürliches Grünland und bringen würden.

Zusammenfassung

Zusammenfassend ergeben sich folgende Formeln für die Berechnung der Critical Loads für maximal zulässige Säureeinträge:

$$CL_{\max}(S) = \min \{ CL^{(1a)}_{\max}(S), CL^{(2)}_{\max}(S), CL^{(3)}_{\max}(S) \} \quad \text{wenn DOC} < 100 \text{ mg/l}$$

wobei:

$$CL^{(1a)}_{\max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + BC_w - Bc_u + \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(phytotox)}} \right) + PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(phytotox)} \cdot K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

$$CL^{(2)}_{\max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + (1+p)BC_w - Bc_u + PS^{2/3} \left(\frac{p \cdot Bc_w}{K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

$$CL^{(3)}_{\max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + BC_w - Bc_u + \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(BS)}} \right) + PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(BS)} \cdot K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

$$CL^{(1b)}_{\max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + BC_w - Bc_u + 0,5 \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / H)_{crit}} \right) \quad \text{wenn DOC} \geq 100 \text{ mg/l}$$

2.3 Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode

Die nach Mapping Manual Revision (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) zur Anwendung kommende Massenbilanz-Methode geht von folgendem Gleichgewicht der Ein- und Austräge aus:

$$N_{dep} = N_u + N_i + N_{le} + N_{de}$$

wobei:

N_{dep}	=	Depositionsrate von Stickstoff [kg/(ha a)]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate mit der Vegetation [kg/(ha a)]
N_i	=	Immobilisierungsrate von Stickstoff [kg/(ha a)]
N_{le}	=	Tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg/(ha a)]
N_{de}	=	Denitrifikationsrate von Stickstoff [kg/(ha a)]

Für alle Prozesse wird von vornherein angenommen, dass sie depositionsunabhängig formuliert werden können (NAGEL und GREGOR 1999). Andernfalls wäre eine iterative Berechnung des Critical Load-Wertes bei sich ändernden Depositionen notwendig. Unter diesen Voraussetzungen entspricht N_{dep} dem Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag, d. h. dem Stickstoffdepositionswert, bei dem für das System keine schädlichen Veränderungen in Struktur und Funktion und keine Stickstoffübersättigung zu erwarten sind.

Die Höhe der Critical Loads wird demzufolge bestimmt von den natürlichen Eigenschaften der betrachteten Ökosysteme. Die zulässige Stickstoffdeposition $N_{dep(acc)}$ kann dabei als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand):

$$N_{dep} \leq N_{dep(acc)} = CL_{nut}(N)$$

wobei:

$N_{dep(acc)}$ = akzeptable Deposition von N, bei der keine Veränderungen in Struktur und Funktion des Ökosystems und keine Übersättigung stattfindet.

Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{le(acc)} + N_{de}$$

wobei:

$CL_{nut}(N)$	=	Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag [kg/(ha a)]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [kg/(ha a)]
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [kg/(ha a)]
$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg/(ha a)]
N_{de}	=	Denitrifikation von Stickstoff [kg/(ha a)]

Die Datengrundlagen für die flächenbezogene Ermittlung von N_u , N_i und $N_{le(acc)}$ werden aus Referenzdaten abgeleitet. Die Datenbasis hierfür wird im Kap. 3.1 beschrieben. Der Parameter N_{de} muss jedoch mit Hilfe eines Berechnungsmodells bestimmt werden.

Modellansatz zur Ermittlung der Denitrifikationsrate N_{de}

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung der Critical Loads-Funktion für Säure CL (S+N) und eutrophierenden Stickstoff $CL_{nut}(N)$ empfiehlt das Manual (UBA 1996) den folgenden Ansatz:

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de} (N_{dep} - N_u - N_i) & \text{wenn } N_{dep} > N_u + N_i \\ 0 & \text{andernfalls} \end{cases}$$

wobei:

- f_{de} = Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert zwischen 0 und 1)
 N_{dep} = atmosphärische Stickstoffdeposition [eq/(ha a)]
 N_i = Stickstoff-Immobilisierung [eq/(ha a)]
 N_u = Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation [eq/(ha a)]

Dieser einfache Ansatz von DEVRIES et al. (1990) geht von einem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus.

Durch Einsetzung in die Gleichung:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + N_{de} + N_{le(acc)}$$

folgt:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + f_{de} \cdot (N_{dep} - N_i - N_u) + N_{le(acc)}$$

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

Da gelten soll, dass die Kritische Belastungsgrenze (Critical Loads) diejenige Deposition von N ist, bis zu deren Erreichen sich keine Veränderungen im Ökosystem ergeben, gilt für die Belastungsgrenze:

$$N_{dep} = N_{dep(acc)} \text{ mit } N_{dep(acc)} = CL_{nut}(N).$$

wobei:

- N_{dep} = aktuelle tatsächliche Depositionsrate von eutrophierendem Stickstoff [kg N/(ha a)]
 $N_{dep(acc)}$ = akzeptable Depositionsrate von eutrophierendem Stickstoff [kg N/(ha a)]

Daraus folgt:

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

durch Umwandlung erhält man über:

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

die folgende Formel für den Critical Load für eutrophierenden Stickstoff:

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

Zusammenfassung

CL_{nut} kann nun nach folgender Formel berechnet werden:

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

3 Datengrundlagen

3.1 Übersicht über die verwendeten originären Datengrundlagen und Datenquellen

Für die Bestimmung der ökologischen Belastungsgrenzen kamen ausschließlich die aktuellsten Daten zur Anwendung, die spezifisch für den Freistaat und durch die zuständigen Landesämter Sachsens ermittelt wurden. Folgende Daten-Grundlagen (vgl. Tab. 4) wurden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) sowie vom Sächsischen Landes-Forstpräsidium (LFP) an ÖKO-DATA zur Verwendung in diesem Projekt übergeben:

Tab. 4: Übersicht über die vom LfUG für das Projekt übergebenen originären Daten

Daten	Quelle
räumliche Verteilung der natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme	LfUG Ref. 51: CIR Biototypen- und Landnutzungskartierung, (1 : 10 000, digital);
	LfUG, Ref. 52: selektive Biotopkartierung der § 26-Biotope und der sonstigen naturschutzfachlich bedeutenden Biototypen (1 : 10 000, digital);
	LFP, Ref. 25: selektive Waldbiotopkartierung (1 : 10 000, digital)
bodenchemische Parameter	LfUG, Ref. 45/44: BÜK 200-Polygon-Cover + ausgewählte UBODEN-Datenfelder für jedes Polygon
Langjähriges Mittel von Temperatur und Niederschlag (1971-2000)	LfUG Ref. 41: DWD-Daten der Stationen Sachsens
Sickerwasserrate	LfUG, Ref. 45/44: Sickerwasser-Raten zu den Polygonen der BÜK 200 für Sachsen
Stoffentzüge durch Biomasseentnahme	LFP, Ref. 31: Hilfstafel zur sächsischen Forsteinrichtungs-Dienstanweisung
	Datensammlung BMFEL;
	für Grünland: Landwirtschaft-Statistik regional des Statistischen Bundesamtes
Verifizierung der Ergebnisse an Level II-Waldstandorten	LFP, Ref. 31: Level II-Dateien
Verifizierung der räumlichen Verteilung von natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemen	LfUG, Ref. 52: Karte der pot. nat. Veg. 1 : 50 000 (SCHMIDT, HEMPEL et al. 2003)

CIR Biototypen- und Landnutzungskartierung (1 : 10 000, digital)

Die CIR-Biototypen-Kartierung wurde am 07.10.2003 vom LfUG übergeben. Für die Ermittlung der Critical Loads wurden aus diesem Polygon-shape alle Polygone mit einem Biototyp der Hauptgruppe 7 (Wälder) ausgeschnitten und als Rezeptorflächen in die Critical Loads-Berechnungen eingestellt. Da die Luftbilder, die der CIR-Biototypenkartierung zugrunde liegen, aber in den Jahren 1992-1993 aufgenommen wurden, ist diese Kartierung nicht überall mehr aktuell. Eine neuere *flächendeckende* Kartierung der Wald-Biotope liegt jedoch nicht vor.

Die selektive Waldbiotopkartierung (1 : 10 000, digital)

auf der Basis von Luftbildaufnahmen aus dem Jahr 2002 ist zwar aktuell, aber nicht flächendeckend für alle Waldstandorte, sondern nur für ausgewählte, naturschutzfachlich bedeutsame Flächen aufgenommen worden. Um diese aktuelleren Informationen aber dennoch zu nutzen, wird das Polygon-shape der selektiven Waldbiotope über das CIR-Polygon-shape darüber gelegt, so dass die CIR-Polygone darunter ausgeschnitten und durch die selektiven Waldbiotope ersetzt werden. Diese Verfahrensweise ist einvernehmlich mit dem LFP, Ref. 31 abgestimmt. Es wurden folgende Biototypen (BUDER 1998) der selektiven Waldbiotopkarte übernommen:

in Abb. 3	Code	Biotoptyp
Weidengebüsche	WB	Bruchwald
Weidengebüsche	WM	Moorwald
Laubwald	WMB	Birkenmoorwald
Nadelwald	WMK	Kiefernmoorwald
Nadelwald	WMF	Fichtenmoorwald
Laubwald	WP	Sumpfwald
Laubwald	WA	Auwald
Laubwald	WAW	Weichholz-Auwald
Laubwald	WAH	Hartholz-Auwald
Laubwald	WAE	Erlen-Eschenwald der Auen und Quellbereiche
Laubwald	WS	Schlucht- und Blockschuttwald
Laubwald	WSE	Ahorn-Eschenwald felsiger Schatthänge und Schluchten
Laubwald	WSL	Ahorn-Linden-Schutthaldenwald
Laubwald	WL	mesophiler Laubwald
Laubwald	WLB	mesophiler Buchen(misch-)wald
Laubwald	WLE	Eichen-Hainbuchenwald
Laubwald	WC	bodensaurer Laubwald
Laubwald	WCB	bodensaurer Buchen(misch-)wald
Laubwald	WCE	bodensaurer Eichen(misch-)wald
Laubwald	WT	Laubwald trockenwarmer Standorte
Mischwald	WK	Kiefernwald
Mischwald	WKT	Kiefernwald trockenwarmer Standorte
Mischwald	WKK	sonstiger naturnaher Kiefernwald
Mischwald	WF	Fichtenwald
Nadelwald	WFB	Bergland-Fichtenwald
Mischwald	WFT	Tiefland-Fichtenwald
Laubwald	WH	Höhlenreiche Altholzinsel
Laubwald	BF	Feuchtgebüsch
Laubwald	BFS	Moor- und Sumpfgbüsch
Laubwald	BFA	Auengebüsch

Selektive Biotoptypenkartierung (1 : 10 000, digital)

Die selektive Biotoptypenkarte wurde am 15.10.2003 digital übergeben. Der Polygon-shape der selektiven Biotoptypenkartierung der § 26-Biotope und der sonstigen naturschutzfachlich bedeutenden Biotoptypen enthält alle halbnatürlichen Biotoptypen, die für die Berechnung von Critical Loads üblicherweise herangezogen werden.

Es sind dies die Biotoptypen (BUDER 1998):

in Abb. 3	Code	Biotoptyp
Nass- und Feuchtwiese	MH	Hoch- und Zwischenmoor
Nass- und Feuchtwiese	MHH	Hochmoor
Nass- und Feuchtwiese	MHZ	Zwischenmoor
Nass- und Feuchtwiese	MT	Torfstich in Regeneration
Nass- und Feuchtwiese	MN	Niedermoor/Sumpf
Nass- und Feuchtwiese	MNK	Kleinseggenried
Nass- und Feuchtwiese	MNG	Großseggenried
Nass- und Feuchtwiese	MNB	Binsen-, Waldsimsen- und Schachtelhalm-Sumpf
Nass- und Feuchtwiese	MNR	Röhricht
Nass- und Feuchtwiese	GFS	Nasswiese
Nass- und Feuchtwiese	GFP	Pfeiffengras-Wiese
Flutrasen	GFF	Seggen- und binsenreiche Feuchtweiden und Flutrasen
Nass- und Feuchtwiese	GFY	sonstiges Feuchtgrünland
Frischwiese/-weide	GM	Grünland frischer Standorte (extensiv)
Frischwiese/-weide	GMM	Magere Frischwiese
Frischwiese/-weide	GMY	sonstige, extensiv genutzte Frischwiese
Frischwiese/-weide	GB	Bergwiese
Nass- und Feuchtwiese	LF	Staudenflur feuchter Standorte
Nass- und Feuchtwiese	LFS	Hochstaudenflur sumpfiger Standorte
Nass- und Feuchtwiese	LFU	Uferstaudenflur
Magerrasen	LT	Staudenflur trockenwarmer Standorte
Frischwiese/-weide	LR	Ruderalflur
Heide	HZ	Zwergstrauchheide
Heide	HZF	Feuchtheide
Heide	HZS	trockene Heide
Heide	HZB	Berg- und Felsheide
Heide	HG	Besenginsterheide
Heide	RB	Borstgrasrasen
Magerrasen	RT	Trockenrasen
Kalktrockenrasen	RTH	Halbtrockenrasen
Magerrasen	YF	offene Felsbildung
Magerrasen	YG	offene Block- und Geröllhalde
Magerrasen	YB	offene Binnendüne

Damit sind **alle** Flächen der Biotop-Hauptgruppen Wälder, Moore und Sümpfe, Grünland, Staudenflure und Säume, Heiden und Magerrasen erfasst und als Rezeptorflächen in die Critical Loads-Berechnung einbezogen (vgl. Abb. 3).

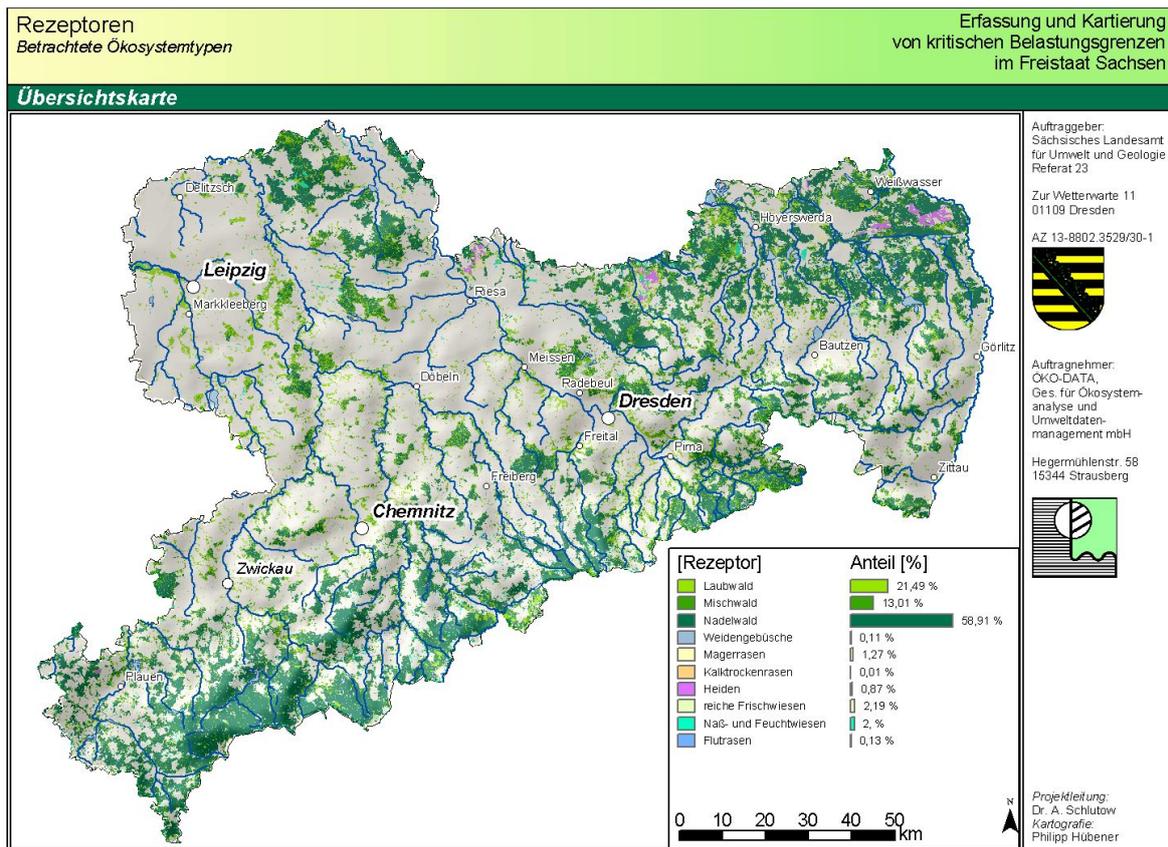


Abb. 3: Regionale Verteilung der Wälder und halbnatürlichen Ökosysteme Sachsens, die als empfindliche Rezeptoren in die Critical Loads-Berechnung einbezogen werden

Daraus ergibt sich ein Anteil der Rezeptorflächen an der Gesamtfläche Sachsens wie folgt:

Rezeptor/Ökosystemtyp:	Flächenanteil in Sachsen:	Flächenanteil an der Gesamt-Rezeptorfläche:
Magerrasen	0,36 %	1,27 %
Heiden	0,25 %	0,88 %
Kalktrocken-/Halbtrockenrasen	0,01 %	0,01 %
Nass- und Feuchtwiesen	0,56 %	1,97 %
Flutrasen	0,04 %	0,13 %
Frischwiesen/-weiden	0,60 %	2,11 %
Weidengebüsche	0,03 %	0,1 %
Laubwald	6,00 %	21,24 %
Nadelwald	16,77 %	59,27 %
Mischwald	3,68 %	13,02 %
Summe:	28,30 %	100,00 %

BÜK 200 mit UBODEN-Datenbank

Die BÜK 200 liegt im Maßstab 1 : 200 000 vor, wurde jedoch in einer Bodenauflösung von 1 : 100 000 aufgenommen. Für jedes der 10.051 Polygone der BÜK 200 Sachsen wurden vom LfUG am 07.10.2003 aus der Datenbank UBODEN Angaben zu folgenden Parametern (vgl. Tab. 5) übergeben:

Tab 5: UBODEN-Datenfelder zur BÜK 200 Sachsen

Datenfeld	Bedeutung (soweit in UBODEN erläutert)
POLYGON_NR	
BUEK_IDENT	
PRONUM_LFU	Bodenprofil-/Bohrungsnummer
LBF	
LEG_NR	
LEG_NR_NUT	
RECHTS	Koordinate nach Gauß-Krüger (Rechtswert)
HOCH	Koordinate nach Gauß-Krüger (Hochwert)
HOEHE	Höhe des Aufnahmepunktes
RLFORM	Reliefform
NEIG_ST	Hangneigungs-Stufe
NEIG	Hangneigung
NUTZUNG	Aktuelle Nutzungsart und Kulturzustand
VZAUFLH	Vorzeichen für Auflagehumus- bzw. Mineralboden-, Torf- und subhydrische Horizonte
OTIEF UTIEF	Tiefe der Horizontunterkante bzw. Höhe der Horizontoberkante (bei Auflagehumus-Horizonten)
MAE	Mächtigkeit des Horizonts/der Schicht
HOR_NR	
HORIZ	Horizontbezeichnung
MIN_NR	
GEOL	
HORFORM	Horizontform
HORIZ_SYM	
TON	Tongehalt
SCHLUFF	Schluffgehalt
SAND	Sandgehalt
BOART	Bodenart des Feinbodens
FS	Feinskelettgehalt des Grobbodens
FS_ST	
GS	Grobskelettgehalt des Grobbodens
GS_ST	
Z	Zersetzungsgrad für Festgestein bzw. Torf
GENESE	Genese (Geogenese)
STRAT	Stratigraphie
HUMUS	Humus, organische Substanz
HUMUS_ST	
CARBON	Carbonatgehalt
CARBON_ST	

Datenfeld	Bedeutung (soweit in UBODEN erläutert)
LD	Effektive Lagerungsdichte von Mineralböden bzw. Substanzvolumen bei Moorböden
LD_ST	
SFEUCH	Bodenfeuchte
nFKWe	Effektive nutzbare Feldkapazität (Werte)
nFKWe_KL	Effektive nutzbare Feldkapazität (Klasse)
BOTYP	Bodentyp
SSTRYP	Substrattyp
VERNAS	Vernässung
MGW	Mittlerer Grundwasserstand
HUFORM	Humusform
	Sickerwasserrate

DWD-Daten Niederschlag und Temperatur 1971-2000 der Stationen Sachsens

Aus den Jahren 1971-2000 wurden die Monatsmittelwerte der Temperaturmessungen an den Meteorologischen Stationen in Sachsen sowie die Monatssummen der Niederschläge 1971-2000 der Meteorologischen Stationen (digital) am 20.10.2003 im Auftrag des LFUG, Ref. 41 (Herrn Kuchler) an ÖKO-DATA übergeben.

Hilfstafeln zur sächsischen Forsteinrichtungs-Dienstanweisung

Das LFP stellte am 05.10.2003 die sächsische Forsteinrichtungs-Dienstanweisung zur Verfügung. Aus den Hilfstafeln zur sächsischen Forsteinrichtungs-Dienstanweisung werden die Ertragstafeln (Laufender Zuwachs) der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde benutzt im Zusammenhang mit Tab. 3.5.2 und Tab. 3.11 der Dienstanweisung (vgl. Kap. 3.2).

Karte der potenziell natürlichen Vegetation 1 : 50 000 (SCHMIDT, HEMPEL et al. 2003) in Verbindung mit der Karte der Forstlichen Klimastufen 1 : 300 000

Die Karte der potenziell natürlichen Vegetation 1 : 50 000 (SCHMIDT, HEMPEL et al. 2003), die vom LfUG am 07.10.2003 zur Verfügung gestellt wurde, wird in Verbindung mit dem Textband zur Beschreibung der Kartengrundlagen genutzt, um die Hauptbaumarten des naturnahen Waldes und die Vegetationsgesellschaften der Waldersatzgesellschaften, d. h. der extensiven halbnatürlichen Grünlandgesellschaften, zu bestimmen.

Die Ableitung der Stoffentzüge durch Holzernte in Wäldern und Forsten bzw. durch Mahd oder Beweidung im Grünland erfolgt (neben der Nutzung der BÜK 200) auch auf der Basis der Karte der Forstlichen Klimastufen 1 : 300 000, die in die Karte der potenziell natürlichen Vegetation 1 : 50 000 (SCHMIDT, HEMPEL et al. 2003) integriert ist.

Verwendbarkeit der Eingangsdaten

Die Kartengrundlage mit dem kleinsten Maßstab ist die BÜK 200, die im Fachmaßstab 1 : 100 000 aufgenommen wurde. Obwohl alle anderen Daten in einer größeren räumlichen Auflösung verfügbar sind, kann damit die Maßstabsebene 1 : 200 000 nicht vergrößert werden, so dass die Ergebnisse der CL-Berechnungen auch nur auf dieser Maßstabsebene gültig sind. Sie können für Landes- und Regionalplanungen verwendet werden, für eine größermaßstäbige Auswertung z. B. für die Landschaftsrahmenplanung ist jedoch auch eine Bodenkarte z. B. 1 : 50 000 als Grundlage notwendig.

3.2 Ermittlung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung

3.2.1 Bestimmung der Verwitterungsrate der basischen Kationen Ca, K, Mg und Na (BCw)

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Manual (UBA 1996) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt (vgl. Tab. 7). Die Zuordnung der Muttergesteinsklasse erfolgt dabei aus den beschreibenden Angaben der BÜK-200/UBODEN-Datei durch Zuordnung der Substrattypen, die auch die Angaben zum Ausgangsgestein enthalten wie folgt (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Zuordnung der Substrattypen der BÜK 200 zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinsklasse				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
og-H\f-s	a-s(Sa)	f-(k)l//f-sk	p-sö//a-sö	fo-t
og-Hn	a-s//fg-(k)s	ff-kl//c-ln(*M,+Kr,^fe)	p-sö//c-ln(^fe,*caf,+Kr)	fo-u
og-Hn/fg-ks	a-s//f-s	fg-(k)s/g-(k)l	p-sö//c-ns(+Pla,+Pli)	fo-u(Tf)//f-ks
og-Hn/f-s	c-sn\ n-^s	f-l//f-s	p-sö//fg-(k)s	fo-u//fo-l
	f-(k)s	fo-l	p-sö//g-(k)l	fo-u//g-l
	fg-ks	fo-s//fo-(k)s(Lhf)	p-sö//g-(k)l(Lg,Gf)	fo-u/ff-ks
	fg-s	oj-(k)l	p-sö//g-kl	oj-(k)(x)s(T)
	fo-s	oj-(z)l	p-sö//g-l(Lg,Mg)	oj-t
	fo-s//f-s	oj-ln(+Kr,+V,*M,^fe,Yiv)	p-sö/f-(k)s	p-(n)l/c-ln(+Vb,*Mb)
	f-s	oj-sn\oj-n(*M,+Kr,Ysm)	p-sö/fg-(k)s	p-(n)ö(+B)//c-n(^sa)
	f-s//fg-(k)s	oy-ln//fo-l(Lf)	p-sö/f-l	p-(n)ö/c-ln(+Vb,*Mb,*car,^car)
	oj-(k)s	p-(k)l/g-(k)l	p-zl/c-ln(*M,+Kr)	p-ö//p-sn(^sa,^mk)
	oj-(k)s//fg-ks	p-(k)ö//fg-(k)s	p-zl/c-sn(^sa,^u)	p-ö//p-zl(^mk,d,^s,d)
	oj-(x)l\z\oj-n(^c,^sa,^stk,Yit)	p-(k)ö/fg-ks	p-zl/p-lz(*caf,^fe)	p-ö/s-t
	oj-s	p-(k)ö/fg-sk	p-zl/p-sz(+Pli,+Pla)	p-t/s-t
	oj-u/oj-(k)s	p-(k)ö/g-(k)l	p-zö//p-zl(*Mi,*Ma,*Pli,*Pla,^fe)	p-un/c-ln(+Ph,+B)
	oy-s(Yab)	p-(k)ö\c-sn(^c)	p-zö/p-ln(*caf,+Kr,^fe)	p-zl/p-ln(+B,+Ph)
	p-(k)l//s-ks	p-(k)ö\fg-ks	p-zu//p-ln(^tsf,^g,+D)	u-(n)t/cc-tn(^mk,^t)
	p-(k)s(Sp)/f-(k)s	p-(k)ös/fg-(k)s	u-(n)ö/c-tn(^t)	
	p-(k)s(Sp)/fg-(k)s(Sg)	p-(k)ös/g-(k)l	u-(z)l/uz-zl(+Kr,Lg)	
	p-(k)s/fg-(k)s	p-(k)sö//g-(k)l(Mg)	u-(z)l/cc-zl(csa)	
	p-(k)s/fg-ks	p-(k)sö/f-(k)s	u-(z)l/p-zl(*caf,+Kr)	
	p-(k)s/f-ks	p-(k)sö/fg-sk	uk-ö	
	p-(n)l/c-ln(+Vb,*car,+Kr,*Ma)	p-(k)sö/g-(k)l(Lg)	u-l/nd(^t,^u)	
	p-(n)s/c-n(^g,*Q)	p-(n)sö//c-ln(+Vi,+Va)	uz-ö	
	p-(n)s/c-sn(^g)	p-(z)l/c-nl(*caf,+Kr)	uz-ö//fg-(k)s	
	p-(z)l,s/c-nl,t(^sa,^t)	p-(z)l/p-ln(+Kr,*M)		
	p-(z)l/c-sz(*Mi,*Ma,+Pli,+Pla)	p-(z)l/p-lz(^fe,*caf,+Kr)		
	p-(z)ös/p-ln(+R)	p-(z)l/p-lz(*Gr)		
	p-(z)s/c-n(*Q,^g,^tsf)	p-(z)ö//cc-zl(csa,*Se)		

Muttermgesteinsklasse				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
	p-(z)s/c-sn(^s)	p-(z)ö//c-sn(^sa)		
	p-(z)s/c-zs(+G)	p-(z)ö//p-lz(+Pli,+Pla)		
	p-(z)sö//p-nl(*Gn,^g)	p-(z)ö/cc-(z)l(+R,csa)		
	p-(z)sö/c-ln(+Dr,*Gn,^g)	p-(z)ö/c-ln(+B,+Ph)		
	p-(z)sö/c-n(^g)	p-(z)ö/c-n(^c,^g)		
	p-(z)u//p-ln(*Ph,*Q,^tsf,+D)	p-(z)ö/p-(z)l(^tbl,^sa,^tsf)		
	p-(z)u//p-lz(*caf,^fe)	p-(z)ö/p-ln(*M,+Kr,^fe)		
	p-(z)u/cc-(z)l (^tsf,*Ph,^g,csa)	p-(z)ö/p-ln(+Vi,+Va)		
	p-kl/s-ks	p-(z)ö/p-lz(*caf,^fe,+K)		
	p-ks(Sp)/fg-ks	p-(z)ö/p-lz(^c,^s,^to)		
	p-ks(Sp)/f-ks	p-(z)ö/p-lz(^tsf,*Ph)		
	p-ns/c-sn(^c)	p-(z)ö/p-nl(*M,+Kr,^fe)		
	p-s(Sg)/fg-(k)s(Ggf)	p-(z)ö/p-sz(*Gr)		
	p-s(Sg)/fg-s	p-(z)ö/p-sz(+Pli)		
	p-s(Sp)/fg-(k)s	p-(z)ö/p-zl(*Gr)		
	p-s(Sp)/fg-s	p-(z)s/c-ln(^g,*Q)		
	p-s(Sp)/fg-u(b)	p-(z)s/c-ln(+Va,+Vi)		
	p-s/fg-s	p-l/g-l(Lg)		
	p-s/f-s	p-nl/c-ln(+D)		
	p-zl/c-sz(+G)	p-nl\n-*M,+Kr		
	p-zs/c-sn(^sa)	p-nu\c-n(*M,+Kr)		
	p-zs/c-sz(+Pla)	p-ö		
	p-zs\c-sn(+G)	p-ö/a-ö		
	s-(k)s	p-ö/g-(k)l		
	u-(k)s/f-(k)s	p-ö//p-ln		
	u-(z)l/nd(^c,^s)	p-ö//p-zl(*caf,^fe,+Kr)		
	u-(z)s/uz-zl(+Kr)	p-ö/c-n(^fe,*M)		
	u-(z)s/c-sn(^g)	p-ö/f-(k)s		
	uhg-n(+G)	p-ö/g-kl(Lg)		
	uhg-ns(^sa)	p-ös//c-sn(+Pli,+Pla)		
	uhg-zl/c-lz(*Ma)	p-ös/ff-ks		
	uk-s	p-ös/g-(k)l		
	u-ls/f-s	p-ös/s-t		
	u-n(*M,+Kr)	p-s(Sp)//g-(k)l(Lg)		
	u-s(Sp,sdr)//fg-s	p-s(Sp)/g-(k)l(Lg)		
	u-s//fg-(k)s	p-s(Sp)/g-l(Lg)		
	u-s/fg-(k)s	p-s(Sp)/g-l(Mg)		
	u-s)p-sz(+Pla,+Pli)	p-sö		

Neben dem Ausgangssubstrat wird die Höhe der Verwitterung basischer Kationen entscheidend durch die Textur des Bodens bestimmt, die die verwitterungswirksame Oberfläche des Ausgangsmaterials charakterisiert. So ermittelten SVERDRUP et al. (1990) einen linearen Zusammenhang zwischen dem Tongehalt eines Bodens, welcher als Indikator für dessen Textur dient, und der Verwitterungsrate.

Die Tongehalte, die in der Datenbank zur BÜK 200 horizontweise für das polygonbezogene Bodenprofil angegeben sind, beziehen sich auf den Gesamtboden. Maßgebend für die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ist jedoch der Tongehalt, der im Feinboden enthalten ist. Die hierzu notwendigen Angaben zum Skelettgehalt, der mit dem Feinboden den Gesamtboden bildet, können ebenfalls der Datenbank der BÜK 200 entnommen werden.

Der effektiv dem Verwitterungsprozess unterzogene Feinbodenanteil lässt sich in jedem Horizont vom Grobbodenanteil differenzieren, wenn man den Skelettanteil, wie er in der BÜK-Datenbank angegeben wird, bei der Angabe des Horizont-Tongehaltes wie folgt umrechnet:

$$T_{eff} = T_{ges} \cdot \left(1 - \frac{S}{100}\right)$$

wobei:

T_{eff} = effektiver Tongehalt [%]
 T_{ges} = Gesamttongehalt [%]
 S = Skelettgehalt [%]

Die in der BÜK-Datenbank horizontweisen Angaben der Grobskelett-Gehalt-Klasse (GS_ST) lassen sich entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994) den absoluten Skelettgehalten (Klassenmittelwerte) zuordnen:

Grobskelett-Gehalt-Klasse 1 entspricht mittlerem Skelettanteil von 1 %,
 Grobskelett-Gehalt-Klasse 2 entspricht mittlerem Skelettanteil von 9 %,
 Grobskelett-Gehalt-Klasse 3 entspricht mittlerem Skelettanteil von 26 %,
 Grobskelett-Gehalt-Klasse 4 entspricht mittlerem Skelettanteil von 50 %,
 Grobskelett-Gehalt-Klasse 5 entspricht mittlerem Skelettanteil von 72 %,
 Grobskelett-Gehalt-Klasse 6 entspricht mittlerem Skelettanteil von 92 %.

Je höher also der Grobskelett-Gehalt ist, desto geringer ist der effektive Tongehalt und somit die Texturklasse sowie die über die Verknüpfung von Muttergestein und Textur abgeleitete Verwitterungsrate. Für jedes Polygon der BÜK 200 wurde nun horizontweise aus dem effektiven Tongehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tab. 7).

Tab. 7: Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten (abgeleitet nach DEVRIES 1991)

Texturklasse	Mittlerer Tonanteil [%]
1	<10,5
1/2	≥10,5 bis <20,0
1/3	≥25,0 bis <30,0
1/4	≥30,0 bis <37,5
2	≥20,0 bis <25,0
2/3	≥37,5 bis <45,0
2/4	≥52,5 bis <57,5
3	≥45,0 bis <52,5
3/4	≥57,5 bis <62,5
4	≥62,5 bis <70,0
5	≥70,0

Die Zuordnung des effektiven Tongehalts der einzelnen Horizonte zu den Texturklassen erfolgte über eine Fuzzifizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Damit werden die sprunghaften Übergänge von einer Klasse in die nächste vermieden und „weiche“ Klassenübergänge erzeugt. Es wird der Zugehörigkeitsgrad eines Tongehaltes zu einer sowie zur benachbarten Texturklasse ermittelt, wobei sich die Klassenspannen jeweils zur Hälfte überlappen.

Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse, vgl. Tab. 6) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tab. 7) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse. Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben DEVRIES (1991), DEVRIES et al. (1993) sowie SVERDRUP u. WARFVINGE (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tab. 8).

Tab. 8: Bestimmung der Verwitterungsklasse (DEVRIES 1991, DEVRIES et al. 1993, ICP MODELLING AND MAPPING 2004)

Verwitterungs- klasse	Texturklasse											
	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5	
Muttergesteins- klasse												
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6	6
4	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

Laut Mapping Manual Revision (ICP MODELLING AND MAPPING 2004.) ist die Texturklasse für die Muttergesteinsklasse 4 verdoppelt worden gegenüber dem Klassenwert, der im Mapping Manual (UBA 1996) angegeben wurde. Dies resultiert aus neueren Studien (BUTZ-BRAUN 1996), aus denen hervorging, dass die Verwitterungsrate von kalkreichen Böden bisher weit unterschätzt wurde.

Für jede Horizont-Schicht wird nun aus dem mittleren effektiven Tongehalt dieser Schicht die Zugehörigkeitsgrade zu zwei Texturklassen und aus dieser die Zugehörigkeitsgrade zu Verwitterungsklassen (unter Berücksichtigung der Muttergesteinsklasse) abgeleitet. Jetzt müssen die Klassenzugehörigkeitsgrade wieder defuzzifiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgt eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. Tab. 9) jeder Horizontschicht. Damit ergibt sich eine präzise Widerspiegelung der tatsächlichen Verhältnisse, wie eine Studie zur Ermittlung von Critical Loads auf Basis der Daten der Bodenzustandserhebung für Nordrhein-Westfalen ergab (BECKER 1998).

Tab. 9: Klassen der Verwitterungsrate

Verwitterungs- klasse	Verwitterungsrate (BC_w) nach DEVRIES et al. (1993), bezogen auf 0,5 m Schichtmächtigkeit [eq/(ha a)]
0-1	250
>1-2	500
>2-3	750
>3-4	1.000
>4-5	1.250
>5-6	1.500
>6-10	2.500

Die Temperaturabhängigkeit der Verwitterung basischer Kationen wird mittels der Arrheniusgleichung korrigiert (SVERDRUP 1990). Den jeweiligen Verwitterungsraten BC_w werden aus Literaturangaben Referenztemperaturen zugeordnet (DEVRIES 1991). Für Mitteleuropa schwanken diese Referenztemperaturen um 7,5 °C (in Deutschland: 8 °C). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird nach folgender Gleichung berechnet:

$$BC_w(T) = BC_w(T_0) \cdot e^{A/T_0 - A/T}$$

wobei:

BC_w	=	Verwitterungsrate [eq/(ha a)]
T_0	=	Referenztemperatur [K]
T	=	lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1971-2000 nach DWD [K]
A	=	Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante

Die BÜK-Polygone mit den Bodentypen Hoch- und Niedermoor-Torf weisen bis in die durchwurzelbare Tiefe einen Tongehalt von 0 aus. Dies trifft auf die intakten Moore mit Torfmächtigkeiten über 1,20 m in der Regel auch zu. Werden aber wie in dem vorliegenden Fall Waldökosysteme und extensives Grünland betrachtet, so muss davon ausgegangen werden, dass Wald nicht auf langfristig überschwemmten Mooren stocken kann und auch Grünland nicht nutzbar wäre. Wenn im CIR-Biotopen-Cover bzw. im selektiven Biototypen-Cover Wald oder natürliches Grünland und in der BÜK 200 die Bodentypen HH... oder HN... auf derselben Fläche ausgewiesen sind, so muss davon ausgegangen werden, dass das Moor hier mindestens bis auf einen Wasserstand entwässert wurde, bei dem bereits die Mineralisierung des Torfes unter Sauerstoffeinfluss einsetzt.

Auf unbeeinflussten Mooren könnten Bäume und Gräser aufgrund von Nährstoffmangel nicht existieren. Die Torfmächtigkeit hat abgenommen und der Anteil an Mineralstoffen hat durch den vegetativen Umsatz aus tieferen Bodenschichten, die nun nach Torfschrumpfung durchwurzelt werden, zugenommen. Man kann also nicht mehr davon ausgehen, dass der Tongehalt auf bewaldeten bzw. grasbewachsenen Mooren gleich Null ist. Dies bestätigt auch SUCCOW (1988) in seiner Analyse des Zustandes der Moore in Mitteleuropa. Er schätzt ein, dass 95 % der Moorflächen in Deutschland degradiert sind.

Aus diesen Gründen wird bei der Berechnung der Verwitterungsraten für die Critical Load-Ermittlung im Falle der Bodentypen HH... und HN... von der in diesem Kapitel oben beschriebenen Methode abgewichen und die Verwitterungsrate in Abweichung von der BÜK abgeschätzt. Dafür wird die niedrigste Klasse angesetzt (250 eq/(ha a)), da verlässliche Messwerte nicht vorliegen.

3.2.2 Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca, K und Mg (BC_w)

Dem Manual (UBA 1996) entsprechend, wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt (BC_w). Die konkrete Ausweisung der einzelnen Anteile der Ionen des Kalziums, des Magnesiums, des Kaliums und des Natriums ist nach dieser Methode nicht möglich und auch anderweitig nicht verfügbar. Deshalb muss der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der

Gesamtsumme der Verwitterungsrate abgeschätzt werden als Voraussetzung für die Berechnung der Kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität mit Hilfe des Bc/Al- bzw. Bc/H-Verhältnisses (vgl. Kap. 3.4).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K (Bc_w) beträgt laut Manual ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca + Mg + K regional zuordnen zu können, wurde eine Abschätzung des natriumfreien Anteils in Abhängigkeit von der Nährkraft des Bodens durchgeführt.

Der Anteil der pflanzenverfügbaren Ca + Mg + K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen, der sich aus

$$Bc_w = x_{CaMgK} BC_w$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor x_{CaMgK} im Manual (UBA 1996) mit 0,7-0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe der Nährkraftstufen (abgeleitet von SCHLUTOW 2001) aufgeschlüsselt in:

Nährkraftstufe	x_{CaMgK}
>0-1	0,70
>1-2	0,74
>2-3	0,78
>3-4	0,82
>4-5	0,86

Bestimmung der Nährkraftstufe

Verschiedene Bodeneigenschaften wurden hinsichtlich ihres Einflusses auf den Nährstoffhaushalt basischer Kationen abgeschätzt. Dabei wurde eine Klassifikation für im Hinblick auf den Nährstoffhaushalt basischer Kationen jeweils sehr ungünstige (Wert 1) bis sehr günstige Eigenschaften (Wert 5) erarbeitet, wobei als Kriterien die nutzbare Feldkapazität und die Kationenaustauschkapazität zugrunde gelegt wurden. Diese Kennzahlen beziehen sich zunächst auf die einzelnen Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe bzw. die darin entsprechend der Angaben der BÜK-Bodenprofile vorkommenden Bodenarten. Die Nährkationen sind erst im gelösten Zustand pflanzenverfügbar, so dass die natürliche Nährkraft nur in einem Boden mit genügend nutzbarer Feuchte wirksam wird (verfügbares Adsorptions- und Kapillarwasser). Die Nährkraft basischer Kationen ist also umso höher, je größer die verfügbare Feldkapazität ist. Aus der Verknüpfung von potenzieller Kationenaustauschkapazität und nutzbarer Feldkapazität wurde ein Kennwert für das standorteigene rezente Stammpotenzial zur Nährstoffversorgung mit basischen Kationen zunächst für jeden Horizont aus der jeweiligen Bodenart abgeleitet.

Die natürliche Nährkraft wird durch Mittelwertbildung über die beiden genannten Kriterien zuerst innerhalb jedes Horizonts, anschließend gemittelt über die Horizonte bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe, berechnet. Dabei gilt in Anlehnung an die forstwirtschaftliche Nährkraftdefinition:

arm	sehr ungünstig	Stufe 1
ziemlich arm	ungünstig	Stufe 2
mittlere Nährkraft	mäßig günstig	Stufe 3
nährkräftig	günstig	Stufe 4
reich	sehr günstig	Stufe 5

Die für die Abschätzung des Nährstoffpotenzials verwendeten Bodeneigenschaften werden im Folgenden kurz charakterisiert und die Klassifizierung erläutert. Zur Einstufung der BÜK-Polygone mit ihren in der Datenbank angegebenen Profildaten hinsichtlich ihres Nährstoffpotenzials werden in einem weiteren Bearbeitungsschritt die horizontbezogenen Angaben entsprechend der Mächtigkeit der Horizonte gewichtet und über das Profil bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe gemittelt.

Bodenarten: die Nomenklatur der Bodenarten richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartierungsanleitung (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994) und wurde der Datenbank zur BÜK 200 (Datenfeld: BOART) entnommen.

Nutzbare Feldkapazität: Die Volumenanteile und Durchmesser von wasser- und luftgefüllten Poren sowie die Saugspannung der verschiedenen Bodenarten wurden der Bodenkundlichen Kartieranleitung 4. Aufl. (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994, S. 297) entnommen (vgl. Tab. 10).

Der Anteil an pflanzenverfügbarem Haftwasser (Spalte 2 = nutzbare Feldkapazität) ist bei den verschiedenen Lagerungsdichten im Mittel mit 26 Vol % in Schluffen und sandigen Schluffen am höchsten, mit ca. 10 Vol % in reinen Sanden am niedrigsten. Die Klassifizierung ergibt sich aus folgender Einteilung:

- ≥ 22 Vol % = 5 (sehr günstig),
- 20 - < 22 Vol % = 4 (günstig),
- 17 - < 20 Vol % = 3 (mäßig günstig),
- 13 - < 17 Vol % = 2 (ungünstig),
- < 13 Vol % = 1 (sehr ungünstig).

Kationenaustauschkapazität: Die Kationenaustauschkapazität stellt die Menge an austauschbaren Kationen im Bodenkomplex dar, die für die Pflanzenernährung notwendig sind (Kalzium-, Magnesium-, Kaliumionen). Art und Mengenanteile der Tonminerale bestimmen im Wesentlichen die Kationenaustauschkapazität. Die Kationenaustauschkapazität der Tonminerale ist im Wesentlichen permanent vorhanden. Die bodenartenspezifischen potenziellen Kationenaustauschkapazitäten sind bei hohen Ton- und Schluffgehalten in den oberen Horizonten am höchsten (30 cmol_c/kg bei lehmigen, schluffigen und reinen Tonen), am niedrigsten (2 cmol_c/kg bei Grus und reinen Sanden) (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994). Es soll gelten (vgl. Tab. 10):

- ≥ 20 cmol_c/kg = 5 (sehr günstig),
- 15 - < 20 cmol_c/kg = 4 (günstig),
- 10 - < 15 cmol_c/kg = 3 (mäßig günstig),
- < 10 cmol_c/kg = 2 (ungünstig),
- < 5 cmol_c/kg = 1 (sehr ungünstig).

Tab. 10: Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf die Nährkraft basischer Kationen (abgeleitet von SCHLUTOW 2001)

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung, 4. Aufl.	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF 4,2-1,8)	Kationenaustauschkapazität
Ss	1	1
Su2, Sl2, Sl3, St	2	2
Su3, Su4	4	2
Slu, Sl4,	4	3
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	2	4
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	5	3
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	2	5

Auf der Grundlage der bodenartenspezifischen Wertung der Nährkraft basischer Kationen für jeden einzelnen Horizont wurde anschließend ein tiefenstufengewichtetes Mittel bis zur Durchwurzelungstiefe für jedes BÜK-Polygon berechnet.

3.2.3 Bestimmung der Durchwurzelungstiefe

Die tatsächlich von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt zum einen von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens, zum anderen von der potenziellen Wurzellänge der dominanten Pflanzenarten im Vegetationstyp ab.

Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (80 % der Gesamtwurzelmasse) der Hauptbaumart bzw. der dominanten Grasart im Grünland aus, kann man folgende Durchwurzelungstiefen für die Haupt- und Nebenbestände angeben (vgl. Tab. 11):

Tab. 11: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Magerrasen	40	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Heiden	20	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Kalktrockenrasen	40	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Salzrasen	40	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg
Nass- und Feuchtwiesen	110	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg
Flutrasen	90	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg
Frischwiesen/Frischweiden	60	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Kiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Fichte	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Europäische Lärche	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Japanische Lärche	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Douglasie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Rotbuche	80	C;P;Gr;Y;F;Go;Sr;Sd;Sg
Stiel- und Trauben-Eiche	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Roteiche	180	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Erle	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Esche	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Robinie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Winterlinde	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Ulme	60	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Ahorn	90	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Pappeln	120	
Hainbuche	100	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Birke	100	
Weiden, alle Arten	60	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg
Tanne	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg

Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei Pionierbaumarten) eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationsstypische potenzielle Wurzellänge wird entsprechend den Angaben der Spalte 3 in Tab. 11 durch das standortspezifische Bodenprofil abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes. Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wird der Datenbank zu den Polygonen der BÜK 200 (Datenfeld: HORIZ-SYM in Verbindung mit Datenfeld: OTIEF) entnommen.

Das Ergebnis der Berechnungen der Verwitterungsraten pflanzenverfügbarer basischer Kationen für die Rezeptorflächen Sachsens zeigt Abb. 4.

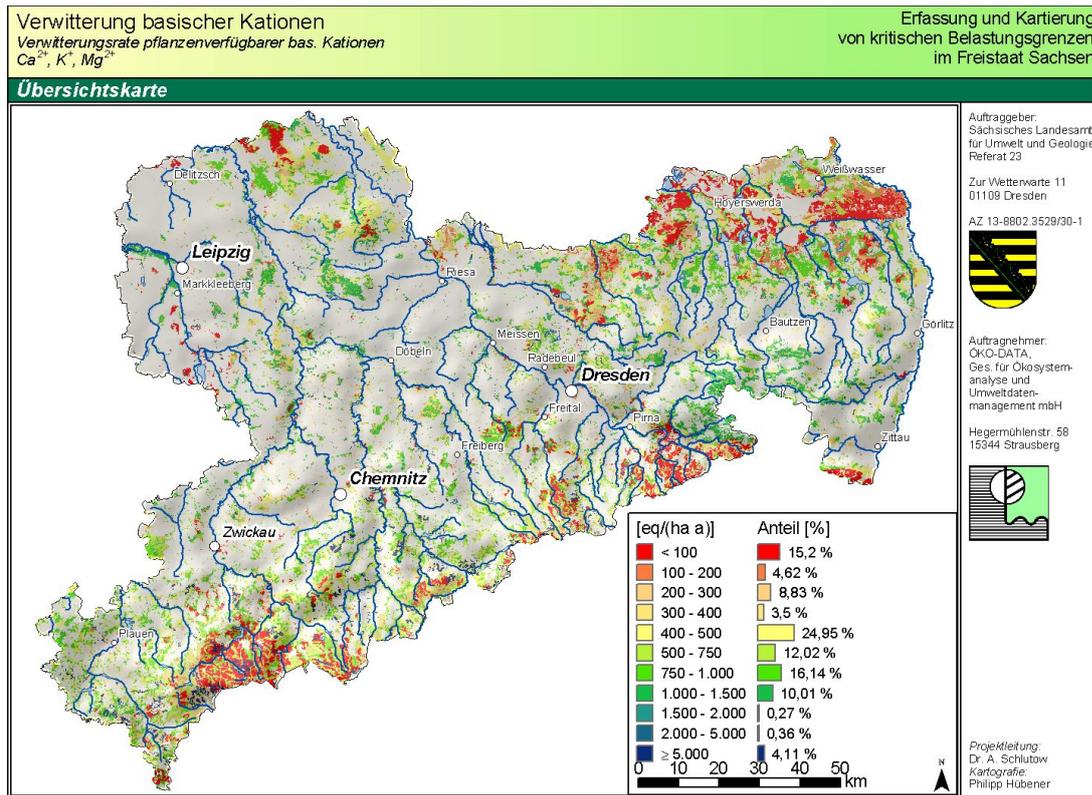


Abb. 4: Räumliche Verteilung der Verwitterungsraten basischer Kationen

Demgegenüber zeigt Abb. 5 die Verwitterungsrate von Natrium.

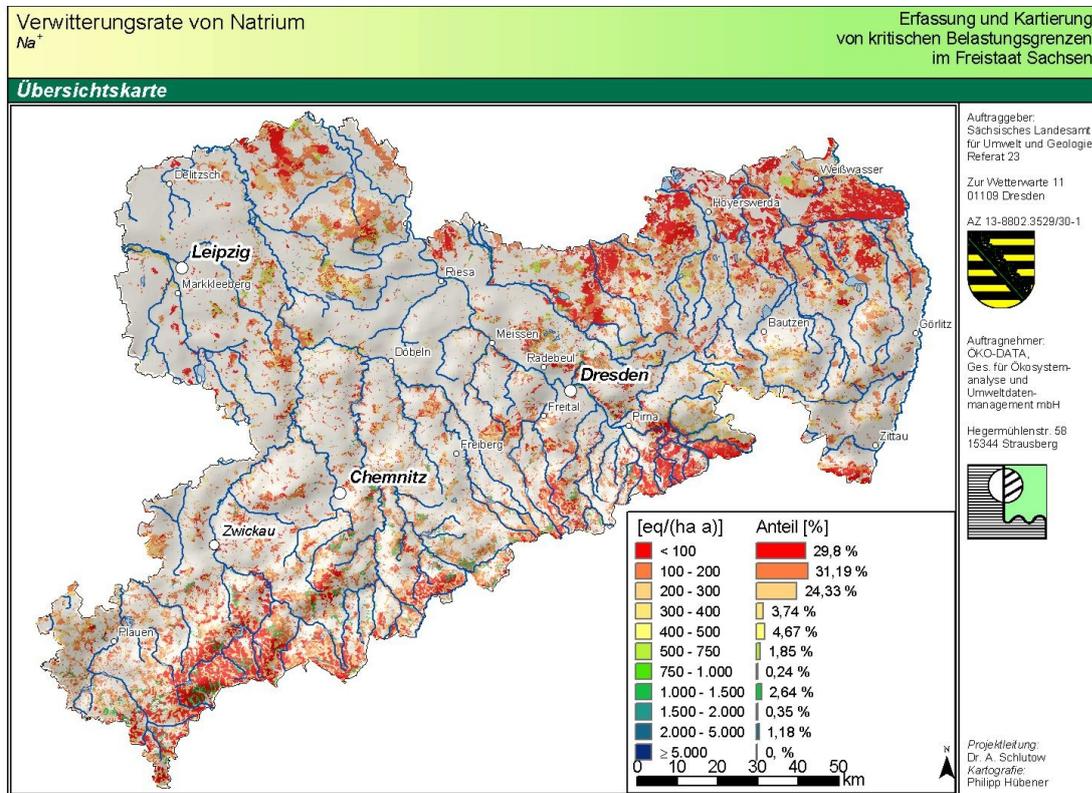


Abb. 5: Räumliche Verteilung der Verwitterungsrate von Natrium im Freistaat Sachsen

3.3 Ermittlung des Netto-Stoffaustrages durch Biomasseentzug

Der Stoffentzug ergibt sich aus dem Produkt der Erntemasse und der Stoffgehalte im Erntegut.

$$X_u = k_{gr} \cdot (ctX_{st} + f \cdot ctX_{as})$$

wobei:

X_u	=	Aufnahme von Stoff X [eq/(ha a)]
k_{gr}	=	durchschnittliche jährliche Zuwachsrate an Trockensubstanz q bezogen auf Derbholz [t/(ha a)]
ctX_{st}	=	Gehalt von Element X im Stamm [eq/kg]
ctX_{as}	=	Gehalt von Element X in der Rinde [eq/kg]
f	=	Verhältnis von Rinde zu Stamm [kg/kg]

3.3.1 Hauptbaumarten der Wälder und Vegetationsgesellschaftsgruppen der waldfreien halbnatürlichen Biotoptypen

Die Hauptbaumarten der Wälder und Forsten lassen sich eindeutig aus dem Biotoptyp ableiten. Insbesondere die Biotoptypen der CIR-Klassifizierung lassen eine direkte Zuordnung zu (vgl. Tab. 12). Ebenso eindeutig lassen sich die Nebenbaumarten direkt ableiten (vgl. Tab. 13).

Tab. 12: Hauptbaumart nach dem CIR-Biotoptypen-Code des Hauptbestandes

Code hb	Hauptbaumart
60	Stiel- und Trauben-Eiche
61	Rotbuche
62	Esche
63	Robinie
65	Birke
66	Erle
67	Hainbuche
68	Winterlinde
69	Fichte
70	Kiefer
71	Eur. Lärche
72	Douglasie

Tab. 13: Nebenbaumart nach dem CIR-Biotoptypen-Code des Nebenbestandes

Code nb	Nebenbaumart
14	Fichte
15	Kiefer
16	Eur. Lärche
17	Douglasie
19	Stiel- und Trauben-Eiche
20	Rotbuche
21	Esche
22	Robinie
23	Pappeln
24	Birke
25	Hainbuche
26	Weiden, alle Arten
27	Winterlinde

Da keine Daten vorhanden sind, die das Mischungsverhältnis von Haupt- zu Nebenbaumart angibt, wird vereinfachend angenommen, dass die Hauptbaumart zu 60 % und die Nebenbaumart zu 40 % im Mischbestand vertreten sind.

Die naturnahen Biotoptypen, die aus der selektiven Biotoptypenkartierung entnommen werden, sind die Haupt- und Nebenbaumarten bzw. die waldfreien Vegetationstypen aus der im Biotopklassennamen enthaltenen Vegetationsgesellschaft bzw. aus der Beschreibung des Biotoptyps in der Kartieranleitung (BUDER 1998) abzuleiten (vgl. Tab. 14).

Tab. 14: Haupt- und Nebenbaumarten bzw. waldfreie Vegetationsgesellschaftsgruppen aus der selektiven Biotoptypenkartierung

Code	Haupttyp	Nebentyp
BF	Weiden, alle Arten	Nass- und Feuchtwiesen
BFA	Weiden, alle Arten	Flutrasen
BFS	Weiden, alle Arten	Nass- und Feuchtwiesen
GB	reiche Frischwiesen/Frischweiden	entfällt
GFF	Flutrasen	entfällt
GFP	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
GFS	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
GFY	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
GMM	reiche Frischwiesen/Frischweiden	entfällt
GMY	reiche Frischwiesen/Frischweiden	entfällt
HG	Heiden	entfällt
HZB	Heiden	entfällt
HZF	Heiden	entfällt
HZS	Heiden	entfällt
MHH	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
MHZ	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
MN	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
MNB	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
MNG	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
MNK	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
MNR	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
RB	Magerrasen	entfällt
RTH	Kalktrockenrasen	entfällt
RTS	Magerrasen	entfällt
WAE	Erle	Esche
WAH	Esche	Ulme
WAW	Weiden, alle Arten	Pappeln
WB	Erle	Weiden, alle Arten
WCB	Rotbuche	Stiel- und Trauben-Eiche
WCE	Stiel- und Trauben-Eiche	Birke
WFB	Fichte	entfällt
WFT	Fichte	Rotbuche
WH	Rotbuche	entfällt
WKK	Kiefer	Stiel- und Trauben-Eiche
WKT	Kiefer	Birke
WLB	Rotbuche	Tanne
WLE	Hainbuche	Stiel- und Trauben-Eiche
WMB	Birke	Kiefer
WMF	Fichte	Birke
WMK	Kiefer	Birke
WP	Erle	Hainbuche
WSE	Ahorn	Esche
WSL	Ahorn	Winterlinde

Code	Haupttyp	Nebentyp
WT	Birke	Stiel- und Trauben-Eiche
YB	Magerrasen	entfällt
YF	Magerrasen	entfällt
YG	Magerrasen	entfällt
GF	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
GM	Frischwiesen/Frischweiden	entfällt
HZ	Heiden	entfällt
MH	Nass- und Feuchtwiesen	entfällt
RT	Magerrasen	entfällt
WA	Esche	Stiel- und Trauben-Eiche
WC	Stiel- und Trauben-Eiche	Rotbuche
WF	Fichte	Rotbuche
WK	Kiefer	Stiel- und Trauben-Eiche
WL	Rotbuche	Stiel- und Trauben-Eiche
WM	Kiefer	Birke
WS	Ahorn	Ulme

3.3.2 Holz-Erträge in Wäldern und Forsten

I Ertragspotenziale der Baumarten

Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienten die in den Hilfstafeln zur Sächsischen Forsteinrichtungsdienstanweisung von der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (1999). Aus den Hilfstafeln werden die Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde benutzt (ebenda). Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr ermittelt für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart entsprechend Tab. 3.5.2 der Forsteinrichtungsdienstanweisung (ebenda). Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) wurden unter Verwendung der Tab. 3.11 (ebenda) in Gewichtsmass-Zuwächse umgerechnet (vgl. Tab. 15).

Tab. 15: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m ³ /(ha a)]	[t TS/(ha a)]	[m ³ /(ha a)]	[t TS/(ha a)]	
Kiefer	7,8	3,2	1,8	0,8	LEMBCKE, KNAPP, DITTMAR 1975
Fichte	15,0	6,0	7,3	3,1	WENK, RÖMISCH, GEROLD 1984
Eur. Lärche	10,2	4,4	5,0	2,3	SCHOBER 1946
Jap. Lärche	10,3	4,4	5,3	2,4	SCHOBER 1953
Douglasie	17,2	7,4	9,9	4,5	BERGEL 1985
Tanne	16,3	7,0	11,5	5,2	HAUSSER 1956 IN SCHOBER 1987
Rotbuche	10,7	6,8	5,6	3,6	DITTMAR, KNAPP, LEMBCKE 1983
Stiel- und Trauben-Eiche	7,7	4,6	2,8	1,8	ERTELD 1961
Roteiche	9,2	6,2	5,8	4,0	BAUER 1953

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m ³ /(ha a)]	[t TS/(ha a)]	[m ³ /(ha a)]	[t TS/(ha a)]	
Erle	7,4	3,9	3,4	1,9	LOCKOW1994
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	WIMMENAUER 1919
Robinie	10,5	5,7	5,7	3,3	ERTELT 1952
Winterlinde	8,8	5,2	5,0	3,0	BÖCKMANN 1990
Ulme		4,0		2,8	SCHOBER 1987
Ahorn		3,5		2,5	SCHOBER 1987
Pappeln	13,2	4,5	3,0	1,1	KNAPP 1973
Hainbuche		5,6		2,5	SCHOBER 1987
Birke	4,8	2,5	1,3	0,8	LOCKOW 1996
Weiden, alle Arten		2,1		1,6	SCHOBER 1987

Für Tanne, Ulme, Ahorn, Hainbuche und Weiden liegen in den Hilfstafeln zur Sächsischen Forsteinrichtungsdienstleistung keine Ertragstafeln vor. Deshalb musste für diese Arten auf die Ertragstafeln von SCHOBER (1987), die nicht die spezifischen Wuchsbedingungen in Sachsen berücksichtigen, zurückgegriffen werden.

Bei der Umrechnung von Festmaß [m³] in Gewichtmaß war zu berücksichtigen, dass in Tab. 3.11 (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN 1999) die Dichteangaben sich nur auf Derbholz ohne Rinde bezogen, die Ertragstafeln des laufenden Zuwachses aber Derbholz mit Rinde angaben. Für die Berechnung der Stoffentzüge wird angenommen, dass grundsätzlich die Rinde mit den Stämmen aus dem Bestand ausgetragen wird. Die Rinde wird erst am Waldrand geschält, von wo sie abefahren wird. Dies ist die derzeit überwiegend übliche Praxis. Unter Verwendung der Tab. 3.8 der Hilfstafeln zur Sächsischen Forsteinrichtungsdienstleistung (5. Spalte) (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN - LAF 1999) wurde der Anteil Rinde am Gesamtvorrat eines 100-jährigen Baumes bestimmt. Nun konnte unter Beachtung der baumartenspezifischen Angaben zu Raumdichten von Rinde nach KRAMER (1988) der jährliche Gesamtzuwachs von Derbholz und Rinde im Durchschnitt über 100 Jahre in Tonnen pro Hektar und Jahr umgerechnet werden (vgl. Tab. 16).

Tab. 16: Grunddaten für die Umrechnung der Zuwachsraten von Festmaß in Tonnen

Baumart	Dichte von Stammholz [m ³ /t atro]	Dichte von Rinde [m ³ /t atro]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz [t/t]
	LAF 1999	KRAMER 1988	LAF 1999
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,275	0,17
Eur. Lärche	0,476	0,36	0,16
Jap. Lärche	0,476	0,36	0,16
Douglasie	0,476	0,36	0,17
Tanne	0,476	0,36	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,2
Roteiche	0,714	0,44	0,08
Erle	0,625	0,33	0,2
Esche	0,625	0,435	0,08
Robinie	0,625	0,435	0,2

Baumart	Dichte von Stammholz [m ³ /t atro]	Dichte von Rinde [m ³ /t atro]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz [t/t]
	LAF 1999	KRAMER 1988	LAF 1999
Winterlinde	0,625	0,33	0,08
Ulme	0,625	0,43	0,08
Ahorn	0,625	0,41	0,08
Pappeln	0,417	0,23	0,2
Hainbuche	0,625	0,43	0,08
Birke	0,625	0,42	0,2
Weiden, alle Arten	0,526	0,23	0,2

II. Ertragspotenziale der Standorte

Um baumartenspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortbedingungen im UG auf die in der Bodenkarte BÜK 200 für Sachsen ausgewiesenen Bodenprofile der Polygone aufgliedern zu können, war zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte notwendig. Die Methode deckt sich partiell mit der im Kap. 3.2.2 beschriebenen Methode zur Abschätzung des Anteils an pflanzenverfügbaren basischen Kationen aus der Verwitterung des Muttergesteins, die Anzahl der Parameter für die Abschätzung der Ertragspotenziale geht aber über die auf S. 32-33 beschriebenen Parameter hinaus, weshalb im Folgenden noch einmal eine vollständige Übersicht über alle verwendeten Parameter gegeben wird (vgl. SCHLUTOW 2003):

Verschiedene Bodeneigenschaften werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 1) bis sehr günstig (Wert 5) eingeschätzt. Diese Werte beziehen sich auf die Horizonte (UBODEN-Datenbank). Zur Einstufung der Bodenprofile hinsichtlich ihres Ertragspotenzials werden in einem weiteren Bearbeitungsschritt die horizontbezogenen Angaben entsprechend der Mächtigkeit der Horizonte gewichtet und über das Profil bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe gemittelt.

Bodenarten und ihre Entstehungsgeschichte (vgl. Tab. 17): die Nomenklatur der Bodenarten richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartierungsanleitung (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994) und entspricht (zusammengefasst) den Angaben der UBODEN zu den BÜK-200-Polygonen (Datenfeld: BOART). Auf die Ausprägung der Kriterien Gründigkeit kann in Ermangelung direkter Angaben vereinfachend indirekt aus der Entstehung (Datenfeld: SSTRYTP) sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand (Datenfeld: MGW) geschlossen werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden).

Porenanteile mit Totwasser, potenziell pflanzenverfügbarem Haftwasser und mit Luft: Die Volumenanteile und Durchmesser von wasser- und luftgefüllten Poren sowie die Saugspannung der verschiedenen Bodenarten wurden aus Ergebnissen von MÜLLER und MÜCKENHAUSEN (in AMBERGER 1988, S. 76) entnommen.

Der Anteil an potenziell pflanzenverfügbarem Haftwasser (vgl. Tab. 17, Spalte 6 = nutzbare Feldkapazität), d. h. der Anteil an Mittelporen, ist bei den verschiedenen Lagerungsdichten im Mittel mit 26 Vol % in Schluffen und sandigen Schluffen am höchsten, mit ca. 10 Vol % in reinen Sanden am niedrigsten. Die Klassifizierung ergibt sich aus folgender Einteilung:

Anteil an potenziell pflanzenverfügbarem Haftwasser (Anteil an Mittelporen)	Klasse	Bedeutung
>22 Vol %	5	sehr günstig
20 - 22 Vol %	4	günstig
17 - <20 Vol %	3	mäßig günstig
13 - <17 Vol %	2	ungünstig
<13 Vol %	1	sehr ungünstig

Die effektive nutzbare Feldkapazität nFKWe konnte polygonbezogen aus der vom LfUG übergebenen Datenbank entnommen werden. Der Porenanteil durchwurzelbarer luftgefüllter Poren (vgl. Tab. 17, Spalte 10) ist bei reinen Sanden mit 36 Vol % am höchsten, mit 4 Vol % in Tonen am niedrigsten. Es gilt:

Anteil an durchwurzelbaren luftgefüllten Poren	Klasse	Bedeutung
>15 Vol %	5	sehr günstig
12 - 15 Vol %	4	günstig
9 - <12 Vol %	3	mäßig günstig
5 - <9 Vol %	2	ungünstig
<5 Vol %	1	sehr ungünstig

Bei einem Verhältnis der Poren mit verfügbarem Haftwasser zu luftgefüllten durchwurzelbaren Poren von 1 : 1 ist ein optimales Pflanzenwachstum gegeben (AMBERGER 1988). Komplementär zu den Luftporenanteilen verhalten sich die Anteile wassergefüllter Poren, in denen die Wasserspannung durch Adhäsion größer als die Saugspannung der Pflanzenwurzeln ist (vgl. Tab. 17, Spalte 3, $pF > 4,2$ = Totwasser). Der Anteil von sehr kleinen Poren mit hohen Adhäsionskräften ist in Tonen besonders hoch (42 Vol %), in groben Sanden gleich Null. Es bedeutet:

Porenanteil mit Totwasser	Klasse	Bedeutung
<5 Vol %	5	sehr günstig
5 - <10 Vol %	4	günstig
10 - <15 Vol %	3	mäßig günstig
15 - 25 Vol %	2	ungünstig
>25 Vol %	1	sehr ungünstig

Haftwasser führt in Böden mit hohem Anteil an Mittel- und Feinporen bei geringem Anteil an Grobporen (Schluffe, Tone) zu Luftmangel und haftwasserbedingter Staunässe. Die Staunässegefährdung kann demzufolge ebenfalls aus dem Totwasserporenanteil ($pF > 4,2$) abgeleitet werden.

Austrocknungsgefährdung (vgl. Tab. 17, Spalte 4): Die Versorgung der Pflanzen mit Wasser in anhydromorphen bzw. entwässerten Böden hängt unmittelbar von der nutzbaren Feldkapazität ab. Während bei großen Bodenporen (z. B. in Böden, die überwiegend aus Sand bestehen) die Adhäsions- und Adsorptionskräfte nicht zur Bildung einer Wassersäule in der Pore ausreichen, das Niederschlagswasser also überwiegend als Sickerwasser in die tieferen Bodenschichten abfließt und den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung steht, stellt die sehr hohe Haftspannung gegenüber Wasser in den engen Poren z. B. von Schluffen und Tonen ebenso einen unwiederbringlichen Wasserverlust für die Pflanzen dar (permanenter Welkepunkt bei $pF > 4,2$). Beide Bodenarten sind also besonders austrocknungsgefährdet. Die Kombination aus dem Totwasserporenanteil und dem des Luftporenanteils ergibt die Klassifizierung der Austrocknungsgefährdung.

Summe aus Totwasser- und Luftporenanteil	Klasse	Bedeutung
<20Vol %	5	sehr günstig
20 - <25Vol %	4	günstig
25 - <30Vol %	3	mäßig günstig
30 - 35Vol %	2	ungünstig
>35Vol %	1	sehr ungünstig

Grundwassereinfluss (vgl. Tab. 17, Spalte 5): Dieses Kriterium gibt den Einfluss des Grundwassers auf das Pflanzenwachstum der nicht nässeabhängigen Pflanzenarten an. Dabei gilt, dass bei einem Grundwasserflurabstand kleiner als die potenziell vorhandene Durchwurzelungstiefe das Pflanzenwachstum aufgrund von Luftmangel in den Bodenporen beschränkt wird. Unmittelbarer Grundwassereinfluss (Grundnässe) kann also einen ungünstigen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben. Günstigen Einfluss hat ein Grundwasserflurabstand, bei dem die bodenartenspezifische kapillare Aufstiegskraft [geschlossener Kapillarraum, vgl. KUNTZE et al. (1988)] die effektive Durchwurzelungstiefe erreicht und so für ständig ausreichende Bodenfeuchte sorgt. Erreicht der geschlossene Kapillarraum über dem Grundwasserstand in der Regel nie die effektive Durchwurzelungstiefe, wird in dieser Bewertung der nicht vorhandene Einfluss des Grundwassers mit der Klasse „sehr ungünstig“ belegt. Der Grundwasserflurabstand kann aus den Bodenprofilen der BÜK-200-Polygone bzw. dem Datenfeld MGW der UBODEN-Datenbank abgeleitet werden. Er hängt jedoch auch von der Entstehungsart der Böden ab. Es kann deshalb vereinfachend davon ausgegangen werden, dass diluviale, Löss- und Verwitterungsböden nicht grundwasserbeeinflusst sind, alluviale und Küstenböden dagegen in der Regel grundwassernah sind, d. h. die effektive Durchwurzelungstiefe vom Kapillarraum erreicht wird.

Humusspiegel (vgl. Tab. 17, Spalte 7): Der Humusspiegel (Gehalt an organischer Substanz im Mineral-Oberboden) ist wesentlich abhängig von den Klimaeinflüssen Jahresmitteltemperatur und Niederschlag sowie vom Basen- und Stickstoffeinfluss (vgl. Tab. 18). Die organische Substanz des Bodens ist von enormer Bedeutung z. B. für die Wasserspeicherefähigkeit, die Basensorptionskraft und damit für die Nährstoffspeicherung und -mobilität. Deshalb wurde der Humusspiegel als Kriterium zur Bewertung des Nährstoffhaushaltes herangezogen.

Kationenaustauschkapazität (vgl. Tab. 17, Spalte 8): Die Kationenaustauschkapazität stellt die potenzielle Menge an austauschbaren Kationen, die für die Pflanzenernährung notwendig sind (Kalzium-, Magnesium-, Kalium-, Natrium-, Ammoniumionen), sowie anderer Ionen (z. B. Wasserstoff- und Aluminiumionen) im Bodenkomplex dar. Art und Mengenanteile der Tonminerale und organischen Stoffe bedingen die Kationenaustauschkapazität. Die Kationenaustauschkapazität der Tonminerale ist im Wesentlichen permanent vorhanden. Die bodenartenspezifischen potenziellen Kationenaustauschkapazitäten sind bei hohen Ton- und Schluffgehalten in den oberen Horizonten am höchsten (30 cmol_c/kg bei lehmigen, schluffigen und reinen Tonen), am niedrigsten (2 cmol_c/kg) bei Grus und reinen Sanden (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994). Es soll gelten:

Kationenaustauschkapazität	Klasse	Bedeutung
>20 cmol _c /kg	5	sehr günstig
15 - 20 cmol _c /kg	4	günstig
10 - <15 cmol _c /kg	3	mäßig günstig
5 - <10 cmol _c /kg	2	ungünstig
<5 cmol _c /kg	1	sehr ungünstig

Gründigkeit (Spalte 9): Angaben zur Gründigkeit (flach-, mittel- oder tiefgründig) können vereinfachend indirekt aus der Entstehung (Datenfeld: SSTRTYP) sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand (Datenfeld: MGW) abgeleitet werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden). Dabei wurde der Einfluss der Gründigkeit auf das Pflanzenwachstum wie folgt klassifiziert:

Gründigkeit	Klasse	Bedeutung
tiefgründig	5	sehr günstig
mittel- bis tiefgründig	4	günstig
mittelgründig	3	mäßig günstig
mittel- bis flachgründig	2	ungünstig
flachgründig	1	sehr ungünstig

Verfestigungsneigung (vgl. Tab. 17, Spalte 11): Dieses Kriterium gibt den Grad des inneren Zusammenhaltes von Horizonten oder Schichten infolge der Einwirkung verkittender Substanzen an. Die Verfestigungsneigung ist umso größer, je höher der Verkittungsgrad der Bodenteilchen (z. B. durch Einlagerungen) ist. Nach HENNINGS (1994) neigen besonders nicht bindige humusarme Böden zur Bildung von Kittgefügen mit hohem Verfestigungsgrad. Die folgende Zuordnung nach Bodenarten wurde aus den Angaben in der Datenbank UBODEN zur BÜK-200 abgeleitet. Es wurde eingeschätzt:

Bodentypen	Klasse	Bedeutung
Böden ohne Podsolierungsneigung	5	sehr günstig
Fahlerden	4	günstig
Bänder-Braunerden	3	mäßig günstig
podsolige Braunerden	2	ungünstig
Sand-Podsole	1	sehr ungünstig

Tab. 17: Klassifizierung bodenart- und -geneseabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holzerträge

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung, 3. Aufl.	Entstehung	Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF >4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grundwasser-einfluss	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF 4,2-1,8)	Humus-spiegel in Abhängigkeit von der Bodenart (vgl. Tab. 15)	Kationen-austausch-kapazität	Grün-digkeit	Durch-wurzel-barkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF <1,8)	Verfesti-gungsnei-gung im B-Horizont
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
Ss	D	5	1	1	1	1	1	3	5	1
	Al			4				4		
	K			3				3		
	V			1				2		
Su2, Sl2, Sl3, St	D	4	2	2	2	1	2	3	5	1
	Al			4				4		
	K			3				3		
	V			2				2		
Su3, Su4	D	3	3	2	4	2	2	3	5	2
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	V			2				2		
Vg	Vg			1				1		
Slu, Sl4, St3	D	3	4	2	4	2	3	3	4	3
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	V			2				2		
Vg	Vg			1				1		
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	D	3	4	3	2	3	4	3	3	4
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	K			4				3		
Vg	V			2				2		
	Vg			1				1		
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	D	2	3	3	5	4	3	3	2	5
	Al			4				4		
	Lö			2				5		
	K			3				4		
Vg	V			2				2		
	Vg			1				1		
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	D	1	1	2	2	5	5	3	1	5
	Al			3				4		
	K			1				1		
	V			2				2		
Vg	Vg			1				1		

Erläuterung: 1 = sehr ungünstig
 2 = ungünstig
 3 = mäßig günstig
 4 = günstig
 5 = sehr günstig

K = Böden der Küstenregionen
 Al = alluviale Böden der breiten Flusstäler, einschließlich Terrassenflächen und Niederungen
 D = diluviale Böden des wellig-hügelligen Flachlandes und der Hügelländer
 Lö = Böden der Lössgebiete
 V = Verwitterungsböden aus Festgesteinen und deren Umlagerungsdecken der Berg- und Hügelländer sowie der Mittelgebirge
 Vg = skelettreiche Verwitterungsböden des Hochgebirges

Tab. 18: Einfluss von Klima-/Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels

Bodenart	mit Grundwasser-einfluss	mit Stauwasser-einfluss	anhydromorph in der Klima-/Höhenstufe							mit erosions-be-dingtem Abtrag
			Kammlagen höhere Berglagen (Kf, Hf) mit feuchtem	mittlere Berglage (Mf, Mm) kühlen Klima	untere Berglagen und Hügelland (Uff, Uf, Uk)	untere Berglagen und Hügelland (Um) mit mäßig trockenem Klima	Tief-land (Tm)	untere Berglagen und Hügelland (Ut, Utt) mit trockenem warmen Klima	Tief-land (Tt)	
Ss	3	3	1	1	2	2	2	2	2	1
Su2, Sl2, Sl3, St	4	3	2	2	2	3	2	3	3	2
Su3, Su4	4	3	2	2	2	3	3	3	3	2
Slu, Sl4, St3	4	4	2	2	3	3	3	3	3	3
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	5	4	3	3	4	3	3	4	4	3
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	5	4	2	2	3	4	4	3	4	4
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	5	5	2	2	3	5	5	3	5	5

Erläuterung: 1 = sehr ungünstig
 2 = ungünstig
 3 = mäßig günstig
 4 = günstig
 5 = sehr günstig

Zusammenführung der Einzelparameter

Bei der Bewertung der Eigenschaften der Bodenarten besteht zwischen den einzelnen Spalten kein direkter Zusammenhang. Teilweise bei flüchtiger Betrachtung widersprüchlich erscheinende Kombinationen (z. B. Grundwassereinfluss „günstig“, Austrocknungsneigung „sehr ungünstig“ bei einem alluvial entstandenen leichten Sandboden mit Grundwassereinfluss) sind hinfällig, weil die zugrundeliegenden Bodeneigenschaften unabhängig voneinander in diese erste Aggregations- und Bewertungsstufe eingehen. Ein leichter Boden kann Wasser nicht lange in seinen Poren halten und ist deshalb austrocknungsgefährdet. Solange der Kapillarsaum des Grundwasserspiegels die Wurzelzone erreicht, ist die Wasserversorgung gewährleistet. Aufgrund der größeren Poren ist aber der Kapillarsaum weniger breit und reißt bei sinkendem Grundwasserstand leichter ab als bei einem Boden mit feineren Poren. Daran wird deutlich, dass erst die Kombination der Eigenschaften, die in den nächsten beiden Aggregationsstufen erfolgt, den Boden in seiner Komplexität erfasst und die Ableitung des Ertragspotenzials ermöglicht.

Die hier zur Kennzeichnung des Ertragspotenzials beschriebenen einzelnen Kriterien können nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des Ertragspotenzials eingehen, weil einzelne Kriterien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter der Tab. 17 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst, wobei ebenfalls eine Klassifizierung von 1 (sehr ungünstige Bedingungen) bis 5 (sehr günstige Bedingungen) das Ergebnis ist.

Einzelparameter	Synthese zu den Haupteinflussfaktoren:
Nutzbare Feldkapazität Porenanteil mit Totwasser (Staunässeineigung) Austrocknungsgefährdung Grundwassereinfluss Humusspiegel	Wasserhaushalt
Kationenaustauschkapazität Humusspiegel Nutzbare Feldkapazität	Nährstoffhaushalt
Gründigkeit Durchwurzelbarkeit der Poren Verfestigungsneigung	Wurzelverteilung

Bei diesem Schritt werden für jedes Polygon BÜK 200 unter Berücksichtigung der Mächtigkeit der Horizonte (Wichtung) je ein Kennwert für die drei Haupteinflussfaktoren auf die Ertragsbildung berechnet.

Wasserhaushalt: Aus der Verknüpfung der Kriterien Porenanteile mit potenziell pflanzenverfügbarem Wasser und Totwasser, Austrocknungsgefährdung, Grundwassereinfluss und Wasserspeicherung im Humus wird eine Bewertungszahl für die Wasserversorgung der Pflanzen abgeleitet. Die Verknüpfung erfolgt mit Hilfe eines Diagramms (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994, S. 312) anhand der Ganglinien der nutzbaren Feldkapazität, des permanenten Welkepunktes und des Mindestwassergehaltes im Herbst eines Trockenjahres unter Berücksichtigung der Horizontfolgen der Bodentypen. Als Ergebnis der Verknüpfung wird die effektive Durchwurzelungstiefe [cm] bestimmt. Die effektive Durchwurzelungstiefe gibt die potenzielle Ausschöpfungstiefe von pflanzenverfügbarem Bodenwasser an, das durch die Wurzeln der Pflanzen in Trockenjahren dem Boden maximal entzogen werden kann. Bei grundwasserbeeinflussten Böden endet die Durchwurzelungstiefe der nässemeidenden Pflanzenarten an der Obergrenze des mittleren Grundwassertiefstandes, bei Podsolen wird sie durch den Verfestigungsgrad des Bhs-Horizontes, bei Verwitterungsböden durch das anstehende Festgestein begrenzt (vgl. Kap. 3.2.3). Der Einfluss der Bodenwasserversorgung auf das Ertragspotenzial wurde auf der Basis der Durchwurzelungstiefe wie folgt klassifiziert:

effektive Durchwurzelungstiefe	Klasse	Bedeutung
>100 cm	5	sehr günstig
75–100 cm	4	günstig
50–75 cm	3	mäßig günstig
25–50 cm	2	ungünstig
0–25 cm	1	sehr ungünstig

Nährstoffhaushalt: Aus der Verknüpfung von Kationenaustauschkapazität, Humusspiegel und nutzbarer Feldkapazität soll ein Kennwert für das standorteigene Potenzial zur Nährstoffversorgung im natürlichen (Steady state) Zustand hergeleitet werden. Er gibt das Vermögen des Bodens zur Speicherung und bedarfsgerechten Freisetzung von Pflanzennährstoffen an. Die Nährkationen sind erst im gelösten Zustand pflanzenverfügbar, so dass die natürliche Nährkraft nur in einem Boden mit genügend nutzbarer Feuchte wirksam wird (verfügbares Adsorptions- und Kapillarwasser). Die Nährkraft ist also umso höher, je größer die verfügbare Feldkapazität, einschließlich Kapillarwasser aus Grundwasser ist. Der Anteil an reduzierten Stickstoffverbindungen (Ammoniumionen) ist im wassergesättigten Milieu

wesentlich höher als der Anteil der oxidierten Stickstoffverbindungen, der im luftgesättigten Milieu höher ist. Da Ammoniumionen nicht so schnell mit dem fließenden Wasser ausgewaschen werden wie Nitrationen, stehen sie der Pflanzenversorgung länger zur Verfügung. Das heißt, Böden mit einem hohen Feuchtegrad im durchwurzelbaren Raum haben insbesondere auch hinsichtlich der Stickstoffspeicherung und Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs einen höheren Stellenwert als trockene Böden.

Die natürliche Nährkraft wird für jedes Polygon der BÜK 200 ermittelt, indem zunächst jedem Horizont des Bodenprofils der bodenartspezifische semiquantitative Wert aus Tab. 17 für die potenzielle Kationenaustauschkapazität zugeordnet wird. Es werden alle Horizonte, die innerhalb der Durchwurzelungstiefe liegen, berücksichtigt. Im 2. Schritt werden die Werte der einzelnen Horizonte tiefenstufengewichtet gemittelt. Analog werden die tiefenstufengewichteten Mittelwerte über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe für die Kriterien ‚Humusspiegel‘ und ‚nutzbare Feldkapazität‘ berechnet. Im 3. Schritt wird der Mittelwert aus den drei Kriterienwerten gebildet. Dieser Mittelwert wird wie in vorangegangenen Arbeitsschritten den Klassen 1 bis 5 zugeordnet, wobei die natürliche Nährkraft nach der forstwirtschaftlichen Definition folgendermaßen beschrieben wird:

berechneter Mittelwert	Klasse	natürliche Nährkraft	Bedeutung
4,5...5	5	reich mit hohem Kalkgehalt	sehr günstig
3,5...4,4	4	reich	günstig
2,5...3,4	3	nährkräftig	mäßig günstig
1,5...2,4	2	mittlere Nährkraft	ungünstig
1...1,4	1	ziemlich arme Nährkraft	sehr ungünstig

(Arme Nährkraft kommt im Untersuchungsgebiet nicht mehr vor.)

Die Wurzelverteilung im Profil wird aus der Kombination der Gründigkeit, der Durchwurzelbarkeit der Bodenporen und dem Verfestigungsgrad im Unterboden bestimmt. Die Wurzelverteilung gibt Aufschluss über die Durchwurzelungsintensität und damit über die Zugänglichkeit der Wasser- und Nährstoffvorräte im Boden für die Pflanze. Analog zur Berechnung der Nährkraft wird auch für das Kriterium ‚Wurzelverteilung‘ in 3 Schritten vorgegangen: Für jedes der 3 Teilkriterien ‚Gründigkeit‘ ‚Durchwurzelbarkeit der Bodenporen‘ und ‚Verfestigungsgrad im Unterboden‘ wird zunächst getrennt voneinander aus dem Bodenprofil in der BÜK-200-Polygone jedem Horizont entsprechend Tab. 17 ein Wert zugeordnet. Dann wird jeweils ein tiefenstufengewichteter Mittelwert über alle Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe berechnet. Die Profil-Mittelwerte der drei Kriterien werden anschließend miteinander gemittelt. Der so entstandene semiquantitative Wert wird einer Klasse zugeordnet:

berechneter Mittelwert	Klasse	potenzielle Wurzelverteilung	Bedeutung
4,5...5	5	ungehemmt	sehr günstig
3,5...4,4	4	wenig gehemmt	günstig
2,5...3,4	3	mäßig gehemmt	mäßig günstig
1,5...2,4	2	stark gehemmt	ungünstig
1...1,4	1	sehr stark gehemmt	sehr ungünstig

Das **Ertragspotenzial** wird nun für jedes Polygon der BÜK 200 durch einfache Mittelwertbildung aus den relativen Klassenwerten des Wasserhaushaltes, der Nährkraft und der Wurzelverteilung abgeleitet. Die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tab. 15) wird nun in 4 äquidistante Teile geteilt und diesen Teilgrößen werden die Ertragspotenzial-Stufen wie folgt zugeordnet:

Stufe 5: Ertrag der Ertragsklasse I (E_{\max})

Stufe 1: Ertrag der schlechtesten ausgewiesenen Ertragsklasse (E_{\min})

$$\text{Stufe 2: } \frac{E_{\max} - E_{\min}}{4} + E_{\min} = E_2$$

$$\text{Stufe 3: } 2 \cdot \frac{E_{\max} - E_{\min}}{4} + E_{\min} = E_3$$

$$\text{Stufe 4: } 3 \cdot \frac{E_{\max} - E_{\min}}{4} + E_{\min} = E_4$$

3.3.3 Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen

Die Abschätzung der Erträge erfolgt auf der Grundlage der Ertragserwartungen in Abhängigkeit von der Biomasse-Produktivität der zu erwartenden extensiv genutzten Grünland-Pflanzengesellschaft (nach KLAPP 1965) und von der Fruchtbarkeit des Standortes. Deshalb war es zunächst notwendig, die zu erwartende Pflanzengesellschaft bei extensiver Nutzung (als Mähwiese und/oder Weide ohne oder bei minimaler mineralischer Düngung) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren Klima-/Höhenstufe, Bodenform/Muttergestein, Bodentyp, Säure-/Basenstatus und Stickstoffstatus abzuleiten (vgl. Tab. 19). Wichtigste Grundlage hierzu war die Karte der potenziell natürlichen Vegetation 1 : 50 000, insbesondere der Erläuterungsband SCHMIDT, HEMPEL et al. (2000) mit Aussagen über die Grünland-Ersatzgesellschaften naturnaher Wälder.

Tab. 19: Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS/ (ha a)]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BÜK 200 Sachsen	
Magergrasen	RTS	Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis	1,3	Tiefland, trocken (Tt)	Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/oligotroph	OL-RQ RQn	
	RTS	Thymo-Festucetum ovinae	1,8	Tiefland, trocken (Tt)	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden; Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/oligotroph	PPn BB-PP	
	GB	Avenetum pratensis	2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten Podsolige Braunerde aus lösshaltigen Deckschichten über Sandstein und Quarziten	acidophil/oligotroph	pBB/LFn PPE p3BBn	
	RTS	Koelerietum glaucae	2,5	Tiefland, trocken (Tt)	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BBn/LFn PPn/LFn	
	RTS	Koelerietum glaucae	2,5	azonal anthropogen	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Großstädte	acidophil/mesotroph	YO	
	RTS	Agrostidetum tenuis	2,7	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	acidophil/oligotroph	BBn	
	Heiden	RB	Eriophoro-Nardetum strictae	1	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/oligotroph	Hnu
HZS		Cladonio-Callunetum	1	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/mesotroph	BB-PP OL-RQ RQn	
HZS		Cytiso-Callunetum	1	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/mesotroph	pBB/LFn	
HZS		Genisto anglicae-Callunetum	1,1	Tiefland, trocken (Tt)	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	acidophil/mesotroph	PPn	
HZS		Genisto pilosae-Callunetum	1,2	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	acidophil/mesotroph	BBn	
HZB		Cytiso-Callunetum	1,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/mesotroph	RNn	
HZB		Vaccinio-Callunetum	1,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine	acidophil/mesotroph	BBh BBp-PP	
HZS		Genisto pilosae-Callunetum	1,5	Tiefland, trocken (Tt)	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BBn/LFn PPn/LFn	
HZS		Euphorbio cyparissiae-Callunetum	1,6	Untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Parabraunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen Braunerde aus sandvermischem Löss	acidophil/mesotroph	SS-LL BB-LF	
HZF		Salici-Ericetum tetralicis	1,7	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	acidophil/mesotroph	HNv	
HZF		Trichophoro-Ericetum tetralicis	1,8	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BB-SS	
HZF		Genisto anglicae-Callunetum	2	Azonale Fluss-Niederung	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	acidophil/mesotroph	GG-PP GN	
RB		Genisto-Juncetum squarrosi	2,1	Tiefland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	SHn	
Kalktrockenrasen		RTH	Seslerietum variae	1,1	mitteleuropäische subalpine und alpine Hochgebirge	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	calciphil/mesotroph-eutroph	FSn OOn
		RTH	Mesobrometum	1,5	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	calciphil/mesotroph-eutroph	RRn RR-BB
	RTH	Xerobrometum	2,6	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	calciphil/eutroph	BB-CF	
	RTH	Gentiano-Koelerietum pyramidatae	2,8	Tiefland, mäßig trocken (Tm)	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	calciphil/mesotroph-eutroph	LL-BB BB-RZ	
	RTH	Stipetum capillatae	2,8	Tiefland, trocken (Tt)	Pararendzina aus Löss	calciphil/eutroph	RZn BB-TC	
Nasswiesen	MHH	Sphagno-Juncetum effusi	0,5	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/oligotroph	HHn	
	MHZ	Sphagno-Caricetum lasiocarpae	0,5	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/mesotroph	HHv	
	MNK	Caricetum canescentis	3,1	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	acidophil/mesotroph	HNn	
	GFP	Junco-Molinietum	3,3	Azonale Fluss-Niederung	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	acidophil/mesotroph	PP-BB	
	GFP	Junco-Molinietum	3,5	Tiefland, mäßig trocken (Tm)	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	acidophil/mesotroph	GG-BBp GG-RQ	

Vegetations- onstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS/ (ha a)]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BÜK 200 Sachsen
	GFP	Eu-Molinietum	3,7	Tiefeland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	subneutral/eutroph	SSh SSn
	MNG	Caricetum gracilis	4	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	basiphil/eutroph	GGh
	MNG	Caricetum gracilis	4	Tiefeland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	basiphil/eutroph	SGn SSm
	MNB	Scirpetum sylvatici	4,2	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	basiphil/eutroph	GG-BB GG- GGn SS- SS GG
Feuchtwiesen	GFS	Holcetum lanati	5	untere Berglagen und Hügelland, trocken (Utt, Ut)	Parabraunerde-Pseudogley aus Löss	subneutral/mesotroph	LL-SS
	GFS	Brometum racemosae	5,2	untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Pseudogley-Tschernosem aus Löss	subneutral/mesotroph	SS-TT
	GFS	Brometum racemosae	5,2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Pseudogley-Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Schluff- und Tonstein	subneutral/mesotroph	SS-BB
	GFS	Polygonetum bistortae	5,5	Azonale Fluss-Niederung	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtäler und Niederungen	subneutral/mesotroph-eutroph	YKn
	GFS	Cirsietum oleracei	6	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	subneutral-calciphil/eutroph	HN-GH
Flutrasen	GFF	Caricetum vulpinae	3	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	calciphil/mesotroph-eutroph	AT
	GFF	Agrostidetum stoloniferae	3,4	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	calciphil/mesotroph-eutroph	ABn
	GFF	Juncetum subnudolosi	3,6	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	calciphil/mesotroph-eutroph	aSS
	GFF	Glycerietum maximae	4,5	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	subneutral/eutroph	GGa
	MNR	Phalaridetum arundinaceae	7	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	subneutral/eutroph	SSg
	MNR	Phalaridetum arundinaceae	10,5	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	calciphil/eutroph	GG-AB
Frischwiesen/-weiden	GB	Crepido-Festucetum commutatae	3,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/oligotroph	RNn YY
	GB	Meo-Trisetum flavescens/Festucetum commutatae	4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffsteinen	acidophil/mesotroph	BB-RN BBh BBp-PP
	GB	Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum	4,2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Rotplastosol der tertiären Bodenbildung	subneutral/mesotroph	SSn/VV
	GMM	Alchemillo-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,7	Untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Parabraunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen; Tschernosem-Parabraunerde aus Löss	subneutral/eutroph	SS-LL TT-LL
	GMM	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,8	Untere Berglagen und Hügelland, trocken (Utt, Ut)	Braunerde aus sandvermischem Löss; Fahlerde aus Löss; Tschernosem aus Löss	subneutral/eutroph	BB-LF LFn TTn
	GMM	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,9	Tiefeland, trocken (Tt)	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel; Parabraunerde aus Geschiebelehm	subneutral/eutroph	LL-TT LLn
	GMM	Heracleo-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	5	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Parabraunerde aus lössvermischten Tertiärablagerungen	subneutral/eutroph	BB-LL
	GMM	Cnidio-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	5,9	Azonale Fluss-Niederung	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	subneutral/eutroph	YK-GG

Zusammenfassend ergeben sich folgende Spannen der Ertragspotenziale für die Vegetations-Gruppen (vgl. Tab. 20):

Tab. 20: Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach KLAPP 1965)

Vegetationsgruppe	oberes Ertragsniveau [t TS/(ha a)]	unteres Ertragsniveau [t TS/(ha a)]
Magerrasen	2,7	1,3
Heiden	2,1	1
Kalktrockenrasen	2,8	1,1
Nasswiesen	4,2	0,5
Feuchtwiesen	6	5
Flutrasen	10,5	3
Frischwiesen/Frischweiden	5,9	3,4

3.3.4 Stoffgehalte in der Biomasse

Die in Blättern, Nadeln und Ästen inkorporierten basischen Kationen und Stickstoffionen wurden bei der Bestimmung der Critical Loads nicht berücksichtigt, da sie Bestandteil mehr oder weniger langfristiger Nährstoff-Kreisläufe sind und über Blattfall oder als Ernterückstände dem Boden bzw. der Bodenlösung wieder zur Verfügung stehen. Da ein großer Teil der Nährstoffe in der Rinde gespeichert wird, ist es von Bedeutung, ob das Derbholz entrindet und das Material wieder im Bestand verteilt wird. Es wird hier verallgemeinernd angenommen, dass das Stammholz generell erst außerhalb des Waldes geschält wird, wie es überwiegend üblich ist. Die Nettostoffaufnahme der Makronährstoffe, die mit der Holzernte ausgetragen werden, wird abgeleitet aus Grunddaten nach JACOBSON et al. (2002), jedoch ergänzt um weitere Baumarten nach DEVRIES et al. (1990), wie folgt (vgl. Tab. 21):

Tab. 21: Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde [eq/t TS] (JACOBSON et al. 2002, DEVRIES et al. 1990)

Baumart	Stoffgehalte Derbholz mit Rinde [eq/t TS]			
	Ca	Mg	K	N
Kiefer	53,9	19,8	16,6	77,8
Fichte	70,4	14,8	19,7	87,1
Eur. Lärche	36,9	21,4	18,7	86,4
Jap. Lärche	36,9	21,4	18,7	86,4
Douglasie	37,4	9,9	22,3	72,1
Rotbuche	89,8	21,4	35,8	110,0
Stiel- und Trauben-Eiche	123,3	14,8	26,9	149,9
Roteiche	123,3	14,8	26,9	149,9
Erle	84,8	24,7	33,3	100,0
Esche	84,8	24,7	33,3	100,0
Robinie	84,8	24,7	33,3	100,0
Winterlinde	84,8	24,7	33,3	100,0
Ulme	84,8	24,7	33,3	100,0
Ahorn	84,8	24,7	33,3	100,0
Pappeln	47,9	18,1	15,6	82,1
Hainbuche	89,8	21,4	35,8	110,0
Birke	59,9	16,5	19,2	121,4
Weiden, alle Arten	149,7	19,8	25,6	100,0
Tanne	57,4	10,7	17,9	144,2

Die Ableitung der stofflichen Entzüge durch Grünland-Mahd bzw. Beweidung beruht überwiegend auf empirischen Daten. Die angegebenen Quellen enthalten Angaben zu Stoffentzügen, die z. T. relativ weit voneinander abweichen. Die in Tab. 22 angegebenen Werte können deshalb nur als vorläufige grobe Schätzung betrachtet werden. Eine umfassende Validierung durch statistisch abzusichernde Laboruntersuchungen ist noch durchzuführen, um die Werte zu überprüfen und ggf. zu verifizieren.

Tab. 22: Stoffentzüge der Vegetationsgesellschaftsgruppen des Grünlandes (abgeleitet von SCHLUTOW nach AMBERGER 1988, PETERSEN 1981, WEYMAR 1972, SAUERBREY et al. 1993, ROWINSKI 1993, SUCCOW 1988, MÜLLER 1980)

Vegetationstyp	Ca-Entzug	Mg-Entzug	K-Entzug	N-Entzug
	[eq/t TS]			
Magerrasen	109,8	41,1	26,2	360
Heiden	109,8	41,1	26,2	285
Kalktrockenrasen	185,3	82,3	33,3	430
Salzrasen	185,3	82,3	33,3	430
Nass- und Feuchtwiesen	169,7	82,3	33,3	500
Flutrasen und Auenwiesen	179,6	82,3	33,3	500
Frischwiesen/Frischweiden	169,7	82,3	33,3	465

3.3.5 Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte

An einem Standort können natürlich nicht mehr basische Kationen aufgenommen werden, als durch Verwitterung und Deposition zur Verfügung stehen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass Pflanzen Nährstoffe nur ab einer bestimmten Mindest-Konzentration in der Bodenlösung aufnehmen können. Das heißt:

$$Bc_u = \max\{Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}], 0\} \text{ für } Bc = Ca + K + Mg$$

Für $[Bc_{min}]$ geben WARFVINGE UND SVERDRUP (1992) ermittelte Werte in der Spanne von 0,002-0,005 eq/m³ an.

Die wie in Kap. 3.3.4 nach der beschriebenen Methode ermittelten Entzugsmengen basischer Kationen werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener nährstofflimitierter Standorte nun wie folgt korrigiert:

Wenn

$$Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}] < Bc_u$$

dann ergibt sich

$$Bc_u^* = Bc_u \cdot f_{Bc_u}$$

mit

$$f_{Bc_u} = \frac{Bc_{dep} + Bc_w - PS \cdot 0,005}{Bc_u}$$

Für Bc_{dep} werden in Ermangelung regionalisierbarer Hintergrunddepositionen aus der Zeit vor einem anthropogenen Einfluss die flächendeckend ermittelten Werte des Jahres 1998 verwendet, dem Jahr mit dem niedrigsten bekannten Depositionsgeschehen in Sachsen. Der Term 0,005 eq/m³ ist dasjenige Minimum an Konzentration basischer Kationen in der

Bodenlösung ($B_{c_{\min}}$), welches notwendig ist, damit an den Pflanzenwurzeln die Aufnahme gewährleistet ist.

Gleichzeitig kann an einem Standort nicht mehr Stickstoff aufgenommen werden, als durch den natürlichen ökosysteminternen Stoffkreislauf (hier nicht relevant) und durch Deposition, abzüglich der Immobilisierungsrate, zur Verfügung stehen.

Das heißt:

$$N_u = \max\{N_{dep} - N_i, 0\}$$

Die nach oben beschriebener Methode ermittelten Stickstoffentzüge werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener nährstofflimitierter Standorte nun wie folgt korrigiert:

Wenn

$$N_{dep} - N_i < N_u$$

dann ergibt sich

$$N_u^* = N_u \cdot f_{N_u}$$

mit

$$f_{N_u} = \frac{N_{dep} - N_i}{N_u}$$

Für N_{dep} werden die Werte des Jahres 1998, einem typischen Durchschnittsjahr im Depositionsgeschehen, eingesetzt.

Gleichzeitig ist es aber auch zu beachten, dass N_u^* nur als annähernd reale Stickstoffaufnahme angenommen werden kann, wenn das Pflanzenwachstum nicht durch andere Standortfaktoren begrenzt wird (Durchschnittstemperatur in der Vegetationsperiode <5 °C; Jahresniederschläge <200 mm usw.). Insbesondere muss auch das Dargebot an basischen Nährkationen ausreichen für eine optimale Pflanzenversorgung. Basische Kationen und Stickstoff werden immer in einem konstanten Verhältnis aufgenommen. Dieses Verhältnis ist pflanzenart-spezifisch. So haben Untersuchungen von DEVRIES et al. (1993) ergeben, dass durchschnittliche Bc/N-Verhältnisse bei Fichte und bei Kiefer von 0,9 sowie bei den Laubbaumarten von 0,7 notwendig sind.

Während die Wahrscheinlichkeit, dass die anderen o. g. Wachstumsfaktoren in Deutschland signifikant unterschritten werden, sehr gering ist, kann das Dargebot an basischen Kationen durchaus in relevantem Umfang unter das pflanzenphysiologisch erforderliche Minimum fallen und dadurch gleichzeitig die Stickstoffaufnahme limitieren. Deshalb ist auch eine Prüfung der berechneten N_u^* und $B_{c_u}^*$ notwendig hinsichtlich des Verhältnisses von $B_{c_u}^*$ zu N_u^* in Bezug auf die Baumarten, die den jeweiligen Standort bestocken.

Im Ergebnis der Berechnungen der Stoffentzüge ergibt sich folgende regionale Verteilung der Aufnahmeraten basischer Kationen durch das Erntegut (vgl. Abb. 6) und der Aufnahmeraten von Stickstoff (vgl. Abb. 7).

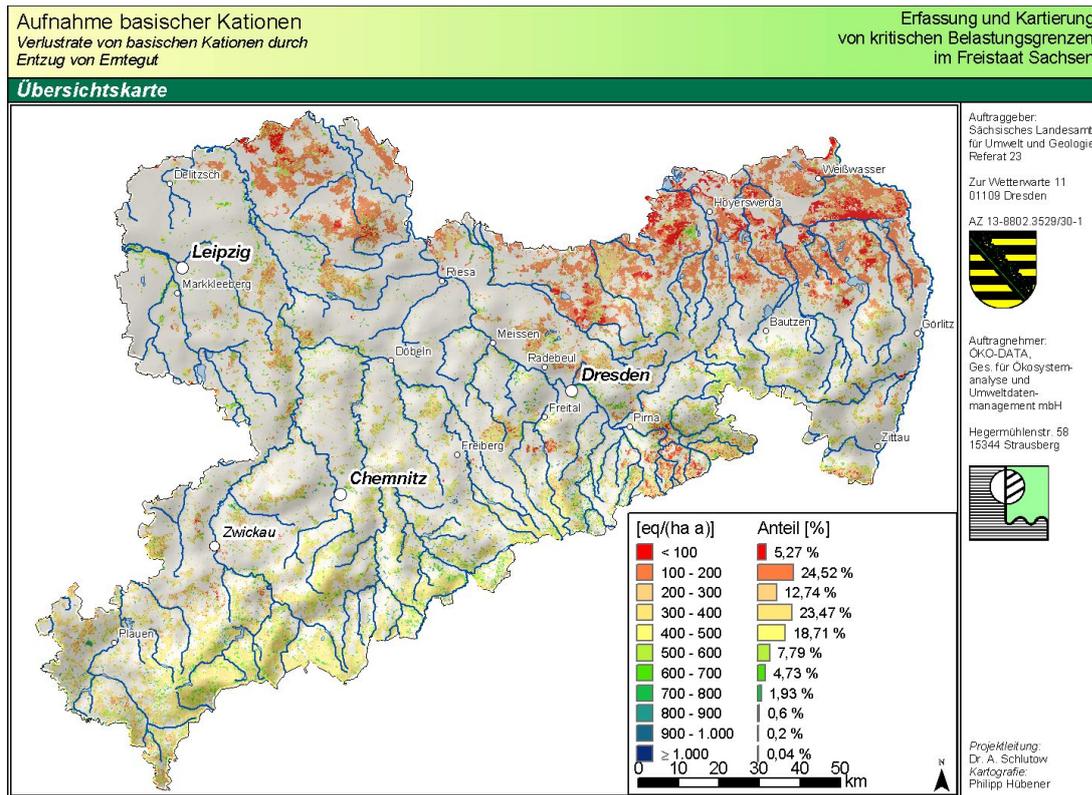


Abb. 6: Regionale Verteilung des Basenentzuges durch das Erntegut

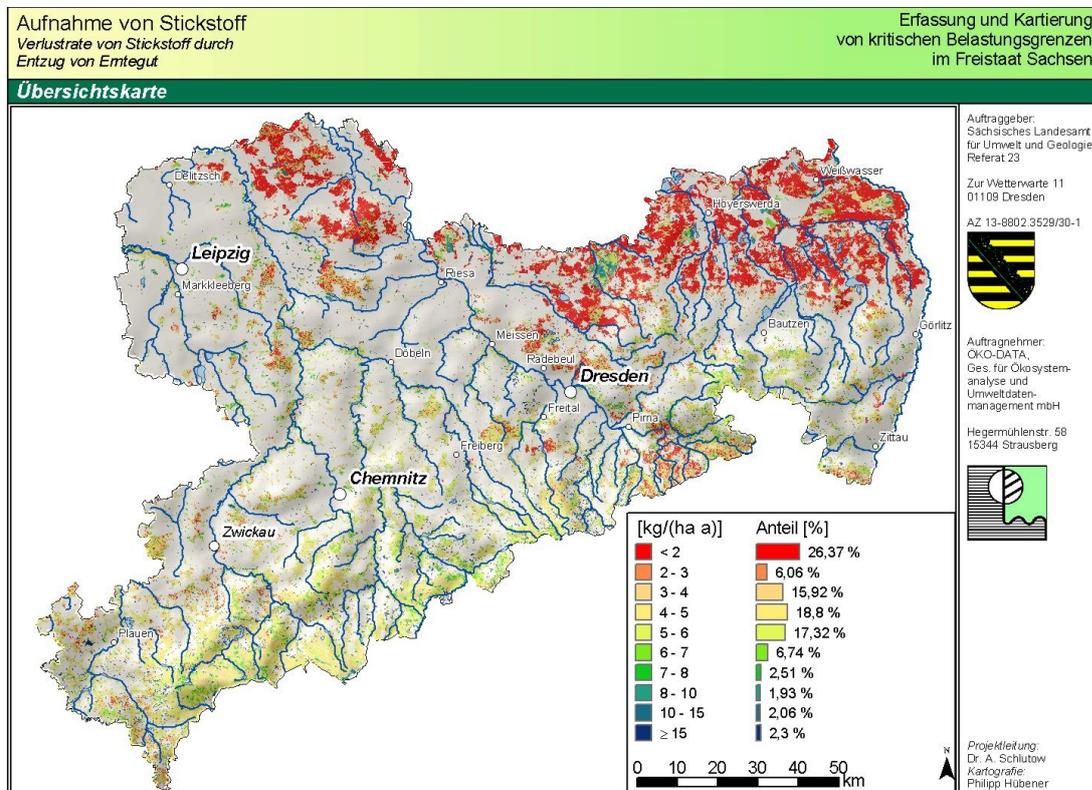


Abb. 7: Regionale Verteilung des Stickstoffentzuges durch das Erntegut

3.4 Bestimmung der kritischen Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Polygon der BÜK 200 wird entsprechend Mapping Manual Revision (ICP MODELLING AND MAPPING 2004.) in folgenden Arbeitsschritten abgeleitet:

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Polygon der BÜK 200 wird für die humusarmen mineralischen Bodenformen in 3 Varianten, von denen das Minimum gebildet wird, und für die humusreichen Bodenformen in einer Variante berechnet. Die Eingangsdaten werden in folgenden Arbeitsschritten abgeleitet (vgl. Kap. 2.2):

Ermittlung des Gehaltes von organischer Substanz im Boden

Es sind die Böden nach ihrem Gehalt an organischer Substanz zu differenzieren. Die Grenze zwischen organischen und mineralischen Böden wurde bei $DOC = 100 \text{ mg/l}$ festgelegt (vgl. UBA 1996). Angaben zum DOC-Gehalt (Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) sind in der BÜK 200 bzw. in der Datenbank U-Boden nicht enthalten, jedoch horizontweise Angaben zum Humusgehalt (Datenfeld: HUMUS). Nach Manual für Schwermetall-Critical Loads (DEVRIES U. BAKKER 1998) besteht ein Zusammenhang zwischen Humusgehalt (OM) und DOC in folgender Form:

$$\log(DOC_{ss}) = 1,629 + 0,38 \cdot \log [\% OM]$$

Die Bestimmung der Bodenformen mit $DOC \geq 100 \text{ mg/l}$ erfolgt anhand der Horizont-Datenbank der BÜK 200. Demzufolge werden die Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg/l}$ in den folgenden Arbeitsschritten nach Variante 1a, 2 und 3 betrachtet, während die Flächen mit $DOC \geq 100 \text{ mg/l}$ nach Variante 1b berechnet werden.

Variante 1 a: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg/l}$ unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses

Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/Al-Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. Untersuchungen von SVERDRUP und INESON (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden (vgl. Tab. 23).

Tab. 23: Kritische, physiologisch wirksame Bc/Al-Verhältnisse bzw. Bc/H-Verhältnisse (nach SVERDRUP und INESON (1993))

Hauptbestand/Nebenbestand	Bc/Al _(crit)	Bc/H _(crit)
Magerrasen	0,8	0,24
Heiden	0,8	0,24
Kalktrockenrasen	0,8	0,24
Salzrasen	0,8	0,24
Nass- und Feuchtwiesen	0,8	0,24
Flutrasen	0,8	0,24
Frischwiesen/Frischweiden	0,8	0,24
Kiefer	1,2	1,2
Fichte	1,2	1,2
Eur. Lärche	2	2
Jap. Lärche	2	2
Douglasie	0,3	0,3

Hauptbestand/Nebenbestand	Bc/Al _(crit)	Bc/H _(crit)
Rotbuche	0,6	0,18
Stiel- und Trauben-Eiche	0,6	0,18
Roteiche	0,6	0,18
Erle	2	1,05
Esche	2	1,05
Robinie	1,2	0,36
Winterlinde	1,4	0,42
Ulme	0,6	0,18
Ahorn	0,6	0,18
Pappeln	6	1,8
Hainbuche	0,6	0,18
Birke	0,8	0,24
Weiden, alle Arten	5	1,5
Tanne	1,4	1,4

Variante 2: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit DOC <100 mg/l unter Berücksichtigung eines kritischen Mindestgehaltes an Aluminium-Ionen zum Aufbau sekundärer Aluminiumkomplexe

Der Austrag an Aluminium-Ionen sollte nicht größer als die Verwitterungsrate von Aluminium sein, diese kann als linear proportional zur Verwitterungsrate von basischen Kationen mit dem Faktor 2 ($p = 2$) angenommen werden.

Es wird für alle Flächen mit DOC <100 mg/l und BS <30 % der CL (2) max(S) entsprechend der Formel in Kap. 2.2 berechnet.

Variante 3: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit DOC < 100 mg/l unter Berücksichtigung eines akzeptablen minimalen Basensättigungsgrades im Boden

Der Austrag von basischen Kationen sollte nicht zu einer Unterschreitung einer bodenspezifischen Mindest-Basensättigung führen. Diese Mindest-Basensättigung ergibt sich aus der unteren pH-Wert-Grenze des Pufferbereichs, in dem sich die standortspezifische Bodenform natürlicherweise befindet. Eine Degradierung der Bodenform soll nicht zugelassen werden. Die Ermittlung der rezent-natürlichen Basensättigung der Bodenformen in Sachsen wurde wie folgt durchgeführt:

Auf der Basis der Bodenform als Kombination aus Substrattyp und Bodentyp entsprechend BÜK 200 wird zunächst für alle Bodentypen die Spanne der rezent-natürlichen Basensättigung aus veröffentlichten Messdaten aus der Zeit vor 1960 ermittelt.

Für die Bodentypen-Substrattypen-Kombinationen (Bodenformen), wie sie in der Bodenübersichtskarte Sachsens (BÜK 200) für jedes Polygon enthalten sind, lassen sich rezent natürliche Basensättigungsgrade im unbelasteten Zustand aus älteren Untersuchungen ableiten. Dazu liegen von KLAPP (1965) eine Vielzahl von Bodenuntersuchungen in West-, Mittel- und Süddeutschland mit Angaben zum Basensättigungsgrad vor. Auch Untersuchungsergebnisse von KOPP u. KIRSCHNER (1992) zu einigen Bodenformen des nordostdeutschen Tieflandes konnten zum Vergleich herangezogen werden. Auch WERNER gibt empirisch ermittelte Richtwerte für verschiedene Bodenformen an (in: NAGEL et al. 1995). Aus diesen Quellen konnten ausreichend übereinstimmende Angaben zu den nach der BÜK 200 ausgewiesenen Bodenformen zusammengeführt werden (vgl. Tab. 24).

Die Spannen der Basensättigungsgrade eines Bodentyps ergeben sich aus der Zuordnung der Substrattypen zu den Bodentypen in der BÜK 200. Für unterschiedliche Substrattypen bei gleichem Bodentyp ergeben sich entsprechend der Muttergesteinsklasse Spannen des Basensättigungsgrades für einen Bodentyp (vgl. Tab. 6).

Die Auswertung von BZE-Daten unter besonderer Berücksichtigung der Nadelwaldflächen (SCHMIDT, WOLFF U. BARITZ 1998) ergab, dass unter Jahrhunderte langer Nadelwaldnutzung die Basensättigung nicht identisch mit der unter Grünland- oder Laubwaldnutzung ist. Bei schnell versauernden Bodentypen müssen niedrigere Basensättigungsgrade angenommen werden. Die Spannen wurden deshalb unter Berücksichtigung der Referenzdaten von SCHMIDT, WOLFF U. BARITZ (1998) angepasst.

Tab. 24: Zuordnung von Literaturangaben über Messergebnisse der natürlichen Basensättigung in den verschiedenen Bodentypen der BÜK 200 unter Nadelwald und auf waldfreien naturnahen Standorten bzw. unter Laubwald (abgeleitet von SCHLUTOW nach KLAPP 1965, KOPP u. KIRSCHNER 1992, WERNER in: NAGEL, KUNZE et al. 1995 und SCHMIDT, WOLFF U. BARITZ 1998)

Bodentyp aus BÜK 200	Spanne BS Laubwald und waldfrei	Spanne BS Nadelwald	Kritisches BS-Minimum für Laubwald und waldfrei	Kritisches BS-Minimum für Nadelwald
ABn	74-84	60-80	74	60
aSS	80-90	60-85	80	60
AT	82-92	70-85	82	70
BBh	20-26	15-22,6	20	15
BB-LF	50-65	45-60	50	45
BB-LL	71-88	60-75	71	60
BBn	25-30	25-30	25	25
BBn/LFn	30-50	30-50	30	30
BB-PP	15-22,6	15-22,6	15	15
BBp-PP	15-22,6	15-22,6	15	15
BB-RN	20-30	15-20	20	15
FSn	35-80	35-70	35	35
GGa	75-90	60-85	75	60
GG-AB	83-98	83-90	83	83
GG-BB	75-85	56-78	75	56
GG-BBp	47-58	47-58	47	47
GGh	35-70	35-70	35	35
GGn	65-77	65-77	65	65
GG-PP	15-26,4	15-26,4	15	15
GG-RQ	15-26,4	15-26,4	15	15
GG-SS	73-77	73-77	73	73
GN	20-26,4	20-26,4	20	20
HHn	5-15	5-15	5	5
HHv	5-15	5-15	5	5
HN-GH	30-70	30-70	30	30
HNn	30-70	30-70	30	30
HNv	30-70	30-70	30	30
LFn	43-66	20-50	43	20
LLn	43-66	20-50	43	20
LL-SS	56-80	30-50	56	30

Bodentyp aus BÜK 200	Spanne BS Laubwald und waldfrei	Spanne BS Nadelwald	Kritisches BS-Minimum für Laubwald und waldfrei	Kritisches BS-Minimum für Nadelwald
LL-TT	56-80	30-50	56	30
OL-RQ	20-24	15-20	20	15
OOn	45-75	45-60	45	45
p3BBn	20-32	15-30	20	15
pBB/LFn	20-40	15-17	20	15
PP-BB	20-30	15-17	20	15
PPe	15-19	15-19	15	15
PPn	15-20	15-20	15	15
PPn/LFn	20-35	15-30	20	15
RN-BB	45-75	40-60	45	40
RNn	45-75	40-60	45	40
RQn	20-24	15-20	20	15
RZn	70-95	70-95	70	70
SGn	56-58	56-58	56	56
SHn	56-58	56-58	56	56
SS-BB	45-75	40-60	45	40
SSg	70-85	70-85	70	70
SS-GG	73-77	57-70	73	57
SSh	56-58	56-58	56	56
SS-LL	48-56	35-50	48	35
SSm	56-58	56-58	56	56
SSn	56-58	56-58	56	56
SSn/VV	56-57	35-55	56	35
SS-TT	60-78	60-78	60	60
TT-LL	60-90	60-90	60	60
TTn	56-93	56-93	56	56
YK-GG	15-30	15-17	15	15
YKn	15-30	15-17	15	15
YO	30-32,8	30-32,8	30	30
YY	30-45	30-45	30	30

Aus dieser Analyse ergeben sich die Zugehörigkeiten der in Sachsen vorkommenden Bodenformen zu den Puffersystemen nach ULLRICH (1985) (vgl. Tab. 25).

Tab. 25: Untere akzeptable Grenzen des pH-Werts bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche sächsischer Bodenformen

Puffer-substanz	niedrigster pH-Wert	niedrigste Basensättigung (BS)	BÜK-Bodenform Laubwald und waldfreies Grasland	BÜK-Bodenform Nadelwald
Karbonat-Puffer (CaCO ₃)	6,2	83	GG-AB	GG-AB
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	5,0	56	ABn, aSS, AT, BB-LL, GGa, GG-BB, GGn, GG-SS, LL-SS, LL-TT, RZn, SGn, SHn, SSg, SS-GG, SSh, SSm, SSn, SSn/VV, SS-TT, TT-LL, TTn	ABn, aSS, AT, BB-LL, GGa, GG-BB, GGn, GG-SS, RZn, SGn, SHn, SSg, SS-GG, SSh, SSm, SSn, SS-TT, TT-LL, TTn
Austauscher-Puffer Mangan-Oxide	4,5	43	BB-LF, GG-BBp, LFn, LLn, OOn, RN-BB, RNn, SS-BB, SS-LL	BB-LF, GG-BBp, OOn, SSn/VV
Tonminerale	4,2	35	FSn, GGh	FSn, GGh, RN-BB, RNn, SS-BB, SS-LL
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) _x ^{(3-x)+}], Aluminium-Hydroxosulfate)	4,0	30	BBn/LFn, HN-GH, HNn, HNv, YO, YY	BBn/LFn, HN-GH, HNn, HNv, LL-SS, LL-TT, YO, YY
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) ₃ “)	3,6	15	BBh, BBn, BB-RN, GN, RQn, OL-RQ, p3BBn, pBB/LFn, PP-BB, PPn/LFn, BB-PP, BBp-PP, GG-PP, GG-RQ, PPe, PPn, YK-GG, YKn	BBh, BBn, GN, LFn, LLn, BB-PP, BBp-PP, BB-RN, GG-PP, GG-RQ, OL-RQ, p3BBn, pBB/LFn, PP-BB, PPe, PPn, PPn/LFn, RQn, YK-GG, YKn
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	3,2	5	HHn, HHv	HHn, HHv

Variante 1 b: Bestimmung der ANC_{le} für Flächen mit DOC ≥100 mg/l

In Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz (DOC ≥100 mg/l – vgl. UBA 1996) wird die kritische Austragsrate von Säureneutralisationskapazität unter Berücksichtigung des kritischen physiologisch toxisch wirksamen Bc/H-Verhältnisses bestimmt (vgl. Abb. 8). Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/H-Verhältnis wirkt pflanzenartspezifisch. SVERDRUP und INESON (1993) haben für die Hauptbaumarten in Europa Referenzdaten erhoben (vgl. Tab. 24).

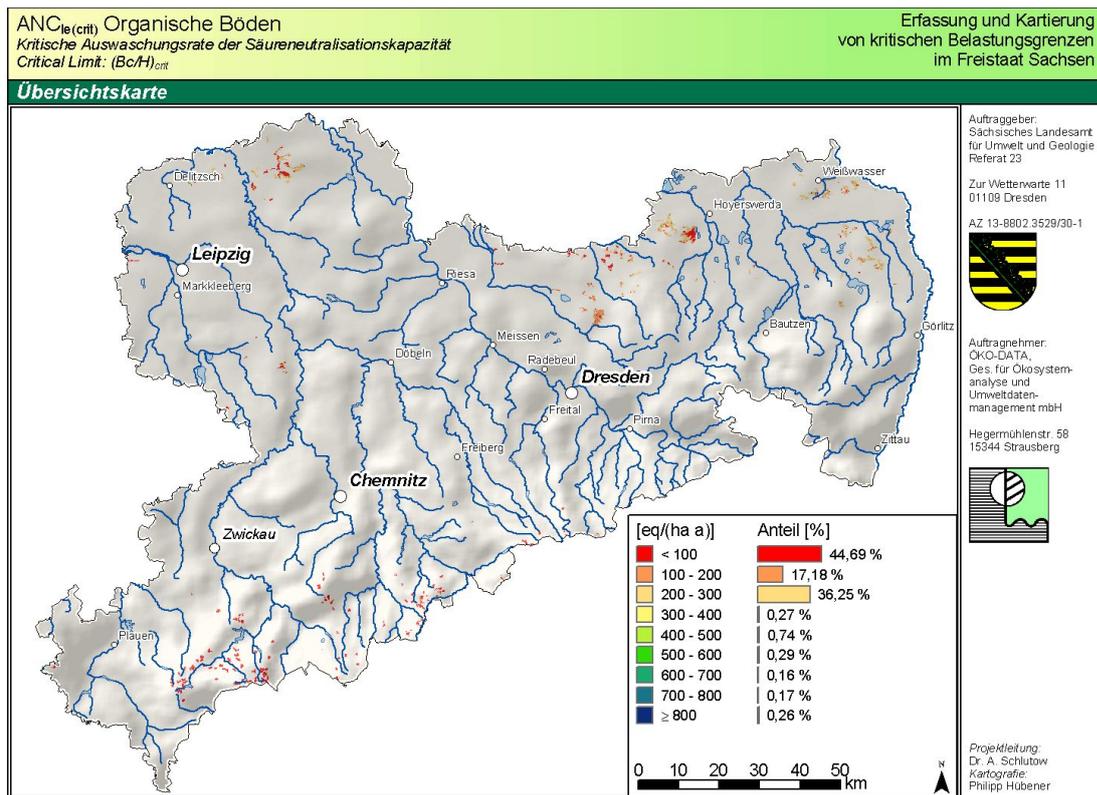


Abb. 8: Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC aus organischen Böden unter Berücksichtigung der kritischen Bc/H-Verhältnisse als Schwellenwert der Pflanzentoxizität

Variantenvergleich für mineralische Böden

Zunächst werden für alle Rezeptorflächen auf mineralischen Böden alle 3 Varianten berechnet.

nach Variante 1: unter Berücksichtigung der Toxizitäts-Schwellenwerte für Pflanzen

Die Flächen, die nach Variante 1 a oder 1 b berechnet werden, ergänzen sich zur Gesamtsumme der Rezeptorflächen (mineralische + organische Böden) und können in einer Karte gemeinsam dargestellt werden (vgl. Abb. 9).

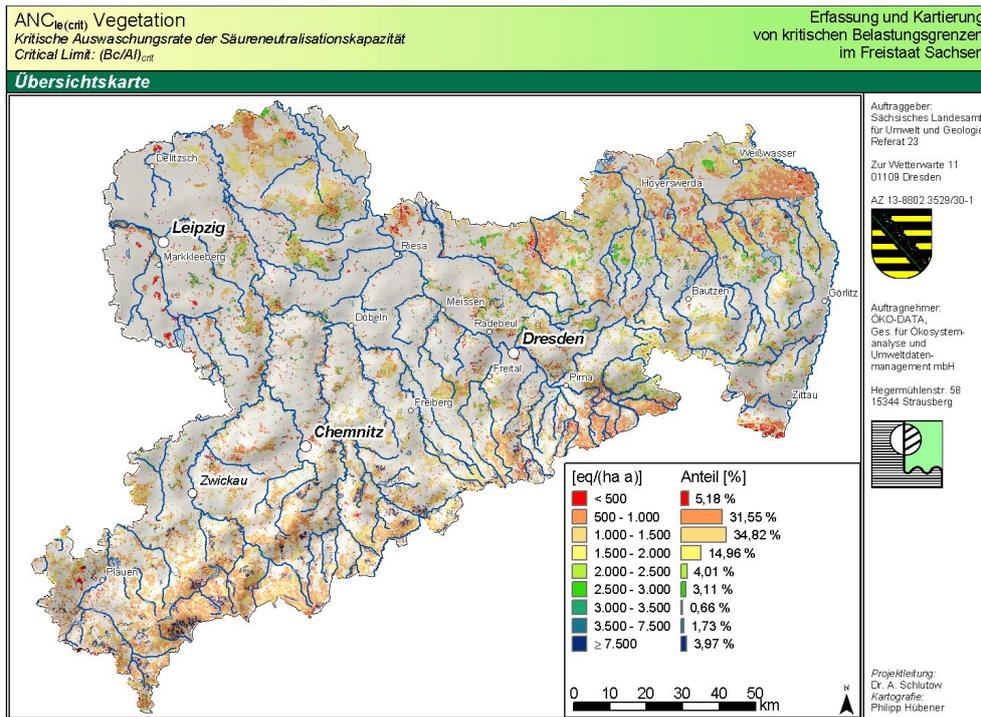


Abb. 9: Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC unter Berücksichtigung der kritischen Bc/Al- bzw. Bc/H-Verhältnisse als Schwellenwerte der Pflanztoxizität

nach Variante 2: unter Berücksichtigung eines kritischen Mindestgehaltes an Aluminium-Ionen zum Aufbau sekundärer Aluminiumkomplexe (vgl. Abb. 10)

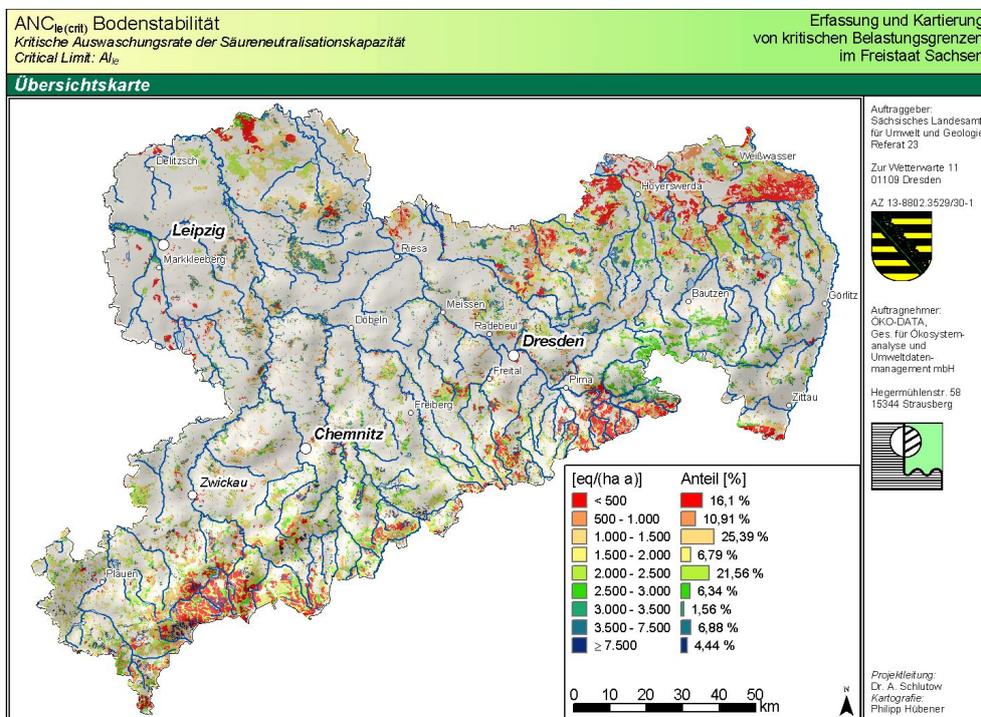


Abb. 10: Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC aus Mineralböden unter Berücksichtigung der kritischen Aluminium-Austragsrate

nach Variante 3: unter Berücksichtigung der natürlichen Pufferbereiche der Böden (vgl. Abb. 11)

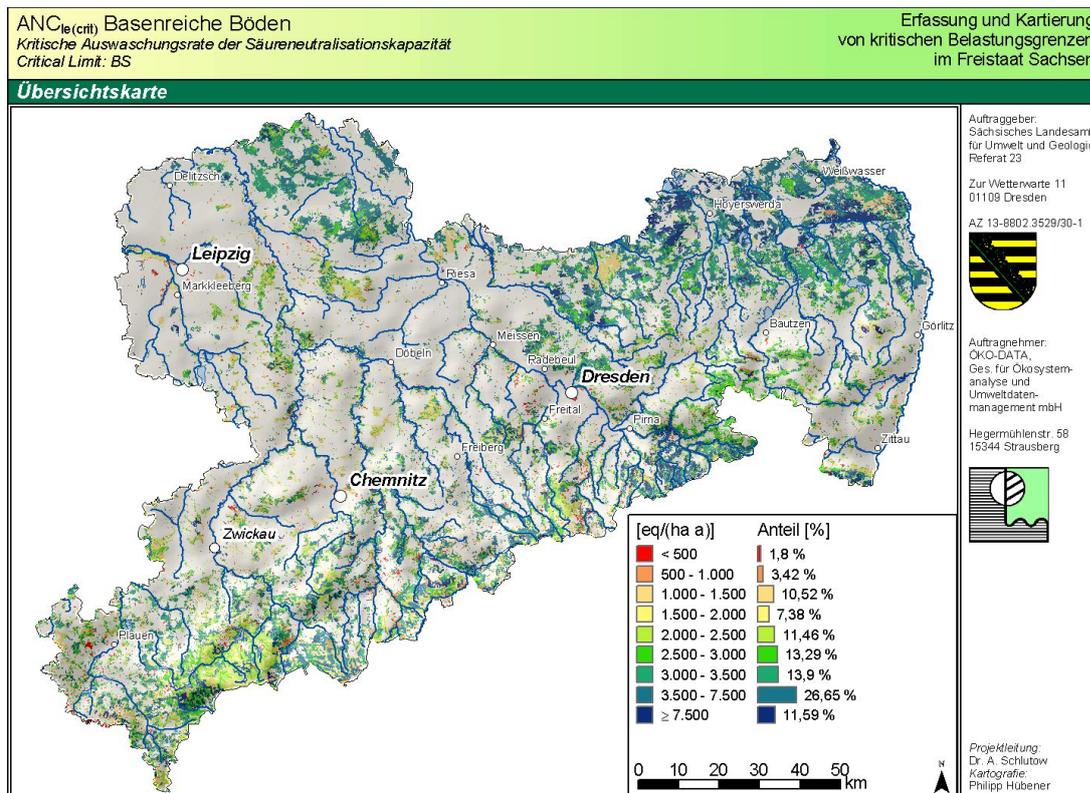


Abb. 11: Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC aus Mineralböden unter Berücksichtigung der kritischen Basensättigung

Variantenvergleich

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Load zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse von $CL_{\max}^{(1a)}(S)$, $CL_{\max}^{(2)}(S)$ und $CL_{\max}^{(3)}(S)$ notwendig. Der niedrigste Wert für $CL_{\max}(S)$, der sich für ein Ökosystem aus den 3 Variantenrechnungen $CL_{\max}^{(1a)}(S)$; $CL_{\max}^{(2)}(S)$ und $CL_{\max}^{(3)}(S)$ ergibt, soll als Critical Load für das berechnete Grid gelten (vgl. Abb. 12).

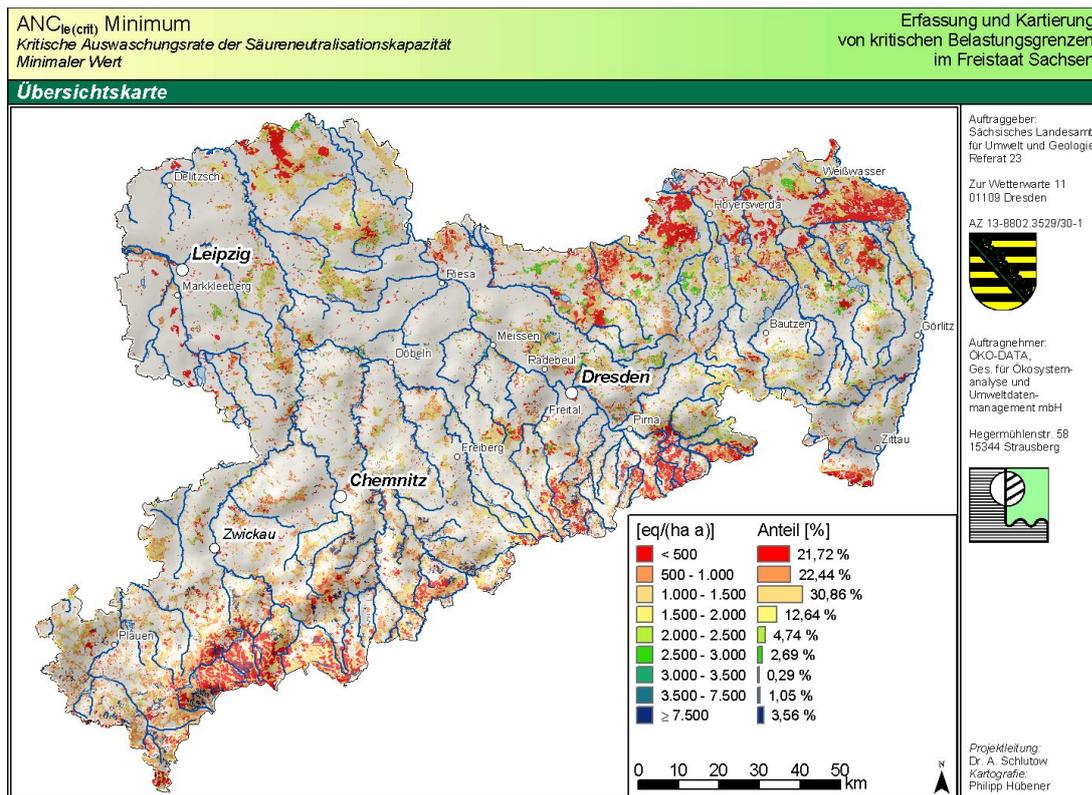


Abb. 12: Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC unter Berücksichtigung der höchsten Empfindlichkeit im Vergleich von ANC nach Variante 1, 2 und 3

Die Variante 3 hat einen signifikanten Einfluss auf den Critical Load für Säureeinträge nur bei 6,6 % aller Rezeptorflächen. Die Limitierung der Auswaschung unter Beachtung eines kritischen Mindestgehaltes an Basensättigung in den Böden betrifft einige natürlich basenreichere Lössböden in der Leipziger Lössebene und die Aueböden. Aber die überwiegend bereits im unbeeinflussten Zustand niedrigen bis maximal mittleren Basensättigungen der meisten anderen sächsischen Böden puffern von Natur aus bereits im Aluminium-Pufferbereich. Dieser Pufferbereich ist sehr weit und lässt demzufolge eine relativ hohe Auswaschungsrate zu.

Das Ergebnis der Berechnungen der Kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach Variante 2 zeigt, dass ein Teil der Rezeptorflächen (23 % Flächenanteil) niedrigere zulässige Auswaschungsraten bei Berücksichtigung der Kritischen Verwitterungsrate von Aluminium als limitierendes Kriterium für die Sicherung der Stabilität der Bodenstruktur (Variante 2) aufweist. Der weit überwiegende Teil der Rezeptorflächen werden nur unter Berücksichtigung des Bc/Al-bzw. des Bc/H-Verhältnisses zum Schutz der Vegetation (Variante 1) als limitierendes Kriterium ausreichend geschützt. Der Flächenanteil, bei dem dieses kritische Kriterium den Critical Load bestimmt, beträgt 70 % an der Rezeptorfläche.

3.5 Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate

Für die Critical-Load-Berechnung ist die Stickstoffimmobilisierung als die über einen längeren Zeitraum vertretbare Stickstofffestlegung im Oberboden, d. h. zunächst in der Humusschicht, nach Austauschvorgängen i. d. R. auch in der oberen Mineralbodenschicht, einschließlich der Fixierung durch Mikroorganismen, definiert.

Der Grenzwert der Stickstoffimmobilisierung N_i wurde entsprechend dem europäischen Ansatz aus Felduntersuchungen abgeleitet. Für den Steady state-Ansatz werden in Auswertung der Ergebnisse internationaler Workshops (UN/ECE/CCE 1993) in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur für Deutschland als langfristig natürliche Immobilisierung (theoretische) Werte zwischen 1 kg N/(ha a) und 5 kg N/(ha a) angenommen. Die Immobilisierungsrate der Böden wird erheblich von der Temperatur beeinflusst, wobei Wärme die Immobilisierung hemmt. Niedrigere Temperaturen hingegen begünstigen die Immobilisierung von Stickstoff (HORNUNG et al. 1995). Zur Ermittlung der Stickstoffimmobilisierung wurde deshalb ein Wertebereich von 1-5 kg N/(ha a) den in Sachsen gemessenen Jahresmitteltemperaturen zugeordnet (vgl. Tab. 26). Für diesen Zweck konnte die Karte der langjährigen Jahresmitteltemperaturen von 1971-2000 (DEUTSCHER WETTERDIENST 2001) verwendet werden.

Tab. 26: Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur (UN/ECE/CCE 1993)

Mittlere Jahrestemperatur [°C]	N-Immobilisierung	
	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq/(ha a)]
<5	5	357
5	4	286
6	3	214
7	2	143
8	1,5	107
>8	1	71

Da die mittleren Jahresmitteltemperaturen für die 1 x 1 km²-Rasterzellen mit ein oder mehr Dezimalen angegeben sind, werden Zwischenwerte der Immobilisierungsraten zwischen den Klassenmittelwerten durch Fuzzyfizierung der Klassenzugehörigkeitsgrenzen ermittelt.

Immobilisierungsraten von 27 kg/(ha a) bis 82 kg/(ha a), wie sie im Solling ermittelt wurden (MATZNER 1988), weisen darauf hin, dass die natürlichen Immobilisierungsraten, insbesondere im Humus, anthropogen beeinflusst werden können. Auch wenn diese aktuell erhöhten Immobilisierungsraten zu einer Senke in der Massenbilanz führen, sollten diese hohen Immobilisierungsraten nicht über längere Zeiträume toleriert werden, da sie einerseits mit relativ starken Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser gekoppelt sein können und andererseits eine Begrenzung dieser Entwicklung dann gegeben ist, wenn der Humusstatus von mullartigem Moder in Mull übergeht (KOPP U. KIRSCHNER 1992). Dann ist die Humusschicht nicht mehr weiter aufnahmefähig und gibt schlagartig und langanhaltend eine große Menge gelösten Stickstoffs an das Sickerwasser ab.

Daraus ergibt sich aber auch die Notwendigkeit, vom Steady state-Ansatz zukünftig auch in Sachsen zu dynamischen Modellen überzugehen, um die zeitliche Entwicklung der Waldböden bei sich ändernden Depositionsraten abschätzen zu können und um in die

Berechnung der Critical Loads die Ist-Ziel-Differenzentwicklung mit zeitlichen Gradienten einbeziehen zu können.

Im Ergebnis der Ermittlung der Immobilisierungsraten nach dem Steady state-Ansatz ergab sich in Sachsen folgende Verteilung (vgl. Abb. 13).

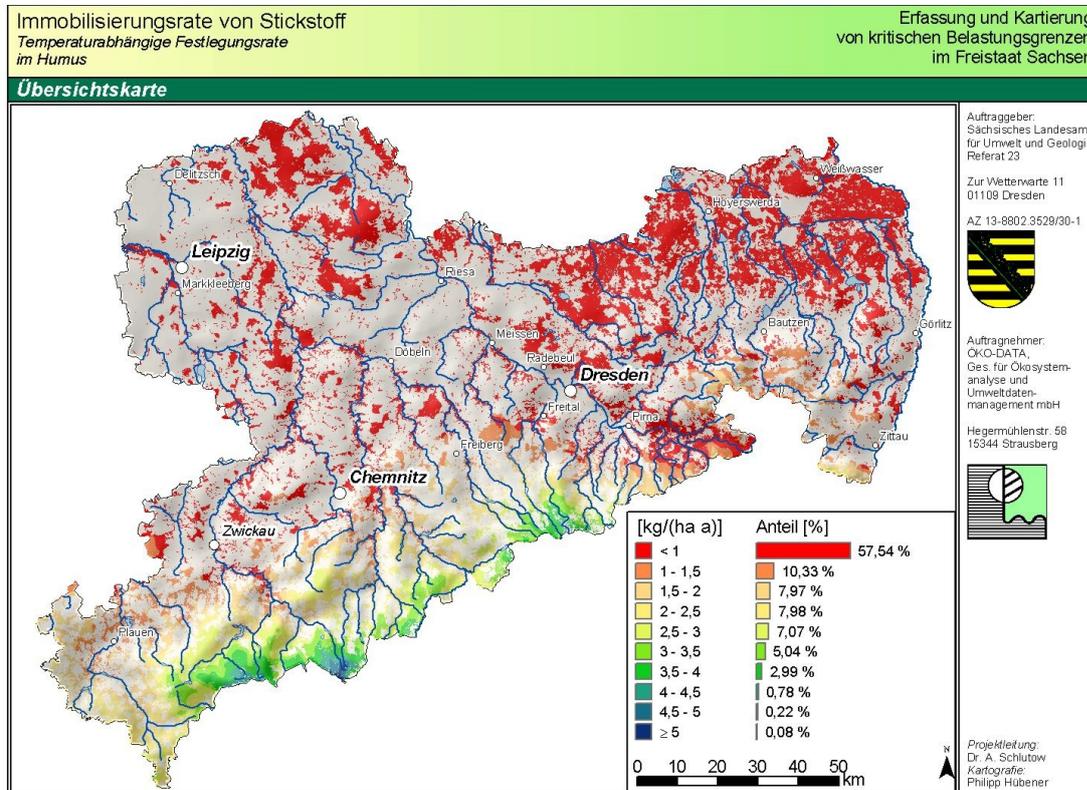


Abb. 13: Regionale Verteilung der Immobilisierungsraten in den Rezeptorflächen des Freistaates Sachsen

3.6 Bestimmung der tolerierbaren Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser

Bei der Berechnung der Critical Loads für Stickstoffeinträge wurde davon ausgegangen, dass in intakten, nicht stickstoffübersättigten Waldökosystemen und halbnatürlichen Ökosystemen mit geschlossenem Kreislauf in der Regel kein Stickstoff-Austrag ins Grundwasser erfolgen dürfte bzw. nicht mehr als 1 kg/(ha a) ausgewaschen wird (MATZNER 1988).

Aktuelle Feldergebnisse verschiedener Studien zeigen für Waldgebiete mit durchschnittlichen anthropogenen Stickstoffeinträgen stark voneinander abweichende Austragsraten. Die in einer Literaturrecherche ermittelten Angaben über Stickstoffausträge lagen zwischen 0,1 kg N/(ha a) und 70 kg N/(ha a). Erhebliche Schwankungen wurden dabei vor allem unter Fichten-Forstökosystemen nachgewiesen. Differenzen traten nicht nur zwischen z. T. benachbarten Untersuchungsgebieten auf, sondern wurden auch an einigen Standorten innerhalb der mehrjährigen Messphasen nachgewiesen.

Das Risiko der Nitratauswaschung unter Laub- und Mischbaumbeständen kann aufgrund mehrerer, die Tiefenverlagerung hemmender Einflussgrößen (tiefere Durchwurzelung, keine erhöhte NH_4^+ -Aufnahme, Mineralbodenhumus statt Bildung einer Humusaufgabe) und der

geringeren Interzeptionsdeposition generell als niedriger angesehen werden als unter Nadelreinforsten.

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik ist ein weiter Bereich von Werten diskutiert worden (GRENNFELT UND THÖRNELÖF 1992, HORNUMG et al. 1995, UBA 1996). Dabei wurden für den tolerierbaren Austrag unter Critical Load-Bedingungen unter Nadelwäldern Werte zwischen 0,5 kg N/(ha a) und 3 kg N/(ha a) sowie 2-4 kg N/(ha a) unter Laubwäldern angenommen. Letztendlich spielt für eine realistische Abschätzung dieser Größe der Massenbilanz die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.

So können für die Begrenzung der Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser $N_{le(acc)}$ für verschiedene Vegetationstypen bestimmte kritische Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung herangezogen werden. Bei einer Überschreitung dieser Werte sind Vegetationsveränderungen bzw. ein erhöhter Stickstoffaustrag ins Grundwasser zu erwarten (Gefährdung von Trinkwasser und Oberflächengewässern). Eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und die Strukturveränderungen verschiedener Vegetationstypen bei Überschreitung zeigt Tab. 27.

Tab. 27: Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (UN/ECE/CCE 1993)

Vegetationstyp	$[N]_{crit}$ [mg/l]	$[N]_{crit}$ [eq/m ³]
Nadelwald →Nährstoffungleichgewicht	≤0,2	≤0,0143
Laubwald →Nährstoffungleichgewicht	≤0,2-0,4	≤0,0143-0,0276
Flechten →Moosbeeren	≤0,2-0,4	≤0,0143-0,0276
Heide →Blaubeeren	≤0,4-0,6	≤0,0276-0,0429
Blaubeeren →Gräser	≤1-2	≤0,0714-0,1429
Gräser →Krautvegetation	≤3-5	≤0,2143-0,3571

Die kritische Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung $[N]_{crit}$ wird jedoch in Anlehnung an Vorschläge des europäischen Koordinierungszentrums „Wirkungen“ (UN/ECE/CCE 1993) flächendeckend und unabhängig vom Vegetationstyp mit 0,2 mg N/l, das entspricht 0,0143 eq/m³, angenommen. Mit dieser niedrigsten Grenzkonzentration wird gewährleistet, dass der Grundwasseraustausch in verschiedenen empfindlichen benachbarten Ökosystemen nicht zu einer Überbelastung des empfindlicheren Ökosystems führt. Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrages erfolgte demzufolge unter Verwendung der Sickerwasserrate wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \cdot [N]_{crit}$$

wobei:

- $N_{le(acc)}$ = tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser [kg/(ha a)]
- PS = Sickerwasserrate [m³/(ha a)]
- $[N]_{crit}$ = Grenzwert nach UN/ECE/CCE (1993) für die tolerierbare Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung [0,2 mg/l bzw. 0,0143 eq/m³]

Die Verwendung einer Grenzkonzentration für einen tolerierbaren Austrag von Stickstoff ins Grundwasser ist insofern gerechtfertigt, als es auch unter unbeeinflussten Landschaften

immer schon zu einer Auswaschung von Stickstoff ins Grundwasser nach Austrocknung und Wiedervernässung von hydromorphen Böden im jährlichen oder mehrjährigen Klimazyklus kam. Die Nutzung des vom UN/ECE/CCE (1993) festgelegten Grenzwertes zur Kontrolle des Erfolges bei Einhaltung der Critical Loads wäre sehr sinnvoll unter dem Gesichtspunkt, dass es in Sachsen noch Regenarmmoore gibt, die in den westeuropäischen Ländern nicht mehr vorkommen, und deshalb hinsichtlich einer Belastbarkeit mit (geringfügig) stickstoffbelastetem Grundwasser nicht untersucht worden sind. Weitere Untersuchungen zu diesem Punkt werden hiermit vorgeschlagen.

Flächendaten zur Sickerwasserrate in Sachsen standen in Form der UBODEN-Datenbank zur BÜK 200 zur Verfügung. Die Datenbank enthält für jedes Polygon der Sächsischen Bodenübersichtskarte eine Angabe zur durchschnittlichen Sickerwasserrate 1971-2000.

Im Ergebnis der Ermittlung der Kritischen Auswaschungsraten von Stickstoff ergab sich folgende Verteilung in Sachsen (vgl. Abb. 14):

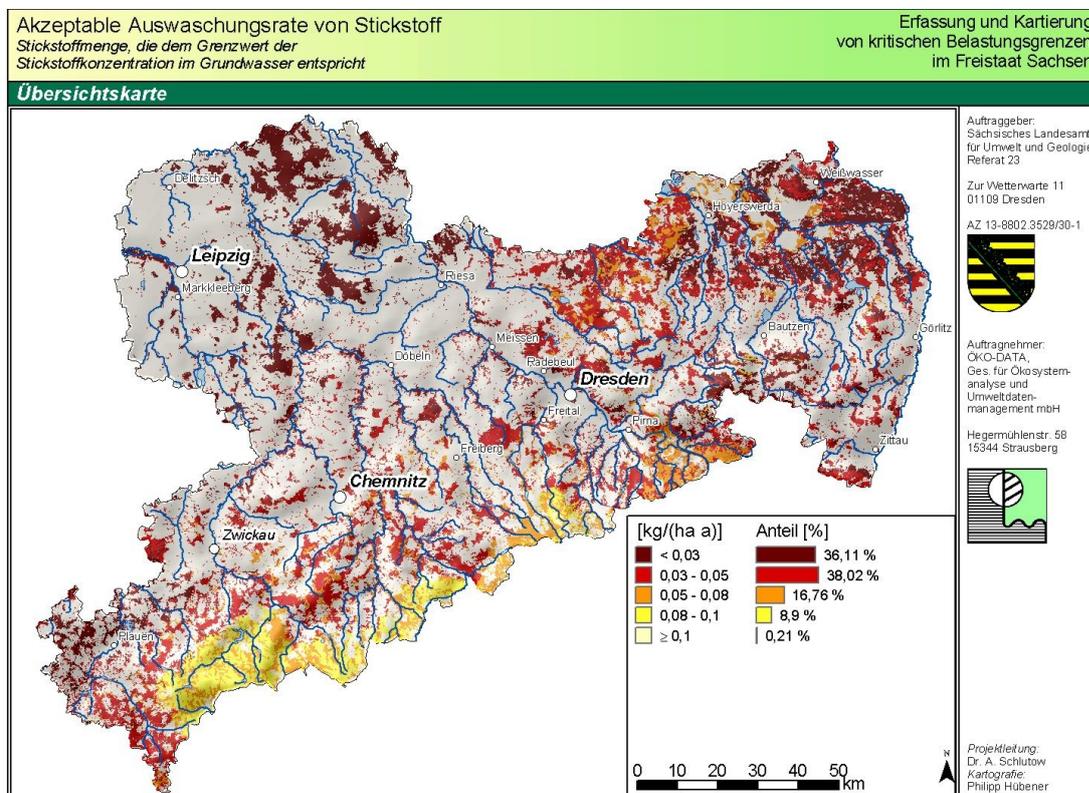


Abb. 14: Kritische Auswaschungsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser in Wäldern und naturnahen waldfreien Ökosystemen Sachsens

3.7 Ermittlung der Stickstoff-Denitrifikationsrate

Die Stickstoff-Emission aus dem Boden ist in der Regel das Ergebnis mikrobieller Umsetzungsprozesse im Boden, der Denitrifikation (FOLORUNSO U. ROLSTON 1985). Das im Bodenwasser gelöste Nitrat (NO_3^-) wird zu Nitrit (NO_2^-), weiter zu Stickstoffmonoxid (NO), zu Distickstoffoxid (Lachgas = N_2O) und letztendlich zu elementarem Stickstoff (N_2) reduziert. Dies wird von Mikroorganismen durchgeführt, die bei O_2 -Mangel fähig sind, Nitrit- und Nitratsauerstoff anstelle von elementarem Sauerstoff zu verwerten. Als Energiequelle

benötigen sie aber leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff, wie er in Mineralböden nur in den obersten Bodenschichten vorkommt, in Moorböden jedoch bis in Tiefen von mehreren Metern anzutreffen ist. Die Denitrifikation findet überwiegend bei hoher Wassersättigung des Bodens (60-70 %), d. h. bei Sauerstoffmangel statt. In Böden mit sehr hohem organischen Kohlenstoffgehalt können die heterotrophen Bakterien aber auch bei niedrigeren Wassergehalten (<60 %) eine hohe Denitrifikationsrate erreichen (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Signifikanten Einfluss hat auch die Temperatur auf die Aktivität der denitrifizierenden Bodenorganismen. So beginnen die Mikroorganismen erst bei 5 °C aktiv zu werden und steigern ihre Aktivität mit zunehmender Temperatur. Bei pH-Werten unter pH 6 nimmt die Aktivität der Mikroorganismen rapide ab. In sauren Böden kann aber auch eine rein chemische Umwandlung von Nitrit in gasförmige Stickoxide (NO, N₂O) erfolgen.

Der Ablauf der Denitrifikation ist also abhängig von den Zuständen der abiotischen Komponenten im komplexen Ökosystem und kann, insbesondere anhand der Bodeneigenschaften in Verbindung mit den klimatischen Verhältnissen, abgeschätzt werden (SVERDRUP U. INESON 1993).

Die Stickstoff-Gesamtemission hängt überwiegend vom Gehalt an Stickstoff im Boden ab, indirekt also in hohem Maße von Stickstoffeinträgen, aber auch im hohen Maße vom Bodenwassergehalt als Lebensmilieu und dem verfügbaren Dargebot an basischen Kationen und Kohlenstoff als Nahrungsgrundlage für die Mikroorganismen. Die Abschätzung der Stickstoff-Gesamtemission muss also sowohl nach nutzungsbedingten als auch nach natürlichen Standortparametern differenziert erfolgen.

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung von Critical Loads für Gesamt-Säure und eutrophierenden Stickstoff empfiehlt das Manual (UBA 1996) folgenden Ansatz:

Bestimmung des Denitrifikations-Faktors f_{de}

DEVRIES (1991) schlagen die Parametrisierung von f_{de} entsprechend Tab. 28 vor.

Gemäß den Erkenntnissen über die die Denitrifikation bestimmenden Faktoren wurden zur Abschätzung des Denitrifikationsfaktors f_{de} für die Ökosysteme Sachsens die Eigenschaften der verschiedenen Bodentypen, die entsprechend BÜK 200 Sachsens vorkommen, v. a. hinsichtlich ihrer Durchlüftung herangezogen.

Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate. Da unter allen bisher beschriebenen Einflussfaktoren das Vorliegen von sauerstofffreien Verhältnissen und hoher Bodenfeuchte die Denitrifikationsrate am stärksten beeinflussen, erfolgte für die Critical-Load-Berechnung die Ableitung der Denitrifikationsfaktoren f_{de} mittels einer Matrix nach den Tonanteilen der einzelnen Horizontschichten. Die Denitrifikation findet unabhängig von der Vegetation statt. Deshalb ist in diesem Fall nicht die tatsächlich pflanzenartspezifische Durchwurzelungstiefe der Bereich, wo Denitrifikation stattfindet, sondern der gesamte Bereich des Lockergesteins über Festgestein bzw. über Grundwassertiefststand. Die Berechnung des mittleren Tonanteils erfolgt hier also über die Horizonte bis zur oberen Tiefe des obersten C- oder Gr-Horizontes.

Die Methode zur Bestimmung des effektiven Tonanteils eines Horizontes wurde in Kap. 3.2.1 beschrieben. Die Zuordnung der effektiven Tonanteile zu den Denitrifikationsfaktoren erfolgt wieder mit Hilfe der Fuzzyfizierung der Zugehörigkeit, d. h. durch Bestimmung der

Zugehörigkeitsgrade zu Klassen und anschließender Defuzzifizierung auf der Grundlage der BÜK 200, insbesondere auf der Grundlage der Bodenprofile der einzelnen Polygone (vgl. Tab. 28).

Tab. 28: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren (DEVRIES 1991)

Mittlerer Tonanteil [%]	f_{de}
<10,5	0,1
$\geq 10,5$ bis <20,0	0,1
$\geq 25,0$ bis <30,0	0,2
$\geq 30,0$ bis <37,5	0,3
$\geq 20,0$ bis <25,0	0,2
$\geq 37,5$ bis <45,0	0,3
$\geq 52,5$ bis <57,5	0,3
$\geq 45,0$ bis <52,5	0,3
$\geq 57,5$ bis <62,5	0,3
$\geq 62,5$ bis <70,0	0,5
$\geq 70,0$	0,5

Wenn man nun zuerst für jeden Horizont eines BÜK-200-Polygons einen Denitrifikationsfaktor entsprechend Tab. 28 durch Fuzzyfizierung zuordnet und diese Faktoren anschließend über alle Horizonte bis zur oberen Tiefe des Festgesteins bzw. des Grundwassertiefsstandes tiefenstufengewichtet mittelt, erhält man für jedes Boden-Polygon der BÜK 200 einen mittleren f_{de} -Wert.

Abweichend von der zuvor erläuterten Berechnungsvorschrift gibt es für folgende Ausnahmen fixe Festlegungen:

Für Histosole gelten folgende Werte für die f_{de} -Faktoren:

HHn, HHv, HN-GH, HNn, HNv: 0,8

Für Podsole gelten folgende Werte für die f_{de} -Faktoren:

BB-PP, BBp-PP, GG-PP, p3BBn, pBB/LFn, PP-BB, PPe, PPn, PPn/LFn: 0,1

Die Regionalisierung der Berechnungsergebnisse zeigt Abb. 15.

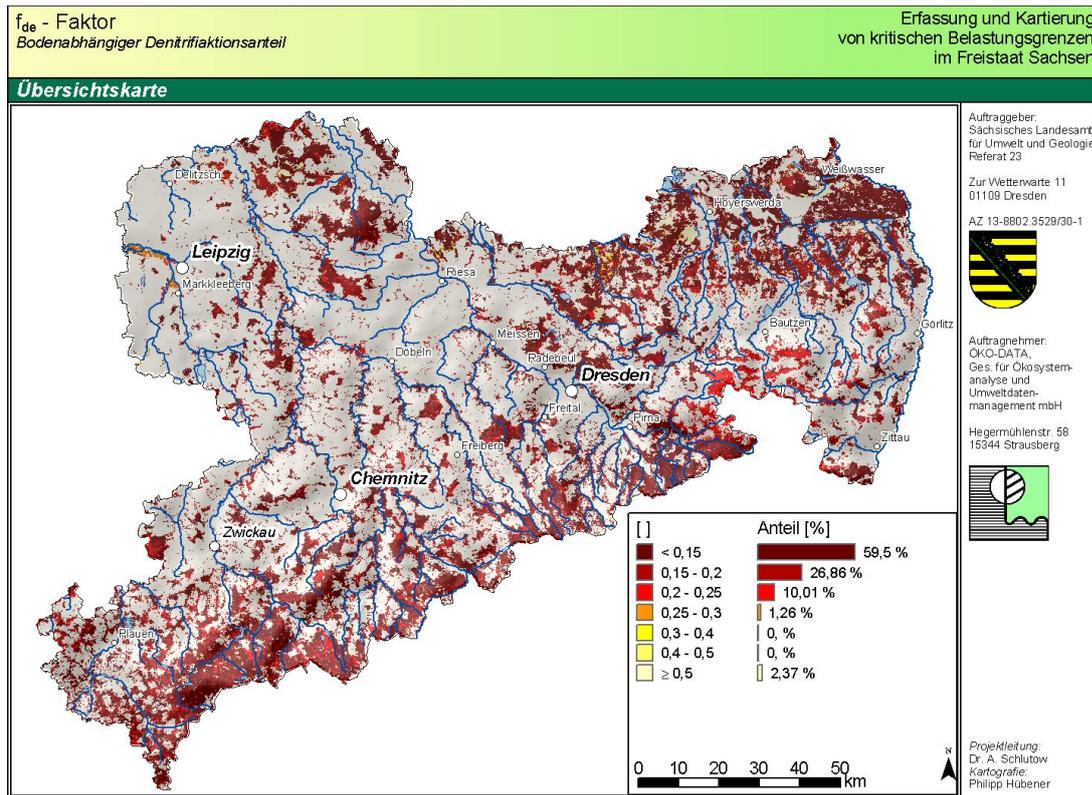


Abb. 15: Denitrifikationsfaktor für Wälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme in Sachsen (f_{de})

4 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung

4.1 Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen

Im Ergebnis der Critical Loads-Berechnung für die Wald- und waldfreien naturnahen Standorte in Sachsen, deren räumliche Verteilung Abb. 16 zeigt, ist festzustellen: Etwa drei Viertel der Rezeptorflächen in Sachsen (78,2 %), das entspricht fast einem Viertel (22 %) der Landesfläche des Freistaates, weisen besonders schutzbedürftige ökologische Rezeptoren mit Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge unter 3.000 eq/(ha a), d. h. besonders säureempfindliche Ökosysteme, die nur über ein geringes Puffervermögen verfügen.

Die statistische Flächenverteilung ist Tab. 29 zu entnehmen.

Tab. 29: Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge

Critical Load [eq/(ha a)]	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
<500	3,5
≥500 bis <1.000	16,3
≥1.000 bis <1.500	13,9
≥1.500 bis <2.000	15,8
≥2.000 bis <2.500	17,8
≥2.500 bis <3.000	11,4
≥3.000 bis <3.500	9,1
≥3.500 bis <4.000	1,8
≥4.000 bis <4.500	1,6
≥4.500 bis <5.000	2,5
≥5.000 bis <15.000	3,2
≥15.000	3,2
	100,0

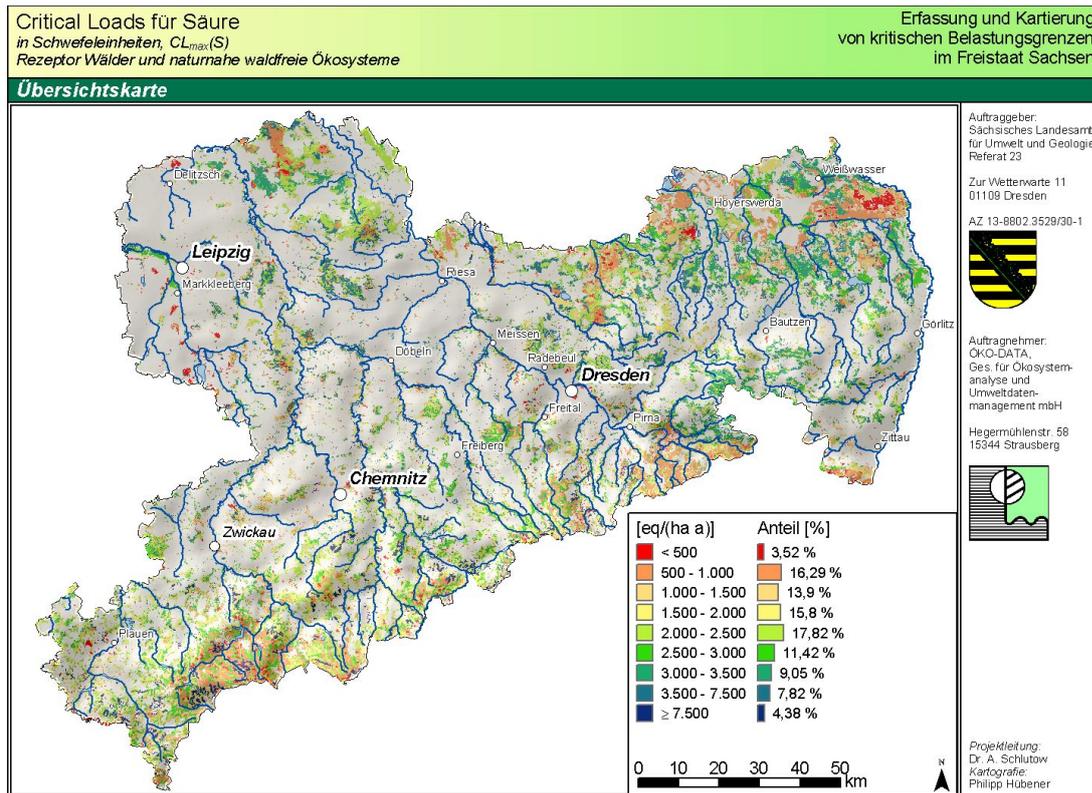


Abb. 16: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureinträge

Zusammengefasst ergibt sich folgendes Bild der räumlichen Verteilung der Critical Loads (vgl. Tab. 30):

Tab. 30: Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureinträge in Sachsen

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	Betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
sehr niedrig	Niederlausitz (Muskauer Heide-Hoyerswerda-Bernsdorf)	Verwitterungsrate basischer Kationen: sehr gering auf Braunerde-Podsol Ernteentzug basischer Kationen: mittel-hoch, da mittlere Bodenfruchtbarkeit bei relativ guter Wasser- und Wärmeversorgung Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: gering bis mittel Critical Limit: Al-Auswaschung für Bodenstabilität (sehr geringe Al-Auswaschung zulässig)
sehr niedrig	Dübener Altmoräne (Dübener Heide, Schildauer, Dahleener bis Thiendorfer Heide)	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Sandböden Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: hoch-sehr hoch Critical Limit: Al-Auswaschung für Bodenstabilität (sehr geringe Al-Auswaschung zulässig)
niedrig	Westerzgebirge	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Podsol-Braunerden Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: gering-mittel Critical Limit: Al-Auswaschung für Bodenstabilität (sehr geringe Al-Auswaschung zulässig)
niedrig	oberes Vogtland, Zittauer Gebirge, Sächsische Schweiz	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Podsol-Braunerden Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: gering-mittel Critical Limit: Al-Auswaschung für Bodenstabilität (sehr geringe Al-Auswaschung zulässig)

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	Betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
mittel	Mittel- und Osterzgebirge	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Podsol-Braunerden Ernteentzug basischer Kationen: gering Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: mittel-hoch Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität (sehr empfindliche Nadelholzbestände)
mittel	unteres Vogtland, Erzgebirgsvorland	Verwitterungsrate basischer Kationen: mittel auf Braunerde Ernteentzug basischer Kationen: mittel bei mittlerer Bodenfruchtbarkeit Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: gering Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität (überwiegend empfindliche Laub-Nadel-Mischbestände mit niedrigem Bc/Al-Limit)
hoch	Niederlausitzer Niederungen (Gürtel zwischen Rothenburg-Königswartha-Kamenz),	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Sand-Gleyen Ernteentzug basischer Kationen: mittel, da mittlere Bodenfruchtbarkeit Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: hoch Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität (überwiegend wenig empfindliche Laubholzbestände und Frischwiesen mit niedrigem Bc/Al-Limit)
hoch	Lausitzer Löss-Hügelland, Oberlausitzer Bergland, in der Leipziger SandLöss-Ebene, Sächsisches Löss-Hügelland, Dresdner Heide, Tharandter Wald,	Verwitterungsrate basischer Kationen: hoch auf Löss-Braunerden Entzug basischer Kationen: hoch, da sehr hohe Bodenfruchtbarkeit Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: mittel-hoch Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität (überwiegend wenig empfindliche Laubholzbestände und Frischwiesen mit niedrigem Bc/Al-Limit, breiter natürlicher Pufferbereich für Löss- und Auenböden)
sehr hoch	Mühlroser und Kamener Heide	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Sandböden Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering, da Heiden kaum genutzt werden Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: hoch-sehr hoch Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität (überwiegend sehr wenig empfindliche Zwergstrauch-Heiden mit sehr niedrigem Bc/Al-Limit)

Der Einflussfaktor mit der höchsten Sensitivität ist die Verwitterungsrate an basischen Kationen aus dem Muttergestein. Aber auch die zulässige Auswaschungsrate kann einen hohen Anteil am Critical Load annehmen.

4.1.1 Bewertung der Critical Loads für Säureeinträge in den Waldstandorten Sachsens

Die regional differenzierte Interpretation der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen ergibt in Sachsen folgendes Bild:

Die niedrigsten Belastbarkeitsgrenzen - und damit die höchste Empfindlichkeit gegenüber säurebildenden anthropogenen Einträgen - finden sich in der Niederlausitz in dem Dünen-Gürtel von der Muskauer Heide über Hoyerswerda bis Bernsdorf mit Belastbarkeitsgrenzen unter 500 eq/(ha a). Sie resultieren aus sehr niedrigen Verwitterungsraten basischer Kationen der entbasten podsoligen Sand-Braunerden bei gleichzeitig höheren Basenentzügen durch die Bäume aufgrund relativ hoher Durchschnittstemperaturen in der Vegetationsperiode.

In der Thiendorfer Hochfläche ergeben sich aus der Kombination von niedrigen Verwitterungsraten der sauren podsoligen Böden sowie armer Sandkippböden auf Rekultivierungsflächen, sehr niedrigen Basen-Entzügen auf nährstoffarmen, trockenen Böden niedrige Belastungsgrenzen zwischen 500 eq/(ha a) bis über 1.500 eq/(ha a). Auch in der Dübener, der Schildauer und der Dahleiner Heide treffen niedrige Verwitterungsraten der Sande auf geringe Entzüge aufgrund der Trockenheit. Die Böden sind aber besonders empfindlich gegenüber einer übermäßigen Aluminium-Auswaschung.

Niedrige Belastbarkeitsgrenzen zwischen 1.000 eq/(ha a) und 2.000 eq/(ha a) konzentrieren sich auf das Westerzgebirge, das obere Vogtland, das Zittauer Gebirge und die Sächsische

Schweiz. Sie resultieren aus niedrigen Verwitterungsraten basischer Kationen der entbasten podsoligen Sand-Braunerden, Stau-Podsolen und Gley-Podsolen bei gleichzeitig geringen Basenentzügen durch die Bäume aufgrund niedriger Temperaturen in der Vegetationsperiode. Auch diese Böden sind empfindlich gegenüber einer übermäßigen Aluminium-Auswaschung

Die Böden des Mittel- und Ost-Erzgebirges sind gekennzeichnet von sehr niedrigen Verwitterungsraten basischer Kationen. Braunerde-Podsole sind von Natur aus sauer und nährstoffarm. Gleichzeitig wird aufgrund der niedrigen Jahresdurchschnittstemperaturen in den Hochlagen und dadurch bedingter relativ geringer Holzerträge nur eine sehr geringe Rate an basischen Kationen aus dem Boden durch die Bäume entzogen. Bei gleichzeitig mittleren bis hohen Depositionsraten basischer Kationen (am höchsten im Osterzgebirge) stellt sich der Kritische Belastbarkeitsgrenzwert im mittleren Bereich von 1.500 eq/(ha a) bis 2.000 eq/(ha a) ein.

Im unteren Vogtland und Erzgebirgsvorland treffen mittlere Verwitterungsraten der Braunerden auf einen mittleren Entzug bei guter Bodenfruchtbarkeit. Limitierend wirkt sich bei diesen mittleren Standorten die hohe Empfindlichkeit der Nadelgehölze (auch in Laub/Nadel-Mischbeständen) gegenüber dem Absinken des Bc/Al-Verhältnisses aus. Insgesamt ergibt sich ein kritischer Belastbarkeitsgrenzwert im mittleren Bereich von 1.500 eq/(ha a) bis 2.000 eq/(ha a).

Große Flächen der Niederlausitzer (Krebaer und Königswarthaer) Niederung (Gürtel zwischen Rothenburg-Königswartha-Kamenz) weisen hohe Belastbarkeitsgrenzen zwischen 2.500 eq/(ha a) und 3.000 eq/(ha a) aus. Hier finden sich grundwasserbeeinflusste sandige Mineralböden (Sand-Gleye), die zwar aus basenarmen Gesteinen entstanden sind, aber deren Basengehalt noch nicht so weit in den Untergrund ausgewaschen wurde (podsoliert) wie bei den oben genannten Podsol-Böden.

Das Lausitzer Löss-Hügelland, Oberlausitzer Bergland, die Leipziger Sandlöss-Ebene, die Dresdener Heide, der Tharandter Wald und ein Teil der Dübener Altmoräne weisen ebenfalls hohe Belastbarkeitsgrenzen zwischen 2.500 eq/(ha a) und 3.000 eq/(ha a) auf. Löss-Braunerden und -Parabraunerden mit einer mittleren Basenverwitterungsrate sind vielfach von wenig empfindlichen Laubholzbeständen bestockt. Gleichzeitig greift das Basensättigungs-Limit des Pufferbereiches nicht, weil Lössböden einen sehr breiten Pufferbereich aufweisen und wenig empfindlich gegenüber einer Basenauswaschung reagieren.

Die Böden des östlichen Erzgebirges sind gekennzeichnet von sehr niedrigen Verwitterungsraten basischer Kationen. Braunerde-Podsole sind von Natur aus sauer und nährstoffarm. Gleichzeitig wird aufgrund der niedrigen Jahresdurchschnittstemperaturen in den Hochlagen und dadurch bedingter relativ geringer Holzerträge nur eine sehr geringe Rate an basischen Kationen aus dem Boden durch die Bäume entzogen. Bei gleichzeitig hohen Depositionsraten basischer Kationen stellt sich der Kritische Belastbarkeitsgrenzwert im niedrigen bis mittleren Bereich von 750 eq/(ha a) bis 1.250 eq/(ha a) ein.

Sehr hohe Critical Loads weisen die tonreichen Auenböden in den Flusstälern von Elbe, Elster und Mulde auf. Die sehr hohen Verwitterungsraten basischer Kationen ermöglichen trotz hoher Ernteentzüge der stark wüchsigen Vegetation sehr hohe Critical Loads >5.000 eq/(ha a).

4.1.2 Bewertung der Critical Loads für Säureeinträge in den naturnahen waldfreien Standorten Sachsens

Natürliches Grünland

Natürliches Grünland ist von unterschiedlicher Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen: Auf basenreichen anhydromorphen Böden entwickeln sich halbnatürliche Grünland-Vegetationsgesellschaften, die in Sachsen zu den geschützten Biotopen gehören (Kalktrockenrasen). Auch auf frischen und feuchten basenreichen Böden bis zu Kalkzwischenmooren bzw. Niedermooren auf Kalkmudde entwickeln sich z. B. schutzwürdige Traubentrespen- und Kalkbinsenrasen. Diese wertvollen Vegetationstypen sind gegenüber Säureeinträgen sehr empfindlich. Eine Degradierung dieser Standorte durch Verminderung des Basengehaltes sollte zum Schutz der naturschutzfachlich wertvollen Vegetation nicht zugelassen werden. Natürlich neutrale und saure Böden, deren potenzielle Basensättigung zwischen 15 % und 50 % liegt, entwickeln spontan säureverträgliche Grünland-Pflanzengesellschaften. Diese sind gegenüber weiteren Säureeinträgen relativ unempfindlich. Wenn die Säureeinträge aber zu einem erheblichen Teil aus Stickstoffverbindungen bestehen (wie es in Sachsen überwiegend der Fall ist) führt die gleichzeitig eutrophierende Wirkung zu mehr oder weniger starken Veränderungen der Vegetationsstruktur, so dass Wirkungen infolge von Versauerungen überlagert werden und nicht mehr eindeutig versauerungsbedingt nachweisbar sind. Sehr niedrige Critical Loads von <math><500 \text{ eq}/(\text{ha a})</math> bis

Heiden und Moorheiden

Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in Heiden und Moorheiden, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral sind. Da eine Heidevegetation an saure bis maximal subneutrale Böden angepasst ist, vertragen die Arten dieser Gesellschaften weitere Säureeinträge ohne Probleme, die Belastbarkeitsgrenzen zum Schutz der Vegetation können relativ hoch angesetzt werden, da das kritische Bc/Al-Verhältnis niedrig ist. Der Critical Load wird in diesen Fällen in der Regel von der Kritischen ANC-Auswaschungsrate in Abhängigkeit von der Mindest-Verwitterungsrate des Aluminiums als notwendige Voraussetzung für die Erhaltung der Bodenstruktur bestimmt. Da es sich bei Heiden um saure Böden handelt, ist dieses Grenzkriterium allerdings relativ niedrig. Die Critical Loads der großen Heideflächen in der Laußnitzer, der Elsterwerdaer und in der Muskauer Heide weisen Critical Loads von 750-1.250 eq/(ha a) auf.

Sümpfe

Wie bei Grünland muss man hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen auch bei Sümpfen in natürlich basenreiche Kalkzwischenmoore bzw. Niedermoore auf Kalkmudde und in natürlich subneutrale bis saure Sümpfe unterscheiden. Die basenreichen Sümpfe sind besonders schützenswert. Deshalb greift hier meist das Basensättigungslimit für den natürlichen Pufferbereich. Diese basenreichen Sümpfe finden wir insbesondere in den Auen der Mulde und der Parthe und ihrer Zuflüsse in der Leipziger Tiefebene.

Höhere Belastungsgrenzen als für Wald kann man für schwach saure und subneutrale waldfreie Sümpfe zulassen, deren Vegetation an saure Verhältnisse angepasst ist und auf weitere Säureeinträge flexibel reagiert. Die Bodenstruktur hängt hier nicht vom Aluminium-Gehalt ab. Die schwach sauren und subneutralen Sümpfe der höheren Lagen im Erzgebirge weisen demzufolge mittlere Critical Loads im Bereich von 1.000-1.500 eq/(ha a) auf.

Torfmoore

Torfmoore, auch Regenarmmoore genannt, entstehen grundsätzlich nur in sehr saurem, sehr nährstoffarmem Milieu. Vegetationsgesellschaften der Torfmoore sind an ein saures Milieu angepasst. Man kann sagen, je saurer ein Regenarmmoor wird, desto stabiler ist die Vegetation gegenüber Säureeinträgen. Aluminium wird zur Stabilisierung des Bodens nicht benötigt, da der Boden aus aluminiumfreiem Hochmoortorf besteht.

4.2 Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge

Im Ergebnis der Critical Loads-Berechnung für die Wald- und waldfreien naturnahen Standorte in Sachsen, deren räumliche Verteilung zeigt Abb. 17, ist festzustellen: Etwa drei Viertel der Rezeptorfläche Sachsens (76 %), das entspricht mehr als einem Fünftel (21,5 %) der Landesfläche des Freistaates, weisen besonders schutzbedürftige ökologische Rezeptoren auf mit Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge unter 8 kg N/(ha a), d. h. besonders eutrophierungsgefährdete Ökosysteme, die nur über ein geringes N-Bindungsvermögen verfügen.

Die statistische Flächenverteilung ist Tab. 31 zu entnehmen.

Tab. 31: Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Critical Load [kg/(ha a)]	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
<2	0,03
≥2 bis <3	22,44
≥3 bis <4	6,67
≥4 bis <5	8,00
≥5 bis <6	9,66
≥6 bis <7	14,81
≥7 bis <8	14,44
≥8 bis <9	10,83
≥9 bis <10	5,31
≥10 bis <15	4,82
≥15 bis <20	2,09
≥20	0,90
	100,00

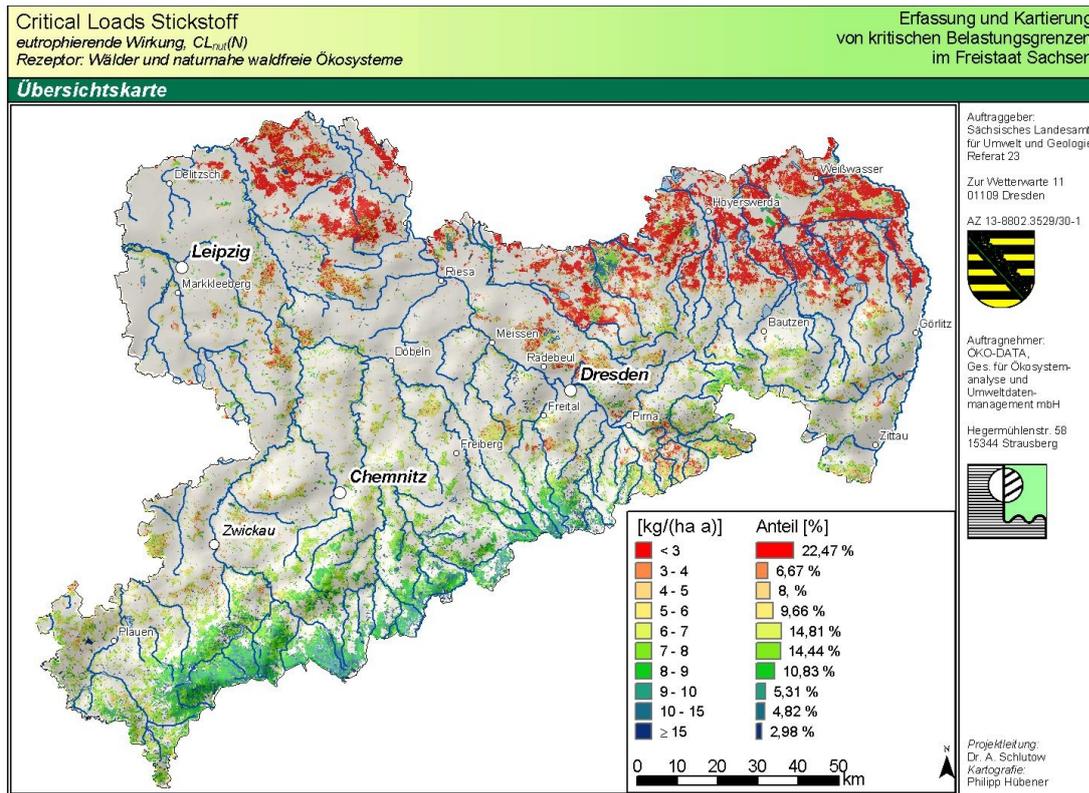


Abb. 17: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

Die regionale Differenzierung der Critical Loads zeigt im Überblick Tab. 32.

Tab. 32: Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge in Sachsen

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
sehr niedrig	Wälder der Niederlausitz/Moritzburger Hügelland, Dübener Altmoräne	Immobilisierungsrate: bei Sandkippböden auf Rekultivierungsflächen sowie bei Braunerde-Podsol (trocken, sauer) oder Podsol-Pseudogley niedrig aufgrund relativ hoher Temperaturen; Ernteentzug N: sehr gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit
niedrig	Elbsandsteingebirge, Zittauer Gebirge	Immobilisierungsrate: bei überwiegend podsoligen Sand-Braunerden: gering-mittel Ernteentzug N: gering, da niedrige Bodenfruchtbarkeit
mittel	Leipziger Ebene, Sächsisches Lösshügelland,	Immobilisierungsrate: bei hohen Temperaturen: niedrig; Ernteentzug N bei überwiegenden Braunerden mit Löss oder Pseudogleyen: mittel, sehr hoher Laubholzanteil mit hohen N-Gehalten
mittel	Vogtland, Erzgebirgsvorland	Immobilisierungsrate: mittel bis hoch aufgrund niedriger Temperaturen des feuchtkühlen Klimabereichs im Luv des Thüringer Waldes; Ernteentzug N: mittel bei mittlerer Bodenfruchtbarkeit, jedoch geringere N-Gehalte im überwiegenden Nadelholz
mittel	Grünland, Heiden und Weiden in der Niederlausitz-Dübener Altmoräne (ehemalige Sperrgebiete)	Immobilisierungsrate: gering aufgrund relativ hoher Jahresmitteltemperaturen Ernteentzug N: hoch, da gute Wuchsbedingungen für Grünland und Heiden auf den feuchten Sand-Gleyen bei hohen Temperaturen
mittel	Lausitzer Bergland (Bautzen-Görlitz-Zittau), Erzgebirgsvorland	Immobilisierungsrate: bei überwiegenden Braunerden, Parabraunerden mit Löss mittel, rascher Humusabbau aufgrund höheren Laubholzanteils (Humusform: Moder bis Mull), Ernteentzüge N: mittel, aber höhere N-Gehalte in Laubholz

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
hoch	hohe Lagen des Erzgebirges	Immobilisierungsrate: bei überwiegenden podsolierten Braunerden hohe N-Festlegungsrate in der Humusaufgabe aufgrund hoher Feuchtigkeit und niedriger Temperaturen, geringe Abbaurate der Humusaufgabe, da saurer Humus aufgrund Nadelholzstreu (Humusform: überwiegend Rohhumus) und saurem Mineralboden Ernteentzug N: gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit
sehr hoch	Flussauen in der Leipziger Ebene, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland	Immobilisierungsrate: mittel Ernteentzug N: sehr hohe Entzüge N aufgrund sehr hoher Bodenfruchtbarkeit und annähernd 100 % Laubholz (hohe N-Gehalte im Holz)

Den schwerstwiegenden Einfluss auf die Critical Loads hat die Immobilisierungsrate unter Wald. Demzufolge sind die kühlen Berglagen in dieser Beziehung im Vorteil. Aber auch die Entzugsrate durch Biomasseernte spielt eine Rolle, insbesondere in N-reichen Grasbeständen.

4.2.1 Bewertung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge in den Waldstandorten Sachsens

Für Wälder regional differenziert zeigt das Ergebnis der Abschätzung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzwerte in Sachsen, dass sich die niedrigsten Belastbarkeitsgrenzen - und damit mit der höchsten Empfindlichkeit gegenüber eutrophierenden anthropogenen Stickstoff-Einträgen - im Düben-Niederlausitzer Altmoränengebiet bis in das Moritzburger Hügelland, wo die Belastbarkeitsgrenzen überwiegend unter 3 kg/(ha a) liegen. Dies resultiert aus der hier sehr niedrigen Sorptionsfähigkeit (Immobilisierungsrate) der sorptionsschwachen armen und sauren Podsole, Podsol-Braunerden und sandigen Kippböden bei relativ hohen Jahresdurchschnittstemperaturen. Der Entzug von Stickstoffverbindungen aus dem Boden bei der Holzernte ist aufgrund relativ geringer Produktivität der nährstoffarmen trockenen Böden ebenfalls nur gering.

Ausnahmen bilden Bereiche mit Grundgleyen in der mittleren Niederlausitz bei Hoyerswerda und in der Laußnitzer Heide. Aufgrund der guten Bodenwasserversorgung sind hier die Holzerträge erheblich höher, so dass dem Boden mehr Stickstoffverbindungen entzogen werden, was den Belastbarkeitsgrenzwert deutlich anhebt.

Die ebenfalls niedrigen Belastbarkeitsgrenzwerte (3-6 kg/(ha a)) des Elbsandsteingebirges und des Zittauer Gebirges sind dagegen zurückzuführen auf geringe bis mittlere Immobilisierungsraten (mittlere relative Jahresdurchschnittstemperaturen in den mittleren Höhenlagen) bei sehr geringen Entzügen aufgrund sehr geringer Bodenfruchtbarkeit der armen Sand-Podsole.

In der Leipziger Ebene und im Sächsischen Lösshügelland werden die mittleren Belastbarkeitsgrenzen von 4-7 kg N/(ha a) bestimmt von den sehr niedrigen Immobilisierungsraten aufgrund relativ hoher Jahresdurchschnitts-Temperaturen. Obwohl die Bodenfruchtbarkeit vergleichsweise gut ist, machen die Entzüge mit dem Erntegut die mangelnde Immobilisierung nicht wett.

Im Lausitzer Löss-Hügelland und in der Oberlausitz sowie im Erzgebirgsvorland, wo Braunerden, Parabraunerden, z. T. mit Lössanteilen, vorherrschen, führen mittlere Immobilisierungsraten, verbunden mit hohen Holzerträgen zu mittleren Belastbarkeitsgrenzen

zwischen 5 kg/(ha a) und 7 kg/(ha a). Stellenweise steigen aber hier bei reinen Laubholzbeständen, die hier deutlich häufiger als im Erzgebirge oder im Vogtland vertreten sind, bei höheren N-Entzügen die Belastbarkeitsgrenzen auf bis zu 20 kg/(ha a).

Im Vogtland sind die Immobilisierungsraten bei feucht-kühler Witterung im Luv des Thüringer Waldes relativ hoch. Bei mittleren Holzerträgen und gleichzeitig geringen N-Gehalten im überwiegenden Nadelholz sind die Entzüge nur mäßig, so dass sich der Critical Load im mittleren Bereich zwischen 5 kg N/(ha a) und 7 kg N/(ha a) einstellt.

Auf den höheren Lagen des Erzgebirges hingegen ist ein mittlerer Belastbarkeitsgrenzwert von ca. 10 kg/(ha a) ausgewiesen. Dies ist einerseits abzuleiten von einer hohen Immobilisierungsraten von Stickstoff in der Humusaufgabe, die unter Nadelgehölzen bei niedrigen pH-Werten (podsolige Erden sind von Natur aus sauer, außerdem entsteht bei Nadelgehölzen säurebildende Streu) sowie bei niedrigen Temperaturen auf den Bergkämmen zunächst (bei Humusstadien von Rohhumus bis Moder) nur sehr langsam abgebaut und dem Stoffkreislauf der Pflanzen nur sehr langsam wieder zugeführt wird. Andererseits wird aufgrund der geringen natürlichen Nährkraft der Böden und dadurch bedingter relativ geringer Holzerträge (unter nicht anthropogen beeinflussten Standortbedingungen) sowie aufgrund des in der Regel hundertprozentigen Nadelholzanteils mit niedrigen N-Aufnahmeraten pro Festmeter nur wenig an Stickstoffverbindungen aus dem Boden durch die Bäume entzogen.

Die Auenlehm- und -Tonböden in den Flussauen von Mulde, Weißer Elster, Elbe und Pulsnitz ermöglichen sehr hohe Holzerträge und hohe Aufnahmeraten der Laubgehölze. Trotz niedriger Immobilisierungsraten sind damit hohe Belastbarkeitsgrenzwerte (15-20 kg/(ha a)) möglich.

4.2.2 Bewertung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge in den naturnahen waldfreien Standorten Sachsens

Da die sensitivsten Parameter für der Bestimmung des Critical Load für eutrophierenden Stickstoff zum einen der N-Entzug durch Ernte von Biomasse und zum anderen die Immobilisierungsraten ist, hat die Kombination von Bodenfruchtbarkeit und Klima-Höhenstufe die ausschlaggebende Bedeutung bei der Bewertung der regionalen Verteilung der Critical Loads für Stickstoffeinträge.

Natürliches Grünland

Die Grünmasseerträge (ausgewiesen in Trockenmasse) auf natürlichem Grünland schwanken stärker als die Holzerträge (Trockenmasse) in Abhängigkeit von den Standortbedingungen. Während auf reichen hydromorphen Böden bei mittleren Wasserständen von 5-10 dm die Trockenmasseerträge von Grasland höher sind als die Holz-Trockenmasseerträge eines standortgerechten Baumbestandes, sind die Graserträge auf sehr armen und trockenen Standorten niedriger als entsprechende Holzerträge. Demgegenüber sind aber die Stickstoffgehalte in der Erntemasse deutlich höher als in Holz.

Demzufolge entsprechen die regionalen Verteilungen der Critical Loads für halbnatürliche Grünlandkomplexe denen für Wald, sie sind jedoch insgesamt höher. So liegen die empfindlichsten Grünlandstandorte mit relativ niedrigen Critical Loads von <10 kg N/(ha a) in der Düben-Niederlausitzer Altmoräne auf grundwasserfernen armen Sand- und Kippsandböden. Die Grünlandstandorte an den Unterhängen des Erzgebirges, des Elbsandsteingebirges und des Zittauer Gebirges sind durch höhere Jahresniederschläge

begünstigt und weisen eine mittlere Grünmasseentwicklung auf. Die Critical Loads liegen hier im mittleren Bereich (5-15 kg/(ha a)).

Nährstoffreichere, aber trockenere Böden im Vogtland, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland und in der Oberlausitz ermöglichen einen mittleren Grünmasseertrag und dementsprechend auch mittlere Critical Loads (5-15 kg/(ha a)).

Die nährstoffarmen, aber grundwasserbeeinflussten Böden der mittleren Niederlausitz und der Dübener Altmoräne (Gürtel zwischen Rothenburg-Königswartha-Kamenz und Breiheide bei Torgau) weisen ebenfalls einen mittleren Ertrag, das bedeutet mittlere Critical Loads (5-15 kg/(ha a)), auf.

Die höchsten Erträge (höher als die der entsprechenden Eichen-Eschen-Bestände) können auf grundwassernahen Auenböden mit Graslandbewirtschaftung erzielt werden, so ergeben sich sehr hohe Critical Loads (>20 kg/(ha a)) in den Auen, insbesondere in der Leipziger Sandlöss-Tiefebene.

Heiden und Moorheiden

Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in Heiden, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral und nährstoffarm sind. Demzufolge sind alle Heiden empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen. Moorheiden können aufgrund der guten Wasserversorgung von Gleyböden, auf denen sie überwiegend vorkommen, deutlich höhere Entzüge realisieren. Die Critical Loads für trockene Heiden sind also generell in allen Bodenregionen niedrig (<5 kg/(ha a)), während Moorheiden mit 5-10 kg/(ha a) weniger empfindlich sind. Die Heideflächen in der Muskauer, Laußnitzer und Elsterwerdaer Heiden auf ehemaligen bzw. gegenwärtigen Truppenübungsplätzen sind vegetationsökologisch überwiegend Trockenrasen mit eingestreuten kleinflächigen Zwergstrauchinseln, weil die erforderliche Luftfeuchte für Calluna im Mitteldeutschen Trockengebiet fehlt. Die Beweidung der Gräser durch Schafe entzieht hier eine größere Menge Stickstoff als die Holzernte im Wald, weil die N-Gehalte im Gras höher sind als im Holz. Auch wenn prinzipiell Heiden gegenüber Stickstoffeinträgen empfindlich sind, so sind doch die Niederlausitzer und Dübener Heiden weniger empfindlich als die Nadelwälder in der Umgebung.

Sümpfe

Da Sümpfe nur relativ selten (maximal alle 3 Jahre) zu Streuzwecken, zur Reetgewinnung u. a. genutzt werden, ist der Entzug in Sümpfen wesentlich geringer als bei natürlichem Grünland. Andererseits ist die Denitrifikationsrate in den nassen Sümpfen höher als auf anhydromorphen Böden. Die regionale Differenzierung der Critical Loads entspricht der für Wald- und Grünlandökosysteme. Demzufolge sind die Sümpfe in der Niederlausitz mäßig empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen, die Critical Loads sind im mittleren Bereich um 10 kg N/(ha a). Im Erzgebirgsvorland auf besseren Unterböden sind die Sümpfe noch weniger empfindlich, die Critical Loads sind mittel bis hoch (10-15 kg/(ha a)).

Torfmoore

Torfmoore, auch Regenarmmoore genannt, entstehen grundsätzlich nur in sehr saurem, sehr nährstoffarmem Milieu. Demzufolge sind Torfmoore immer die empfindlichsten Ökosystemtypen gegenüber Stickstoffeinträgen. Torfmoore können maximal 1-3 kg/(ha a) durch Denitrifikation kompensieren, der einzige wirksame Senkenprozess im Stoffkreislauf. Ein Entzug über Biomasse findet nicht statt.

4.3 Verifizierung der Ergebnisse durch Vergleich mit den Ergebnissen an Level-II-Beobachtungsflächen

An den 6 Dauerbeobachtungsflächen im Freistaat Sachsen des Level-II-Programms (vgl. Tab. 33, Spalte 1) wurden nach dem gleichen Modell-Ansatz wie in diesem Projekt in Kap. 2 beschrieben, die Critical Loads auf der Basis von punktgenau erhobenen Messdaten berechnet (ARBEITSKREIS A DER BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE LEVEL II 2000). Die Ergebnisse zeigt Tab. 30 in Spalten (3) und (5).

Entsprechend der Koordinaten der Level-II-Punkte wurden aus den Ergebnis-Karten der flächenmäßigen Critical Loads-Berechnungen die Critical Load-Werte an den Punkten abgerufen. Das Ergebnis für die Fläche, in dem der Level-II-Punkt liegt, zeigt Tab. 30, Spalten (2) und (4).

Tab. 33: Gegenüberstellung der Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnungen nach Massenbilanzmethode auf der Grundlage von Messdaten am Punkt (Level II) und auf der Basis von Flächendaten entsprechend Kap. 3.1

ID des Level-II-Punktes	Ergebnisse			
	CL _{nut} (N) [kg/(ha a)]		CL _{max} (S) [eq/(ha a)]	
	Fläche	Level-II-Punkt	Fläche	Level-II-Punkt
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
1401	9,3	8,8	1.029	974
1402	7,8	7,7	2.041	1.895
1403	6,4	5,6	1.786	1.459
1404	7,4	8,8	1.483	1.067
1405	4,3	3,7	1.063	1.219
1406	10,9	9,2	2.140	2.000

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt eine gute Übereinstimmung der Wertebereiche. Das zeugt von einer zuverlässigen Datenbasis für die Flächen Sachsens, insbesondere für die hohe Genauigkeit der Bodenkarte BÜK 200. Aber auch die CIR-Biotoptypenkarte in Verbindung mit der selektiven Biotoptypenkarte zeigt eine gute Übereinstimmung mit den Punktaufnahmen vor Ort.

Zusammenfassend kann man davon ausgehen, dass die Ergebnisse der flächenhaften Berechnung der Critical Loads auf der Basis der Originaldaten aus dem Freistaat Sachsen ein verlässliches Bild der Empfindlichkeit der besonders schützenswerten und schutzbedürftigen Ökosysteme hinsichtlich versauernder und eutrophierender Einträge ergeben.

5 Ermittlung der Depositionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie von basischen Kationen

5.1 Bestimmung der Gesamtdeposition

Atmosphärische Deposition beschreibt den vertikal gerichteten Stoff-Transport aus der Atmosphäre auf exponierte Rezeptoroberflächen. Die Gesamtdeposition umfasst die Summe aller vertikalen atmosphärischen Stoffflüsse. Unterschieden werden:

- die nasse Deposition von Luftinhaltsstoffen mit dem Niederschlag (Regen, Schnee etc.)
- die trockene Deposition von Gasen und Partikeln außerhalb von Niederschlagsereignissen und
- die feuchte Deposition der Inhaltsstoffe von Nebel- und Wolkentröpfchen, die auf die Rezeptoroberfläche gelangen (Impaktion von Nebel- oder Wolkentröpfchen, auch als „okkulte“ Deposition bezeichnet).

Der Beitrag dieser drei einzelnen Depositionsflüsse zur Gesamtdeposition variiert räumlich und zeitlich entsprechend der gegebenen Stoffkonzentration der Atmosphäre, der Charakteristik zahlreicher meteorologischer Parameter (Luftfeuchtigkeit, Windrichtungen und -geschwindigkeiten, Niederschlagsmenge, -häufigkeit und -intensität, etc.), der Höhe und Exposition der Landoberfläche und den Eigenschaften der Rezeptoroberflächen.

Der Eintrag von Niederschlagsinhaltsstoffen wird durch die Befruchtung des Wolkenwassers bestimmt, das mit dem Niederschlag abregnet („rain-out“), und durch die Auswaschung von Gasen und Partikeln aus der Atmosphäre während des Niederschlagsereignisses („wash-out“). Die Stofffracht der nassen Deposition ist folglich unabhängig von der Rezeptoroberfläche, auf die der Niederschlag fällt.

Die trockene Deposition von Luftinhaltsstoffen setzt sich zusammen aus der direkten Ablagerung sedimentierender Partikel und der direkten Aufnahme von Gasen und Aerosolen an (und in) der Rezeptoroberfläche. Bestimmt wird der Trockendepositionsfluss durch atmosphärische Bedingungen, die Konzentration von Gasen und Partikeln in der Atmosphäre, aber auch durch die Form, Oberfläche, Rauigkeit und weitere Oberflächeneigenschaften des Rezeptors. Der trockene atmosphärische Eintrag variiert somit an jedem Ort des Geschehens entsprechend der gegebenen Bedingungen.

Die feuchte, bzw. nebel- und wolkenwassergetragene Deposition beschreibt die direkte Interzeption der in Nebel- und Wolkenwassertropfen gebundenen Stoffgehalte an Rezeptoroberflächen. Betrachtet werden dabei sog. orographische Wolken, die in gebirgigen Gebieten recht häufig durch Aufwärtsbewegung herantransportierter feuchter Luftmassen entstehen. Die Wolken streifen dabei ihre in den Wolkentröpfchen enthaltene Stofffracht an der Rezeptoroberfläche ab. Dies führt besonders in bewaldeten Berggebieten zu einem beachtlichen zusätzlichen atmosphärischen Eintrag.

Zur flächendeckenden Bestimmung des Eintrags von Luftschadstoffen in Ökosysteme sind folglich hinreichende Informationen der räumlichen Variabilität der Deposition sowie über die Rezeptoren bzw. Ökosysteme und deren räumliche Verteilung erforderlich. Bei der flächendeckenden Depositionskartierung wird ein kombinierter Ansatz verfolgt, der sich an den genannten drei Depositionspfaden orientiert und sich einerseits auf die Verwendung von vorhandenen, direkt gemessenen Daten, andererseits auf Modelldaten stützt. Das methodische Vorgehen ist dabei wesentlich mit der Verfügbarkeit flächenhafter Datensätze verknüpft.

Die Entstehung (Emission), Verfrachtung, Umwandlung in der Atmosphäre und Verbleib der Luftschadstoffe als Schadstoffgehalt in der Atmosphäre (Immission) sowie das Entfernen der

Stofffracht aus der Atmosphäre (Gesamtdeposition) durch Auswaschen mit dem Regenniederschlag (nasse Deposition), oder durch trockenen Eintrag von Partikeln und Gasen auf und in Pflanzen und andere Oberflächen (trockene Deposition) sowie Interzeption der in Wolkenwassertropfen gebundenen Stoffgehalte an Rezeptoroberflächen (feuchte Deposition) sind prinzipiell messbare Größen. In umfangreichen Messnetzen in Deutschland wird die Nassdeposition routinemäßig ermittelt. Die Messung der trockenen und der feuchten Deposition erfordert dagegen wesentlich aufwendigere mikrometeorologische Messungen, die nur an sehr wenigen einzelnen Untersuchungsgebieten in Deutschland durchgeführt werden können. Um flächenhafte und kontinuierliche Aussagen über die trockene und feuchte Deposition zu erarbeiten, bieten sich deshalb Inferentialmodelle an, die diese beiden Depositionsflüsse mit Hilfe von Schadstoffausbreitungs- und Widerstandsmodellen aus Emissions-, bzw. Immissions- und meteorologischen Daten ableiten. Die Kartierung dient der Ermittlung der regional differenzierten jährlichen gesamten luftbürtigen Schadstoffdosis, der die verschiedenen Ökosysteme ausgesetzt sind, und der Bestimmung der Überschreitung der Critical Loads und Critical Levels der betrachteten Ökosysteme (vgl. Abb. 18).

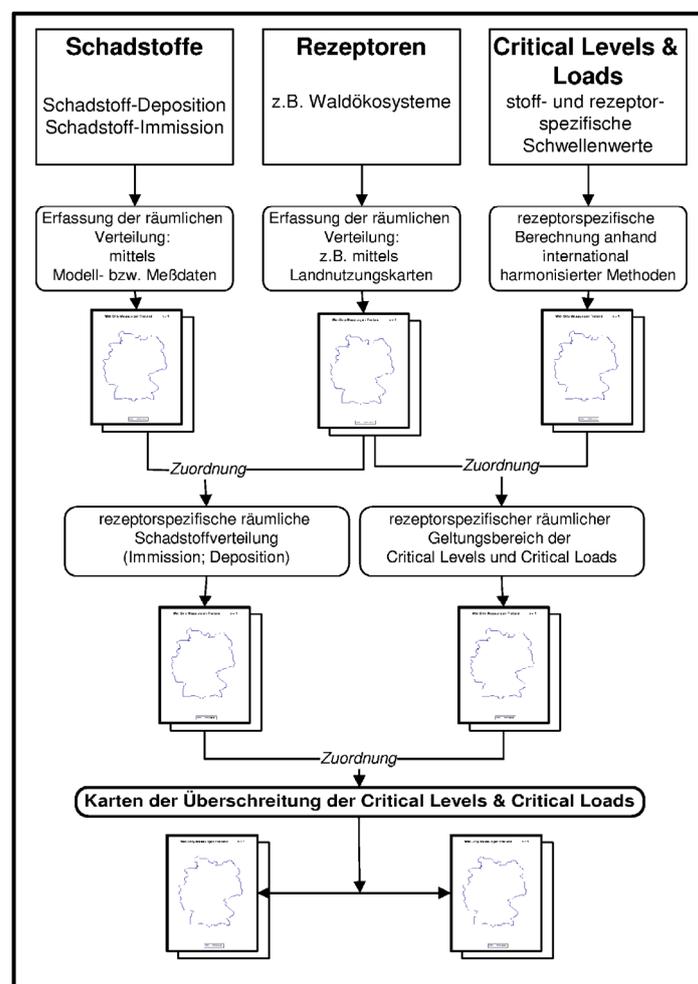


Abb. 18: Prinzip der Kartierung der Critical Levels, Critical Loads und deren Überschreitungen durch Luftschadstoffe in Deutschland

Die Ergebnisse der Kartierung werden zu Jahressummen aggregiert, die Datensätze der trockenen Deposition werden mit denen der nassen und feuchten Deposition additiv zur Gesamtdeposition verschnitten. Diese Karten stellen für jeden der betrachteten Schadstoffe die Belastung rezeptorspezifisch und räumlich differenziert dar.

Die N und S-Gesamtdeposition ist folgendermaßen erfasst und kartiert:

- oxidierter Stickstoff: $NO_Y-N_{nass} = NO_3-N$
 $NO_Y-N_{trocken} = NO-N + NO_2-N + NO_3-N + HNO_3-N$
- reduzierter Stickstoff: $NH_X-N_{nass} = NH_4-N$
 $NH_X-N_{trocken} = NH_4-N + NH_3-N$
- Gesamtstickstoff: $N_{trocken} = NH_X-N_{trocken} + NO_Y-N_{trocken}$
 $N_{nass} = NH_X-N_{nass} + NO_Y-N_{nass}$
- N-Gesamtdeposition: $N_{gesamt} = N_{trocken} + N_{nass}$
- Schwefel: $SO_X-S_{nass} = SO_4-S$
 $SO_X-S_{trocken} = SO_2-S + SO_4-S$
- S-Gesamtdeposition: $SO_X-S_{gesamt} = SO_X-S_{trocken} + SO_X-S_{nass}$

5.2 Kartierung der Nassdeposition im Freistaat Sachsen

Der Eintrag nass deponierter Regeninhaltsstoffe ist unabhängig von der Rezeptoroberfläche. Als Datenbasis der Kartierung der nassen Deposition werden Punktmessdaten des Depositionsmonitoring verwendet, die in den verschiedenen lokalen, regionalen und überregionalen Messnetzen in Deutschland kontinuierlich oder in Messkampagnen ermittelt werden. Anzahl und räumliche Verteilung der verfügbaren Monitoringdaten der Freilanddeposition etwa der letzten 15 Jahre sind hinreichend für eine flächenhafte Interpolation. Die Einbindung flächenhafter Modelldaten des Jahresniederschlags (Niederschlagskarten des DWD) ist außerdem für eine ausreichende räumliche Differenzierung erforderlich (GAUGER et al. 1997, 2000, 2002).

Als Basisdaten der nassen Deposition dienen ausschließlich Messdaten, die in den bestehenden Messnetzen mittels im Freiland aufgestellter Niederschlagssammlergefäße kontinuierlich ermittelt werden (GAUGER et al. 1997, 2000, 2002). Die Analysendaten der mit dem Niederschlag aus der Atmosphäre eingetragenen Luftinhaltsstoffe liegen als Jahressumme der jeweiligen Stoffkonzentration im Niederschlag vor (Depositionsdatensatz). Die Lage jedes einzelnen Messpunktes ist in geographischen Koordinaten erfasst. Nach dem Einlesen der Datensätze können Größenpunktarten erstellt werden. Sie geben einen Überblick der Lage und Eintragungshöhe an den einzelnen Messstationen. Gemeinsam mit einer statistischen Analyse lassen sich mit Hilfe dieser Karten Ausreißer (unverhältnismäßig hohe oder niedrige Messwerte) in ihrem regionalen Kontext analysieren und gegebenenfalls aus dem Datensatz eliminieren.

Die Interpolation der Messdaten erfolgt mittels Kriging-Technik, einem geostatistischen Verfahren der optimalen flächenhaften Schätzung aus punktbezogenen räumlichen Daten. Das Ergebnis ist die flächendeckende Darstellung der Niederschlagsgewichteten Stoffkonzentration in [meq/(l a)] in einer Rasterkarte mit 5 x 5 km²-Auflösung. Die Berechnung von Depositionsfrachten (flächenbezogener Eintrag in [eq/(ha a)]) wird durch die Multiplikation der interpolierten Konzentration im Niederschlag (volumenbezogener Eintrag in [meq/(l a)]) mit dem Jahresniederschlag in [mm = l/m²] realisiert. Für die Niederschlagshöhen liegen Niederschlagskarten vor, die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) auf der Basis des

engmaschigen Niederschlagsmessnetzes unter Berücksichtigung topographischer Effekte modelliert werden (MÜLLER-WESTERMEIER, 1995). Das Ergebnis der Verschneidung dieser beiden Karten ist die räumlich differenzierte Karte des Eintrags mit der nassen Deposition in einer Rasterauflösung von 1 x 1 km².

Die Validierung der Kartierungsergebnisse der Nasseposition erfolgt in der Regel in drei Schritten, durch (1) einen Konsistenztest, der durch die flächenhafte Berechnung der Ionenbilanz der Hauptkomponenten im Niederschlag erfolgt, (2) den Vergleich zwischen Kartenwerten und Monitringdaten am Ort der Messpunkte und (3) der Überprüfung des Interpolationsfehlers (GAUGER et al. 2002).

In Abb. 19 ist der Ablauf der Kartierung der nassen Deposition von Luftschadstoffen dargestellt.

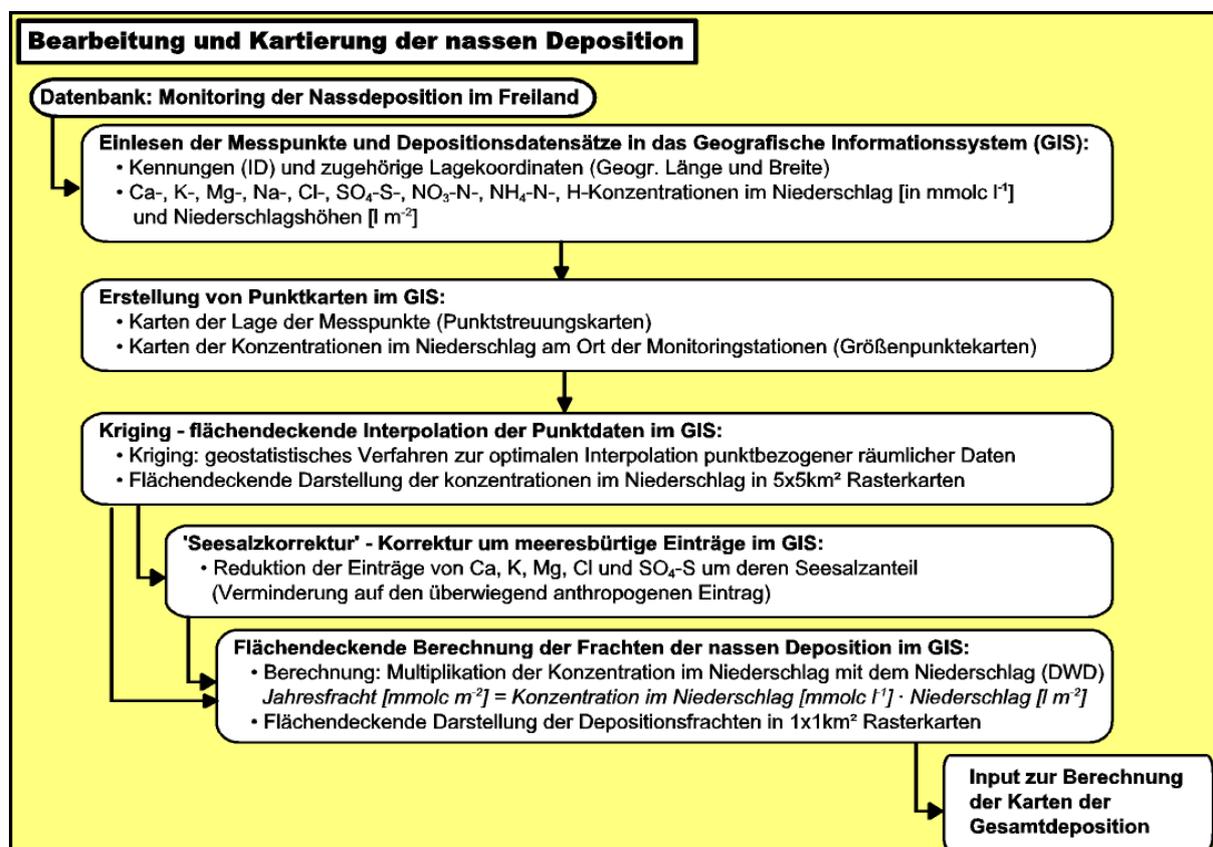


Abb. 19: Ablauf der Bearbeitung der Kartierung der nassen Deposition

Für Sachsen wurden als Datenbasis zur Kartierung der nassen Deposition die Punktmessdaten des Depositionsmonitoring im Freiland verwendet. Voraussetzung einer flächendeckenden Darstellung des nassen Stoffeintrags ist eine weitgehende Repräsentativität der Messnetze, d. h. Messstellendichte und -verteilung sollten aussagekräftige Stichproben des räumlich kontinuierlich differenzierten Depositionsgeschehens im gesamten Kartierungsgebiet darstellen. Alle im Kartierungszeitraum verfügbaren Daten der Routinemessnetze der nassen Deposition in Sachsen sowie jenseits der Landesgrenze in den umgebenden Ländern Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Bayern und Tschechien und Polen werden als Datenbasis der Kartierung herangezogen.

In Tab. 34 sind die Anzahl der Freiland-Messstellen aufgeführt, die zur Erstellung der Nassdepositionskarten in den einzelnen Jahren 1990 bis 2002 zur Verfügung stehen.

Tab. 34: Anzahl von verfügbaren Freiland-Messstationen zur Nassdepositionskartierung in Sachsen

	1989		1990		1991		1992		1993		1994		1995	
	Daten insges.	davon in Sachsen												
SO4-S	18	8	17	8	11	8	17	12	22	13	24	16	28	18
NO3-N	18	8	17	8	11	8	17	12	22	13	24	16	28	18
NH4-N	18	8	17	8	11	8	17	12	22	13	24	16	28	18
Ca	18	8	17	8	11	8	17	12	22	13	24	16	28	18
Mg	19	8	16	8	10	8	16	12	22	13	24	16	28	18
K	19	8	17	8	11	8	17	12	22	13	24	16	28	18
Na	19	8	17	8	11	8	16	12	22	13	24	16	28	18
Cl	19	8	17	8	11	8	16	12	22	13	24	16	28	18
H	19	8	16	8	10	8	16	12	17	13	21	16	27	18
Nied.	DWD													

	1996		1997		1998		1999		2000		2001		2002	
	Daten insges.	davon in Sachsen												
SO4-S	37	19	31	19	34	19	34	19	31	19	30	18	30	18
NO3-N	37	19	33	19	34	19	34	19	31	19	30	18	30	18
NH4-N	37	19	33	19	34	19	34	19	31	19	30	18	30	18
Ca	37	19	33	19	34	19	34	19	31	19	30	18	30	18
Mg	37	19	33	19	34	19	34	19	31	19	30	18	30	18
K	37	19	33	19	34	19	34	19	31	19	30	18	30	18
Na	37	19	33	19	34	19	34	19	31	19	30	18	30	18
Cl	35	19	31	19	32	19	34	19	31	19	30	18	30	18
H	33	19	32	19	30	19	34	19	28	17	28	16	28	16
Nied.	DWD													

Datensätze des Depositionsmonitoring umfassen die Jahresfrachten in [kg/(ha a)] von Kalzium, Magnesium, Kalium, Natrium, Protonen, Nitrat- und Ammonium-Stickstoff, Sulfat-Schwefel, Chlor und den Jahresniederschlag in [l/m²] sowie die Lagekoordinaten der Messstationen. Die Qualität der Datensätze wird durch die Berechnung der Ionenbilanz geprüft (vgl. folgende Gleichung). Datensätze einzelner Messstationen, die ein Ionenungleichgewicht über 20 % aufweisen, werden von einer weiteren Verwendung ausgeschlossen.

$$\text{Ionenungleichgewicht} [\%] = \frac{(\text{NH}_4^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{H}^+) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-)}{(\text{NH}_4^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{H}^+) + (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-)} \cdot 100$$

Nicht alle Nassdepositionsdatensätze stammen aus Niederschlagsproben, die mit Wet-Only-Sammlern gewonnen werden. Um den Kriterien für die Kartierung der Nassdeposition zu entsprechen (UBA 1996), ist für die mit Bulk-Sammlern erfassten Proben eine Korrektur um den trocken deponierten Anteil vorzunehmen. Als Korrekturfaktoren dienen die mittleren

Verhältnisse von Wet-Only- zu Bulk-Niederschlagsanalysen, die aus Parallelmessungen in Deutschland gewonnen wurden (GAUGER et al. 2000). Die Umrechnung erfolgt nach:

$$X_{Nasse\ Deposition} = X_{Bulk-Deposition} \cdot k_X \quad [eq/(ha\ a)]$$

wobei:

X = Ca, Cl, H, K, Mg, Na, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N

k_X = X_{Nasse Deposition}/X_{Bulk-Deposition} [eq/eq] als Korrekturfaktor (vgl. Tab. 35)

Die mittleren Anteile der in Bulk-Sammlern mit erfassten nassen und trockenen Deposition sind in Tab. 31 aufgeführt. Mit unter 20 % relativ gering sind die mittleren Anteile der trockenen Fraktion für NO₃-N (17 %), Cl (13 %), Na (14 %) SO₄-S und NH₄-N (je 11 %). Sie liegen bis zu doppelt so hoch für die basischen Kationen K (40 %), Ca (37 %) und Mg (28 %). Der negative Wert von -22 % für den trockenen Anteil von Protonen ergibt sich rechnerisch dadurch, dass Austauschprozesse mit trocken deponierten Partikeln in der Probe von Bulk-Sammlern während der Expositionszeit ablaufen, die in den meisten Fällen zu niedrigeren Protonenkonzentrationen führen als sie in Wet-Only-Proben analysiert werden. In der Regel sind Bulk-Proben länger exponiert als Wet-Only-Proben, was diesen Effekt verstärkt.

Tab. 35: Aus dem mittleren Verhältnis von Wet-Only- zu Bulk-Deposition abgeleitete nass und trocken deponierte Anteile in Bulk-Sammlern

Im Bulk-Sammler deponierte...	Mn	K	Ca	PO ₄ -P	Fe	Al	Pb	Mg	Cd	Cu	NO ₃ -N	Na	Cl	SO ₄ -S	NH ₄ -N	H
nasse Fraktion	57 %	60 %	63 %	63 %	67 %	70 %	71 %	72 %	73 %	82 %	83 %	86 %	87 %	89 %	89 %	1,22 %
trockene Fraktion	43 %	40 %	37 %	37 %	33 %	30 %	29 %	28 %	27 %	18 %	17 %	14 %	13 %	11 %	11 %	-22 %

Die Erstellung flächendeckender Nassdepositionskarten erfolgt durch Interpolation der Stoffkonzentration im Niederschlag [eq/(l a)] und Berechnung der Nassdepositionsfrachten durch anschließende Multiplikation des flächendeckenden Zwischenergebnisses mit Karten der jährlichen Niederschlagshöhen (z. B. in [l/m²]) in hoher räumlicher Auflösung. Der Ablauf der Kartierung der nassen Deposition mit dem GIS ArcInfo umfasst im Einzelnen:

- das Einlesen der Datensätze als Konzentration im Niederschlag im Freiland
- die Erstellung von Punktekarten als digitale Eingangsdatensätze der Interpolation
- die räumliche Interpolation (Kriging)
- die Seesalzkorrektur für meeresbürtige Komponenten
- die Berechnung von Nassdepositionsfrachten durch Verschneidung mit Jahresniederschlagsdatensätzen

Nach dem Einlesen der Nassdepositionsdatensätze jeder Messstation und -komponente werden mit Hilfe der Lagekoordinaten lagetreue Punktekarten je Messkomponente erzeugt. Mittels Kriging, einem geostatistischen Verfahren zur optimalen Schätzung flächenhafter Verteilungen aus punktbezogenen räumlichen Daten, wird der Eintrag mit der nassen Deposition für die Gesamtfläche des Kartierungsgebietes berechnet. Die Kriging-Interpolation liefert Rasterkarten der Niederschlagskonzentration [eq/(l a)] in einer Auflösung

von 5 x 5 km². Das verwendete Verfahren der Kriging-Technik basiert auf der Annahme, dass die räumliche Variation einer Merkmalsausprägung (hier repräsentiert durch die Messwerte der Nassdeposition) über eine bestimmte Fläche hinweg statistisch homogen ist. Für alle Punkte dieser Fläche wird dasselbe Verteilungsmuster angenommen (Theorie der regionalisierten Variablen, MATHERON, 1963). Das räumliche Verteilungsmuster kann aus der Semivarianz der Messdaten ermittelt werden. Die Semivarianz wird bei der Modellanpassung des Kriging in einem sog. Semivariogramm gegen die räumliche Distanz der einzelnen Wertepaare aufgetragen. Die Auswahl derjenigen mathematischen Funktion (z. B. eine exponentielle, lineare oder sphärische Kurve), die die Werteverteilung im Semivariogramm am besten beschreibt wird ausgewählt, um die Wichtung der Messwerte bei der Berechnung der gesuchten Schätzwerte der Rasterfläche vorzunehmen. Der für die jeweiligen Rasterelemente der Ergebniskarte gültige Wert wird dabei mit Hilfe der Messwerte, die sich in und außerhalb der Rasterelemente befinden, geschätzt. Eine lineare Kombination der Form

$$z_v^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot z(x_i) \quad i = 1, \dots, n$$

liefert den Schätzwert z_v^* für das Rasterelement. Hierbei sind λ_i die Wichtungsfaktoren für die einzelnen Messdaten $z(x_i)$. Die Kriging-Interpolation erfolgt mit dem Modul innerhalb des GIS ArcInfo.

Korrektur um den seesalzbürtigen Anteil der Nass-Depositionen

Sollen nur die anthropogenen Anteile an der Deposition – nur diese können z. B. mit technischen Maßnahmen der Emissionsminderung reduziert werden – dargestellt werden, muss der aus natürlichen Quellen stammende Anteil der Nass deponierten Stoffe ermittelt und vom Messergebnis abgezogen werden. Eine natürliche Quelle für Schwefel, Kalzium, Kalium, Magnesium, Natrium und Chlor sind die Meere, die die Atmosphäre mit Bestandteilen des Seesalz („Seaspray“) befrachten. Der marine Anteil der Deposition von Natrium, Chlor, Schwefel, Kalzium, Kalium und Magnesium wird bei der Berechnung der Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge nicht berücksichtigt. Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, dass Na kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten bis zu 100 % meeresbürtig ist. Für die anderen Elemente lässt sich infolgedessen der Anteil des nicht-marinen Eintrags nach der nachfolgenden Formel mittels Korrekturwerten errechnen, denen das Konzentrationsverhältnis von Cl, S, Ca, K und Mg zu Natrium im Meerwasser zugrunde liegt (vgl. Tab. 36). Dies gilt unter der Voraussetzung, dass die Elementkonzentrationen im Meerwasser und meeresbürtigen Deponat („Seaspray“) gleich sind. In Gebieten hoher flächenhafter Einträge von Natrium aus anderen Quellen als dem Seaspray, zum Beispiel in Form äolischer Sedimente (vor allem in Süd- und Südosteuropa), würde diese Methode allerdings zu Überschätzungen des tatsächlichen marinen Anteils führen.

$$X_{dep}^* = X_{dep} - Na_{dep} \cdot (X_{sw} / Na_{sw}) \text{ [eq/(ha a)]}$$

wobei:

X	=	Cl, S, Ca, K, Mg
X_{dep}	=	Gesamtdeposition von X
Na_{dep}	=	Gesamtdeposition von Na
X_{dep}^*	=	um marine Einträge korrigierte Deposition von X
X_{sw} / Na_{sw}	=	Konzentrationsverhältnis von X zu Na im Meerwasser (vgl. Tab. 36)

Tab. 36: Konzentrationsverhältnisse [eq/eq] der Elemente Cl, S, Ca, K, Mg zu Na im Meerwasser (UMWELTBUNDESAMT 1996)

Ca_{sw}/Na_{sw}	Mg_{sw}/Na_{sw}	K_{sw}/Na_{sw}	S_{sw}/Na_{sw}	Cl_{sw}/Na_{sw}
0,044	0,277	0,221	0,120	1,164

Die Seesalzkorrektur wird mit dem Interpolationsergebnis, d. h. den flächendeckenden Karten durchgeführt. An jedem Ort auf der Karte wird der nass deponierte Eintrag der teilweise meeresbürtigen Komponenten im Niederschlag auf den überwiegend anthropogenen Beitrag vermindert.

Die mittleren Anteile der Seesalz- und nicht-Seesalzfraktion an der nassen Deposition für die gesamte Landesfläche des Freistaates Sachsen in den Jahren 1990, 1995 und 2002 sind in der folgenden Tab. 37 aufgeführt.

Tab. 37: Mittlere Seesalz- und nicht-Seesalzanteile in der nassen Deposition in Sachsen

	Ca	K	Mg	Cl	SO ₄ -S
Mittlere nicht-Seesalzfracht in der Nassdeposition 1990, 1995 und 2002 [kg/(ha a)]	5,6	1,0	0,4	0,6	11,9
Mittlere nicht-Seesalzfraktion in der Nassdeposition 1990, 1995 und 2002 in Sachsen	98 %	91 %	51 %	11 %	98 %
Mittlere Seesalzfracht in der Nassdeposition 1990, 1995 und 2002 [kg/(ha a)]	0,1	0,1	0,4	4,4	0,2
Mittlere Seesalzfraktion in der Nassdeposition 1990, 1995 und 2002 in Sachsen	2 %	9 %	49 %	89 %	2 %

Die Größenordnung der meeresbürtigen Frachten ist in einzelnen Jahren unterschiedlich. Meistens stehen höhere Seesalzfrachten im Zusammenhang mit winterlichen Stürmen aus nordwestlicher Richtung. Cl stammt ganz deutlich überwiegend aus dem Seesalz. Generell ist eine Zunahme der Seesalzanteile von Cl im Lauf der Zeit festzustellen, was auf verminderte HCl Emissionen schließen lässt. Bei Mg haben maritime Emissionen ebenfalls noch relativ großen Anteil, wobei die nasse Depositionsfracht recht gering ist und von Jahr zu Jahr deutlich schwankt. Kalium stammt überwiegend aus terrestrischen Quellen, Ca und SO₄-S weisen in Sachsen mit mittleren 2 % nur noch einen sehr geringen Seesalzanteil auf.

5.3 Bestimmung der trockenen Deposition

Aus zahlreichen Eingangsdatensätzen wird der trocken deponierte Eintrag mit den Inferentialmodellen IDEM und EUTREND abgeleitet und mit den Datensätzen der Nassdeposition zur Gesamtdosition verschnitten. Die Trockendepositionskartierung für Deutschland erfolgt am ECN in Petten, Niederlande, in Zusammenarbeit mit TNO-MEP, Apeldoorn. Der folgende Abschnitt fasst im Wesentlichen die Literatur und Projektberichte zu dieser Thematik kurz zusammen (VAN PUL et al. 1995; VAN JAARVELD 1995; VAN LEEUWEN et al. 1996; DRAAIJERS et al. 1996; ERISMAN et al. 1996; VAN LEEUWEN UND VAN JAARVELD 1997; BLEEKER et al. 2000, GAUGER et al. 2002). Für detailliertere Angaben sei auf diese Literatur verwiesen.

Im Gegensatz zur Kartierung der Nassdeposition kann die der Trockendeposition nicht auf der Grundlage direkter Messungen erfolgen. Messverfahren (mikroklimatische, pflanzenphysiologische Messungen) sind sehr aufwendig und liegen nur für sehr wenige Standorte vor.

Außerdem ist eine Übertragung (z. B. Interpolation) auf eine größere Fläche aufgrund der Standortspezifität der Messungen nicht möglich. Inferentialmodelle ermöglichen die flächenhafte Ableitung von Trockendepositionsflüssen auf der Basis einer detaillierten Beschreibung zugrunde liegender Depositionsprozesse und unter Verwendung kontinuierlich ermittelter Datensätze der Emission, daraus abgeleiteter Immissionen, meteorologischer Datensätze und Informationen über die Rezeptoreigenschaften (vgl. Abb. 20). Der Trockendepositionsfluss zum Rezeptor ist das Produkt aus der Konzentration der betrachteten Luftinhaltsstoffe in der Umgebungsluft und deren Depositionsgeschwindigkeit. Ein Widerstandsmodell verknüpft dabei einzelne Prozesse, die durch die Rezeptoroberfläche einerseits, die Luftinhaltsstoffe andererseits sowie durch deren Wechselwirkungen bestimmt werden (ERISMAN et al. 1996).

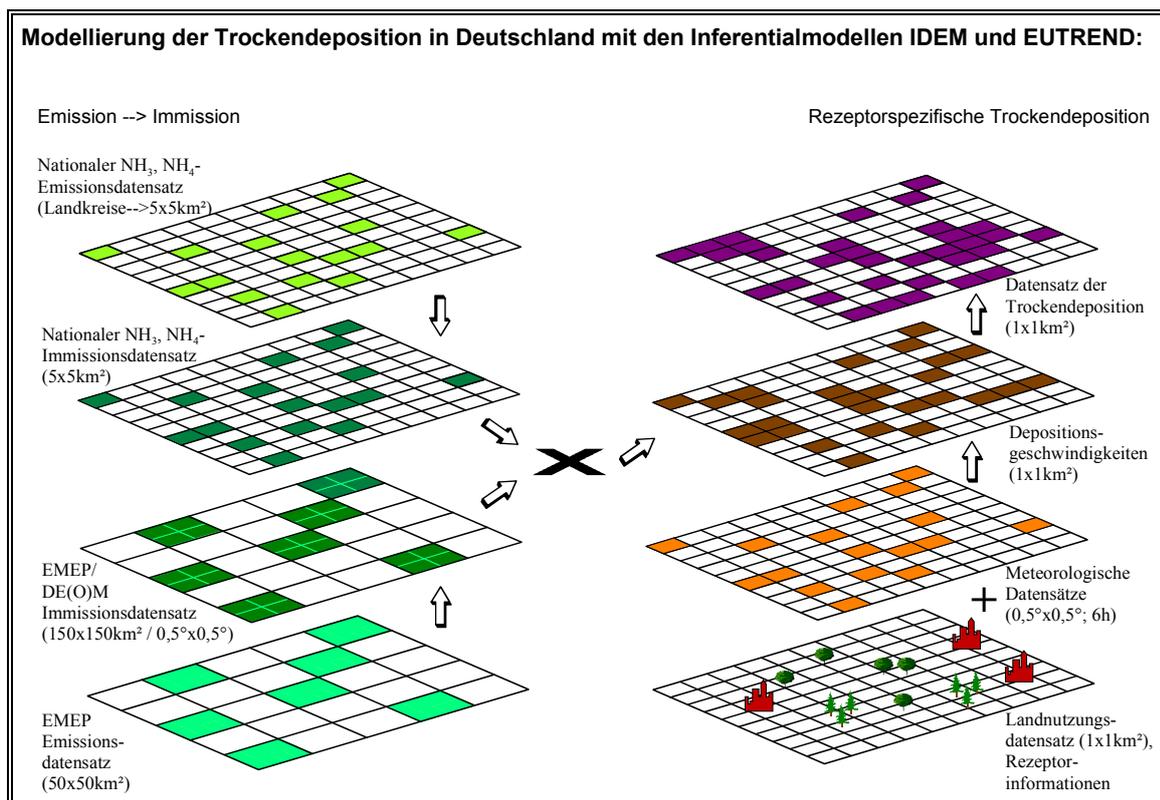


Abb. 20: Vereinfachte Darstellung der Trockendepositionsmodellierung

Der trocken deponierte Anteil der Gesamtdeposition wird mittels der Inferentialmodelle IDEM (Integrated Deposition Model) und EUTREND (NH_x) berechnet. In IDEM wird flächenhaft der rezeptorspezifische Eintrag der bestimmten Luftinhaltsstoffe mit der trockenen Deposition aus Immissionskonzentrationen und Depositionsgeschwindigkeiten abgeleitet. Standard Input der berücksichtigten oxidierten Schwefel- und Stickstoffkomponenten (SO_2 , SO_4 , NO , NO_2 , NO_3 und HNO_3) sind Immissionsfelder, die mit Long-range transport Modellen (LRT-Modelle), z. B. aus dem EMEP Integrated Model, in einer zeitlichen Auflösung von 6 Stunden berechnet werden, und Meteorologische Datensätze, z. B. des ECMWF, ebenfalls als sechsstündige Datensätze. Das EUTREND Modell liefert Immissionskonzentrationen für die reduzierten Stickstoffkomponenten NH_3 und NH_4 basierend auf dem nationalen Emissionsinventar auf Landkreisbasis für Sachsen. EUTREND bietet dadurch - im Unterschied zu den Datensätzen aus LRT-Modellen - den Vorteil einer räumlich sehr viel differenzierteren Abbildung der Immissionsfelder in lokalem Maßstab ($5 \times 5 \text{ km}^2$ -Raster; vgl. Abb. 18), denn reduzierte Stickstoffverbindungen (NH_x) weisen

wesentlich geringere Transportweiten auf als Schwefel und oxidiertes Stickstoff. Sowohl der ferntransportierte als auch der für NH_x bedeutende Anteil der im Nahbereich von Emissionsquellen deponierten trockenen Fracht kann somit bei der Modellierung der Trockenen Deposition wesentlich genauer abgebildet werden (VAN JAARVELD 1995, VAN LEEUWEN UND VAN JAARVELD 1997, BLEEKER et al. 2000, GAUGER et al. 2002). Für Partikel und damit für die bilanzrelevanten Basischen Kationen (BC) Ca, K und Mg sowie für Na liegen bisher noch keine belastbaren Emissionsinventare vor, die zur Modellierung von Immissionsfeldern herangezogen werden könnten. Arbeiten dazu sind in Vorbereitung. Gegenwärtig werden Immissionsfelder für BC und Na aus den modellierten Nassdepositionsdatensätzen, bzw. interpolierten Depositionsmessungen generiert. Dabei werden die Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen Immissionskonzentrationen und der Konzentration von Partikeln im Niederschlagswasser und dem Zusammenhang zwischen Partikeldurchmesser (Mean Mass Diameter, *MMD*) und der Niederschlagskonzentration von Ca, K, Mg und Na genutzt, um Auswaschungsfaktoren (scavenging ratios) abzuleiten, die das Verhältnis zwischen Niederschlagskonzentration und Immission dieser Partikel wiedergeben (GAUGER et al. 2002).

Die 'scavenging ratio' (SR) wird durch folgende Gleichung beschrieben:

$$SR = \rho \frac{C_{rain}}{C_{air}}$$

Hierbei ist ρ die Dichte der Luft [g/m^3], C_{air} die Immissionskonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] und C_{rain} die Konzentration im Niederschlagswasser [mg/l]. Alkalische Partikel haben i. d. R. eine Größe zwischen $0.1 \mu\text{m}$ und $2 \mu\text{m}$. SR wird durch den mittleren Partikeldurchmesser bestimmt (MMD [μm]) nach GAUGER et al. 2002 :

$$SR = 188 * e^{0.227 * MMD}$$

Die Kombination der Gleichungen 1 und 2 ergibt ein einfaches Verhältnis zwischen Immission und Niederschlagskonzentration. Der Mittlere Partikeldurchmesser (MMD) hängt von vielen Faktoren ab, deren wichtigster die Distanz zur Emissionsquelle ist, da viele Prozesse, wie Koagulation, Kondensation und Aufnahme von Feuchtigkeit zum zeitlich verlaufenden Partikelwachstum führt. Die Konzentration im Niederschlagswasser wächst ebenfalls mit zunehmender Entfernung zur Quelle. Unter Annahme eines einfachen linearen Verhältnisses zwischen MMD und Niederschlagskonzentration haben verschiedene Autoren Best-fit-Verhältnisse abgeleitet. Die für die Modellierung verwendeten (vgl. Tab. 38) stammen aus DRAAIJERS et al. (1996).

Tab. 38: Best-fit-Konstanten des linearen Verhältnisses aus mittlerem Partikeldurchmesser (Mean Mass Diameter, MMD) und den Niederschlagskonzentrationen für Na, Mg, Ca und K

MMD = A*C_{rain} + B	A	B
Na	0.574	6.082
Mg	2.778	5.694
Ca	1.520	6.316
K	2.740	4.096

Das IDEM-Modell liefert Trockendepositionsdensätze für oxidierte Schwefelverbindungen ($\text{SO}_x\text{-S}$), reduzierte ($\text{NH}_x\text{-N}$) und oxidierte Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_y\text{-N}$) und in einer Modellerweiterung für die basischen Kationen Kalzium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Kalium (K^+), und Natrium (Na^+) (DRAAIJERS et al. 1996; ERISMAN et al. 1999; BLEEKER et al. 2000, GAUGER et al. 2002). Eingangsdaten der Berechnung der Trockendeposition sind in Abb. 21 zusammenfassend aufgeführt.

Depositionsgeschwindigkeiten liefert die Berechnung mit einem Widerstandsmodell in IDEM, das den Transport zur und die Absorption oder Aufnahme an bzw. durch die Rezeptoroberfläche für jede der betrachteten Spezies beschreibt. Stoffkonzentration in der Luft und Depositionsgeschwindigkeiten werden für die gleiche Referenzhöhe (z) bestimmt. Die Flüsse der einzelnen Luftinhaltsstoffe (F) zur Rezeptoroberfläche werden aus den Immissionen (c) und Depositionsgeschwindigkeiten (V_d) abgeleitet. Die Parametrisierung der Depositionsgeschwindigkeiten erfolgt durch die Berechnung aller wichtigen Widerstände (R) des Transportes zu den unterschiedlichen Rezeptorengruppen. Für Partikel ist dabei die (komponentenspezifische) Größe bestimmend für den Depositionsprozess, so dass der Transport kleinster Partikel ($<0,1\mu\text{m}$) zur Rezeptoroberfläche mehr oder weniger der Diffusion von Gasen entspricht, sehr große Partikel ($>10\mu\text{m}$) sedimentieren und die Deposition von Partikeln zwischen $0,1\mu\text{m}$ und $1\mu\text{m}$ durch Impaktion und Interzeption bestimmt wird. Die Parametrisierung der partikulären Depositionsgeschwindigkeit wird folglich ausgedrückt durch eine Verknüpfung von aerodynamischem Oberflächenwiderstand (R_a) mit der Effizienz (E) der trockenen Oberfläche Partikel einzufangen, der Schubspannungs- und Windgeschwindigkeit an der Vegetationsoberfläche und der Sedimentationsgeschwindigkeit großer Partikel (GAUGER et al. 2002).

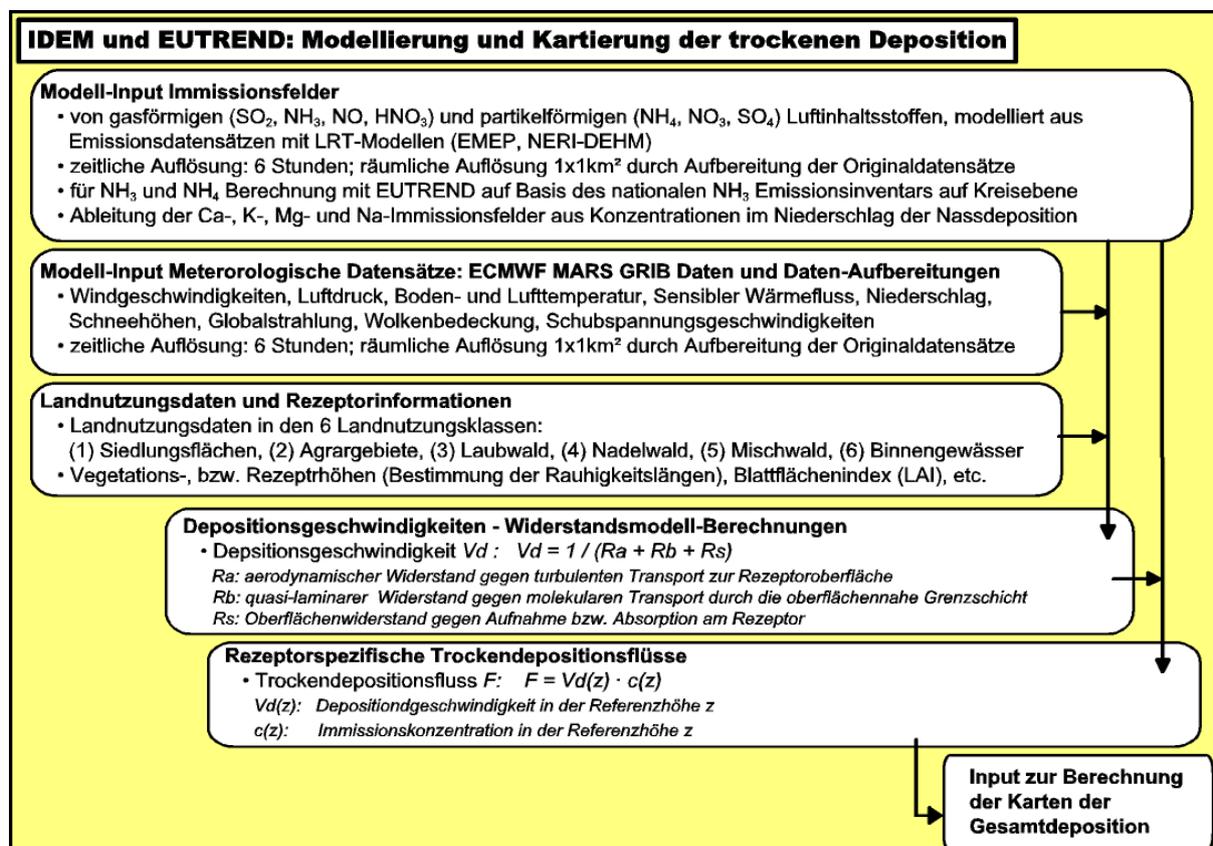


Abb. 21: Inputdaten bei der Trockendepositionskartierung

Die wichtigsten Widerstände der gasförmigen Deposition sind:

- R_a : aerodynamischer Widerstand gegen turbulenten Transport zur Rezeptoroberfläche
- R_b : quasi-laminarer Widerstand gegen den molekularen Transport durch die oberflächennahe Grenzschicht
- R_s : Oberflächenwiderstand gegen Aufnahme bzw. Absorption am Rezeptor insgesamt, der sich zusammensetzt aus:
 - R_{stom} , dem Widerstand von Blättern gegen die Aufnahme in die Stomata
 - R_m , dem Widerstand interner Pflanzenteile = 0
 - R_{cut} , dem Widerstand der Cuticula gegen die Stoffaufnahme
 - R_{ext} , dem Widerstand äußerer Pflanzenteile gegen die Stoffaufnahme
 - R_{inc} , dem aerodynamischen Widerstand innerhalb des Pflanzenbestandes
 - R_{soil} , dem Widerstand gegen Absorption an der Bodenoberfläche
 - R_{snow} , dem Widerstand einer schneebedeckten Oberfläche
 - R_{wat} , dem Widerstand gegen die Lösung von Gasen in Wasser
 - R_{urban} , dem Widerstand bebauter Oberflächen

Diese Widerstände wirken fallweise, parallel oder in Serie und ergeben dementsprechend aufsummiert den Wert des Oberflächenwiderstandes (R_s). Sie werden jeweils modifiziert durch die meteorologischen Verhältnisse, die Blattfläche, die Physiologie der Stomata, den Zustand von Boden und der Blattoberfläche (z. B. pH-Wert), das Vorhandensein und Chemismus von Wasserfilmen, Wassertropfen bzw. Schneebedeckung etc.. Letztere sind bestimmende Variable für die Eintragsmenge löslicher Gase (SO_2 , NH_3). Der zeitlichen Variabilität der bestimmenden Faktoren wird bei der Parametrisierung der Widerstände bzw. Depositionsgeschwindigkeiten durch die zeitliche Auflösung der Eingangsdaten (Immissionen, Meteorologie, Blattflächenindex) Rechnung getragen (BLEEKER et al. 2000, GAUGER et al. 2002).

Landnutzungsdaten aus der CORINE Land Cover Karte, aggregiert in 6 Landnutzungsklassen (1) Bebaute Flächen, (2) Landwirtschaftliche Flächen, (3) Laubwälder, (4) Nadelwälder, (5) Mischwälder und (6) Binnenwasserflächen, beschreiben in erster Linie die genaue Lage und Verteilung der jeweiligen in Betracht gezogenen Rezeptoren. Darüber hinaus werden zusätzliche Informationen herangezogen, wie z. B. Rezeptor- und Vegetationshöhen, art- und lagespezifische Baumhöhen in verschiedenen Regionen bzw. Waldgebieten sowie die den Rezeptoren zugeordnete Rauigkeitslängen, die zur Ermittlung der rezeptorspezifischen Trockendepositionsraten notwendig sind (BLEEKER et al. 2000, GAUGER et al. 2002).

5.4 Ansatz zur Abschätzung der Nebel-Deposition

Die nebelgetragenen Depositionen (auch „feuchte“ oder „occulte“ Deposition genannt) von säurebildenden und eutrophierenden Luftschadstoffen können insbesondere in Waldökosystemen den Einfluss der Stofffrachten aus Regenwasser in Größenordnungen überschreiten. Bisher wurden jedoch im Zusammenhang mit Waldschäden insbesondere die Einträge von Luftschadstoffen aus nassen (mit Regenwasser oder Schnee) und trockenen (Gase und Partikel) Depositionen betrachtet. Die Deposition nebelgetragener Luftschadstoffe kann aber in Bezug auf Waldschäden eine signifikante Rolle spielen, weil die pflanzenphysiologische Wirkung aufgrund der längeren Verweildauer von Nebeltropfen auf den Pflanzenoberflächen sich verstärkt. Im Nebel ist die Schadstoffkonzentration meist höher als im Niederschlagswasser. Das spielt besonders in Berglagen eine bedeutende Rolle, wo

Wolkennebel mit hohen und oft weittransportierten Schadstoffkonzentrationen zum Aufliegen auf Waldflächen kommen.

Seit vielen Jahren wird weltweit an Modellen zur Kalkulierung von Depositionsmengen nebelgetragener Luftschadstoffe auf den Oberflächen von Vegetationskomplexen gearbeitet. Dabei wird der Nebel untersucht, der zum einen aus Kondensationsprozessen beim Aufsteigen feuchter Luft an Bergen gebildet wird, zum anderen durch Eindringen von Wolken, die an Bergspitzen abgelenkt werden, in tiefere bodennahe Luftschichten.

Der überwiegende Teil des Nebels wird in den Talniederungen durch Abkühlung der Luft unmittelbar über der Erd- bzw. Vegetationsoberfläche unter den Taupunkt gebildet, wenn sich der Wasserdampf in der Luft an Aerosolen als Tropfen ablagert. Dieser Prozess der Nebelentstehung ist im Zusammenhang mit der Berechnung von nebelgetragenen Luftschadstoffen weniger von Interesse, da an den Entstehungsflächen des Nebels in der Regel noch nicht signifikante Schadstoffpartikelkonzentrationen vorhanden sind. Erst bei zunehmender Höhe über den Entstehungsflächen und bei längeren Transporten durch immissionsbelastete Luftschichten und Regionen nimmt die Konzentration an Schadstoffen im Nebel zu (PAHL U. WINKLER 1995). Deshalb sollen die Langstreckentransporte von Schadstoffen mit Nebelwolken betrachtet werden.

Auch die Literatur beschäftigt sich daher vorwiegend mit dem Eintrag von Nebel und seiner Schadstofffrachten aus den aufliegenden Wolken an Berghängen.

Die Abschätzung der Nebel-Depositionen an den Oberflächen der Ökosysteme (Vegetationsoberfläche bzw. Bodenoberfläche) wird allgemein modelliert unter Zugrundelegung des Wasserflusses der Nebeltropfen und der Konzentration aller relevanten Komponenten in den Tropfen während des Nebelereignisses (CONSTANTIN 1993). Die Ermittlung der nebelgetragenen Schadstoffeinträge von Spurengasen und Partikeln in Ökosysteme muss also in den folgenden zwei Arbeitsschritten durchgeführt werden:

- Kalkulation der Nebelwasserflüsse in die Ökosysteme
- Ermittlung der Konzentrationen der relevanten Spurengase und Partikel im Nebelwasser

Die feuchte Nebeldeposition ist ein äußerst komplexer Vorgang und wird von einer Vielzahl von natürlichen und anthropogen bedingten Einflüssen bestimmt, insbesondere von der Nebelhäufigkeit, von der Windgeschwindigkeit über dem Vegetationsbestand, vom Turbulenz- und Windprofil im Bestand, vom Flüssigwassergehalt des Nebels, von der Tröpfchengrößenverteilung sowie der räumlichen Verteilung der Pflanzenteile in den einzelnen Bestandsschichten und von der Höhe des Depositionsstandortes über dem Talniveau der Umgebung. Der multiple Zusammenhang des Depositionsflusses mit diesen Faktoren ist zudem nicht linear. Eine Kombination aus modellgestütztem Ansatz und Auswertung von Messdaten wird gegenwärtig weltweit praktiziert.

Kalkulation der Nebelwasserflüsse in die Ökosysteme

Für die Abschätzung der Nebelwasserflüsse werden zurzeit auf internationaler Ebene überwiegend 3 Modellansätze verfolgt:

- das eindimensionale stationäre Nebeltropfen-Depositionsmodell mit Hilfe des Gradienten-Ansatzes, der mehrere Widerstände berücksichtigt

- ein vereinfachter Gradienten/Widerstands-Ansatz
- der ökosystemorientierte Kronentraufenansatz

Weitere regional in Sachsen entwickelte Methoden sind:

- Wasserhaushaltsbilanz für größere Landschaftsausschnitte über längere Zeiträume
- Nebelprognose mit Hilfe neuronaler Netze

Eine Gegenüberstellung der Modelle insbesondere hinsichtlich ihres Bedarfs an Eingangsdaten im Verhältnis zur erforderlichen räumlichen Auflösung der Ergebnisdaten wurde in SCHLUTOW, NAGEL et al. (1999) durchgeführt. Im Ergebnis dieser Gegenüberstellung wurde das von PAHL und WINKLER (1995) auf der Basis von LOVETT (1981, 1984) entwickelte eindimensionale stationäre Nebeltropfen-Depositionsmodell mit Hilfe des Gradienten-Ansatzes, das von BLEEKER, DRAIJERS et al. (2000) für die Betrachtung von größeren Regionen vereinfacht wurde, präferiert. Dieses Modell bildet die Nebeldepositionen ausreichend genau für eine Regionalisierung in einem Land ab und garantiert weitgehend die Verfügbarkeit der notwendigen Eingangsdaten. Die methodischen Grundlagen der für dieses Projekt verwendeten Modelle werden im Folgenden erläutert:

Eindimensionales stationäres Nebeltropfen-Depositionsmodell mit Hilfe des Gradienten-Ansatzes von PAHL UND WINKLER (1995) auf der Basis von LOVETT (1981, 1984)

Dieses Modell geht von folgenden Grundlagen aus:

Das von LOVETT (1981, 1984) für die Abschätzung der Wasserflussmengen in den USA entwickelte Modell wurde von KRUGMANN und WINKLER (1989) weiterentwickelt und von PAHL und WINKLER (1993) an die Bedingungen eines Fichtenbestandes in einem deutschen Mittelgebirge angepasst. Sie verwenden einen Gradientansatz in Kombination mit einem Widerstandsmodell.

Der reine Gradientansatz geht davon aus, dass sich die Transportrate einer Komponente in der Luft (Spurengas oder Partikel) proportional zum Gradienten der Komponentenkonzentration zwischen zwei Punkten im Luftraum verhält. Dabei verursachen die Turbulenzelemente im Luftraum („eddies“) den Konzentrationsaustausch. In der Nähe mehr oder weniger rauher Oberflächen (wie z. B. an Vegetationsbestands-Oberflächen) muss dieser Ansatz aber modifiziert werden durch ein Widerstandsmodell, das alle Prozesse abbildet, die die Deposition der Tropfen auf dem Weg aus der Luft in den Bestand bis auf den Boden behindern. Der Kehrwert dieses Gesamtwiderstandes wird als Depositionsgeschwindigkeit bezeichnet. Für große Aerosole und Partikel ($>10 \mu\text{m}$ Durchmesser) nähert sich die Depositionsgeschwindigkeit der Sinkgeschwindigkeit der Partikel im Gravitationsfeld der Erde (Fallbeschleunigung \times Masse).

Die Nebeltropfen werden sowohl durch turbulenten Transport als auch durch Sedimentation in den Wald hinein und von einer Modellschicht zur nächsttieferen transportiert. Der aerodynamische Widerstand r_a , der den Widerstand gegen turbulenten Transport in der Grenzschicht der Atmosphäre zur Vegetationsoberfläche beschreibt, wird aus dem turbulenten Diffusionskoeffizienten für sich in drehender (turbulenter) Bewegung befindliche Partikel berechnet, wobei angenommen wird, dass der Diffusionskoeffizient dem Drehmoment („Impuls“) des Partikels (Teilchenmasse \times Geschwindigkeit) entspricht. Bei sehr kleinen Partikeln (um die es sich bei Nebeltropfen in der Regel handelt) spielt die Teilchenmasse keine signifikante Rolle bei der Ermittlung des Impulses, sondern nur noch die Geschwindigkeit des Teilchens, weshalb die obige Annahme berechtigt ist.

Die Sedimentation von Nebeltropfen wird mit Hilfe des Widerstandes r_s ausgedrückt. Die Tropfengröße bestimmt die Sinkgeschwindigkeit (Fallbeschleunigung \times Masse). Außerdem wird die Wahrscheinlichkeit berücksichtigt, dass die Wolkentropfen gerade durch Lücken im Vegetationsbestand in die nächste Schicht fallen. Beide Transportprozesse werden parallel berechnet.

Für eine genaue Modellierung, wie beispielsweise bei PAHL und WINKLER (1995) am Kleinen Feldberg oder bei LOVETT (1984) müssen die Abscheidungsprozesse Impaktion (Aufnahme durch die Pflanzenteile) und Sedimentation (Ablagerung auf den Pflanzenteilen) innerhalb des Vegetationsbestandes für die verschiedenen Pflanzenkompartimente (Nadeln getrennt nach Jahrgängen, Ast, Zweig, Stamm) schichtenweise ermittelt werden. Dazu wird der Vegetationsbestand in Schichten (z. B. in 20 Einmeter-Schichten in einem Nadelholzbestand, PAHL und WINKLER 1995) aufgeteilt. Unter Berücksichtigung des Grenzschichtwiderstandes zwischen den Bestandesschichten, der Windgeschwindigkeit in jeder Bestandesschicht, der Partikelflussdichte der Schadstoffkomponente, des Oberflächenwiderstandes, der Abscheidewahrscheinlichkeit und dem Allseitigen Blattflächenindex wird schrittweise für jede Bestandesschicht und für jedes Pflanzenkompartiment die Änderung der Partikelkonzentration zwischen den Schichten berechnet (LOVETT 1984). Der Anteil, der sedimentiert wird, wird nach LOVETT (1984) unter Berücksichtigung der vertikal projizierten Blatt-(Nadel-)Fläche pro Schicht und Pflanzenkompartiment, der nicht überdeckten Bodenfläche und der Sinkgeschwindigkeit der Partikelfraktionen (unterteilt nach Durchmesser, wobei z. B. PAHL und WINKLER (1995) 20 Größenklassen berücksichtigen) ermittelt.

Die Sedimentationsgeschwindigkeit kann nach dem STOKES'schen Gesetz in Abhängigkeit von der mittleren Dichte der Tropfen, von Fallbeschleunigung, Wasserdichte, Luftdichte und kinematischer Viskosität der Luft ermittelt werden. v_s muss über die Tropfengrößenfraktionen integriert werden.

Die Ermittlung des Flüssigwassergehaltes der Nebelwolken kann aus Durchschnittswerten von Messungen an ausgewählten Punkten abgeschätzt werden, oder es werden beobachtete horizontale Sichtweiten zugrunde gelegt. LCW's wurden von verschiedenen Autoren in Wertebereichen von 84-400 mg/m³ ermittelt (GALLAGHER et al. 1992, SAXENA und LIN 1990, LOVETT 1984). Der Mittelwert liegt bei 150 mg/m³.

Der Flüssigwassergehalt kann nach ATLAS und BARTNOFF (1953) als Verhältnis des Produkts aus der standortspezifischen Konstante (meist 1,2) und dem mittleren Tröpfchen-Durchmesser zur horizontalen Sichtweite im Nebel ermittelt werden.

Vereinfachter Gradienten/Widerstands-Ansatz nach BLEEKER, DRAIJERS et al. (2000):

In einem vereinfachten Gradienten-/Widerstands-Ansatz wird von der Annahme ausgegangen, dass die Depositionsrate als Funktion der Depositionsgeschwindigkeit, für die typischen Tropfengrößen in Nebelwolken (zwischen 4 μ m und 10 μ m), annähernd der für das Drehmoment (Impuls) der Tropfen entspricht (GAUGER et al. 2002). Voraussetzung hierfür ist die Gültigkeit der Theorie, dass die Flüsse über alle Hörschichten des Vegetationskomplexes konstant bei neutraler Schichtung sind. Es wird also vereinfachend im Modell die gesamte Pflanzenoberfläche gleichmäßig auf eine Ebene verteilt („Big Leaf Model“) (CONSTANTIN 1993). So kann der sedimentierende Wasserfluss als Einzelkomponente des Gesamtflusses F vernachlässigt werden.

BLEEKER, DRAIJERS et al. (2000) setzen deshalb die Depositionsgeschwindigkeit mit dem reziproken Wert des aerodynamischen Widerstandes gegen das Tröpfchen-Drehmoment R_a gleich (Widerstand gegen turbulenten Transport in der Reibungsschicht unmittelbar über der auf eine zweidimensionale Ebene projizierten Vegetations-Oberfläche):

$v_d \approx R_a^{-1}$ in Nebelwolken, wo

$$R_a = u_z / u^{*2}$$

wobei:

u_z = Windgeschwindigkeit in der Referenzhöhe z

u^* = Schubspannungsgeschwindigkeit, ermittelt aus der Windprofil-Gleichung:

$$u_z = \frac{u^*}{k} \cdot \lg \frac{z-d}{z_0}$$

wobei:

k = Karman-Konstante ($k = 0,4$)

d = Verdrängungsschichtdicke

z_0 = Rauigkeitslänge

Die Rauigkeitslänge in einem Wald entspricht näherungsweise 10 % der Waldhöhe (PAHL und WINKLER 1995). Die Rauigkeitslänge einer Wiese beträgt annähernd 0,02 m.

Die Verdrängungsschichtdicke ist ein Maß dafür, wie dicht der Waldbestand ist, d. h. wie eng die Bäume stehen. Sie bestimmt, wie stark die Luft durch Wald verdrängt wird. Für Rauigkeitslängen kleiner oder gleich 0,2 m (also für Waldbestände < 2 m und für Wiesen, Acker u. ä.) ist die Verdrängungsschichtdicke zu vernachlässigen. In einem typischen mitteleuropäischen Waldbestand beträgt die Verdrängungsschichtdicke ca. zwei Drittel der Höhe des Waldes.

Die einzigen zusätzlichen Informationen, die für die Kalkulation der jährlichen Nebel-Deposition benötigt werden, ist die mittlere Konzentration der chemischen Komponenten der Nebelwolken und die Nebeldauer in der berücksichtigten Periode (1 Jahr).

Kalkulation der Konzentrationen chemischer Komponenten in Nebeltropfen

Umfangreiche Messungen der Schadstoffkonzentrationen im Nebel wurden bereits in den USA, in Canada und Europa durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass eine enge Korrelation zwischen der Konzentration im Wolkennebel und der Konzentration im Regenwasser sowie zur Höhe des Messpunktes über Meeresspiegel besteht. Bei zunehmender Höhe nimmt die Konzentration der Komponenten im Wolkennebel ab.

Die ermittelten Stoffkonzentrationen in Nebeltropfen sind weit höher als die Konzentrationen im Regenwasser an der gleichen Stelle. Typische Konzentrations-Verhältnisse von Nebel zu Regenwasser geben BLEEKER, DRAIJERS et al. (2000) mit 3 : 1 bis 7 : 1 an. Die Verhältniszahlen variieren in erster Linie in Abhängigkeit von der Stoffkomponente. Besonders hoch ist das Verhältnis der Wolkennebel-Konzentrationen zu Konzentrationen im Regenwassers bei Sulfat-, Nitrat- und Ammonium-Ionen (gemessene Faktoren von 5,4 bis

6,3); am geringsten sind die Konzentrationsunterschiede bei den basischen Kationen Magnesium-, Kalzium- und Kalium-Ionen (Verhältnisse von 3,3 bis 4,5).

Einen Zusammenhang zwischen Höhe der Flächen mit aufliegenden Nebelwolken und dem Verhältnis von Nebel-Konzentration zu Regenwasser-Konzentration ermittelten BLEEKER, DRAIJERS et al. (2000). Sie stellten alle verfügbaren Literaturwerte zusammen und kamen auf folgende Modellansätze:

$$\begin{aligned}SO_4^{2-} & y = 341,19 x^{-0,6413} \\NO_3^- & y = 911,66 x^{-0,7727} \\NH_4^+ & y = 25,584 x^{-0,2418}\end{aligned}$$

wobei:

y = Verhältnis von nebelgetragenen Schadstoff-Konzentrationen zu Konzentrationen im Regenwasser
x = Höhe ü. NN

Nebel-Konzentrationskarten für Deutschland oder Sachsen sind bisher nicht erstellt worden. Deshalb wurde für Sachsen eine räumliche Verteilung der Nebel-Konzentrationen im Jahresdurchschnitt nach dem beschriebenen Modell-Ansatz im Rahmen dieses Projektes durchgeführt. Die Verschneidung von Höhen-Karte und Karte der Konzentrationsverteilung im Regenwasser unter Berücksichtigung der höhenabhängigen Umrechnungsfaktoren von BLEEKER, DRAIJERS, et al. (2000) ergab für die relevanten chemischen Komponenten Sulfat-, Nitrat-, Ammonium-Ionen modellierte Nebel-Konzentrationskarten für Sachsen (SCHLUTOW, NAGEL et al. 1999), die wie folgt in die Modellierung der feuchten Deposition integriert wurden.

Ermittlung der Nebelstundenhäufigkeit

Eine Karte aus flächenrepräsentativen Messwerten der Nebelstundenhäufigkeit liegt für Sachsen nicht vor. Es gibt Ermittlungen der Nebelstundenhäufigkeit an einigen Punkten im Erzgebirge für den Zeitraum des Jahres 1997 (ZIMMERMANN et al. 1999).

Die 5 Meteorologischen Stationen im Erzgebirge, für die die Nebelstundenhäufigkeit 1997 ermittelt wurde, zeigen einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Höhe der Messstation und der Nebelstundenhäufigkeit. Das Bestimmtheitsmaß der linearen Funktion r^2 beträgt 0,9674.

Unter Berücksichtigung der Aussagen von ZIMMERMANN et al. (1999), dass in Sachsen Nebelwolken erst oberhalb 600 m Höhe eine signifikante Schadstoffkonzentration aufweisen, konnte folgende Formel für die Ermittlung der Nebelstundenhäufigkeit aufgestellt werden:

$$n = 0,0212x + 5,3269$$

wobei:

n = Nebelstundenhäufigkeit (Anteil an Nebelstunden an der Summe von Stunden im Jahr [%])
x = Höhe [m über NN]

Zusammenfassende Darstellung des verwendeten Modells und Datengrundlagen

Für die vorliegende Arbeit wurde ausgehend von diesem vereinfachten Gradienten/Widerstandsansatz folgendes Gleichungssystem benutzt:

$$F_{d,x} = F_t C_x n$$

wobei:

$F_{d,x}$	=	Nebel-Depositionsfluss der Komponente x
F_t	=	turbulenter Wasserfluss
C_x	=	mittlere Konzentration der Komponente x im Nebel
n	=	Nebelstundenhäufigkeit

Der turbulente Wasserfluss wurde bestimmt aus:

$$F_t = v_t LWC$$

wobei:

v_t	=	turbulente Depositionsgeschwindigkeit der Nebeltropfen
LWC	=	Flüssigwassergehalt der Nebelwolken (= 150 mg/m ³)

$$v_t = u_z \cdot \left(\frac{k}{\lg \frac{z-d}{z_0}} \right)^2$$

wobei:

u_z	=	Windgeschwindigkeit in der Referenzhöhe z
k	=	Karman-Konstante ($k = 0,4$)
d	=	Verdrängungsschichtdicke
z_0	=	Rauhigkeitslänge
z	=	Referenzhöhe, in der die Windgeschwindigkeit gemessen wurde [m]

Für Sachsen gilt nach BLEEKER, DRAIJERS et al. (2000):

	für Nadelwald	für Laubwald	für Mischwald	für Nicht-Wald
Verdrängungsschichtdicke d [m]	10,032	11,286	10,296	0
Rauhigkeitslänge z_0 [m]	1,292	1,2825	1,326	0,5
Referenzhöhe z [m]	50			10

Die Berechnung der Konzentration der Komponente x im Nebelwasser erfolgte wie folgt:

$$SO_4^{2-} \quad y = 341,19 x^{-0,6413}$$

$$NO_3^- \quad y = 911,66 x^{-0,7727}$$

$$NH_4^+ \quad y = 25,584 x^{-0,2418}$$

wobei:

y = Verhältnis von nebelgetragenen Schadstoff-Konzentrationen zu Konzentrationen im Regenwasser
x = Höhe ü. NN

Die Nebelhäufigkeit n ist abhängig von der Höhe des Grids ü. NN und ergibt sich aus

$$n = 0,0212x + 5,3269$$

Für eine Regionalisierung der Depositionen aus Nebelwasser standen folgende flächendeckende Datengrundlagen in Sachsen zur Verfügung:

- Konzentration von SO_4 , NO_3 , NH_4 , Na, K und Ca im Niederschlagswasser des Jahres 1997
- Höhenmodell des Freistaates Sachsen
- die Nutzungsverteilung in Sachsen aus dem CORINE-Land-Cover
- Verteilung der mittleren jährlichen Windgeschwindigkeit in Sachsen (STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES FREISTAATES SACHSEN 1999).

Entsprechend den Erkenntnissen von ZIMMERMANN et al. (1999) und in Übereinstimmung mit PAHL und WINKLER (1995) wurden Konzentrationen erst ab einer Höhenstufe von 600 m über NN berechnet. Unter 600 m sind keine messbaren Stoffkonzentrationen festzustellen gewesen (ZIMMERMANN et al. 1999).

Die berechneten Konzentrationen von SO_4 , K, Ca und Mg wurden um den natürlichen seesalzbürtigen Anteil korrigiert, so dass die Berechnungsergebnisse nur die aus anthropogenen Quellen stammenden Stoffkonzentrationen und -depositionen widerspiegeln.

6 Die Überschreitung der Critical Loads durch die aktuellen Depositionen

6.1 Bestimmungsmethoden und Berechnungsmodelle

6.1.1 Bestimmung und Anwendung der Critical-Load-Funktion

Schwefel- und Stickstoffverbindungen bewirken eine Versauerung der Ökosysteme, insbesondere des Bodens, aber auch der Gewässer. Die oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen tragen als Nährstoffe zusätzlich auch zur Eutrophierung bei. Diese komplexe Wirkung stand einer monokausalen Bewertung entgegen, wie sie jedoch von den Protokollen zur Reduzierung der einzelnen Schadstoffe (Schwefelprotokoll, Stickstoffprotokoll) gefordert wurde. Mit dem Multi-Komponenten-Protokoll von Göteborg ist dieser einseitige Wirkungsansatz jedoch überwunden.

In der internationalen Wissenschaftlergemeinschaft hat sich schon seit einigen Jahren ein Ansatz durchgesetzt, mit dem beide Schadstoffgruppen und beide Wirkungen komplex betrachtet werden können. Dieser Ansatz, als „Critical-Load-Funktion“ bezeichnet, wird verwendet, um die Einhaltung oder Überschreitung der Critical Loads zu bestimmen.

Ausgangspunkt für die Ableitung der Critical-Load-Funktion ist die bereits beschriebene Gleichung für den maximal zulässigen Säureeintrag durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen:

$$CL(S + N) = CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)}$$

Ein Teil der Stickstoffeinträge wirkt jedoch nicht versauernd, sondern wird als Nährstoff von der Vegetation aufgenommen, als gasförmige Stickstoffverbindung aus dem Boden in die Atmosphäre wieder freigesetzt (durch Denitrifikation) sowie im Humus akkumuliert (Immobilisierung). Da diese spezifischen Senken für Stickstoff ($N_i + N_u + N_{de}$) keine Säureinträge durch Schwefel kompensieren können, wird der maximale Critical Load für Schwefel, wie in Kapitel 2.2 beschrieben, bestimmt durch:

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)}$$

Gleichzeitig kann ein minimaler Nährstoffbedarf an Stickstoffverbindungen für das betreffende Ökosystem angenommen werden, der als $CL_{min}(N)$ in die Critical-Load-Funktion eingeht.

Damit ergibt sich für die Funktion folgendes Bild (vgl. Abb. 22):

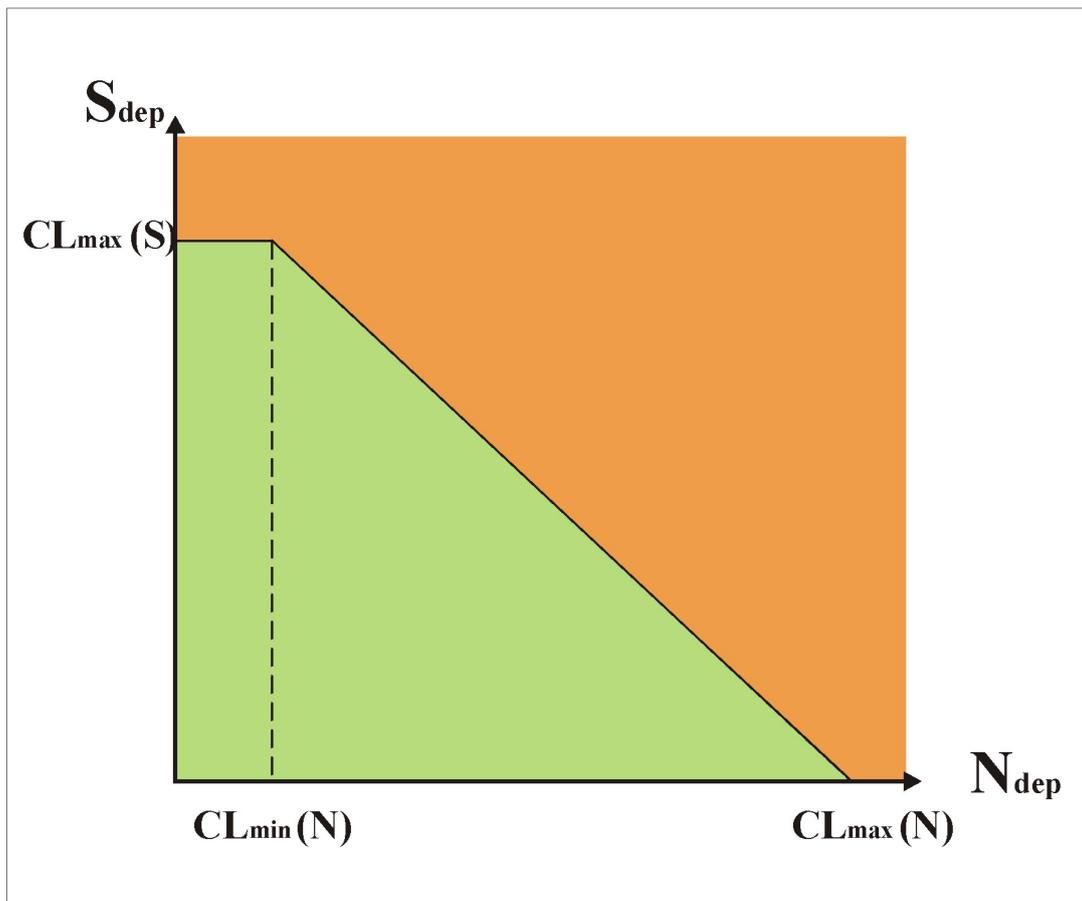


Abb. 22: Grundform der Critical-Load-Funktion für Säureeinträge

Die Critical-Load-Funktion für Säure ist also um den Betrag des minimalen Stickstoffbedarfes des Systems ($CL_{min}(N)$) auf der N-Achse verschoben. Zusätzlich zur versauernden Wirkung der Stickstoffeinträge ist aber auch gleichzeitig deren Beitrag zur Eutrophierung mit zu betrachten. Für den Fall, dass das betreffende Ökosystem hinsichtlich einer Eutrophierung empfindlicher reagiert als gegenüber Säure, wird die Funktion durch diesen Wert begrenzt (vgl. Abb. 23). Bei den in Sachsen untersuchten Rezeptoren ist dieser Funktionsverlauf am häufigsten anzutreffen.

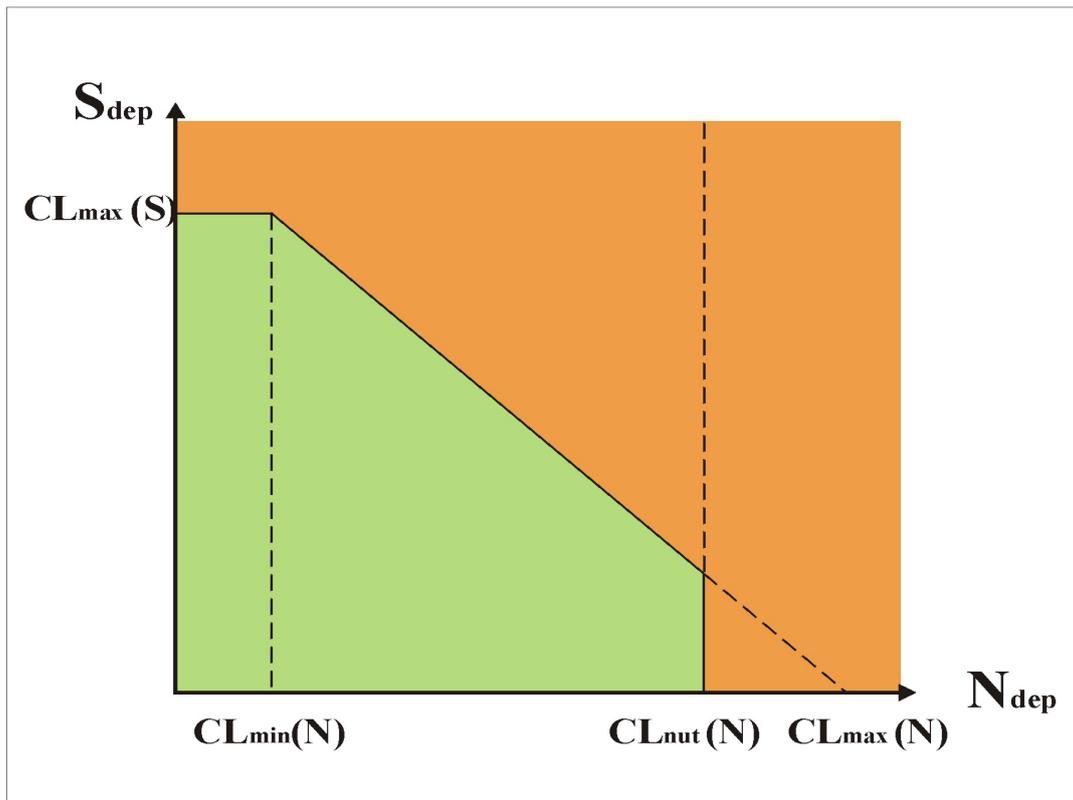


Abb. 23: Grundform der Critical-Load-Funktion für Säure und Eutrophierung

Für die Critical-Load-Funktion sind insgesamt also folgende Werte zu bestimmen:

- maximal zulässiger Eintrag von versauernden Schwefelverbindungen $CL_{max}(S)$, der unter der Annahme errechnet wird, dass ausschließlich Schwefel- und keine Stickstoffverbindungen ($N_{dep} = 0$) zur Versauerung beitragen
- Critical Load für den zulässigen versauernden Stickstoffeintrag $CL_{max}(N)$, der analog zum maximalen Schwefeleintrag unter der Annahme bestimmt wird, dass ausschließlich Stickstoff zu den Versauerungsprozessen führt ($S_{dep} = 0$)
- maximal zulässige Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen $CL_{nut}(N)$,
- Wert für den minimal notwendigen Stickstoffeintrag $CL_{min}(N)$, da dieser als Bedarf des Ökosystems nicht völlig aus dem System herausgenommen und deshalb, anders als beim Schwefel, der Stickstoffeintrag nicht auf den Wert Null reduziert werden sollte.

Wenn auch im sächsischen Datensatz zunächst eine getrennte Kartierung für die Critical Loads Säure ($CL_{max}S$) und für eutrophierenden Stickstoff ($CL_{nut}N$) gerechnet wurde, so erfolgt jetzt zusätzlich die Berechnung der Critical-Load-Funktion. Die Karte der maximal zulässigen Säureeinträge ($CL_{max}S$) kann z. B. dann verwendet werden, wenn die Zusammensetzung der Einträge nicht bekannt ist oder generell die Säureempfindlichkeit bestimmter Ökosysteme betrachtet werden soll. Beide Karten können auch hilfreich sein, wenn Strategien zur schadstoffbezogenen Minderung von Emissionen zu analysieren sind. Für jede Grid-Zelle mit Rezeptorflächen im Freistaat Sachsen wurden deshalb alle genannten Parameter der Critical-Load-Funktion wie folgt berechnet und sind in der ArcGIS-Datei abrufbar. Eine kartografische Darstellung der Funktion in jeder Grid-Zelle ist naturgemäß nicht möglich.

Berechnung von $CL_{min}(N)$, $CL_{nut}(N)$, $CL_{max}(N)$

Für die Berechnung von $CL_{min}(N)$, $CL_{nut}(N)$, $CL_{max}(N)$ sind 2 Fälle zu unterscheiden:

Fall (a), wenn $CL_{nut}(N) \geq CL_{max}(N)$

kann $CL_{nut}(N)$ ignoriert werden und es gilt $CL_{max}(N)$ als Critical Load für Stickstoffeinträge insgesamt und wird wie folgt ermittelt: Falls die aktuelle Deposition von Stickstoff im Vergleich zu den Stickstoffsenken N_i , N_u und N_{de} einen geringeren Betrag einnimmt, kommt es zu Nährstoffmangelerscheinungen. Deshalb wird eine Grenze nach unten festgelegt und dieser minimale Critical Load für Stickstoff gleich dem Betrag der Senken gesetzt:

$$N_{dep} \leq N_i + N_u + N_{de} = CL_{min}(N)$$

Somit ergibt sich der maximale Critical Load für Stickstoff - für eine Schwefeldeposition gleich 0 - aus:

$$CL_{max}(N) = CL(S + N) = CL_{max}(S) + CL_{min}(N)$$

durch Einsetzen der o. g. Formeln für $CL_{max}(S)$ und $CL_{min}(N)$ ergibt sich:

$$CL_{max}(N) = CL_{max}(S) + CL_{min}(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)} + N_i + N_u + N_{de}$$

Da die Denitrifikationsrate N_{de} von der N-Deposition abhängt (vgl. Kap. 2.3) und die N-Deposition = $CL_{nut}(N)$ gesetzt werden soll, enthält die o. g. Gleichung zwei unbekannte Variablen und ist so zunächst nicht lösbar.

N_{dep} wird gleich $CL_{nut}(N)$ gesetzt, weil bei der Bestimmung von Critical Loads definitionsgemäß davon ausgegangen wird, dass diese den Gleichgewichtszustand der Ökosysteme charakterisieren, also keine Beeinträchtigungen des Gleichgewichtszustandes durch anthropogene Einflüsse vorliegen, d. h. dass noch keine Überschreitung des Belastbarkeitsgrenzwertes stattgefunden hat und alle Senkenprozesse noch voll funktionstüchtig sind. Für die Ermittlung der Denitrifikation von Stickstoff unter Critical-Load-Bedingungen müsste zunächst der Critical Load bekannt sein. Ein Weg aus dieser „Zwickmühle“ besteht darin, das Verhältnis von Schwefel- und Stickstoffsenken zur Deposition wie folgt zu verwenden: Nach dem Ansatz von DEVRIES (1991) besteht eine Linearität zwischen der Denitrifikation und dem Nettostickstoffeintrag (Deposition bzw. Critical Load).

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de} \cdot (N_{dep} - N_u - N_i) & \text{wenn } N_{dep} > N_u + N_i \\ 0 & \text{andernfalls} \end{cases},$$

Nach Umformung und Integration der Gleichung

$$CL_{max}(N) = CL_{max}(S) + CL_{min}(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)} + N_i + N_u + N_{de}$$

ergibt sich:

$$CL_{max}(S) + (1 - f_{de})CL_{min}(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)} + (1 - f_{de})(N_i + N_u).$$

Die maximal zulässige Stickstoffdeposition wird nun - für eine Schwefeldeposition gleich 0 - folgendermaßen ermittelt:

$$CL_{\max}(N) = N_i + N_u + \frac{CL_{\max}(S)}{1 - f_{de}}$$

Die minimale Schwefeldeposition ergibt sich aus:

$$CL_{\min}(S) = CL_{\max}(S) - N_{le(acc)}$$

Fall (b), wenn $CL_{nut}(N) < CL_{\max}(N)$,

gilt $CL_{nut}(N)$ als maximal zulässige Deposition von Stickstoffverbindungen und der Critical Load für die Schwefel-Deposition ist in diesem Fall (wenn die N-Deposition auf der Höhe von $CL_{nut}(N)$ liegt) gegeben durch $CL_{\min}(S)$ mit

$$CL_{\min}(S) = CL_{\max}(S) - N_{le(acc)}.$$

Die so berechneten Werte ergeben die Critical-Load-Funktion, der dann die aktuellen Depositionen von Säure- und eutrophierenden Verbindungen gegenübergestellt werden können.

6.1.2 Bestimmung der Immissions-Minderungsziele mit Hilfe der Critical-Load-Funktion für Versauerung und Eutrophierung

Aus der Kenntnis der Eintragsraten von Schwefel und Stickstoff ergibt sich ein Depositionspunkt [$S_{dep(akt)}$; $N_{dep(akt)}$], aus dessen Lage zur Critical-Load-Funktion nun die Einhaltung oder Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ersichtlich wird. Ebenso lassen sich Strategien zum Erreichen der Critical Loads und die Anteile der dafür notwendigen Minderung der Schwefel- und/oder Stickstoffdeposition ableiten. Prinzipiell lassen sich dabei die folgenden vier Belastungstypen unterscheiden:

Belastungstyp 0:

Der Depositionspunkt (S_{dep}^* ; N_{dep}) befindet sich innerhalb der Critical-Load-Funktion (in der grünen Fläche in Abb. 24). Die ökologischen Belastungsgrenzen sind eingehalten, es ist weder für Säure noch hinsichtlich der Eutrophierung Handlungsbedarf gegeben und emissionsmindernde Maßnahmen sind nicht erforderlich.

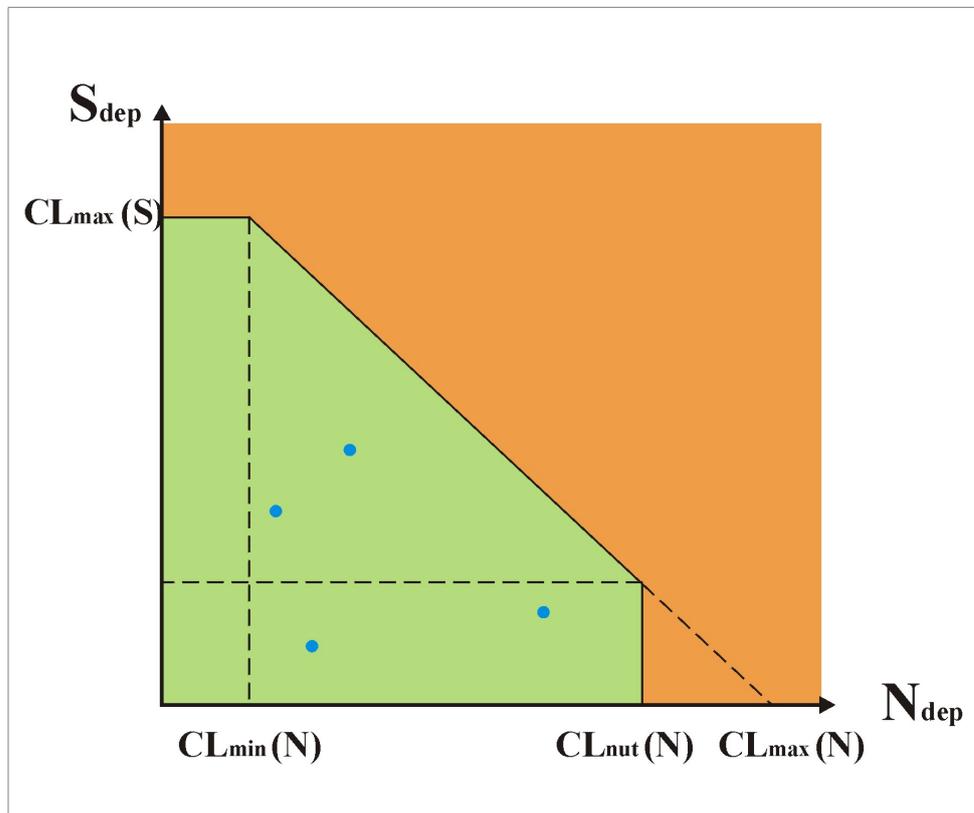


Abb. 24: Belastungstyp 0, die Depositionspunkte befinden sich innerhalb der Funktion und die Critical Loads werden nicht überschritten

Belastungstyp 1:

Befindet sich der Depositionspunkt $(S_{\text{dep}}^*; N_{\text{dep}})$ außerhalb der Critical-Load-Funktion (vgl. Abb. 25), ist aber kleiner oder gleich $CL_{\text{max}}(S)$ und $CL_{\text{nut}}(N)$ bzw. $CL_{\text{max}}(N)$, dann

- ist der Critical Load für Säure durch die Summe von Stickstoff- und Schwefeleinträgen überschritten,
- der Critical Load für die Eutrophierung bleibt jedoch eingehalten.

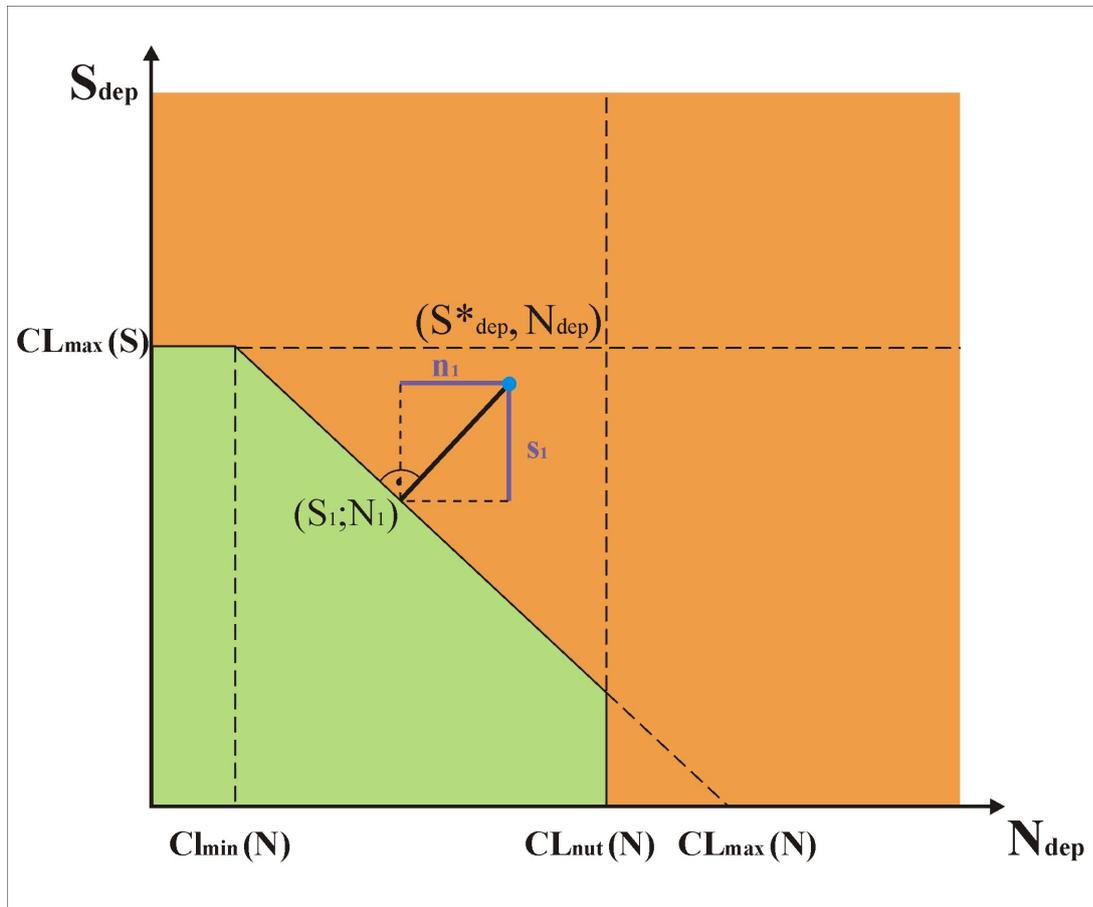


Abb. 25: Belastungstyp 1, Depositionsminderung wahlweise für Schwefel und/oder Stickstoff erforderlich

Zur Vermeidung der versauernden Wirkung sind Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoff- und/oder Schwefeldepositionen erforderlich. Wahlweise kann ein Weg in die Funktion ausgewählt werden. Der kürzeste ist die rechtwinklige Verbindung, bei der die Schwefelminderung um den Betrag s_1 und die des Stickstoffs um n_1 erfolgt.

Belastungstyp 2:

Befindet sich der Depositionspunkt $(S^*_{\text{dep}}, N_{\text{dep}})$ oberhalb von $CL_{\text{max}}(S)$, aber unterhalb von $CL_{\text{nut}}(N)$ und von $CL_{\text{max}}(N)$ (vgl. Abb. 26), dann

- ist der Critical Load für Säure bereits allein durch Schwefel-, zusätzlich aber außerdem noch durch Stickstoffeinträge überschritten,
- wird der Critical Load für die Eutrophierung hingegen eingehalten.

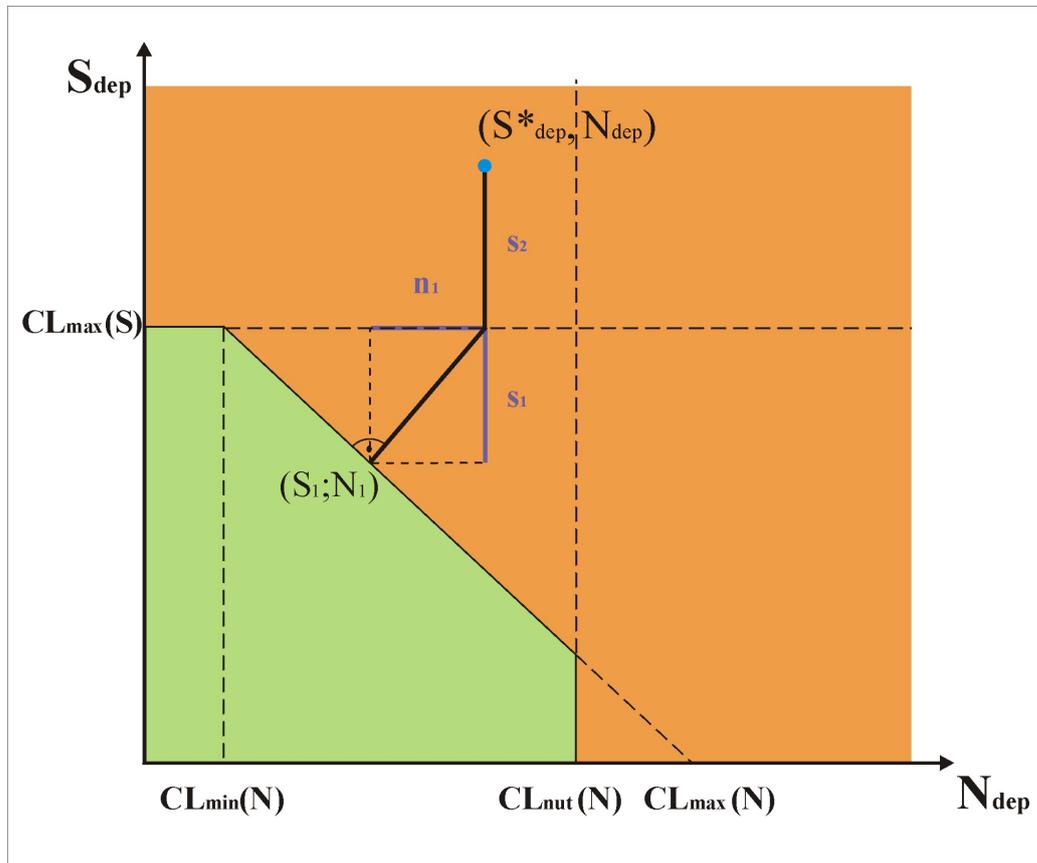


Abb. 26: Belastungstyp 2, Schwefeldominierte Überschreitung der Critical Loads für Säure

In diesem Fall muss zwangsläufig zunächst die Schwefel-Deposition reduziert werden, und zwar mindestens um den Betrag s_2 . Danach ist nach Belastungstyp 1 zu verfahren, es kann wahlweise die Schwefel- und/oder Stickstoffbelastung reduziert werden.

Belastungstyp 3:

Befindet sich der Depositionspunkt $(S^*_{\text{dep}}, N_{\text{dep}})$ unterhalb von $CL_{\text{max}}(S)$, aber oberhalb von $CL_{\text{nut}}(N)$ (vgl. Abb. 27), dann

- ist der Critical Load für die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge überschritten,
- und der Critical Load für Säure ist durch die Summe aus Stickstoff- und Schwefeleinträgen überschritten.

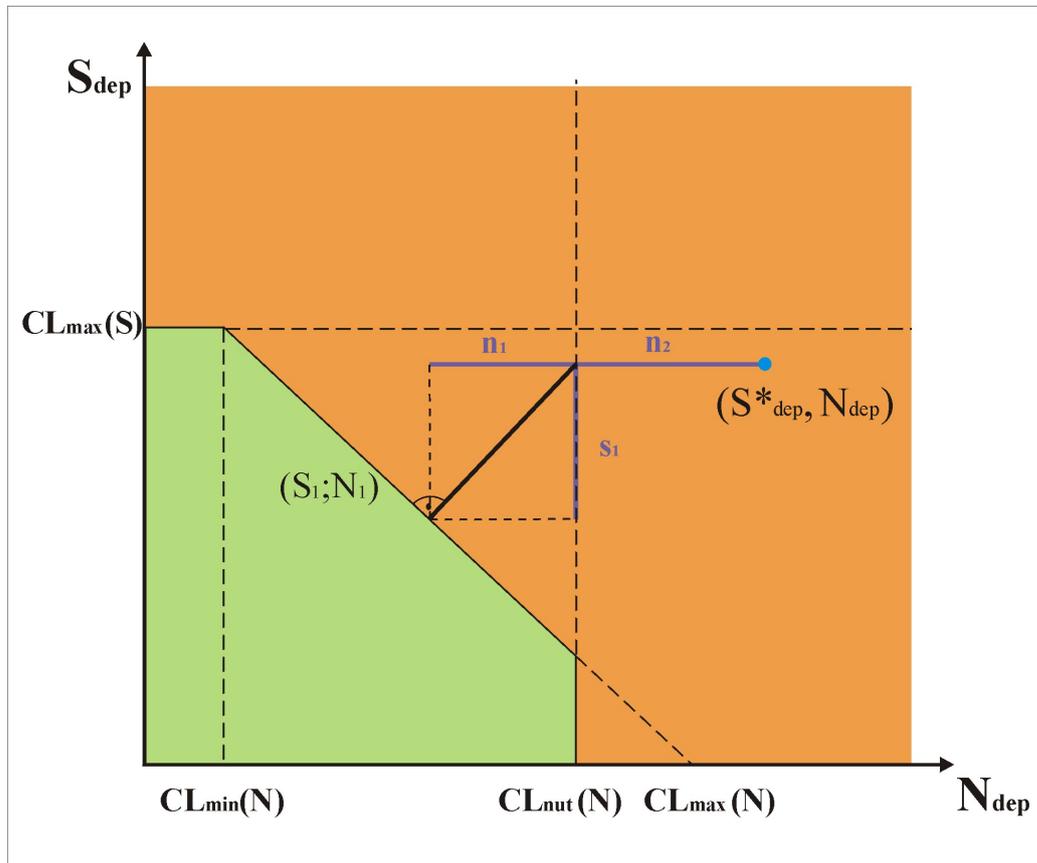


Abb. 27: Belastungstyp 3, Stickstoffdominierte Überschreitung beider Critical Loads

Zunächst muss zwangsläufig die Stickstoff-Deposition um mindestens den Betrag n_2 gesenkt werden, bevor wiederum das Verfahren nach Belastungstyp 1 möglich wird.

Belastungstyp 4:

Befindet sich der Depositionspunkt (S_{dep}^* ; N_{dep}) oberhalb von $CL_{\text{max}}(S)$ und gleichzeitig oberhalb von $CL_{\text{nut}}(N)$ (vgl. Abb. 28), dann

- ist der Critical Load für Säure jeweils bereits allein durch die Schwefeleinträge als auch allein durch die Stickstoffeinträge überschritten und
- ist der Critical Load für die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge ebenfalls überschritten.

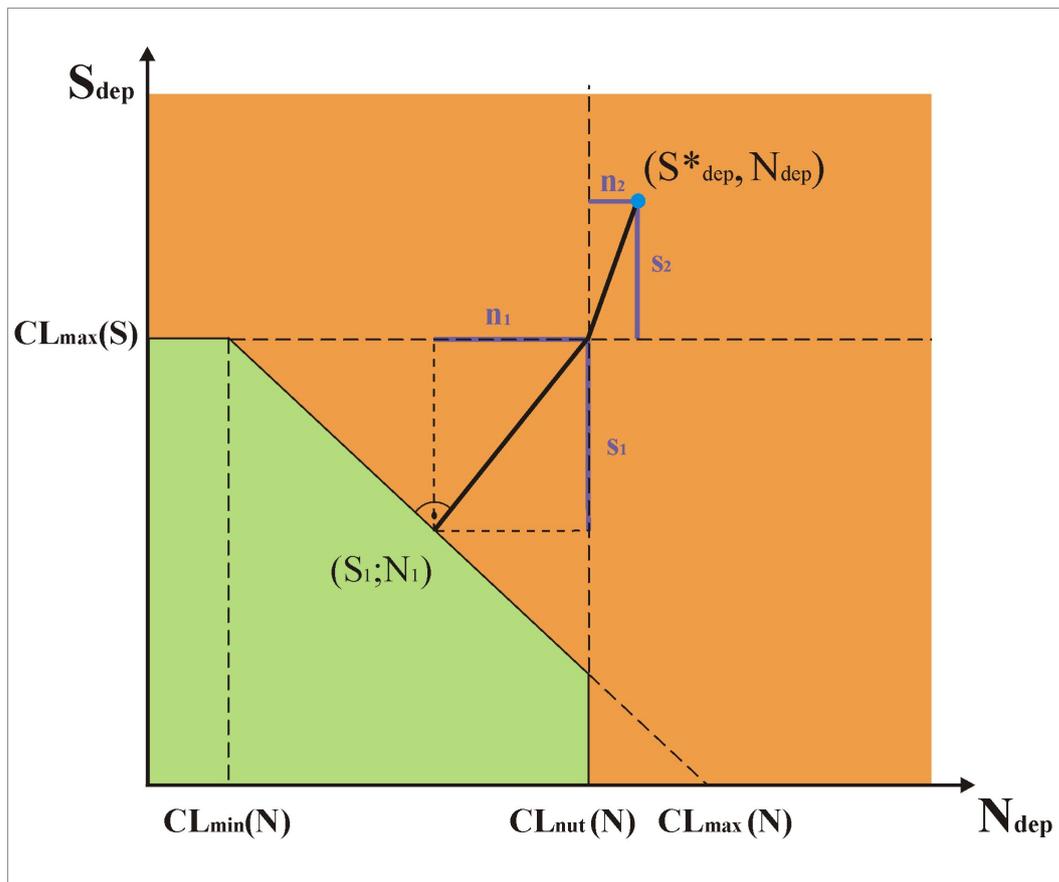


Abb. 28: Belastungstyp 4, beide Critical Loads sind von beiden Schadstoffen überschritten

Bei diesem Belastungstyp muss zwangsläufig die Schwefel- und die Stickstoff-Deposition zunächst um die Beträge n_2 und s_2 reduziert werden. Danach kann wiederum entsprechend Belastungstyp 1 verfahren werden.

6.1.3 Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Depositionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen auf Basis der Critical-Load-Funktion

Die aktuellen Depositionswerte an einem Rezeptor, die als Schnittpunkt der Eintragsmengen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen den Depositionspunkt ergeben, werden in Beziehung zur Critical-Load-Funktion dargestellt. Die Lage des Depositionspunktes kennzeichnet die Höhe der Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen. Es wird deutlich, bei welchem Schadstoff und in welchem Umfang Maßnahmen zur Emissionsreduzierung getroffen werden müssen.

Für die Berechnung der Überschreitungsrate wurde festgelegt (UBA 1996), dass immer die kürzeste Distanz zwischen dem Depositionspunkt und der Critical-Load-Funktion als Grundlage für die Berechnung dient. Die Überschreitungsrate wurde definiert (UBA 1996) als die Summe aus den Differenzen zwischen dem Depositionspunkt (S_{depi}^* ; N_{depi}) und dem Zielpunkt (S_{CLi}^* ; N_{CLi}) auf der Critical-Load-Funktion wie folgt:

$$Exc_{i, \text{Def.}} = S_{\text{depi}}^* - S_{\text{CLi}} + N_{\text{depi}} - N_{\text{CLi}}$$

Der aktuelle Depositionspunkt (S_{dep}^* ; N_{dep}) zu einem bestimmten Zeitpunkt (im sächsischen Datensatz sind die Jahresmittelwerte der Deposition verwendet worden) kann sich in Anlehnung an die Bestimmung der Belastungstypen in fünf unterschiedlichen Regionen befinden (vgl. Abb. 29), für die jeweils gesonderte Berechnungsvorschriften zur Bestimmung der Critical-Load-Überschreitung anzuwenden sind.

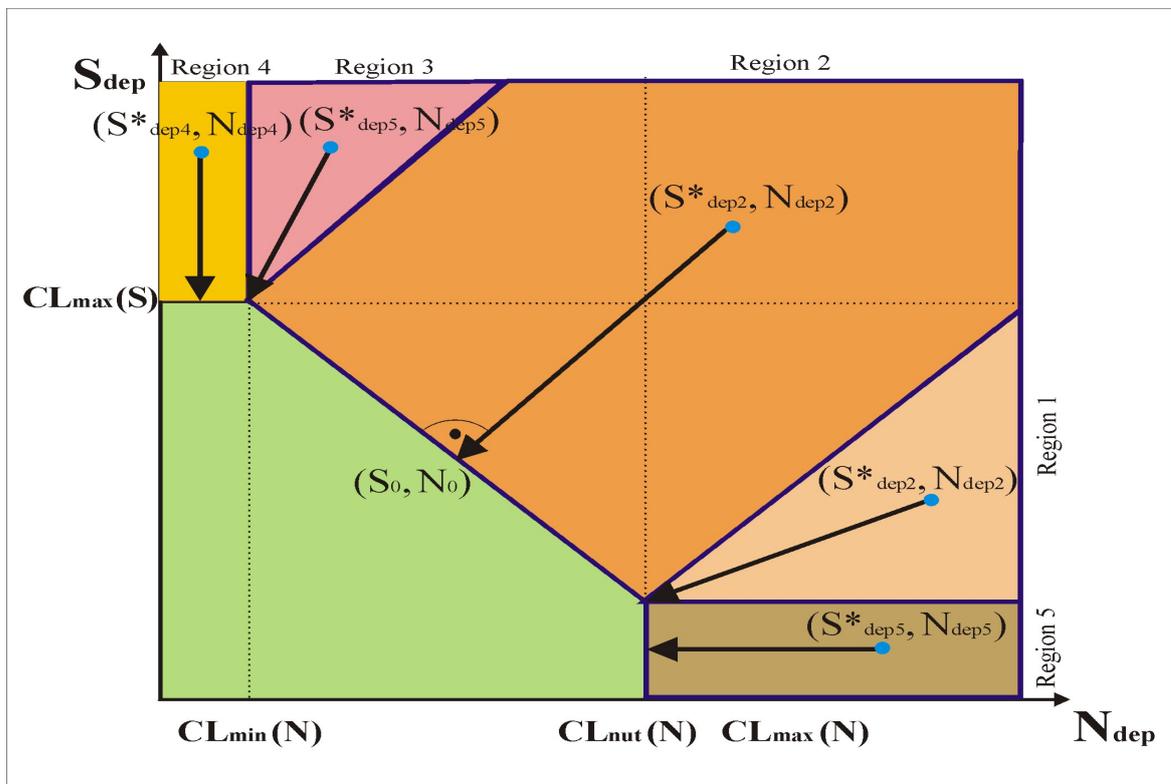


Abb. 29: Berechnung der Critical-Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes in den unterschiedlichen Regionen

Die Überschreitung der Critical Loads wird in den einzelnen Regionen wie folgt berechnet:

Region 1:

Es müssen zwei Fälle unterschieden werden:

Fall 1: wenn $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$, dann ergibt sich

$$Exc(S^*_{dep1}; N_{dep1}) = S^*_{dep1} - CL_{min}(S) + N_{dep1} - CL_{nut}(N)$$

Fall 2: wenn $CL_{nut}(N) \geq CL_{max}(N)$, dann ergibt sich

$$Exc(S^*_{dep1}; N_{dep1}) = S^*_{dep1} - S_{CL1} + N_{dep1} - N_{CL1}$$

Region 2:

$$Exc(S^*_{dep2}; N_{dep2}) = S^*_{dep2} - S_{CL2} + N_{dep2} - N_{CL2}$$

Region 3:

$$Exc(S^*_{dep3}; N_{dep3}) = S^*_{dep3} - CL_{max}(S) + N_{dep3} - CL_{min}(N)$$

Region 4:

$$Exc(S^*_{dep4}; N_{dep4}) = S^*_{dep4} - CL_{max}(S)$$

Region 5:

Es müssen zwei Fälle unterschieden werden:

Fall 1: wenn $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$, dann ergibt sich

$$Exc(S^*_{dep5}; N_{dep5}) = N_{dep5} - CL_{nut}(N)$$

Fall 2: wenn $CL_{nut}(N) \geq CL_{max}(N)$, dann ergibt sich

$$Exc(S^*_{dep5}; N_{dep5}) = S^*_{dep5} + N_{dep5} - CL_{max}(N)$$

6.1.4 Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads für versauernde Einträge durch aktuelle Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen

Die Überschreitungen der kritischen Belastungsgrenzen durch atmosphärische Säureeinträge lässt sich auch mit folgender Gleichung bestimmen, wobei die Säuredeposition auch als Gesamtsumme, nicht auf die einzelnen Schadstoffe bezogen, verwendet werden kann:

$$Exc_{max}(S) = AC_{depi} - CL_{max}(S)$$

mit:

$$AC_{dep} = SO_{xdep} + NO_{ydep} + NH_{xdep}$$

wobei:

$Exc_{max}(S)$ = Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch die aktuelle Säuredeposition, normiert auf Schwefeleinheiten [eq/(ha a)]

AC_{dep} = Gesamtsäureeintrag [eq/(ha a)]

SO_{xdep} = Gesamtsulfatdeposition, korrigiert um den meerbürtigen Anteil [eq/(ha a)]

NO_{ydep} = Gesamtdeposition oxidiertes Stickstoffverbindungen [eq/(ha a)]

NH_{xdep} = Gesamtdeposition reduzierter Stickstoffverbindungen [eq/(ha a)]

Diese Berechnungsvariante kann herangezogen werden, wenn die Frage nach dem Stand der Minderung der Säurebelastung entsprechend dem 2. Schwefelprotokoll von 1994 gestellt wird.

Diese Herangehensweise an die Überschreibungsberechnung berücksichtigt auch, dass in einigen Ländern Europas, die sich am Critical-Loads-Projekt beteiligen, die Depositionsmessungen noch nicht getrennt nach Stickstoff- und Schwefelverbindungen durchgeführt werden. Um trotzdem einen europaweiten Überblick über die Versauerungssituation erstellen zu können, wird auch von Deutschland diese Variante der Darstellung geliefert. Die Einbeziehung natürlicher Senkenprozesse von Stickstoffeinträgen muss in diesem Fall wegfallen, da kein Nachweis erbracht werden kann, dass Stickstoffeinträge in entsprechender Menge eingetragen werden.

6.1.5 Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Critical Loads für eutrophierende Einträge

Die Überschreitungen der Kritischen Belastungsgrenzen ausschließlich für eutrophierende Stickstoffeinträge werden mit der folgenden Gleichung bestimmen:

$$Exc_{nut}(N)_i = N_{depi} - CL_{nut}(N)_i$$

mit:

$$N_{depi} = NO_{y\ depi} + NH_{x\ depi}$$

wobei:

$$\begin{aligned} NO_{y\ depi} &= \text{Gesamt-Deposition oxidierter Stickstoffverbindungen [eq/(ha a)] am Punkt i} \\ NH_{x\ depi} &= \text{Gesamt-Deposition reduzierter Stickstoffverbindungen [eq/(ha a)] am Punkt i} \end{aligned}$$

Diese Berechnungen werden auch weiterhin verwendet, wenn Ergebnisse der Minderung von Stickstoffeinträgen z. B. nach dem UN/ECE Stickstoffprotokoll von 1988 zu diskutieren sind.

6.2 Ergebnisse der Berechnung der Überschreitungsraten für die Jahre 1990 bis 2002 im Freistaat Sachsen

6.2.1 Darstellung der Belastungstypen nach der Critical Loads-Funktion

Aus der regionalisierten Darstellung der Belastungstypen kann für die Jahre 1990, 1995 und 2002 entnommen werden, welche Schadstoffeinträge zu mindern sind und auf welchem Flächenanteil, bezogen auf die gesamte Rezeptorfläche, dieses zutrifft. Diese 3 Jahre zeigen jeweils entscheidende Veränderungen im Depositionsgeschehen (vgl. Kap. 6.2.2., Kap. 6.2.3). Die dazwischen und danach liegenden Jahre zeigen keine Veränderungen gegenüber dem dargestellten vorhergehenden Jahr. Es ergeben sich aus den Belastungstypen folgende Minderungsziele (vgl. Tab. 39).

Tab. 39: Flächenanteile der Belastungstypen an der gesamten Rezeptorfläche Sachsens

Belastungs- typ	Minderungsziel	Flächenanteil [%]		
		1990	1995	2002
0	keine Maßnahmen notwendig	0	0	0
1	wahlweise Reduktion von Schwefel- oder Stickstoffverbindungen	0	0	0
2	obligatorische Reduktion von Schwefelverbindungen	0	0	0
3	obligatorische Reduktion von Stickstoffverbindungen	3,5	6,2	53,9
4	obligatorische Reduktion von Schwefel und Stickstoff	96,5	93,8	46,1

Es gibt keine Flächen in Sachsen, bei denen die bisher durchgeführten Minderungsmaßnahmen bereits ausreichen, um die empfindlichen Rezeptorflächen langfristig zu schützen. Dennoch ist der Fortschritt bei der Reduzierung der Schwefelemissionen wesentlich deutlicher als bei der Reduzierung von Stickstoffemissionen.

Bis 1995 waren auf über 90 % der Rezeptorflächen noch Maßnahmen zur Reduzierung von Schwefel- **und** Stickstoffemissionen erforderlich. Sowohl sehr hohe Schwefeldepositionen als auch hohe Stickstoffdepositionen führten flächendeckend zu sehr hohen Überbelastungen aller naturnahen und halbnatürlichen Ökosysteme.

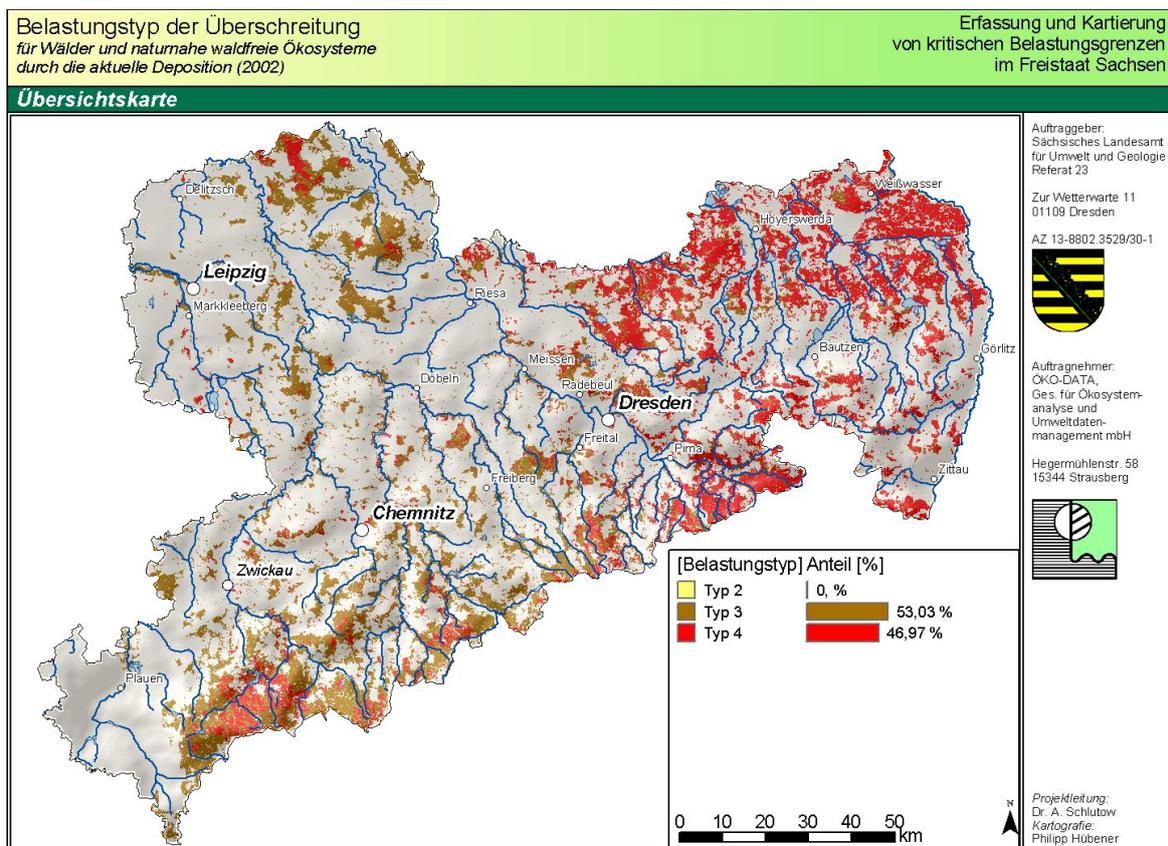
Seither ist eine enorme Reduzierung der Schwefelemissionen vollbracht worden, so dass heute annähernd die Hälfte der Rezeptorflächen durch Schwefel nicht mehr überbelastet wird (vgl. Abb. 30).

Gleichzeitig wurden jedoch die Stickstoffemissionen nicht in gleichem Maße reduziert. Sowohl die versauernde Wirkung als auch die eutrophierende Wirkung des Stickstoffs bestimmt heute auf etwa der Hälfte der Rezeptorfläche alleine die Überbelastung der Ökosysteme (vgl. Abb. 30).

Die regionalen Schwerpunkte innerhalb der Belastungstypen zeigt zusammengefasst Tab. 40.

Tab. 40: Regionale Schwerpunkte der Rezeptorflächen in den Belastungstypen 2002

Belastungs- typ	betroffene Regionen
0-2	nirgends
3	Leipziger Ebene, Sächsisches Lösshügelland, untere und mittlere Lagen des Erzgebirges, Erzgebirgsvorland, Vogtland Wittenberger Altmoräne (außer Dübener Heide)
4	Thiendorfer Heide, Dübener Heide, Elbsandsteingebirge, Zittauer Gebirge, höhere und Kammlagen des Erzgebirges, Niederlausitzer Niederungen, Niederlausitzer Dünenlandschaft, Oberlausitzer Bergland

**Abb. 30: Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen 2002**

Zusammenfassend kann man verallgemeinern, dass im Westteil des Landes (ab Dresden westwärts) Belastungstyp 3 (obligatorische Stickstoff-Reduzierung) und östlich von Dresden Belastungstyp 4 (obligatorische Stickstoff- und Schwefel-Reduzierung) vorherrschen. Ausnahmen im Westteil bilden die Dübener Heide und die Hochlagen des Erzgebirges, die auch zum Belastungstyp 4 gerechnet werden müssen.

6.2.2 Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsraten der Critical Loads für versauernde Einträge durch aktuelle Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen

Die Überschreitungen der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen durch die Säuredepositionen aus der Luft zeigt im Jahr 2002 folgende Flächenverteilung in den Klassen (vgl. Tab. 41):

Tab. 41: Statistische Verteilung der Flächen in den Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure in Sachsen 2002

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [eq/(ha a)]	Flächenanteil an der Gesamtfläche Sachsens [%]	Flächenanteil an der Rezeptor-Fläche Sachsens [%]
≤0	14,76	52,1
>0 bis ≤500	3,88	13,71
>500 bis ≤1.000	3,27	11,56
>1.000 bis ≤1.500	1,55	5,46
>1.500 bis ≤2.000	1,44	5,08
>2.000 bis ≤3.000	2,52	8,89
>3.000 bis ≤4.000	0,84	2,97
>4.000 bis ≤5.000	0,07	0,24
>5.000	0,00	0
	28,33	100

Dank deutlich verringerter Schadstoffeinträge ist 2002 ein großer Teil der Rezeptorflächen ohne Überschreitung der ökologischen Belastbarkeitsgrenzen festzustellen.

Hohe Überschreitungen ergeben sich aber auch 2002 noch vor allem in den Wäldern der Niederlausitz, sowie im Elbsandsteingebirge, Zittauer Gebirge und in der Thiendorfer Heide aufgrund hoher Säureeinträge bei gleichzeitig niedrigen Belastbarkeitsgrenzen. Belastungsschwerpunkt ist nach wie vor (wenn auch auf erheblich niedrigerem Niveau als 1990) die Niederlausitz, insbesondere die Muskauer Heide und der Raum Bernsdorf-Lauta mit einer 3fachen Grenzwertüberschreitung.

Auch in den höheren Berglagen des Erzgebirges und Oberlausitzer Berglandes, in der Westlausitzer Platte mit dem Elbtal um Dresden bedingen örtlich sehr hohe Säureeinträge und mittlere bis niedrige Belastbarkeitsgrenzen eine hohe Grenzwertüberschreitung (1,5fach).

Kleinflächige geringfügige Überschreitungen sind im gesamten Erzgebirgsvorland, im Vogtland und in der Düben-Dahlener Heide eingeprengelt. Hier treffen mittlere Säureeinträge auf mittlere Belastbarkeitsgrenzen vorwiegend in Nadelwäldern, so dass die Grenzwerte noch um ca. 500 eq/(ha a) überschritten werden.

Weitestgehend nicht mehr überbelastet sind die naturnahen und halbnatürlichen Rezeptorflächen in der Leipziger Ebene, im Sächsischen Löss-Hügelland.

Zusammengefasst ergeben sich folgende regionale Differenzierungen bei den Grenzwertüberschreitungen im Überblick (vgl. Tab. 42).

Tab. 42: Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge 2002

Über-schreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbar-keitsgrenze	aktuelle Deposition von Säureeinträgen
sehr hoch	Wälder der Niederlausitz (Dünengebiet mit Muskauer Heide-Hoyerswerda-Bernsdorf, Niederungen von Rothenburg bis Kamenz)	sehr niedrig	hoch
sehr hoch	Elbsandsteingebirge, Zittauer Gebirge	niedrig	sehr hoch
hoch-sehr hoch	Lausitzer Löss-Hügelland, Oberlausitzer Bergland,	hoch	gering (stellenweise mittel)
mäßig	Heiden und Grünland in der Niederlausitz und in der Dübener Heide		
mäßig (stellenweise ohne)	Erzgebirge	niedrig	hoch
gering bis mäßig (stellenweise ohne)	Dübener Altmoräne (Dübener Heide, Schildauer, Dahlemer bis Thiendorfer Heide)	sehr niedrig	mittel
gering bis mäßig (stellenweise ohne)	Erzgebirgsvorland	mittel	mittel
gering bis mäßig (stellenweise ohne)	Vogtland	mittel	gering (stellenweise mittel)
größtenteils ohne	in der Leipziger Sandlöss-Ebene, Sächsisches Löss-Hügelland	hoch	gering

Vergleich der Grenzwertüberschreitungen bei Säureeinträgen zwischen den Jahren 1990, 1995, 2000 und 2002

Im Jahr 1990 war die Rezeptorfläche Sachsens annähernd vollständig sehr stark mit mehr als 5.000 eq/(ha a) über dem Belastbarkeitsgrenzwert belastet. Kleinflächige Ausnahmen bildeten nur die Feuchtwiesen in den Flussauen im Erzgebirgsvorland (vgl. Abb. 31).

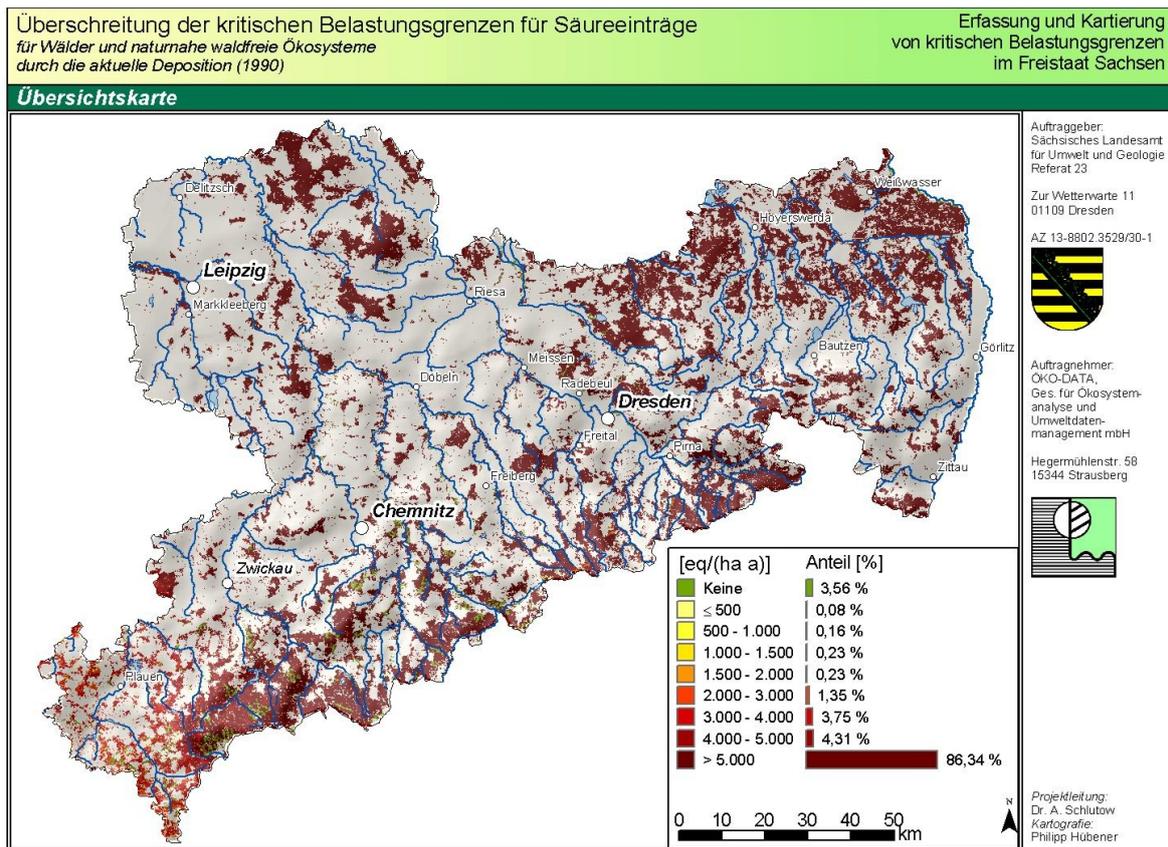


Abb. 31: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 1990

Im Jahr 1993 reduzierte sich diese fast flächendeckende Überbelastung auf ca. 4.000 eq/(ha a) über dem Belastbarkeitsgrenzwert.

1995 sind erstmals regionale Differenzierungen deutlich erkennbar (vgl. Abb. 32). Während im Norden des Freistaates, also in der Niederlausitz, in der Dübener Altmoränenlandschaft und im Sächsischen Lösshügelland die Belastungen „nur noch“ 1.500-3.000 eq/(ha a) über dem Belastbarkeitsgrenzwert lagen, werden das gesamte Erzgebirge, das Elbsandsteingebirge und das Zittauer Gebirge nach wie vor mit mehr als 4.000 eq/(ha a) über dem Belastbarkeitsgrenzwert belastet.

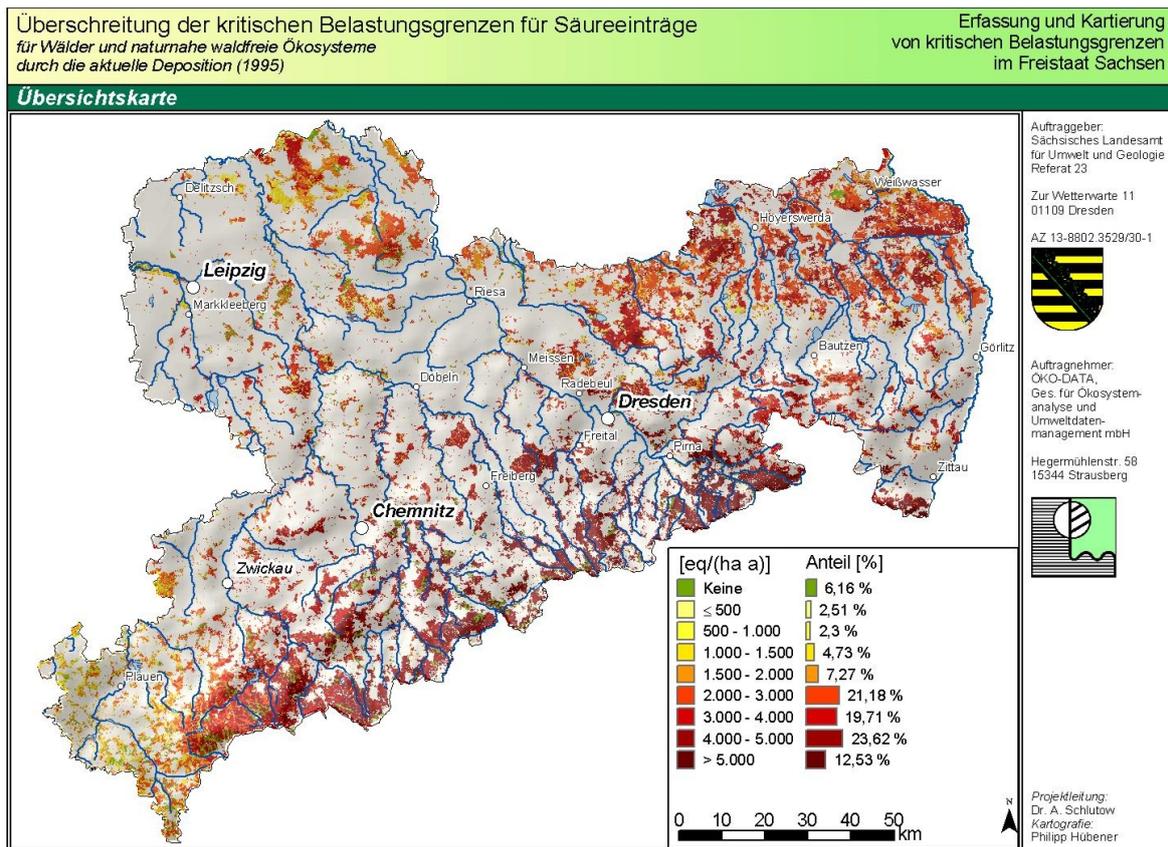


Abb. 32: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 1995

1997 machen sich die massiven Immissionsenkungen besonders im Vogtland und im Erzgebirge bemerkbar (Reduzierung der Überbelastung auf 1.000-2.000 eq/(ha a)). Das Elbsandsteingebirge und das Zittauer Gebirge werden unverändert hoch mit mehr als 4.000 eq/(ha a) über dem Belastbarkeitsgrenzwert überbelastet. Auch in der Nordhälfte des Freistaates ist keine Entwicklung gegenüber dem Jahr 1995 erkennbar.

2000 gelingt eine entscheidende Entwicklung: Nur noch das Niederlausitzer Dünengebiet, das Elbsandsteingebirge und das Zittauer Gebirge sind mit bis zu 3.000 eq/(ha a) überbelastet, während das Vogtland, das Erzgebirgsvorland und die mittelsächsischen Lössgebiete nicht mehr überbelastet sind.

2002 reflektiert eine Verschlechterung der Immissionsentwicklung gegenüber 2000. Es sind wieder mehr Überbelastungen eingetreten, vor allem in der Niederlausitz und im Elbsandsteingebirge (vgl. Abb. 33).

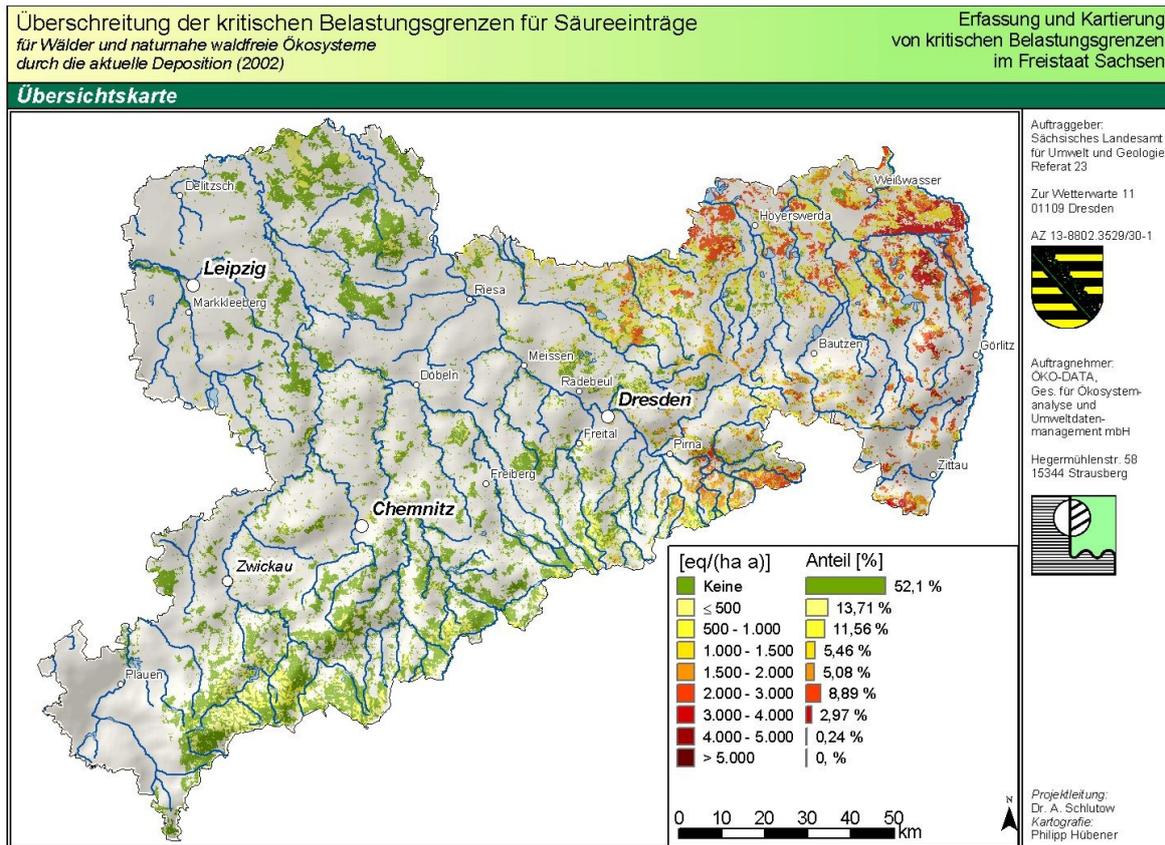


Abb. 33: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2002

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Klassen der Überschreitungen der Belastungsgrenzwerte hat sich in den Jahren wie folgt entwickelt (vgl. Tab. 43)

Tab. 43: Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [eq/(ha a)]	Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen [Anteil in % an der Gesamt-Rezeptorfläche]			
	1990	1995	2000	2002
≤0	3,6	6,2	58,8	52,1
>0 bis ≤1.000	0,2	4,8	24,8	25,3
>1.000 bis ≤2.000	0,5	12,0	13,3	10,5
>2.000 bis ≤3.000	1,4	21,2	3,0	8,9
>3.000 bis ≤4.000	3,7	19,7	0	3,0
>4.000 bis ≤5.000	4,3	23,6	0	0,2
>5.000	86,3	12,5	0	0

Auch an dieser Übersicht wird die enorme Minderung vor allem von 1995 bis 2000 deutlich, die sich jeweils auf die gesamten Rezeptorflächen des Landes auswirkten.

6.2.3 Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsraten der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch aktuelle Depositionen von Stickstoffeinträgen

Die Überschreitungen der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen durch die Stickstoffdepositionen aus der Luft zeigt im Jahr 2002 folgende Flächenverteilung in den Klassen (vgl. Tab. 44):

Tab. 44: Statistische Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Sachsen 2002

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [kg/(ha a)]	Flächenanteil an der Gesamtfläche Sachsens [%]	Flächenanteil an der Rezeptor-Fläche Sachsens [%]
≤0	0	0
>0 bis ≤10	0,36	1,27
>10 bis ≤20	0,84	2,98
>20 bis ≤30	0,29	1,02
>30 bis ≤40	2,24	7,89
>40 bis ≤50	13,26	46,76
>50 bis ≤60	9,36	33,03
>60 bis ≤70	1,75	6,16
>70	0,25	0,87
	28,33	100,00

Aufgrund nicht wesentlich reduzierter Gesamtemissionen von Stickstoffverbindungen werden auf der gesamten Rezeptorfläche auch 2002 noch die Belastbarkeitsgrenzwerte überschritten.

Besonders hohe Grenzwertüberschreitungen sind 2002 im Erzgebirgsvorland und im unteren Vogtland (2-3fache Grenzwertüberschreitung) großflächig vorhanden. In den Waldgebieten im Lausitzer Bergland, sowie in den unteren und mittleren Berglagen des gesamten Erzgebirges sind 2fache Grenzwertüberschreitungen festzustellen.

Die Leipziger Tiefebene und das Sächsische Lösshügelland sind aufgrund der relativ niedrigen Critical Loads (sehr niedrige Immobilisierungsraten) immer noch sehr hoch überbelastet (2fache Grenzwertüberschreitung).

Im Elbsandsteingebirge treffen hohe Depositionen auf hohe Critical Loads (hohe Immobilisierungsrate), so dass die Überschreitungsraten ebenfalls nur mäßig ist.

Die Wälder der Dübener-Niederlausitzer Altmoränenlandschaft sind trotz niedriger Critical Loads nur gering bis mäßig (1-2fache Grenzwertüberschreitung) überbelastet.

Im Elbsandsteingebirge und Zittauer Gebirge führen mittlere Depositionsraten bei mittleren Critical Loads nur zu geringen Überschreitungen (1fache Grenzwertüberschreitung).

Trotz hoher Depositionen werden die hohen Lagen des Mittel- und Westerzgebirges nur geringfügig überbelastet (1fache Grenzwertüberschreitung), weil die Critical Loads aufgrund der hohen Immobilisierungsrate hier relativ hoch sind.

Die waldfreien Zwergstrauch-Heiden bei Bad Muskau, bei Niesky, bei Laubnitz, bei Schneeberg, Altenberg und Steinbach weisen 2002 nur einen geringen Eintrag von Stickstoff

aus Luftschadstoffen auf, so dass auch trotz niedriger bis mittlerer Belastbarkeitsgrenzen die Überschreitungen nur mäßig, d. h. um den einfachen Grenzwert ausgewiesen sind. Hier macht sich offenbar die fehlende Nahbereichsdeposition bemerkbar, denn die Heiden sind von Wald umgeben, die die Immissionen im Anstrom bereits auskämmen.

Im Bereich der Flussauen mit Auenton- und -lehm Böden (in den Niederungen und tieferen Hügelländern) führt der sehr hohe Belastbarkeitsgrenzwert trotz örtlich hoher Depositionen (Raum Leipzig, Meißen-Freital-Dresden) nur gering zu einer Überschreitung der Belastbarkeitsgrenzwerte.

Zusammengefasst ergeben sich folgende regionale Differenzierungen bei den Grenzwertüberschreitungen im Überblick (vgl. Tab. 45)

Tab. 45: Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge 2002

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Stickstoffeinträgen 2002
sehr hoch	Vogtland, Erzgebirgsvorland	mittel	sehr hoch
sehr hoch	Leipziger Ebene, Sächsisches Lösshügelland,	niedrig-mittel	mittel
hoch-sehr hoch	untere und mittlere Lagen des Erzgebirges	mittel-hoch	sehr hoch
hoch	Lausitzer Bergland (Bautzen-Görlitz-Zittau)	mittel	hoch
mäßig-hoch	Wälder der Niederlausitzer Dünen und Niederungen, Moritzburger Hügelland, Dübener Altmoräne	sehr niedrig	gering
mäßig	hohe Lagen des Erzgebirges	hoch	gering
gering	Elbsandsteingebirge, Zittauer Gebirge	mittel	mittel
gering	Grünland, Heiden und Weiden in der Niederlausitz-Dübener Altmoräne (ehemalige Sperrgebiete)	mittel	gering

Vergleich der Grenzwertüberschreitungen bei eutrophierenden Stickstoffeinträgen zwischen den Jahren 1990, 1995, 2000 und 2002

Im Jahr 1990 waren ca. 95 % aller Rezeptorflächen mit mehr als dem 10fachen des Grenzwertes überbelastet (vgl. Abb. 34). Lediglich die Grünlandstandorte in der Dübener-Niederlausitzer Altmoränenlandschaft waren mit der 4fachen Grenzwertüberschreitung nur mäßig überbelastet.

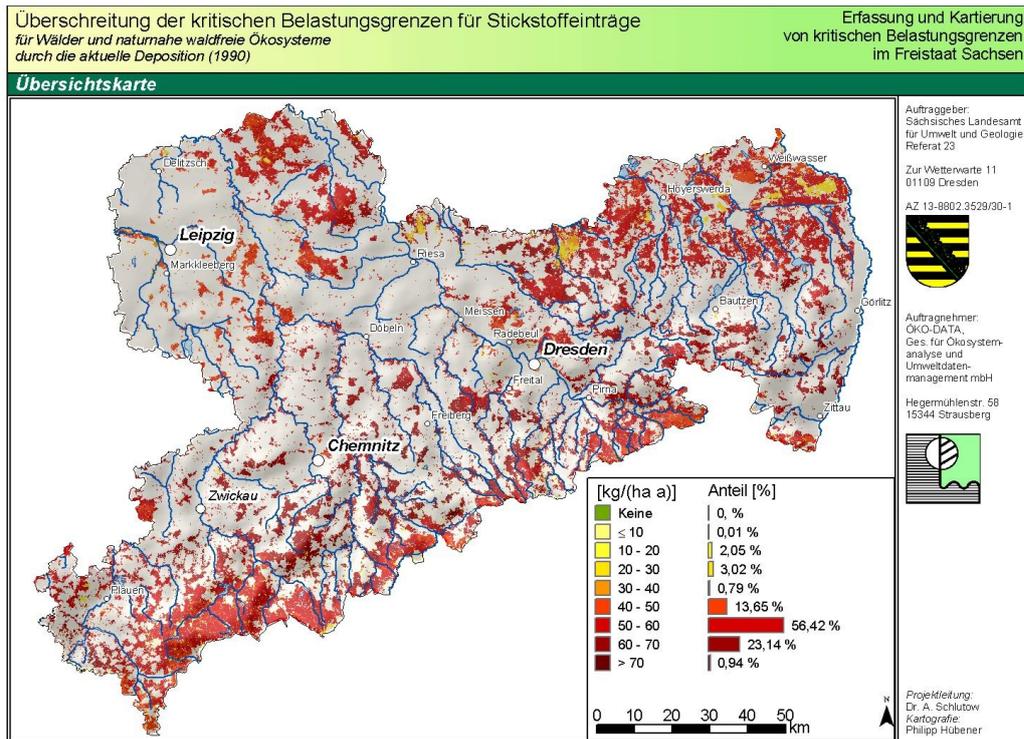


Abb. 34: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 1990

Bis 1995 ist keine signifikante Veränderung der Belastungssituation bzw. deren regionaler Verteilung erkennbar (vgl. Abb. 35).

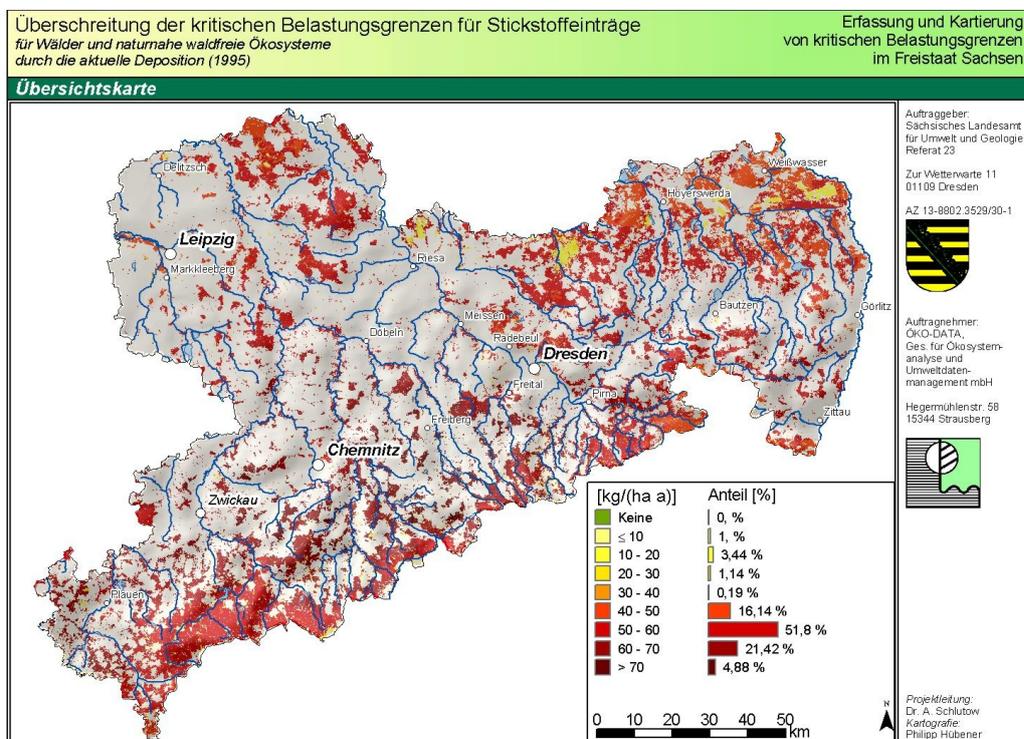


Abb. 35: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 1995

1997 sind große Teile des Vogtlandes und des Westerzgebirges deutlich entlastet, jedoch immer noch mit dem 2fachen des Belastbarkeitsgrenzwertes überbelastet. Auch einige Flächen um Weißwasser und Hoyerswerda weisen eine Belastungsreduzierung um eine Klasse aus.

2000 setzt sich der Trend der Depositionsreduzierungen vor allem in der Niederlausitz, in der Dübener Heide und im West-Erzgebirge, Elbsandsteingebirge und in der Oberlausitz fort. Die Überbelastungen sind hier gegenüber 1997 noch einmal um 1-2 Klassen gesunken. Lediglich das Erzgebirgsvorland und das Sächsische Lösshügelland sind noch nicht wesentlich entlastet gegenüber 1997.

Im Jahr 2002 ist keine deutliche Veränderung der Situation gegenüber 2000 erkennbar (vgl. Abb. 36). Es scheint sogar eher eine Verschlechterung, besonders im West-Erzgebirge, in der Leipziger Ebene und in der Dübener Heide eingetreten zu sein (vgl. Tab. 46).

Tab. 46: Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Stickstoffeinträgen

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [kg/(ha a)]	Flächenanteile in den Überschreitungsklassen [% der Gesamt-Rezeptorfläche]			
	1990	1995	2000	2002
≤0	0	0	0	0
>0 bis ≤20	2,1	4,4	5,0	4,3
>20 bis ≤30	3,0	1,1	1,6	1,0
>30 bis ≤40	0,8	0,2	38,8	7,9
>40 bis ≤50	13,6	16,1	45,4	46,8
>50 bis ≤60	56,4	51,8	7,3	33,0
>60 bis ≤70	23,1	21,4	1,8	6,2
>70	0,9	4,9	0,1	0,9

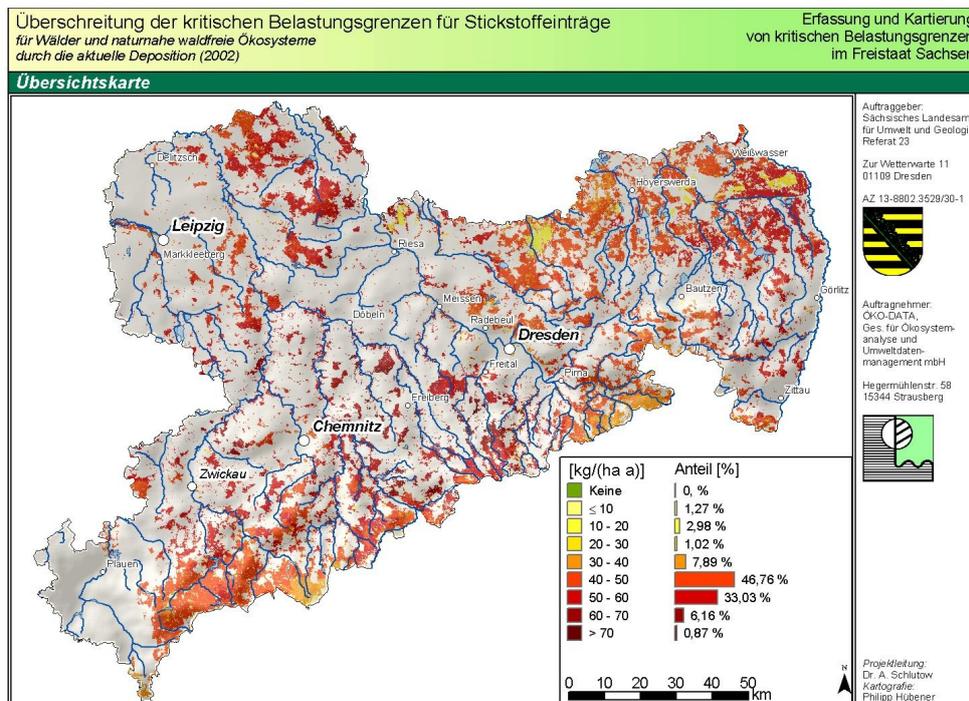


Abb. 36: Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2002

6.3 Entwicklungen und Trends beim Vergleich der atmosphärischen Schadstoffeinträge mit den Critical Loads in den Jahren 1990 bis 2002

Wie in kaum einem anderen Bereich des Umweltschutzes haben die Maßnahmen zur Luftreinhaltung innerhalb eines Jahrzehnts zu einem deutlichen Trendwechsel geführt. Waren Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts sächsische Bergwälder noch mit dem Bild abgestorbener Bäume verbunden und fand die als "Schwarzes Dreieck" bezeichnete Region im Grenzgebiet zwischen Polen, der Tschechischen Republik und Deutschland unter dem Begriff „black triangle“ auch Eingang in die internationale Literatur, gelang es in den 90er Jahren die Emissionen vor allem der säurebildenden Luftschadstoffe drastisch zu senken. Grundlage ist der seit 1990 stattfindende schnelle Strukturwandel, der in der Industrie und den Haushalten die Kohle, insbesondere die Braunkohle, verdrängt. In den Großfeuerungsanlagen und in der Industrie wurden zudem moderne Filter eingebaut.

Auf der anderen Seite wurden Gütertransporte vor allem auf die Straße verlegt und hat die allgemeine Verkehrsdichte stark zugenommen. Daraus resultierende Veränderungen bei den Emissionen haben starke Auswirkungen auf die atmosphärischen Schadstoffeinträge in Sachsen und beeinflussen die durch Luftschadstoffe hervorgerufenen Belastungen für Menschen und Ökosysteme. Den drei „klassischen“ Luftschadstoffen Schwefeloxide (SO_x), Stickoxide (NO_x) und Ammoniak (NH_3) gilt hierbei besondere Aufmerksamkeit, weil sie die Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen bewirken.

In den letzten 15 Jahren konnte in Sachsen ebenso wie allgemein in Deutschland die Belastung mit säurebildenden Luftschadstoffen stetig vermindert werden. Allerdings ist der Anteil der einzelnen Luftschadstoffe an der Senkung des Gesamteintrags sehr unterschiedlich.

Schwefeloxide

Die hohe absolute wie prozentuale Minderung bei den SO_2 -Emissionen zeigt, dass bei diesem klassischen Luftschadstoff in den letzten Jahren für die Reinhaltung der Luft viel erreicht wurde. Auch im europäischen Vergleich kann die prozentuale Minderung (minus 90 % im Vergleich zum Jahr 1990) zu den besten Ergebnissen gezählt werden, die einzelnen Länder aufzuweisen haben. Allerdings darf dabei nicht vergessen werden, dass 1990 die deutschen SO_2 -Emissionen die höchsten nach den russischen waren und daher auch genügend Senkungspotenzial für eine radikale Minderung vorhanden war.

Besonders in Sachsen ist die Schwefeldioxid-Emission seit 1990 sehr deutlich zurückgegangen. Ausschlaggebend hierfür war das Stilllegen und Modernisieren von Großfeuerungsanlagen. Braunkohle wird jedoch auch weiterhin eine wichtige Basis für die Energieerzeugung in Sachsen sein. Daher bleibt künftig auch die bestimmende Rolle der Großfeuerungsanlagen bei den SO_2 -Emissionen mit zurzeit zwei Dritteln des Gesamtausstoßes erhalten.

Großen Anteil an der Verminderung der Emissionen im Erzgebirgsraum hat auch die Tschechische Republik, wo insbesondere nach 1995, bedeutende Senkungen der Schadstoffausstöße zu verzeichnen sind. Insgesamt haben jedoch alle drei Länder, die dominierend zur Schadstoffbelastung beitragen, deutliche Senkungen bei der Freisetzung von Luftschadstoffen zu vermelden.

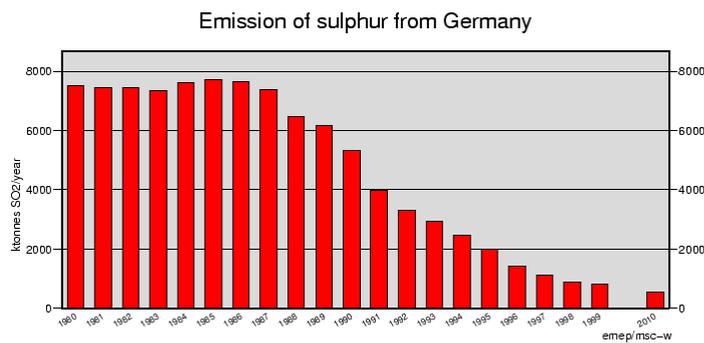
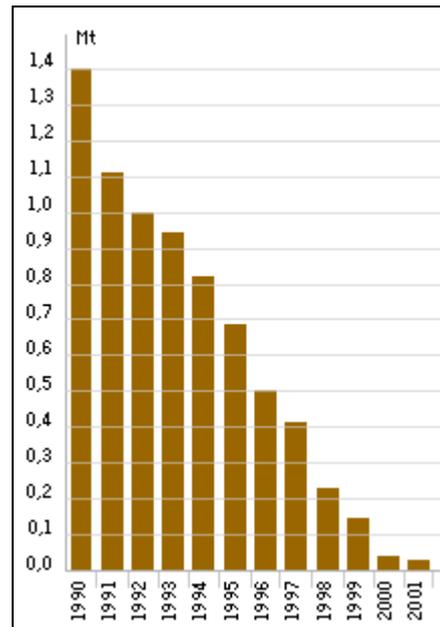


Abb. 37: Trend der SO₂-Emissionen aus Deutschland und Zielstellung für 2010 (oben) in kt/a (nach EMEP 2002) und Entwicklung der SO₂-Emissionen in Sachsen in kt/a (nach LfUG 2003)



Stickoxide

Die Minderung der NO_x-Emission in Deutschland ist dagegen im Vergleich zu den anderen europäischen Staaten eher durchschnittlich. Auch im Freistaat Sachsen ist bei der Emission von Stickoxiden ein erheblich geringerer Rückgang festzustellen als bei Schwefeldioxid.

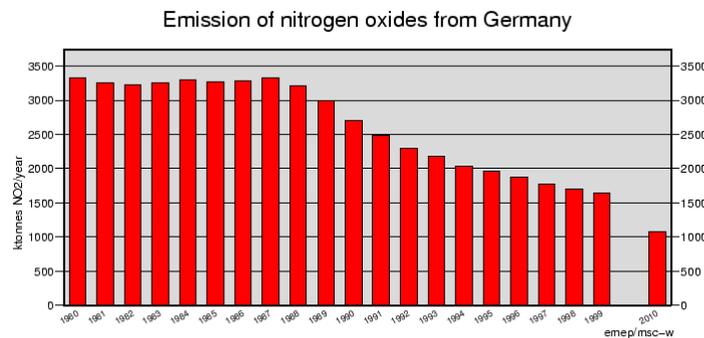
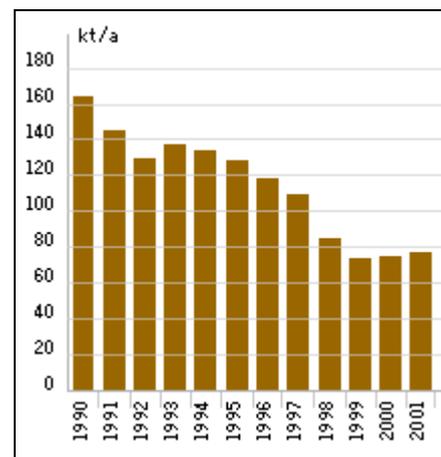


Abb. 38: Trend der NO_x-Emissionen aus Deutschland und Zielstellung für 2010 (oben) in kt/a (nach EMEP 2002) und Entwicklung der NO_x-Emissionen in Sachsen in kt/a (nach LfUG 2003)



Der Grund dafür ist darin zu sehen, dass Stickoxide auch bei der Verbrennung anderer fossiler Brennstoffe, wie z. B. Erdölderivaten entstehen. Hier ist der Kraftfahrzeugverkehr eine wichtige Quelle, dessen Bedeutung zugenommen hat. Zwar kommen auch beim Kfz-Verkehr in den letzten Jahren mehr Filter (Katalysatoren) zum Einsatz, dabei steigt allerdings auch die Verkehrsdichte. Deshalb hat im Bereich des Kfz-Verkehrs die Emission an Stickoxiden sogar leicht zugenommen. Die trotzdem vorhandene deutliche Verringerung der NO_x-Emission wird zum größten Anteil durch die Anlagenoptimierung und Stilllegung der Großfeuerungsanlagen (GFA) erreicht. „Diese so genannten GFA haben ihre Bedeutung als größte Emittenten der klassischen Luftschadstoffe Staub und NO_x in den letzten Jahren zusehends verloren. Die Stilllegung alter Anlagen sowie Sanierung oder Umstellung auf umweltfreund-

lichere Energieträger haben hier zur bedeutendsten Minderung der Luftschadstoffbelastung in den letzten Jahren geführt“ (LfUG 2000).

In Sachsen sind die Stickstoff-Emissionen seit 1990 um über die Hälfte – rund 55 Prozent – gesunken. Besonders deutlich trug das Stilllegen und Modernisieren von Großfeuerungsanlagen zum Absinken der Emissionen bei. Heutzutage verursachen vor allem der Verkehr über die Hälfte – rund 41 Kilotonnen pro Jahr – und weiterhin die Großfeuerungsanlagen über ein Viertel – rund 21 Kilotonnen pro Jahr – des Gesamtausstoßes (LfUG 2003).

Ammoniak

Bei der Emission von NH_3 ist der deutsche Anteil an der Emission Europas kaum vermindert worden. Im Gegensatz zu Schwefel- und Stickoxiden wird Ammoniak/Ammonium primär nicht bei industriellen Prozessen freigesetzt, sondern überwiegend in der Landwirtschaft. Da dies in erster Linie in der Viehhaltung geschieht, ist für die emittierte Menge besonders die Zahl und Größe von Mastbetrieben relevant. In Sachsen hatte der Strukturwandel nach 1990 zur Folge, dass viele Betriebe aufgegeben wurden, was einer Senkung der Emissionen gleichkam. Seit 1992 bleiben die Emissionen allerdings in etwa gleich, entsprechen heute jedoch nur noch etwa der Hälfte von 1990.

Zur NH_3 -Emission Sachsens tragen vor allem drei wesentliche Verursacher bei: (a) die Landwirtschaft mit ihrer Tierhaltung, der Güllelagerung und -ausbringung sowie dem Pflanzenbau; (b) der Fahrzeugverkehr und dabei vor allem der Automobile. Ammoniak entsteht hier als ungewollte Nebenreaktion im Katalysator. Und (c) die Haushalte durch den Stoffwechsel des Menschen (nach LfUG 2003).

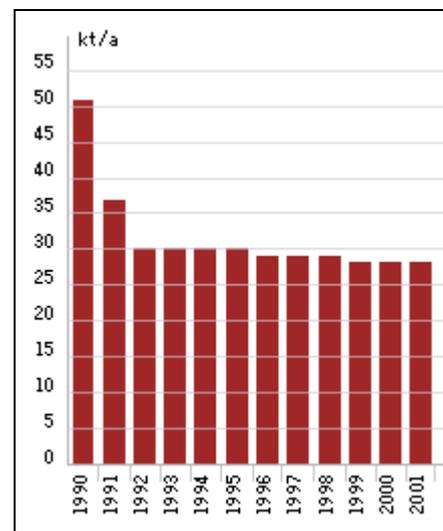
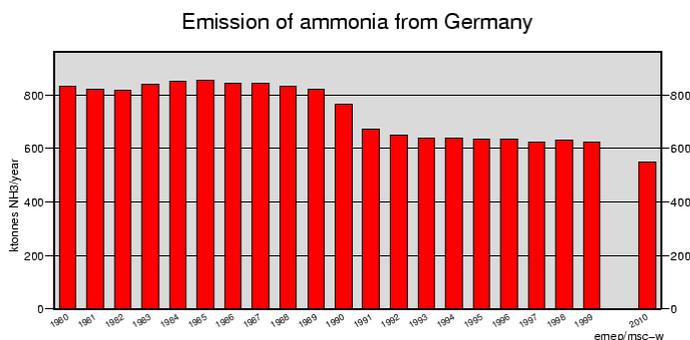


Abb. 39: Trend der NH_3 -Emissionen aus Deutschland und Zielstellung für 2010 (oben) in kt/a (nach EMEP 2002) und Entwicklung der NH_3 -Emissionen in Sachsen in kt/a (nach LfUG 2003)

Entwicklungen und Trends bei der Schadstoffdeposition

Die jährlichen Depositionsdaten für die einzelnen Schadstoffe wurden getrennt nach nasser und trockener Deposition bestimmt (vgl. Kap. 5). Zur Visualisierung der Eintragungswerte und der Entwicklungstrends wurden die Mittelwerte der Gesamtdosition und die Anteile der einzelnen Depositionspfade als Flächengrafik im Verlauf über die Einzeljahre dargestellt (vgl. Abb. 40, Abb. 42, Abb. 43). Die Anteile, die einzelne Depositionsklassen (die Werte wurden 6 Klassen zugeordnet) an der Rezeptorfläche des Freistaats einnehmen, sind in Säulendiagrammen veranschaulicht (Abb. 41, Abb. 44, Abb. 45).

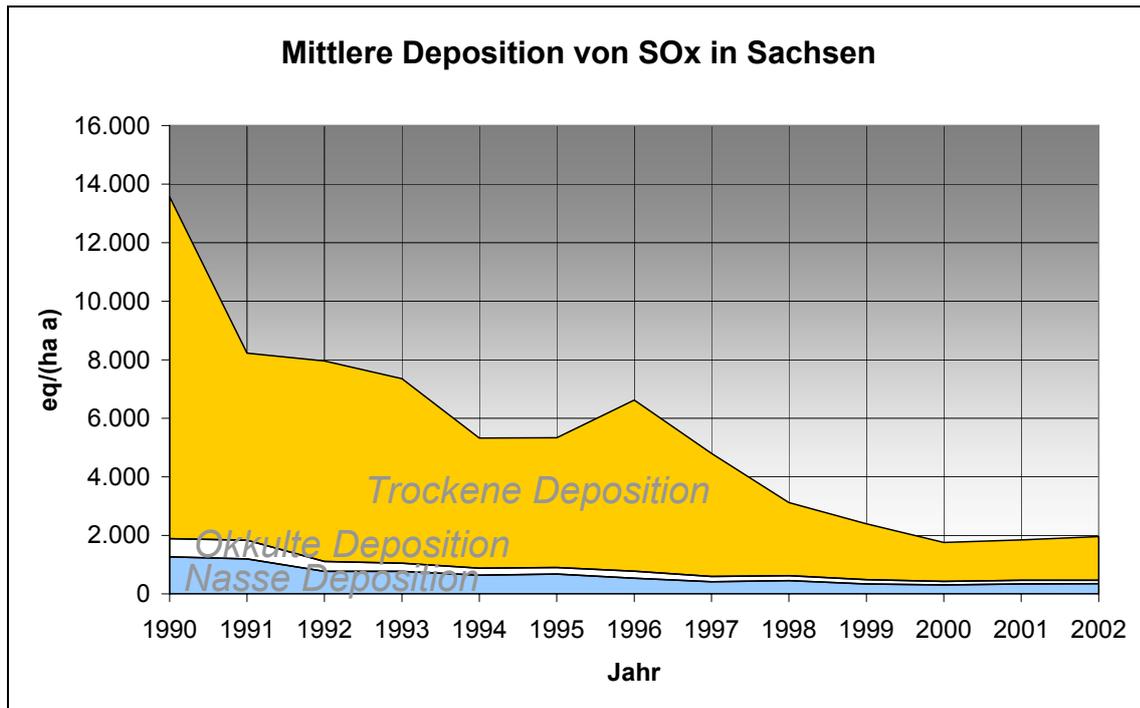


Abb. 40: Mittlere Gesamtdosition von Schwefeloxiden in Sachsen

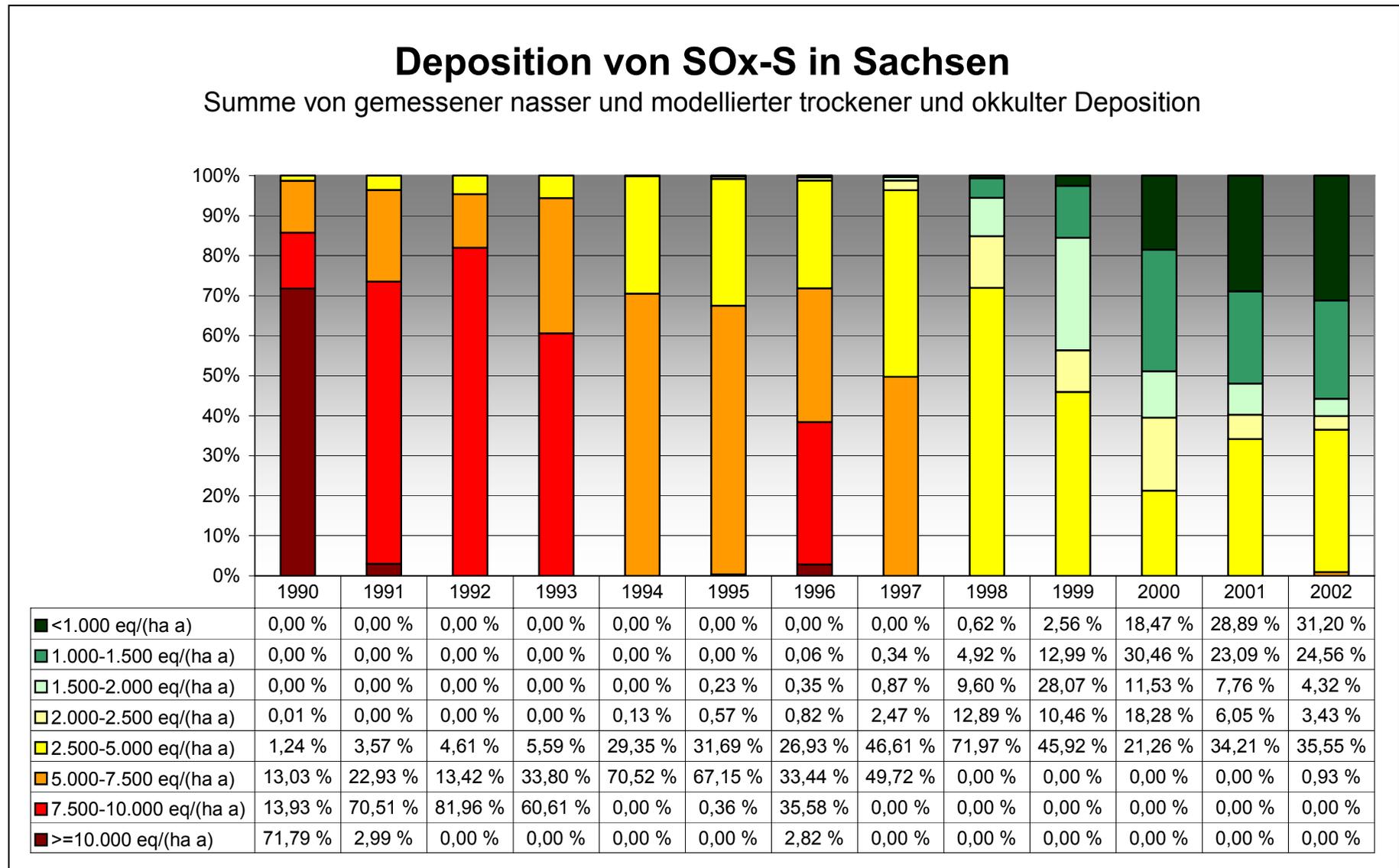


Abb. 41: Gesamtdeposition von Schwefeloxiden in Sachsen nach Depositionsklassen

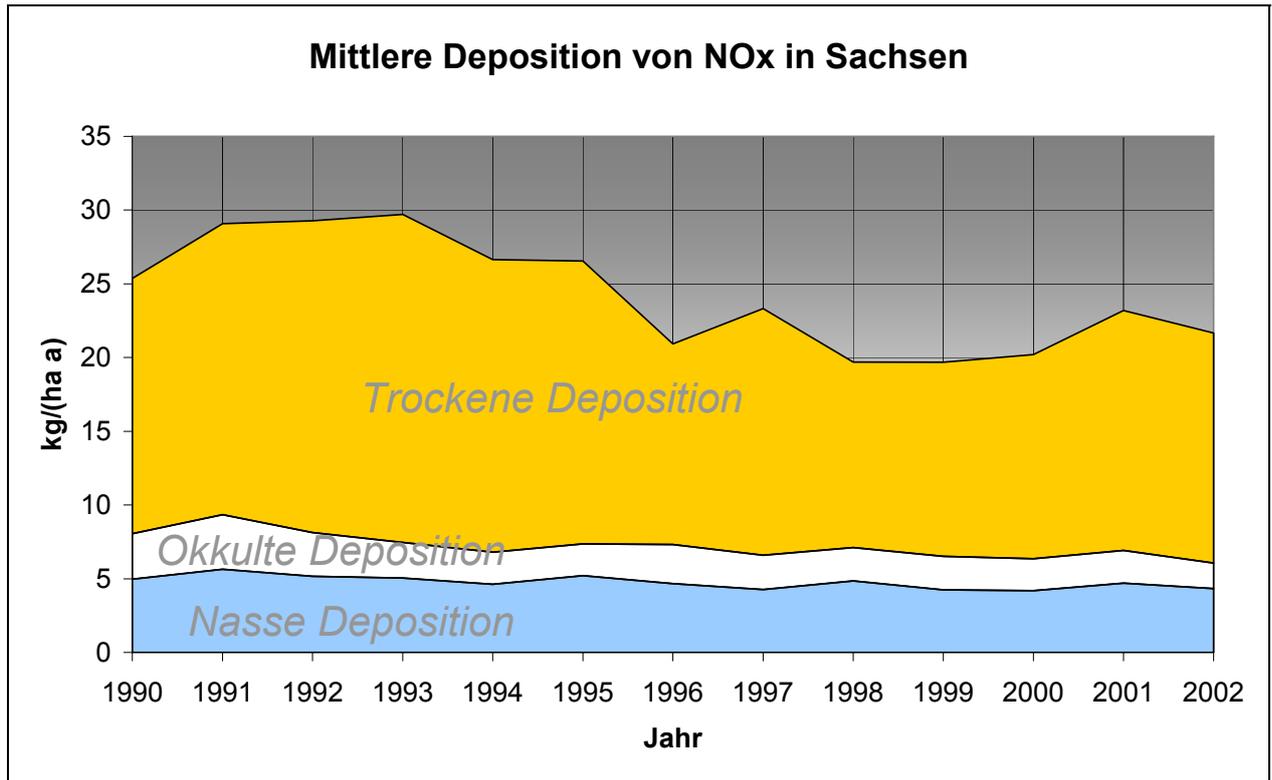


Abb. 42: Mittlere Gesamtdeposition von Stickoxiden in Sachsen

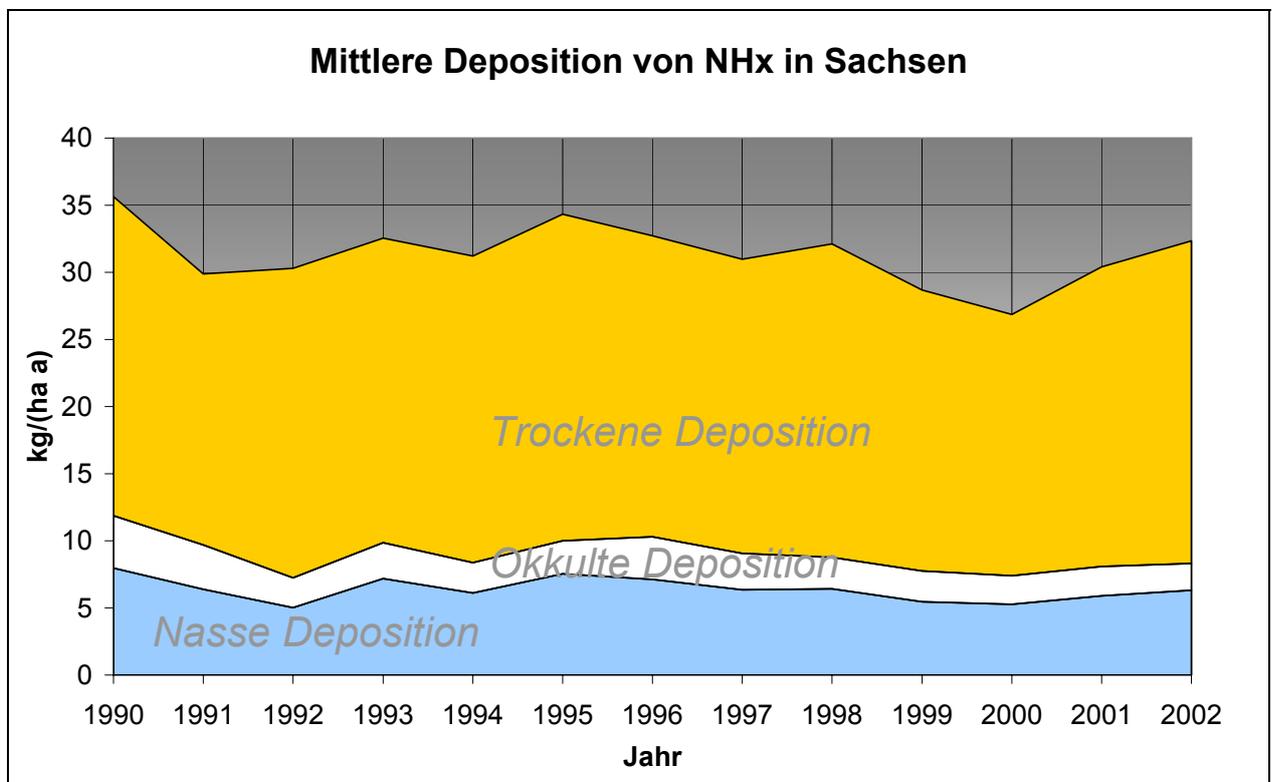


Abb. 43: Mittlere Gesamtdeposition von Ammonium in Sachsen

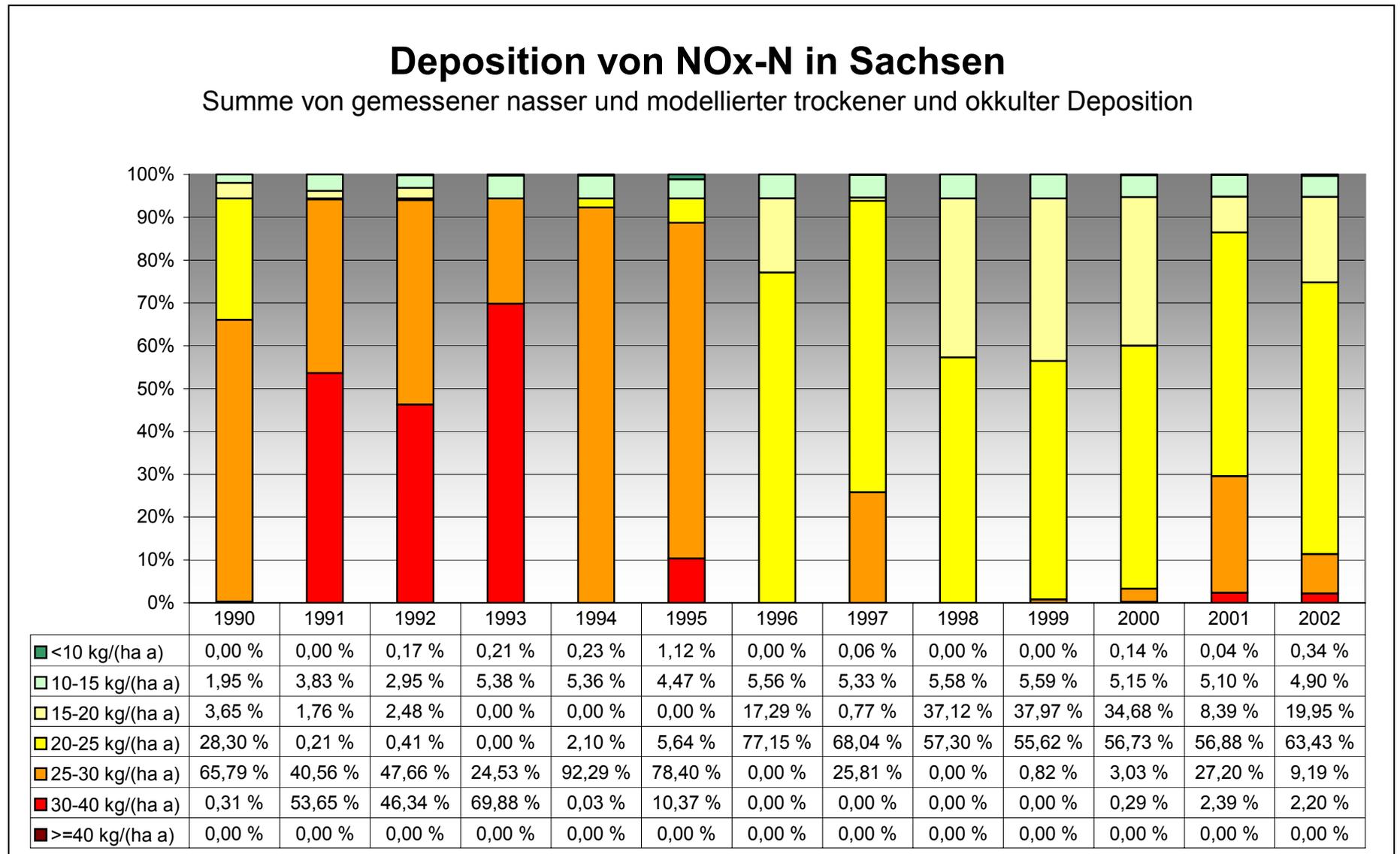


Abb. 44: Gesamtdeposition von Stickoxiden in Sachsen nach Depositionsklassen

Deposition von NH_x-N in Sachsen

Summe von gemessener nasser und modellierter trockener und okkulter Deposition

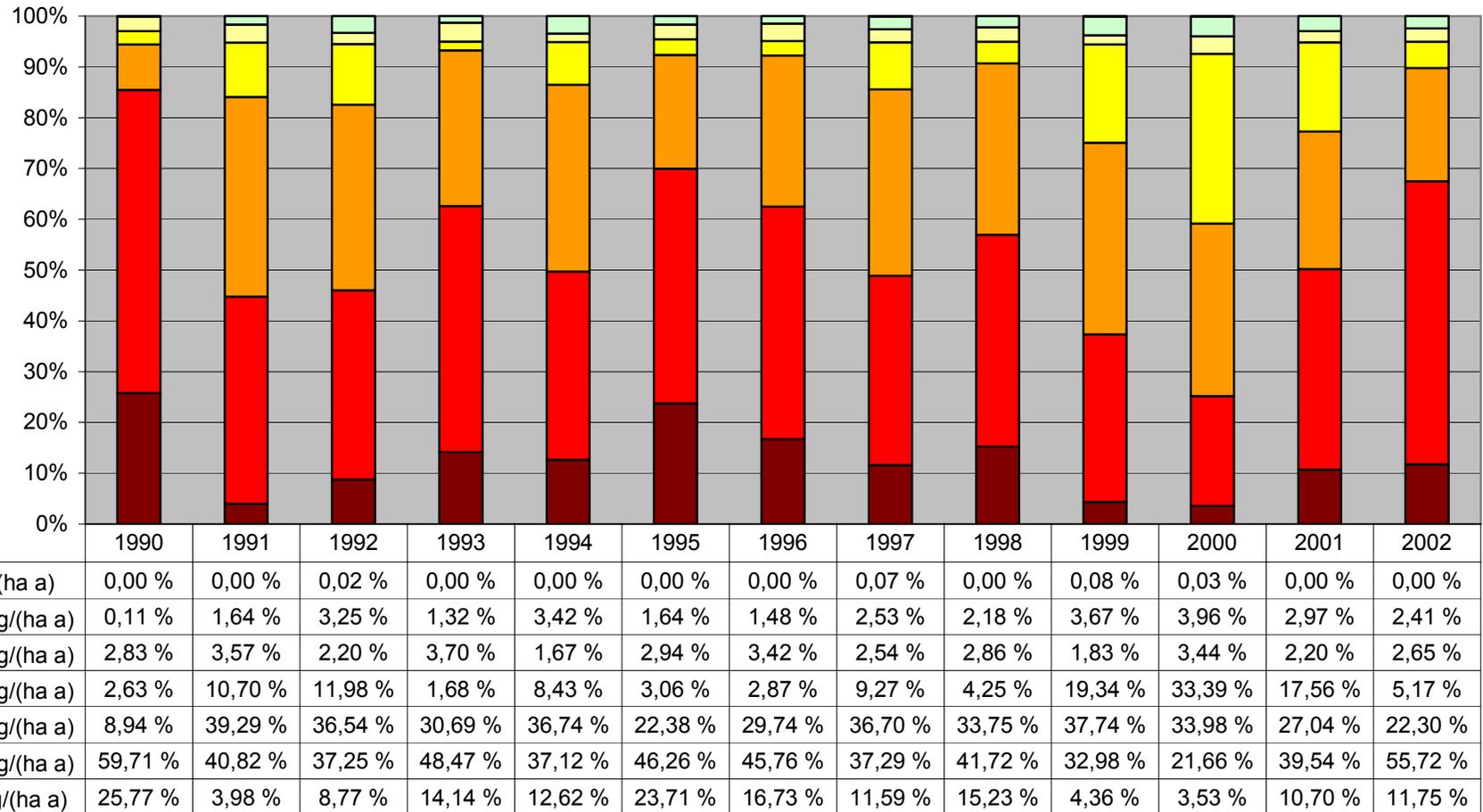


Abb. 45: Gesamtdeposition von Ammonium in Sachsen nach Depositionsklassen

Entwicklungen und Trends bei den Wirkungen auf Ökosysteme

Insgesamt ist bei den betrachteten Schadstoffgruppen ein deutlicher Rückgang bei den Emissionen zu beobachten. Allerdings ist der Rückgang besonders ausgeprägt bei der Freisetzung von Schwefelverbindungen, während die Stickstoffverbindungen nicht so reduziert wurden. So sanken an den Level II Station des Waldmonitoringprogramms die Einträge von Schwefel deutlich während die des Stickstoffs annähernd gleich blieben (vgl. Abb. 46).

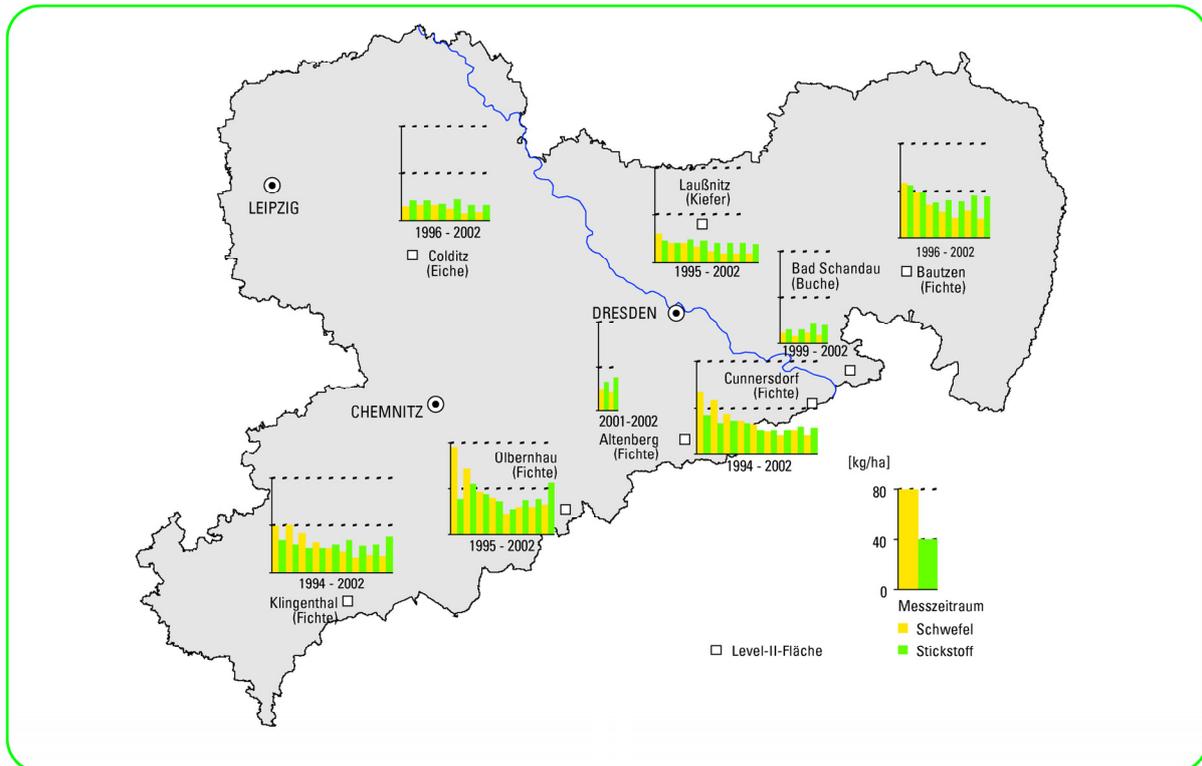


Abb. 46: Jährliche Einträge von Schwefel und Stickstoff mit dem Bestandesniederschlag in Level-II-Flächen (SÄCHSISCHES LANDESFORSTPRÄSIDIUM SACHSEN 2003)

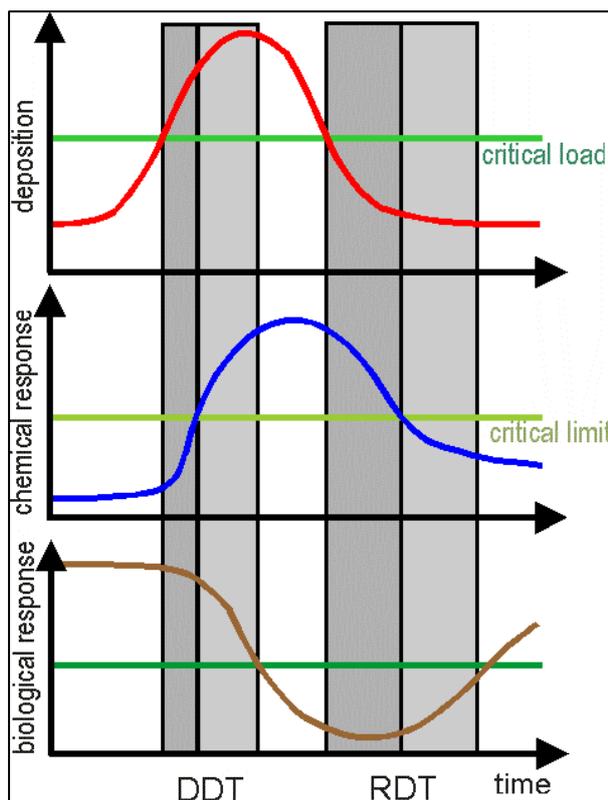
Um für den gesamten Freistaat Sachsen Aussagen über die Belastung bzw. Erholung der ökologisch wichtigen Rezeptoren eine Aussage treffen zu wollen, müssen jedoch die punktuellen Beobachtungsergebnisse um flächenhafte Analysen ergänzt werden. Dafür sind naturwissenschaftlich ableitbare Messgrößen über den Zustand bzw. die Belastung der Umweltgüter für die Bewertung zwingend erforderlich.

Die Auswirkungen der Schadstoffbelastung in den Ökosystemen folgen in der Regel dem Trend der Emission und Immission von Luftschadstoffen, wenn auch mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung.

Da Schwefeloxide nur eine Säurewirkung haben, aber keine Eutrophierung bewirken, sollte eher ein Rückgang der Versauerung, als eine Entlastung der Nährstofffrachten zu erwarten sein. Zunehmend treten dabei auch zeitliche Aspekte in den Vordergrund, die das Reaktionsverhalten der Ökosysteme unter veränderten Bedingungen berücksichtigen (vgl. Abb. 47).

Entlastung und Erholung der Ökosysteme folgen nicht unbedingt gleichen Zeitabläufen und zeigen schematisch folgendes Verhalten:

Werden die Critical Loads (grüne Linie im oberen Teil der Grafik) durch die Deposition überschritten (rote Linie), ist zumindest ein Teil der Ökosysteme zunächst in der Lage, diese Belastung mehr oder weniger lange zu kompensieren. Die chemische Reaktion (z. B. das Verhältnis von Aluminium zu basischen Kationen in der Bodenlösung; blaue Linie im mittleren Teil der Grafik) und die biologische Antwort des Ökosystems (braune untere Linie), die sich in einer Verschlechterung ökosystemarer Kennwerte (z. B. Stabilität, Biodiversität, Ertrag etc.) bemerkbar macht, treten erst mit Verzögerung auf. Dieser Zeitversatz (linke graue Balken) wird Damage Delay Time (DDT) genannt.



Sinken die Depositionen infolge von Maßnahmen zur Emissionsminderung wieder unter die Critical Loads (rote Kurve im rechten Teil der oberen Grafik), muss wiederum mit einer verzögert erfolgenden Erholung der Ökosysteme gerechnet werden (Recovery Delay Time (RDT)). Zur Prognose dieser zeitabhängigen Reaktion des Ökosystems auf Emissionsminderungen – hier ist insbesondere die RDT von Interesse – ist der Einsatz dynamischer Modelle in Entwicklung.

Erste Untersuchungen auf Basis dynamischer Modellierungen und unter Einbeziehung der im Göteborg-Protokoll und in den NEC-Richtlinien der EU für das Jahr 2010 festgelegten Emissionsminderungen zeigen, dass oft nur wenige, sehr gut gepufferte Standorte entsprechende Regenerationspotentiale aufweisen, um das ursprüngliche Niveau wieder zu erreichen.

Abb. 47: Zeitverzögerung im Systemverhalten

Mit dem Critical-Loads-Konzept werden solche notwendigen Umweltbelastungs- bzw. Umweltqualitätskriterien für komplexe Ökosysteme zur Verfügung gestellt und gleichzeitig Zielgrößen für die Emissionsreduzierung bei verschiedenen Luftschadstoffen definiert.

Wendet man die Critical Loads als Indikatoren für nachhaltig stabile Umweltbedingungen in einer Region auf die Belastungssituation im Freistaat Sachsen an, so zeigt sich, dass trotz einer beträchtlichen Verminderung der Schadstoffbelastung die meisten untersuchten ökologischen Rezeptoren bis heute überbelastet sind.

Bei der Höhe der mittleren Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen hat sich jedoch ein differenziertes Bild entwickelt. Mit Ausnahme der bekannten Belastungsspitzen, die sich für Säureeinträge im Winter 1995/1996 nochmals ergaben, vollzog sich bei den Schwefelverbindungen eine stetige und nachhaltige Minderung der Überbelastung von Ökosystemen. Die Entlastung bei Säureeinträgen beträgt zwischen 1990 und 2002 nahezu

95 %, die Belastung der naturnahen Ökosysteme liegt heute bei einem Zehntel der Werte von vor 10 Jahren. Völlig anders sind die Ergebnisse bei den Stickstoffverbindungen. Die Überlastung der naturnahen Ökosysteme durch eutrophierende Schadstoffeinträge ist im Mittel über die Zeit nahezu gleich geblieben (vgl. Abb. 48). Der Stickstoff ist damit zum dominierenden Luftschadstoff geworden.

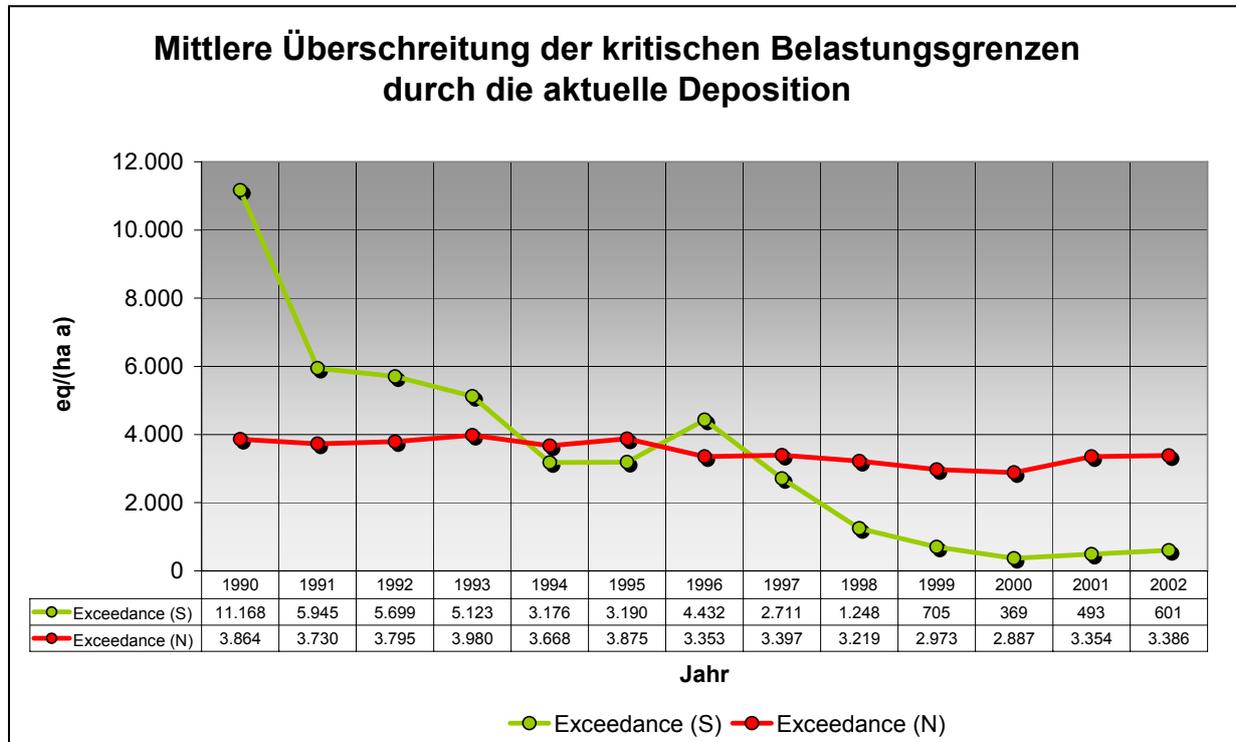
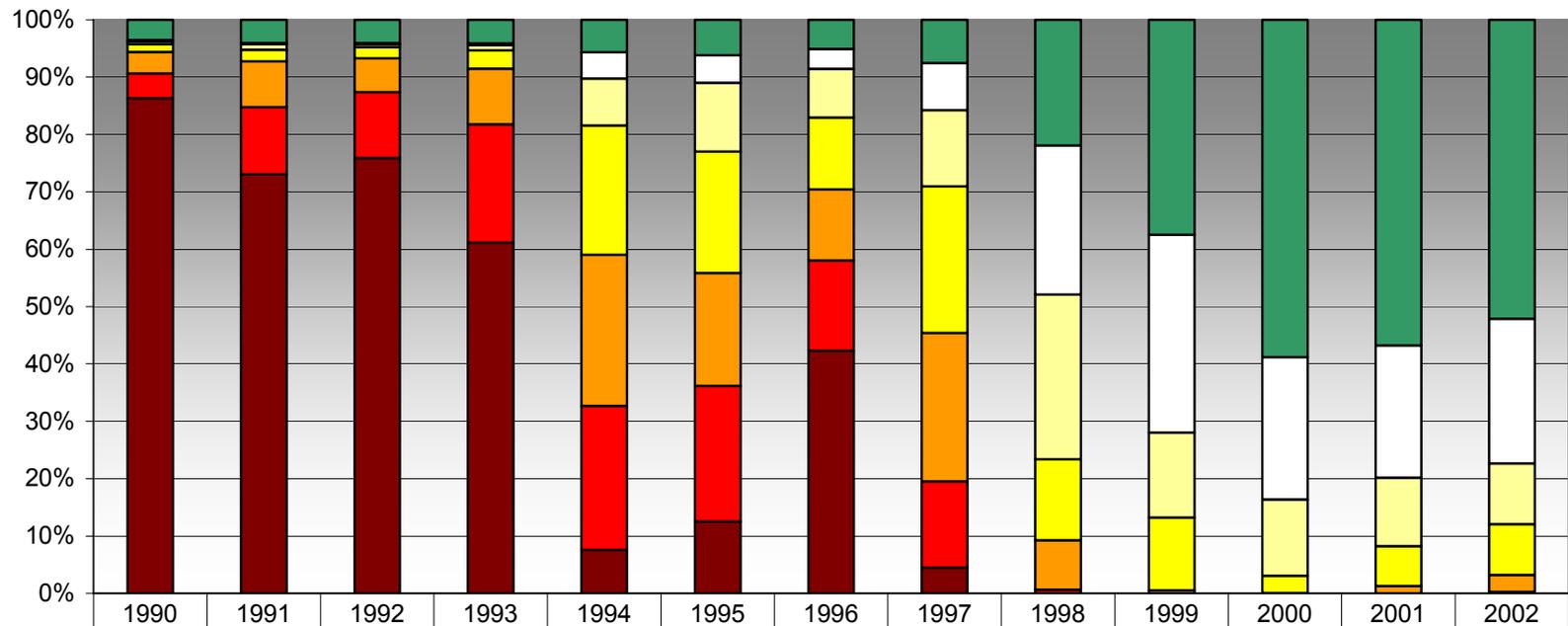


Abb. 48: Entwicklung der mittleren Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen durch Schwefel- (grün) und Stickstoffeinträge (rot)

Bei der Säurebelastung haben sich die von hohen Überlastungswerten betroffenen Rezeptorflächen drastisch vermindert. Deutlich wird auch hier eine Trendwende Mitte der 90er Jahre erkennbar. Zuvor waren die Ökosysteme nahezu vollständig (90 %) in den beiden höchsten Belastungsklassen (vgl. Abb. 49), heute beginnt die Überlastung bei Werten, die vormals das Minimum bildeten. Ebenso hat sich der Anteil nicht oder nur sehr gering belasteter Rezeptoren zum Positiven entwickelt. In den Jahren 1990 bis 1996 fallen in diesen Bereich nur 3 % bis 6 % der Flächen, d. h. etwa 95 % der untersuchten Ökosysteme waren zum Teil extrem hoch mit Säureeinträgen belastet. Seit 1998 können nennenswerte Anteile (22 %) der schutzbedürftigen Ökosysteme als „nicht mehr überbelastet“ eingestuft werden, was aufgrund der lang andauernden Vorbelastung jedoch nicht mit einer „Erholung“ gleichgesetzt werden darf. Dieser Anteil ist in den letzten Jahren auf über 50 % angewachsen.

Bei der Eutrophierung durch Stickstoffeinträge hat sich keine so gravierende Veränderung ergeben wie bei den Säureeinträgen, doch ist auch hier ein Abbau der Belastungsspitzen vollzogen (vgl. Abb. 50). Erhielten 1990 noch 80 % der Flächen Stickstoffeinträge von mehr als 50 kg pro Hektar und Jahr über die Belastungsgrenzen hinaus, so halbierte sich dieser Anteil bis 2002 auf etwas unter 40 %. Insgesamt verläuft die Veränderung jedoch sehr langsam und es hat sich noch keine grundlegende Entlastung der Ökosysteme ergeben. Von einer Einhaltung der Critical Loads kann bisher überhaupt noch nicht die Rede sein.

Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch die aktuelle Deposition



	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
■ Keine Exceedance	3,6 %	4,1 %	4,1 %	4,1 %	5,6 %	6,2 %	5,1 %	7,6 %	21,9 %	37,5 %	58,8 %	56,7 %	52,1 %
□ <=1.000 eq/(ha a)	0,2 %	0,1 %	0,1 %	0,2 %	4,6 %	4,8 %	3,5 %	8,2 %	25,9 %	34,5 %	24,8 %	23,1 %	25,3 %
■ 1.000-2.000 eq/(ha a)	0,5 %	1,0 %	0,5 %	1,0 %	8,2 %	12,0 %	8,5 %	13,3 %	28,7 %	14,9 %	13,3 %	12,0 %	10,5 %
■ 2.000-3.000 eq/(ha a)	1,4 %	2,0 %	2,0 %	3,2 %	22,5 %	21,2 %	12,5 %	25,5 %	14,2 %	12,7 %	3,0 %	6,9 %	8,9 %
■ 3.000-4.000 eq/(ha a)	3,7 %	8,0 %	5,9 %	9,7 %	26,3 %	19,7 %	12,4 %	25,9 %	8,6 %	0,5 %	0,0 %	1,3 %	3,0 %
■ 4.000-5.000 eq/(ha a)	4,3 %	11,8 %	11,5 %	20,7 %	25,1 %	23,6 %	15,7 %	15,0 %	0,6 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %
■ >5.000 eq/(ha a)	86,3 %	73,1 %	75,9 %	61,1 %	7,6 %	12,5 %	42,3 %	4,5 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

Abb. 49: Trends bei der Überschreitung von Critical Loads für Versauerung

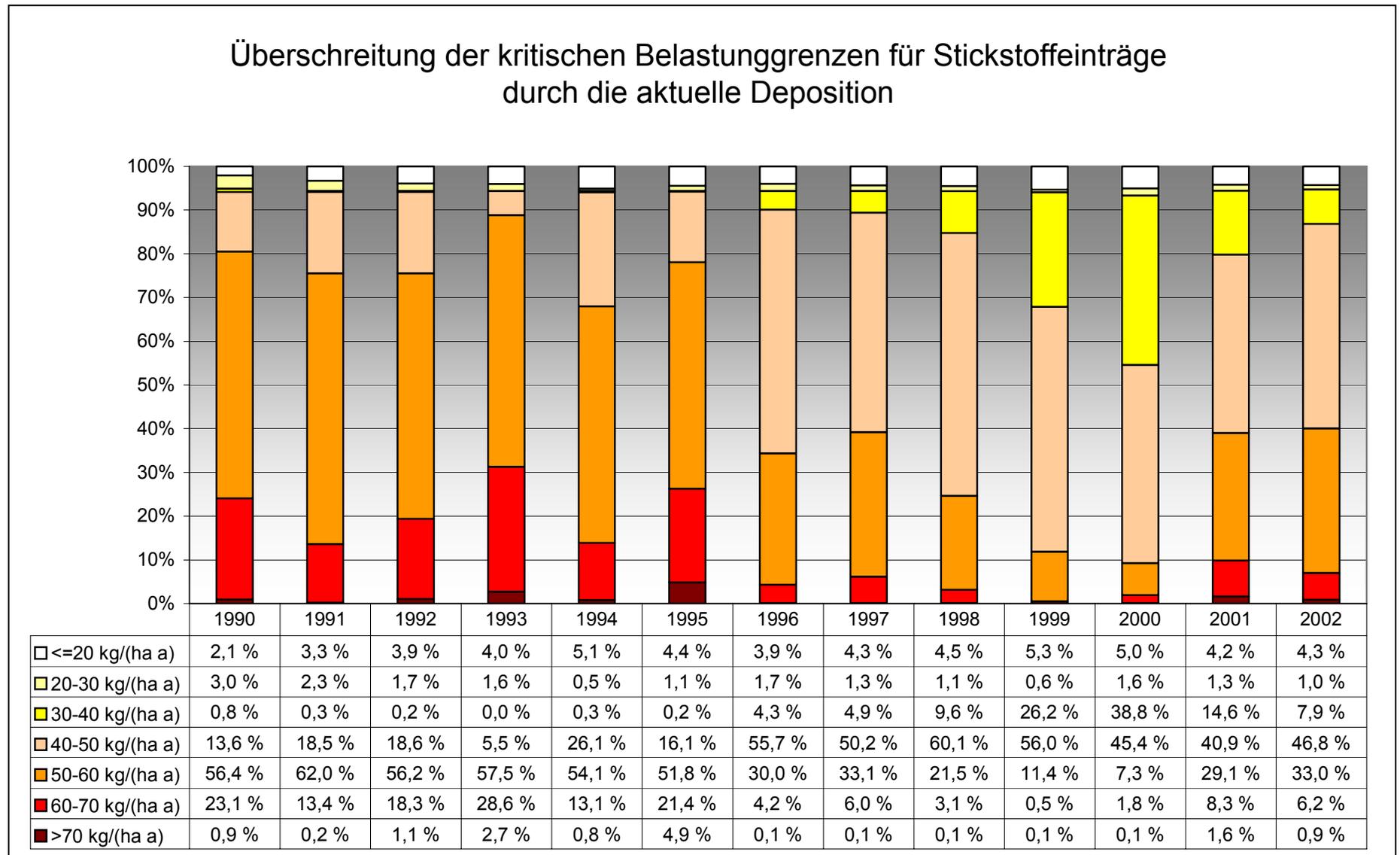


Abb. 50: Trends bei der Überschreitung von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Zusammenfassend kann der Trend bei der Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen im Freistaat Sachsen im Zeitraum 1990 bis 2002 beschrieben werden als

- deutliche Verminderung bei der Menge von Schadstoffeinträgen und damit eine langsame Annäherung an die ökologischen Belastungsgrenzen, sichtbar in einer zunehmend geringeren Überschreitung der Grenzwerte (vgl. Größe der Kreise in Abb. 51) und
- kompletter Wechsel des Belastungstyps von der vorwiegend durch den Schwefeleintrag verursachten Überschreitung der Critical Loads zur stickstoffdominierten Belastung, sichtbar als Anteil der roten (Schwefel) und gelben (Stickstoff) Kreissegmente.

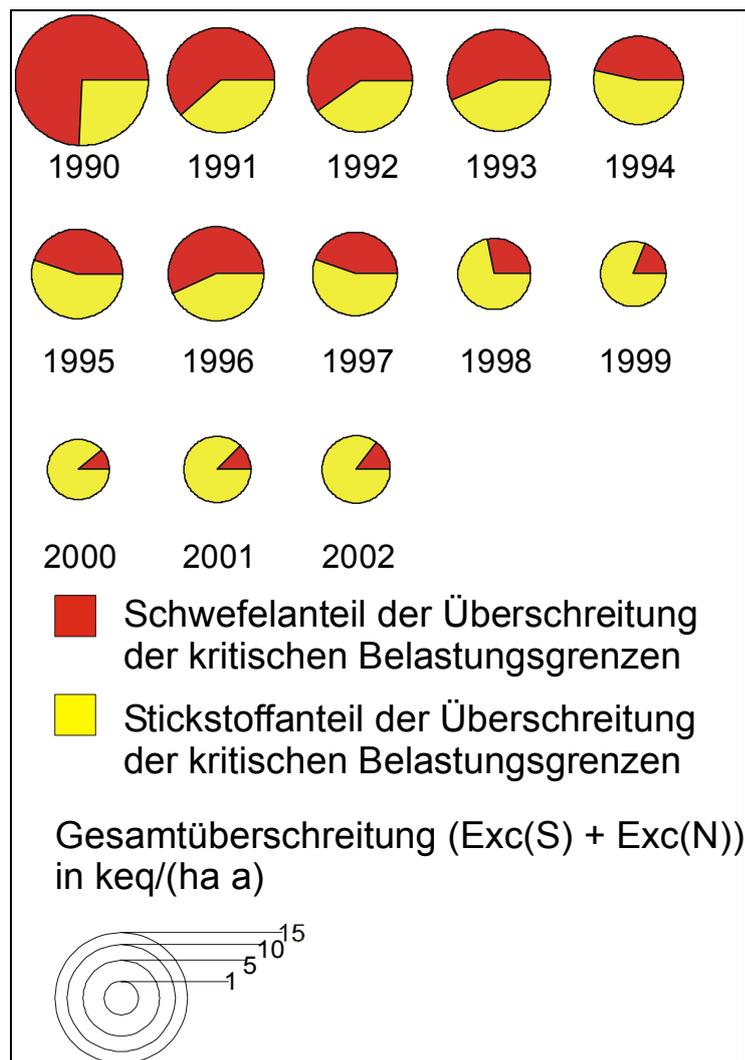


Abb. 51: Zeitliche Entwicklung der Überschreitung von Critical Loads und Anteile der Schwefel- und Stickstoffeinträge daran

Da das langfristige Ziel der Nachhaltigkeit, also die flächendeckende Unterschreitung der Critical Loads, für Sachsen bisher nicht erreicht wird, sind weitere Maßnahmen zur Minderung der Schadstoffbelastung und der Wirkungen in den Ökosystemen notwendig. Die erreichten Zielstellungen zur Emissionsreduzierung bewirken bereits eine deutliche Verbesserung der Umweltsituation. Doch erst weitere Maßnahmen zur Senkung der Schadstoffeinträge werden letztendlich zur Einhaltung der Critical Loads führen.

7 Quellen

- AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente, 3. Überarb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, S. 118 ff.
- ARBEITSGRUPPE (AG) BODENKUNDE (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe F Bodenkunde, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der BRD, Heft 31, Hannover; HENNINGS, V. (Koordinator).
- ARBEITSKREIS A DER BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE LEVEL II (2000): Critical Loads für Waldökosysteme - Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level-II-Programms. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Bonn, 71 S.
- ATLAS, D., BARTNOFF, S. (1953): Cloud visibility, radar reflectivity and droplet distribution. *Journal of Meteorology*, 10 (143-148).
- BAUER, F. (1953): Roteichen-Ertragstafel, starke Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- BECKER, R. (1998): Dynamische Modellierung des Stoffhaushalts der Waldstandorte an den Umweltkontrollstationen Merzalben und Idar-Oberstein. Abschlußbericht zum Werkvertrag.
- BERGEL, D. (1985): Douglasien-Ertragstafel, starke Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- BLEEKER, A., DRAIJERS, G. P. J., KLAP, J. M., VAN JAARVELD, J. A. (2000): Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995. Report no. 722108027 of the National Institute of Health and the Environment Bilthoven, Netherlands. Im Auftrag des Umwelt-Bundesamtes Berlin.
- BOBBINK, R., ACHERMANN, B. (2002) (HRSG.): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Proceedings of the Expert workshop in Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164 - Air (Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL).
- BÖCKMANN, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) in Niedersachsen und Nordhessen. Diss. Fachbereich Forstwissenschaften. Georg-August-Universität Göttingen.
- BUDER, W. (1998): Biotopkartierung - Ausgabe 1998. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Abt. Natur- und Landschaftsschutz.
- BUTZ-BRAUN, R. (1996): Kalkulation von Verwitterungsraten mittels quantitativer Mineralanalysen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 79: 153-156.
- CONSTANTIN, J. (1993): Stoffeinträge in ein Fichtenwaldökosystem durch Deposition luftgetragener Partikel und Nebeltröpfchen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 106*, Göttingen.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2001): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1971-2000 für Sommer und Winter. Rasterdatei.
- DeVRIES, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. 46, Wageningen.
- DeVRIES, W., BAKKER, D. J. (1998): Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research (SC - DLO), Wageningen, Report 166, The Netherlands.

- DEVRIES, W., POSCH, M. (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, Löss, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-Report 701, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 50 pp.
- DEVRIES, W., POSCH, M., REINDS, G. J., und KÄMÄRI, J. (1993): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, The Netherlands, 58.
- DITTMAR, O., KNAPP, E., LEMBCKE, G. (1983): DDR-Buchen-Ertragstafel 1983. Inst. f. Forstwissenschaften Eberswalde (IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung 4).
- DRAAIJERS, G. P. J., VAN LEEUWEN, E. P., DE JONG, P. G. H., ERISMAN, J. W. (1996): Deposition of Base Cations in Europe and its Role in Acid Neutralisation and Forest Nutrition. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108017.
- ERISMAN, J.W., VAN LEEUWEN, E., VAN PUL, A., DRAAIJERS, G. (1996): Generalisation of Deposition in Europe. In: Knoflacher, M., Schneider, J., Soja, G. [Hrsg.]: Exceedance of Critical Loads and Levels. Spatial and temporal Interpretation of Elements in Landscape Sensitive to Atmospheric Pollutants. Report of a Workshop held in Vienna, Austria under the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, 22.-24. November 1995. Umweltbundesamt Wien, Tagungsberichte Bd. 15. Vienna 1996. S. 211- 235.
- ERTEL, W. (1961): Ertragstafel der Eichen, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis. 2. neu bearb. u. ergänzte Aufl., Neumann-Verlag Radebeul.
- ERTEL, W. (1952): Ertragstafel der Robinie, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis. 2. neu bearb. u. ergänzte Aufl., Neumann-Verlag Radebeul.
- FOLORUNSO, O. A. U. ROLSTON, D. E. (1985): Spatial and spectral relationships between field-measured gas fluxes and soil properties. Soil Sci. Soc. Amer. Journ. 49 (1087-1093).
- GALLAGHER, M. W., BESWICK, K. M., CHOULARTON, T. W. (1992): Measurement and modelling of cloudwater deposition to a snow-covered forest canopy. Z. Atmospheric Environment, 26A (2893-2903).
- GAUGER, TH., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., DRAAIJERS, G. P. J, BLEEKER, A., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T., NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 1: deposition Loads 1990-1999. Research report on behalf and for the account of Federal Environmental Agency (UBA), Berlin. BMU/UBA, FE-No. 299 42 210. Institute of Navigation, Stuttgart University.
- GAUGER, TH., KÖBLE, R. SMIATEK, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Endbericht zum Forschungsvorhaben 106 01 061 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Navigation der Universität Stuttgart. - Teil 1: Deposition Loads. 126 S.
- GAUGER, TH., KÖBLE, R., ANSHELM, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe Waldfreie Ökosysteme. Endbericht zum Forschungsvorhaben 297 85 079 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Navigation der Universität Stuttgart.
- GRENNFELT, P. und THÖRNELÖF, E. (Hrsg.) (1992): Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden April 1992. NORD 1992: 41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- HENNINGS, V. (HRSG.) (1994): Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch Reihe F, Heft 31, hrsg. von der

- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.
- HORNUNG, M., SUTTON, M. A. und WILSON, R. B. (1995): Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: a Workshop Report. Grange-Over-Sands Workshop, 24-26 October 1994.
- ICP MODELLING AND MAPPING (2004)(Hrsg.): Mapping Manual Revision. www.icpmm.org
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten - Literatur-Studie und Datensammlung. Report, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Germany, 80 p.
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- KNAPP, E. (1973): Ertragstabellen für Schwarzpappelsorten. Forschungsbericht d. Inst. f. Rohholzerzeugung Abt. Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde.
- KOPP, D., KIRSCHNER, G. (1992): Fremdstoffbedingter Standortwandel aus periodischer Kartierung des Standortzustandes in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes nach ergebnissen der Standortserkundung. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 26: 62-71.
- KRAMER, H. (1988): Waldwachstumslehre, Paray, Hamburg Berlin.
- KRUGMANN, G., WINKLER, P. (1989): Abschätzung der feuchten Deposition durch Nebel aufgrund gemessener chemischer und meteorologischer Parameter. Abschlußbericht BMFT-Projekt 07431018.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERTFEGER, G. (1988): Bodenkunde, Ulmer Verlag Stuttgart.
- LEMBCKE, G., KNAPP, E., DITTMAR, O. (1975): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Inst. f. Forstwiss. Eberswalde. Abt. Waldbau/Ertragskunde.
- LfUG (2000): Jahresbericht zur Immissionssituation 1999, Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie.
- LfUG (2003): Jahresbericht zur Immissionssituation 2002, Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie.
- LfUG (Landesamt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2000): OMKAS (Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen), Projektbericht vom 16. März 2000, Dresden.
- LOCKOW, K.-W. (1994): Ertragstabellen für die Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) im nordostdeutschen Tiefland. Landesforstanstalt Eberswalde.
- LOCKOW, K.-W. (1996): Ertragstabellen für die Sandbirke (*Betula pendula* Roth) sowie für die Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh.) für das nordostdeutsche Tiefland. Landesforstanstalt Eberswalde.
- LOVETT, G. M. (1981): Forest structure and atmospheric interaction: Predictive models for supalpine balsam fir forest. Dartmouth College, Hanover, New Hampshire.
- LOVETT, G. M. (1984): Rates and mechanisms of cloud water deposition top a subalpine balsam fir forest. Z. Atmospheric Environment, 18 (361-371).
- MATHERON, G. (1963): Principles of Geostatistics. Economic Geology, 58. S. 1246-1262.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Rh. A, 40.
- MÜCKENHAUSEN in AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung, Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- MÜLLER in AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung, Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

- MÜLLER, G. (1980): Pflanzenproduktion – Bodenkunde. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1995): Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. Berichte des Deutschen Wetterdienstes (DWD) Nr. 193. Offenbach.
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (HRSG.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels; ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokio.
- NAGEL, H.-D., KUNZE, F., SCHMIDT, H., SCHÖBER, G. U. L. WERNER (1995): Modellgestützte Bestimmung der ökologischen Wirkungen von Emissionen. Deutscher Beitrag zum UN ECE-Projekt Critical Loads & Levels in Europe. Abschlußbericht zum F/E-Vorhaben 104 01 005 im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 79/96 S. 136.
- PAHL, S., WINKLER, P. (1995): Höhenabhängigkeit der Spurenstoffdeposition durch Wolken auf Wälder. Abschlußbericht. Deutscher Wetterdienst, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg.
- PETERSEN, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. Akademie-Verlag Berlin.
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H⁺- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme d. Universität Göttingen, 12.
- ROWINSKI, V. (1993): Ökologie und Erhaltung von Kesselmooren an Berliner und Brandenburger Beispielen. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (HRSG.) (1993): CIR Biotoptypen- und Landnutzungskartierung, (1:10 000, digital).
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (HRSG.) (1998): Selektive Biotopkartierung der § 26-Biotope und der sonstigen naturschutzfachlich bedeutenden Biotoptypen (1:10 000, digital).
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (HRSG.) (2003): Jahresbericht zur Immissionsituation 2001 im Freisaat Sachsen. Materialien zur Luftreinhaltung 2003.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (HRSG.) (2003): BÜK 200-Polygon-Cover + ausgewählte UBODEN-Datenfelder für jedes Polygon.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (HRSG.) (2003): DWD-Daten der Stationen Sachsens.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (HRSG.) (2003): Sickerwasser-Raten zu den Polygonen der BÜK 200 für Sachsen.
- SÄCHSISCHES LANDES-FORSTPRÄSIDIUM (LFP) (1993): Selektive Waldbiotopkartierung (1 : 10 000, digital).
- SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (HRSG.) (1999): Hilfstafel zur sächsischen Forsteinrichtungs-Dienstanweisung
- SÄCHSISCHES LANDES-FORSTPRÄSIDIUM (LFP) (2003): Level II-Dateien (digital).
- SAUERBREY, R., SCHMIDT, W. (1993): Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore.
- SAXENA, V. K., LIN, N.-H. (1990): Cloud chemistry measurements and estimates of acidic deposition on an above cloudbase coniferous forest. *Atm. Envir.* 24 A, No. 2 (329-352).
- SCHACHTSCHABEL, P., AUERSWALD, K., BRÜMMER, G., HARTKE, K. H. UND SCHWERTMANN, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

- SCHACHTSCHABEL, P., AUERSWALD, K., BRÜMMER, G., HARTKE, K. H. UND SCHWERTMANN, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHLUTOW, A. (2001): Methods and results of the Calculation of uptakes of Sulphur, Nitrogen and Heavy metals by harvesting in forests, in grasslands, heathlands and fens in Germany. Proceedings of the Workshop "Calculating Critical Loads for Heavy metals" in Chisinau, Moldavia, 20-24th March 2001.
- SCHLUTOW, A. (2003): Standortbezogene Ermittlung zu erwartender Erträge und Fruchtarten. In: SCHÜTZE, G., BECKER, R., NAGEL, H.-D., SCHLUTOW, A., WEIGEL, H. J. (2003): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. Z. Landbauforschung Völkenrode 2/3/2003 (53): 103-108.
- SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., EITNER, H. (1999): Ermittlung von ökologischen Belastbarkeitsgrenzen und deren Überschreitungen durch versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge in Waldökosysteme des Freistaates Sachsen, Im Auftrag des LfUG Sachsen, Strausberg.
- SCHMIDT, P. A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B., WENDEL, D. (2003): Erstellung einer Übersichtskarte der potenziell-natürlichen Vegetation M 1 : 50 000 von Deutschland sowie Erfassung und vegetationskundliche Erhebungen naturnaher Wälder als Grundlage für nationale und internationale Naturschutzplanungen - Sachsen, 3. Zwischenbericht zum F-E-Vorhaben, TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften und Biologie, Tharandt und Dresden.
- SCHMIDT, R., WOLFF, B., BARITZ, R. (1998): Bodenübersichtskarte der Waldflächen der BRD – Bestimmung der Bodenvergesellschaftung und des Datenhintergrundes. Abschlussbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde, Manuskriptkopie.
- SCHOBER, R. (1946): Ertragstafel der Europäischen Lärche, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- SCHOBER, R. (1953): Ertragstafel der Japanischen Lärche, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- SML - Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (1994): Messung und Sortierung von Rohholz in den sächsischen Staatsforsten.
- STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES FREISTAATES SACHSEN (SMUL) (1999): Klimatologische Grundlagen für die Landes- und Regionalplanung.
- STATISTISCHEN BUNDESAMT (2003): Landwirtschaft-Statistik regional.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, S. 126.
- SVERDRUP, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.
- SVERDRUP, H. U. INESON, P. (1993): Kinetics of denitrification in forest soils. Unpublished manuscript.
- SVERDRUP, H. und WARFVINGE, P. (1988): Weathering of primary minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. Water, Air Soil Pollut., 38, S. 387-408.
- SVERDRUP, H. und 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, 1993: 2.

- SVERDRUP, H., De VRIES, W. und HENRIKSEN, A. (1990): Mapping Critical Loads: A Guidance Manual to Criteria, Calculation, Data Collection and Mapping, Nordic Council of Ministers, Miljorapport 14, Copenhagen.
- UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. UBA-Texte 71/96.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 43/I, 159-187.
- UN/ECE/CCE (1993): Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination Center for Effekts, Status Report 1993. National Institut of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven.
- UN/ECE/CCE (1999): Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Göteborg.
- VAN JAARVELD, J. A. (1995): Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722501005.
- VAN LEEUWEN, E. P., DRAAIJERS, G. P. J., DE JONG, P. G. H., ERISMAN, J. W. (1996): Mapping Dry Deposition of Acidifying Components and Base Cations on a Small Scale in Germany. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108012.
- VAN LEEUWEN, E. P., VAN JAARVELD, J. A. (1997): Interim Report: Dry Deposition of Ammonia in Germany in 1994. Interim Report on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 108 03 081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722115xxx.
- VAN PUL, W. A. J., POTMA, C. J. M., VAN LEEUWEN, E. P., DRAAIJERS, G. P. J., ERISMAN, J. W. (1995): EDACS: European Deposition maps of Acidifying Components on a Small scale. Model Description and Preliminary Results. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722401005.
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1992): Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE – A steady state soil chemistry model. Water, Air and Soil Pollution 63, S. 119-143.
- WENK, G., RÖMISCH, K., GEROLD, D. (1984): DDR-Fichten-Ertragstafel 1984. techn. Universität Dresden, Sektion Forstwirtschaft, Tharandt.
- WEYMAR, H. (1972): Buch der Gräser und Binsengewächse. Neumann-Verlag Radebeul.
- WIMMENAUER, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. AFJZ S. 9-17 und S. 37-40.
- ZIMMERMANN, L., ZIMMERMANN, F., DÄHNE, R., QUECK, R., FIEBIG, J., LANGE, C., STERZIK, G. (1999): Quantifizierung der Nebeldeposition im Erzgebirge. Abschlußbericht, im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.

8 Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1:	Puffersysteme in Böden 11
Tab. 2:	Untere Grenzen des pH-Wertes bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen 18
Tab. 3:	GAPON-Austausch-Koeffizienten von Al bzw. H zu Ca + Mg + K für die Bodentiefen zwischen 0 und 100 cm 20
Tab. 4:	Übersicht über die vom LfUG für das Projekt übergebenen originären Daten 25
Tab. 5:	UBODEN-Datenfelder zur BÜK 200 Sachsen 29
Tab. 6:	Zuordnung der Substrattypen der BÜK 200 zu den Muttergesteinsklassen 31
Tab. 7:	Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten 33
Tab. 8:	Bestimmung der Verwitterungsklasse 34
Tab. 9:	Klassen der Verwitterungsrate 34
Tab. 10:	Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf die Nährkraft basischer Kationen 38
Tab. 11:	Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzel- tracht und durchwurzelbarer Tiefe 38
Tab. 12:	Hauptbaumart nach dem CIR-Biotypen-Code des Hauptbestandes 41
Tab. 13:	Nebenbaumart nach dem CIR-Biotypen-Code des Nebenbestandes 41
Tab. 14:	Haupt- und Nebenbaumarten bzw. waldfreie Vegetationsgesellschafts- gruppen aus der selektiven Biotypenkartierung 42
Tab. 15:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten 43
Tab. 16:	Grunddaten für die Umrechnung der Zuwachsraten von Festmaß in Tonnen 44
Tab. 17:	Klassifizierung bodenart- und -geneseabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potentielle Holzerträge 49
Tab. 18:	Einfluss von Klima-/Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels 50
Tab. 19:	Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen 54
Tab. 20:	Spannen der Ertragspotentiale für die Grünland-Vegetationsgruppen 55
Tab. 21:	Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde [eq/t TS] 56
Tab. 22:	Stoffentzüge der Vegetationsgesellschaftsgruppen des Grünlandes 57
Tab. 23:	Kritische, physiologisch wirksame Bc/Al-Verhältnisse bzw. Bc/H-Verhältnisse 60
Tab. 24:	Zuordnung von Literaturangaben über Messergebnisse der natürlichen Basensättigung in den verschiedenen Bodentypen der BÜK 200 unter Nadelwald und auf waldfreien naturnahen Standorten bzw. unter Laubwald ... 62
Tab. 25:	Untere akzeptable Grenzen des pH-Wertes bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche sächsischer Bodenformen 64
Tab. 26:	Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur 69
Tab. 27:	Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung 71
Tab. 28:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren 74
Tab. 29:	Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge 76
Tab. 30:	Regionale Verteilung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureein- träge in Sachsen 77
Tab. 31:	Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff 81

Tab. 32:	Regionale Verteilung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge in Sachsen	82
Tab. 33:	Gegenüberstellung der Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnungen nach Massenbilanzmethode auf der Grundlage von Messdaten am Punkt (Level II) und auf der Basis von Flächendaten entsprechend Kap. 3.1	86
Tab. 34:	Anzahl von verfügbaren Freiland-Messstationen zur Nassdepositionskartierung in Sachsen	91
Tab. 35:	Aus dem mittleren Verhältnis von Wet-Only- zu Bulk-Deposition abgeleitete nass und trocken deponierte Anteile in Bulk-Sammlern	92
Tab. 36:	Konzentrationsverhältnisse [eq/eq] der Elemente Cl, S, Ca, K, Mg zu Na im Meerwasser	94
Tab. 37:	Mittlere Seesalz- und nicht-Seesalzanteile in der Nassen Deposition in Sachsen	94
Tab. 38:	Best-fit-Konstanten des linearen Verhältnisses aus mittlerem Partikeldurchmesser (Mean Mass Diameter, MMD) und den Niederschlagskonzentrationen für Na, Mg, Ca und K	96
Tab. 39:	Flächenanteile der Belastungstypen an der gesamten Rezeptorfläche Sachsens	119
Tab. 40:	Regionale Schwerpunkte der Rezeptorflächen in den Belastungstypen 2002	120
Tab. 41:	Statistische Verteilung der Flächen in den Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure in Sachsen 2002	121
Tab. 42:	Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge 2002	122
Tab. 43:	Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen	125
Tab. 44:	Statistische Verteilung der Überschreitungen der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Sachsen 2002	126
Tab. 45:	Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge 2002	127
Tab. 46:	Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Stickstoffeinträgen	129

9	Abbildungsverzeichnis	Seite
Abb. 1:	Entwicklung der SO ₂ -Jahresmittelwerte an ausgewählten Stationen Sachsens, Jahresbericht zur Immissionssituation 2001	7
Abb. 2:	Entwicklung der NO ₂ -Jahresmittelwerte an ausgewählten Stationen Sachsens, Jahresbericht zur Immissionssituation 2001	7
Abb. 3:	Regionale Verteilung der Wälder und halbnatürlichen Ökosysteme Sachsens, die als empfindliche Rezeptoren in die Critical Loads-Berechnung einbezogen werden	28
Abb. 4:	Räumliche Verteilung der Verwitterungsraten basischer Kationen	40
Abb. 5:	Räumliche Verteilung der Verwitterungsrate von Natrium im Freistaat Sachsen	40
Abb. 6:	Regionale Verteilung des Basenentzuges durch das Erntegut	59
Abb. 7:	Regionale Verteilung des Stickstoffentzuges durch das Erntegut	59
Abb. 8:	Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC aus organischen Böden unter Berücksichtigung der kritischen Bc/H-Verhältnisse als Schwellenwert der Pflanzentoxizität	65
Abb. 9:	Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC aus Mineralböden unter Berücksichtigung der kritischen Bc/Al-Verhältnisse als Schwellenwert der Pflanzentoxizität	66
Abb. 10:	Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC aus Mineralböden unter Berücksichtigung der kritischen Aluminium-Austragsrate	66
Abb. 11:	Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC aus Mineralböden unter Berücksichtigung der kritischen Basensättigung	67
Abb. 12:	Regionale Verteilung der kritischen Austragsraten von ANC unter Berücksichtigung der höchsten Empfindlichkeit im Vergleich von ANC nach Variante 1, 2 und 3	68
Abb. 13:	Regionale Verteilung der Immobilisierungsraten in den Rezeptorflächen des Freistaates Sachsen	70
Abb. 14:	Kritische Auswaschungsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser in Wäldern und naturnahen waldfreien Ökosystemen Sachsens	72
Abb. 15:	Denitrifikationsfaktor für Wälder und naturnahe waldfreie Ökosysteme in Sachsen (fde)	75
Abb. 16:	Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge	77
Abb. 17:	Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	82
Abb. 18:	Prinzip der Kartierung der Critical Levels, Critical Loads und deren Überschreitungen durch Luftschadstoffe in Deutschland	88
Abb. 19:	Ablauf der Bearbeitung der Kartierung der nassen Deposition	90
Abb. 20:	Vereinfachte Darstellung der Trockendepositionsmodellierung	95
Abb. 21:	Inputdaten bei der Trockendepositionskartierung	97
Abb. 22:	Grundform der Critical-Load-Funktion für Säureeinträge	107
Abb. 23:	Grundform der Critical-Load-Funktion für Säure und Eutrophierung	108
Abb. 24:	Belastungstyp 0, die Depositionspunkte befinden sich innerhalb der Funktion und die Critical Loads werden nicht überschritten	111
Abb. 25:	Belastungstyp 1; Depositionsminderung wahlweise für Schwefel und/oder Stickstoff erforderlich	112
Abb. 26:	Belastungstyp 2, Schwefeldominierte Überschreitung der Critical Loads für Säure	113
Abb. 27:	Belastungstyp 3, Stickstoffdominierte Überschreitung beider Critical Loads	114

Abb. 28:	Belastungstyp 4, beide Critical Loads sind von beiden Schadstoffen überschritten	115
Abb. 29:	Berechnung der Critical-Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes in den unterschiedlichen Regionen	116
Abb. 30:	Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen 2002.	120
Abb. 31:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 1990	123
Abb. 32:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 1995	124
Abb. 33:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2002	125
Abb. 34:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 1990	128
Abb. 35:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 1995	128
Abb. 36:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2002	129
Abb. 37:	Trend der SO ₂ -Emissionen aus Deutschland und Zielstellung für 2010 in kt/a und Entwicklung der SO ₂ -Emissionen in Sachsen in kt/a	131
Abb. 38:	Trend der NO _x -Emissionen aus Deutschland und Zielstellung für 2010 in kt/a und Entwicklung der NO _x -Emissionen in Sachsen in kt/a	131
Abb. 39:	Trend der NH _y -Emissionen aus Deutschland und Zielstellung für 2010 in kt/a und Entwicklung der NH _y -Emissionen in Sachsen in kt/a	132
Abb. 40:	Mittlere Gesamtdeposition von Schwefeloxiden in Sachsen	133
Abb. 41:	Gesamtdeposition von Schwefeloxiden in Sachsen nach Depositionsklassen	134
Abb. 42:	Mittlere Gesamtdeposition von Stickoxiden in Sachsen	135
Abb. 43:	Mittlere Gesamtdeposition von Ammonium in Sachsen	135
Abb. 44:	Gesamtdeposition von Stickoxiden in Sachsen nach Depositionsklassen	136
Abb. 45:	Gesamtdeposition von Ammonium in Sachsen nach Depositionsklassen	137
Abb. 46:	Jährliche Einträge von Schwefel und Stickstoff mit dem Bestandesniederschlag in Level-II-Flächen	138
Abb. 47:	Zeitverzögerung im Systemverhalten	139
Abb. 48:	Entwicklung der mittleren Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen durch Schwefel- (grün) und Stickstoffeinträge (rot)	140
Abb. 49:	Trends bei der Überschreitung von Critical Loads für Versauerung	141
Abb. 50:	Trends bei der Überschreitung von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff	142
Abb. 51:	Zeitliche Entwicklung der Überschreitung von Critical Loads und Anteile der Schwefel- und Stickstoffeinträge daran	143