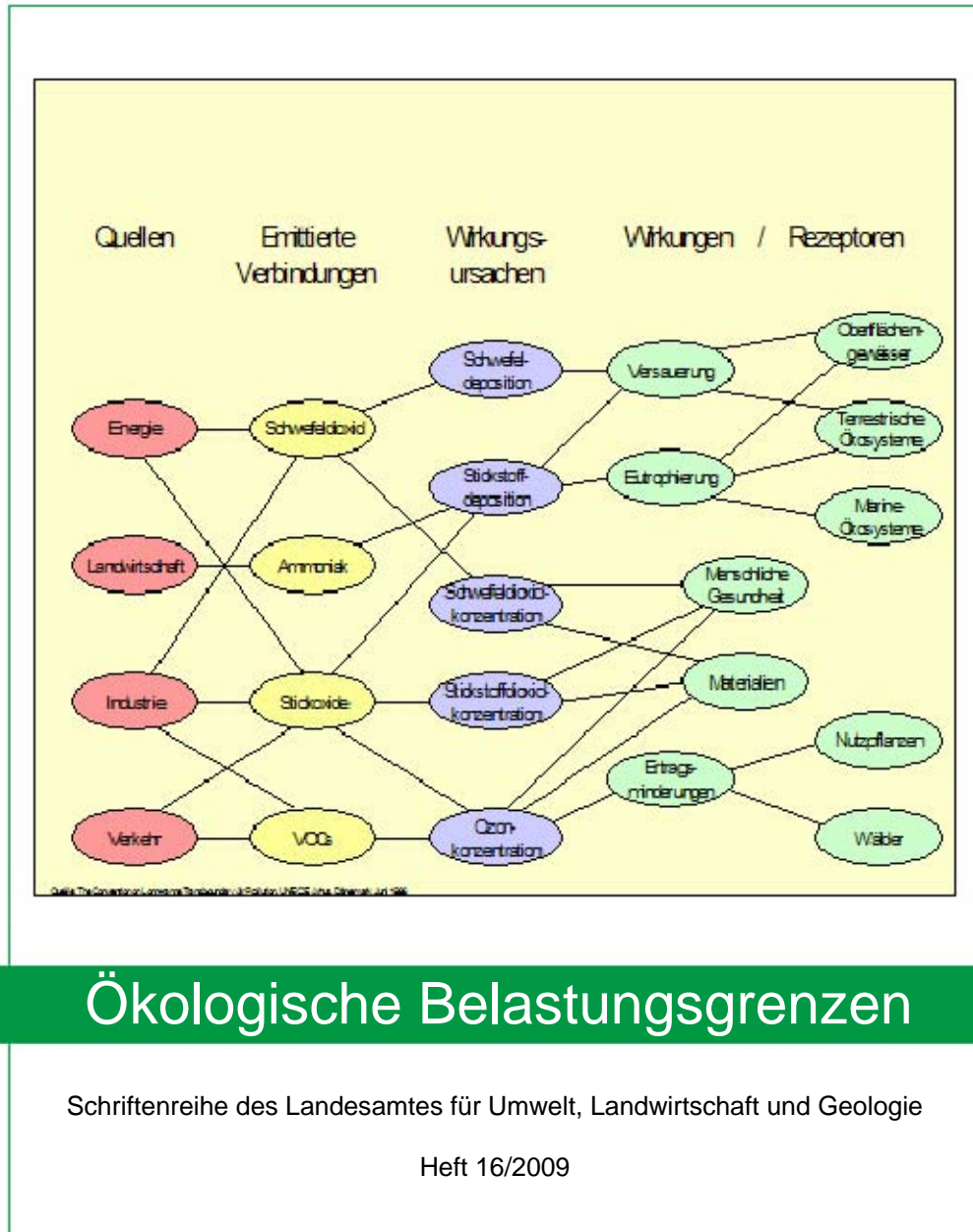




Das Lebensministerium



Ökologische Belastungsgrenzen

Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Heft 16/2009

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen – Fortschreibung der Critical Loads/Level-Untersuchungen bis 2006

PD Dr.-Ing. habil. Angela Schlutow, Thomas Scheuschner

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	1
2	Das Prinzip der Critical Loads	2
2.1	Modellansätze zur Bestimmung von Critical Loads	2
2.2	Ermittlung der Critical Loads für Säureeinträge nach der Massenbilanzmethode	4
2.3	Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode.....	15
3	Datengrundlagen.....	18
3.1	Übersicht über die verwendeten originären Datengrundlagen und Datenquellen.....	18
3.2	Ermittlung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung	20
3.2.1	Bestimmung der Verwitterungsrate der bas. Kationen Ca, K, Mg und Na (BCw)	20
3.2.2	Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca, K und Mg (Bcw)	27
3.2.3	Bestimmung der Durchwurzelungstiefe.....	28
3.3	Ermittlung des Netto-Stoffaustrages durch Biomasseentzug	29
3.3.1	Hauptbaumarten der Wälder	29
3.3.2	Holz-Erträge in Wäldern und Forsten	30
3.3.3	Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen.....	32
3.3.4	Stoffgehalte in der Biomasse.....	35
3.3.5	Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle Nährstoff limitierter Standorte.....	37
3.4	Bestimmung der kritischen Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser	39
3.5	Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate	43
3.6	Bestimmung der tolerierbaren Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser.....	44
3.7	Ermittlung der Stickstoff-Denitrifikationsrate.....	46
4	Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung	49
4.1	Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen	49
4.2	Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge	51
5	Ermittlung der Depositionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie von basischen Kationen	53
6	Die Überschreitung der Critical Loads durch die aktuellen Depositionen	55
6.1	Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsraten der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen 2005 und 2006	55
6.2	Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsraten der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen 2005 und 2006	58

6.3	Entwicklungen und Trends beim Vergleich der atmosphärischen Schadstoffeinträge mit den Critical Loads in den Jahren 1990 bis 2006	61
7	Ermittlung der Beurteilungswerte für Stickstoffeinträge	70
8	Zusammenfassung	103

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge.....	49
Abbildung 2:	Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge.....	52
Abbildung 3:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2005	56
Abbildung 4:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2006	57
Abbildung 5:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2005	59
Abbildung 6:	Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2006	59
Abbildung 7:	Box-Whisker-Plots der Überschreitung des CL für Versauerung von 1990 bis 2006	62
Abbildung 8:	Box-Whisker-Plots der Überschreitung des CL für eutrophierenden Stickstoff von 1990 bis 2006	63
Abbildung 9:	Mittlere Gesamtdeposition von Schwefeloxiden in Sachsen (die Jahre 2003 und 2004 wurden interpoliert, da keine Messdaten erhoben worden sind).....	64
Abbildung 10:	Mittlere Gesamtdeposition von Stickoxiden in Sachsen (die Jahre 2003 und 2004 wurden interpoliert, da keine Messdaten erhoben worden sind).....	65
Abbildung 11:	Mittlere Gesamtdeposition von Ammonium in Sachsen (die Jahre 2003 und 2004 wurden interpoliert, da keine Messdaten erhoben worden sind).....	65
Abbildung 12:	Entwicklung der mittleren Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen durch Schwefel- (lila) und Stickstoffeinträge (gelb).....	66
Abbildung 13:	Entwicklung bei den Überschreitungsklassen von Critical Loads für Versauerung.	68
Abbildung 14:	Entwicklung der Überschreitungsklassen von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff	69
Abbildung 15:	Beurteilungswerte für N-Depositionen nach den Empfehlungen des LAI-Arbeitskreises „ERMITTLUNG UND BEWERTUNG VON STICKSTOFFEINTRÄGEN“ (Kurzbericht) mit Stand vom 13.09.2006 für die Erhaltung der Lebensraumfunktion bei hoher Schutzwürdigkeit.....	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Puffersysteme in Böden (ULRICH 1985, verändert)	5
Tabelle 2:	Untere akzeptable Grenzen des pH-Werts bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen.....	13
Tabelle 3:	Übersicht über die vom LfULG für das Projekt übergebenen originären Daten ..	18
Tabelle 4:	Zuordnung der Substrattypen der BSA200 zu den Muttergesteinsklassen	21
Tabelle 5:	Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten (abgeleitet nach DEVRIES 1991)	24
Tabelle 6:	Bestimmung der Verwitterungsklasse (DEVRIES 1991, DEVRIES et al. 1993, ICP MODELLING AND MAPPING 2004)	25
Tabelle 7:	Klassen der Verwitterungsrate.....	26
Tabelle 8:	Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe	28
Tabelle 9:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten.....	30
Tabelle 10:	Grunddaten für die Umrechnung der Zuwachsraten von Festmaß in Tonnen	31
Tabelle 11:	Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen.....	33
Tabelle 12:	Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach Klapp 1965)	35
Tabelle 13:	Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde [$\text{eq t}^{-1} \text{TS}^{-1}$] (JACOBSON ET AL. 2002, DEVRIES ET AL. 1990)	36
Tabelle 14:	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)	37
Tabelle 15:	Kritische, physiologisch wirksame Bc/Al-Verhältnisse bzw. Bc/H-Verhältnisse (nach SVERDRUP und INESON (1993)	40
Tabelle 16:	Untere akzeptable Grenzen des pH-Wertes bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche sächsischer Bodenformen	42
Tabelle 17:	Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur (UN/ECE/CCE 1993).....	43
Tabelle 18:	Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (UN/ECE/CCE 1993)	45
Tabelle 19:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren (DEVRIES 1991)	48
Tabelle 20:	Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge.....	49
Tabelle 21:	Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge in Sachsen	50
Tabelle 22:	Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff.....	51
Tabelle 23:	Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge in Sachsen.....	52

Tabelle 24:	Statistische Verteilung der Flächen in den Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure in Sachsen 2005/2006	56
Tabelle 25:	Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge 2005/2006	57
Tabelle 26:	Statistische Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Sachsen 2005/2006	58
Tabelle 27:	Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge 2005/2006	60
Tabelle 28:	Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen	61
Tabelle 29:	Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Einträgen	62
Tabelle 30:	Aufschlüsselung der empirischen Critical Loads nach Berner Liste (BOBBINK und ACHERMANN 2002) auf die in Deutschland vorkommenden Wald-, Forst-, Grasland-, Moor- und Heidegesellschaften	73

1 Einführung

Seit 1997 hat das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) in Zusammenarbeit mit ÖKO-DATA die Critical Loads für versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge ermittelt und deren aktuelle Überschreitungen dargestellt, um daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten. Insbesondere im Verlaufe der Jahre 1997 - 2000 hat das LfULG mit dem Projekt OMKAS (**O**ptimierung emissionsmindernder **M**aßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der **A**ziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates **S**achsen) 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.

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 seit 19.07.2001 bzw. 01.01.2005 gelten oder ab 01.01.2010 gelten werden. Diese Richtlinie gibt aber auch einheitliche Messmethoden und Auswertekriterien für die EU-Mitgliedsstaaten vor.

Im Zusammenhang mit Fragestellungen zur dauerhaften Sicherung der Funktionsfähigkeit und zur ökologischen Stabilität der Waldökosysteme wurde bereits 2003/2004 das Projekt „Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen (dynamische Modellierung) auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen in Sachsen“ (KliStWa) von ÖKO-DATA bearbeitet. Darauf aufbauend wird nun ein Update der Berechnung von Critical Loads vorgelegt, das notwendig ist, da seit 2004 neue wissenschaftliche und methodologische Erkenntnisse erzielt wurden (ICP MAPPING AND MODELLING 2004), die bereits Eingang fanden in die Neuberechnung von Critical Loads für Deutschland insgesamt (GAUGER et al. 2008). Die Adaptation dieser neuen Methoden auf den Freistaat Sachsen ist Aufgabe dieses Projektes.

Folgende Leistungen sind 2008 zu erbringen:

1. Berechnung und Kartierung ökologischer Belastungsgrenzen;
2. Berechnung und Kartierung der aktuellen Überschreitungen der ökologischen Belastbarkeitsgrenzen;
3. Trendanalysen und Diskussion der Überschreitungsdaten von 1990 bis 2006;
4. Ermittlung der Beurteilungswerte für Stickstoffeinträge entsprechend Vorgabe des LAI-Arbeitskreises „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“.

2 Das Prinzip der Critical Loads

2.1 Modellansätze 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 Ökosys-

tems/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 Deutschland 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, sodass 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 & 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 Stickstoff speichernden 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.

Mit der Unterzeichnung dieses Protokolls hat sich die Bundesregierung bis zum Jahr 2010 zu einer SO₂-Emissionsminderung von 90 % gegenüber dem Jahr 1990 verpflichtet. Polen will seine SO₂ Emissionen im gleichen Zeitraum um 47 % und die Tschechische Republik um 60 % mindern (UN/ECE 1999).

2.2 Ermittlung der Critical Loads für Säureeinträge nach der Massenbilanzmethode

In Anlehnung an die generelle Definition der Critical Loads (ökologische Belastungsgrenzen für den Eintrag von Luftschadstoffen nach dem Massenbilanz-Prinzip, auch als „Prinzip der Waage“ bezeichnet) wird hier als „Critical Load für Säureeinträge“ die höchste Deposition von Säure bildenden 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. Tabelle 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.

Tabelle 1: Puffersysteme in Böden (ULRICH 1985, verändert)

Puffersubstanz	pH-Wertbereich	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	Übergangsphase von Tonmineral- zu Aluminium-Auswaschung
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 Load-Berechnung werden die zwei folgenden verschiedenen Definitionen für die Summe der basischen Kationen verwendet, die deren differenzierter Wirkung auf Boden und Pflanze Rechnung tragen.

(1) Im Boden liegen folgende basische Kationen vor, die als Summe in die Critical Load-Berechnung eingehen:

$$BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$$

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

$$Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$$

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

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird demnach in Anwendung der Massenbilanz-Methode (vgl. Manual, (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) 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:

$$CL = \text{Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen
BC_{dep}^*	=	Seesalz korrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
CI_{de}^*	=	Seesalz korrigierte Rate der Deposition von Cloridionen [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
BC_w	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
BC_u	=	Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
$ANC_{le(crit)}$	=	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

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, sodass 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:

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

Sind jedoch die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdosition von Säurebildnern z. B. eines Jahres bekannt – wie es aufgrund der Methoden der Depositionserfassung für Deutschland in der Regel der Fall ist – 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 und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet.

Für den Deutschen Datensatz der Critical Loads und Exceedances 2000 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 $CL(S+N)$.

Die Eingangsdaten für die Parameter BC_{dep}^* , CI_{dep}^* , BC_w , BC_u , N_i , N_u und N_{de} werden unmittelbar oder mittelbar aus Referenzmessungen 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, was in die Formel für den Critical Load integriert werden kann.

Eine weitere Modifizierung der Formel für den Critical Load ergibt sich aus der Festlegung, dass bei der $ANC_{le(crit)}$ -Berechnung eine Fallentscheidung implementiert ist, die den besonderen Schutz wertvoller und seltener basenreicher Bodentypen garantieren soll.

Die für die Ermittlung dieser Parameter notwendigen Erweiterungen der o. g. Critical Load-Formeln durch Teilmodelle werden deshalb innerhalb dieses Kapitels im Folgenden erläutert:

Modellansätze zur Ermittlung der Kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität

$ANC_{le(crit)}$

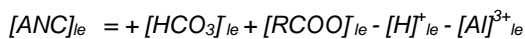
Eine vollständige Säureneutralisation findet im Boden statt, wenn ein Gleichgewicht zwischen basischen Ionen und sauren Ionen in der Bodenlösung herrscht:



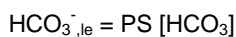
$[RCOO]^-$ = Konzentration organischer Anionen [eq m⁻³]

$[HCO_3]^-$ = Konzentration von Hydrogencarbonationen [eq m⁻³]

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



Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat kann nach folgenden Formeln berechnet werden:



$$[HCO_3^-] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]}$$

wobei:

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante

K_H = Henrys Konstante

p_{CO_2} = Partial-Druck von CO₂ in der Bodenlösung

Diese 3 Terme sind temperaturabhängig:

$$\log_{10} p_{CO_2} = -2.38 + 0.031 \cdot T$$

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für eine Boden-Temperatur von 8 °C gilt:

$$K_1 \cdot K_H = 10^{-1.7} = 0.02 \text{ [eq}^2 \cdot \text{m}^{-6} \cdot \text{atm}^{-1}\text{]}$$

Für die Einbeziehung der **organischen Säuren** in die Ionenbilanz zur Bestimmung des kritischen ANC gilt:

$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]}$$

wobei:

DOC = Konzentration gelösten organischen Karbonats in [mol C/m³]

- m = Konzentration der funktionalen Gruppen
 K_1 = 1. Dissoziations-Konstante
 DOC ist eine bodenartsspezifische Größe (vgl. Kap. 3.4).

m ergibt sich in der durchwurzelten Schicht wie folgt:

	m [mol/mol C]
für alle A-Horizonte	0,014
Für alle B u. C-Horizonte	0,044

K_1 lässt sich aus dem Verhältnis von K_1 zum pH-Wert des Bodens wie folgt ableiten:

$$pK_1 = -\log_{10} K_1 = 0,96 + 0,9 \cdot \text{pH} - 0,039 \cdot (\text{pH})^2$$

wobei als pH-Wert der kritische (untere) pH-Wert des Pufferbereiches eingesetzt wird, in dem sich die betrachtete Bodenform im unbelasteten natürlichen Zustand befindet (vgl. nachfolgenden Abschnitt zu Variante 3).

Anschließend ist nun die Auswaschungsrate von $[H]^+_{le}$ und $[Al]^{3+}_{le}$ zu berechnen. Diese beiden sauren Kationen sind im engeren Sinne für die versauernden Wirkungen in den Ökosystemen verantwortlich. Ihre Konzentrationen in der Bodenlösung können kritische Werte annehmen, die bei der Berechnung der Critical Loads einbezogen werden müssen. Diese müssen daher durch die Setzung von Critical Limits (nach kritischen chemischen Kriterien – wie im Folgenden beschrieben) begrenzt werden.

Somit ergibt sich die kritische Konzentration von ANC nach starker Vereinfachung (indem von hier ab $[HCO_3]_{le}$ und $[RCOO]_{le}$ als bereits bekannt vorausgesetzt werden und im Folgenden nicht mehr in den Formeln erwähnt werden unter der Voraussetzung, dass beide Terme letztendlich wieder in die Berechnung der Gesamt- ANC einbezogen werden):

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

wobei:

$$[H]^+_{(crit)} = \text{Kritische Konzentration H}^+\text{-Ionen [eq m}^{-3}\text{]}$$

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

Dementsprechend ist die kritische Auswaschung der ANC:

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

wobei:

$$[H]^+_{le(crit)} = \text{Auswaschung der kritischen H}^+\text{-Ionenkonzentration [eq ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{]}$$

$$[Al]^{3+}_{le(crit)} = \text{Auswaschung der kritischen Al}^{3+}\text{-Ionenkonzentration [eq ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{]}$$

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

Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation

Variante 1a: Kritisches Basen/Aluminium-Verhältnis $Bc/Al_{(crit)}$

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 1993b).

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:

$$Bc_{le} = \text{Basenauswaschung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$Bc_{dep} = \text{nicht Seesalz korrigierte Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$Bc_w = \text{Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

$$Bc_u = \text{Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

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

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:

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

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

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

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

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:

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

wobei:

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

$K_{gibb} =$ 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 $3 \cdot 100 [\text{mol m}^{-3}]^{-2}$ (vgl. MANUAL, ICP MODELLING AND MAPPING 2004) eingesetzt.

Variante 1b: Kritisches Basen/Protonen-Verhältnis $Bc/H_{(crit)}$

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 > 37 mg l⁻¹), 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:

$$CL(1b)_{max}(S) = BC_{dep}^* - CL_{dep}^* + BC_w - BC_u + 0,5 \cdot \left(\frac{BC_w + BC_{dep} - BC_u}{(Bc/H)_{crit}} \right)$$

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 (siehe MANUAL, ICP MODELLING AND MAPPING 2004).

Die Anwendung der Variante 1b kommt in Sachsen bei den Bodeneinheiten Niedermoor, Hochmoor und Moor-Auenböden in Frage. Alle anderen terrestrischen Bodeneinheiten mit überwiegend mineralischen Leitbodenassoziationen der BSA200 wurden nach Variante 1a berechnet.

Variante 2 zur Erhaltung der Boden-Stabilität: Kritische Aluminium-Auswaschungsrate im Sickerwasser $Al_{le(crit)}$

Als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser muss auch der notwendige Mindestgehalt 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 im Aluminium-Pufferbereich 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 [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

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-Komplexgehaltes im Boden als Voraussetzung für dessen Stabilität wie folgt:

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

wobei:

p = Faktor als Verhältnis von BC_w zu Al_w

Untersuchungen an typischen Mineralien in Nordeuropa ergaben Relationen zwischen den Messwerten der Verwitterungsraten basischer Kationen und den gemessenen Verwitterungsraten von Aluminium in einer Spanne von 1,5-3 (MANUAL, ICP MODELLING AND MAPPING 2004). Für p wird deshalb als beste Schätzung der Mittelwert der ermittelten Wertespanne festgesetzt:

$P = 2$.

Variante 3 zur Erhaltung des bodentypischen Basenpools: Kritischer pH-Wert $pH_{(crit)}$

Alle Böden mit Basensättigungswerten (BS) <30 %, das entspricht 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, 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 $\text{pH} < 4,2$ abgesunken ist und relevante Mengen an Aluminium und Wasserstoff zur Intoxikation der Pflanzen führen würde. Nach den Gleichungen 2.14, 2.16, 2.19 und 2.20 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 kalkreiche 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 diesen 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. Tabelle 2). Der pH-Wert lässt sich nach KA4 (AG BODENKUNDE 1994, S. 339) direkt in den entsprechenden Basensättigungsgrad umrechnen.

Tabelle 2: Untere akzeptable Grenzen des pH-Werts bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen

Puffersubstanz	niedrigster akzeptabler pH-Wert	niedrigste akzeptable Basensättigung (BS)
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 ($n [\text{Al}(\text{OH})_x(3-x)]_+$), Aluminium-Hydroxosulfate	< 4,2	30
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden- $\text{Fe}(\text{OH})_3$ “)	< 3,8	15
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	< 3,2	5

(ULRICH 1985, angepasst)

Der pH_{crit} korreliert mit der kritischen Basensättigung.

Der Rechenweg nach Variante 3 erfolgt unter Nutzung der folgenden Beziehung:

$$pH = 3 - \log_{10}([H]_{crit})$$

wobei:

$[H]_{crit}$ = kritische Protonenkonzentration in der Bodenlösung [eq m⁻³]

Der kritische pH-Wert entspricht der kritischen Basensättigung für den jeweiligen bodenformspezifischen natürlichen Pufferbereich und kann Tab. entnommen werden.

Da gilt:

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

kann man die Formel:

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

wie folgt umformen:

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

Humusreiche Böden, die nach Variante 1b berechnet werden, unterliegen einer sehr starken räumlichen und zeitlichen Variabilität im Basensättigungsgrad, die nirgends in Kartierungen erfasst wurden. 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:

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

Zusammenfassung

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

$$CL_{max}(S) = \min \{ CL^{(1a)}_{max}(S), CL^{(2)}_{max}(S), CL^{(3)}_{max}(S) \} \quad \text{wenn DOC} < 37 \text{ mg l}^{-1}$$

wobei:

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

$$CL^{(2)}_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + (1+p)BC_w - BC_u$$

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

$$CL_{\max}^{(1b)}(S) = BC_{dep}^* - CI_{dep}^* + BC_w - BC_u + 0,5 \cdot \left(\frac{BC_w + BC_{dep} - BC_u}{(BC/H)_{crit}} \right)$$

wenn $DOC \geq 37 \text{ mg l}^{-1}$

2.3 Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode

Die nach Mapping Manual (ICP MAPPING AND MODELLING 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 [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate mit der Vegetation [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
N_i	=	Immobilisierungsrate von Stickstoff [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
N_{le}	=	Tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
N_{de}	=	Denitrifikationsrate von Stickstoff [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

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 [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

- N_i = Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
 $N_{le(acc)}$ = tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
 N_{de} = Denitrifikation von Stickstoff [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

Die Datengrundlagen für die flächenbezogene Ermittlung von N_u , N_i und $N_{le(acc)}$ werden aus Referenzdaten abgeleitet. Die Datenbasis hierfür wird in Kap. 3.1 beschrieben.

Der Parameter N_{de} muss jedoch mit Hilfe eines Berechnungsmodells bestimmt werden. Hierfür werden im Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) unterschiedliche Ansätze vorgeschlagen.

Ermittlung der Denitrifikationsrate N_{de}

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung der Critical-Load-Funktion für Säure CL (S+N) und eutrophierenden Stickstoff $CL_{nut}(N)$ empfiehlt das Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) zwei Modellvarianten. Ein Variantenvergleich auf der Basis der Validierung mit Messwerten an 12 mitteleuropäischen Standorten (NAGEL et al. 2001) ergab eine deutlich höhere und ausreichend gute Wirklichkeitsnähe des folgenden Modells, so dass nunmehr der zweite Modellansatz nicht mehr gerechnet wird.

Das gewählte Modell geht von folgendem Ansatz aus:

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

wobei:

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

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. Dies setzt jedoch voraus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vonstatten gehen als die Denitrifikation, was nicht immer zutrifft.

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:

$$N_{dep} = \text{aktuelle tatsächliche Depositionsrates von eutrophierendem Stickstoff [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

$$N_{dep(acc)} = \text{akzeptable Depositionsrates von eutrophierendem Stickstoff [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

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:

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

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 Datengrundlagen (vgl. Tabelle 3) wurden vom LfULG an ÖKO-DATA zur Verwendung in diesem Projekt übergeben:

Tabelle 3: Übersicht über die vom LfULG für das Projekt übergebenen originären Daten

Daten	Quelle
räumliche Verteilung der natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme	CIR Biotoptypen- und Landnutzungskartierung, (1 : 10 000, digital); Stand: 17.10.2008
bodenchemische Parameter	Bodenatlas BSA_200 Sachsen
nutzbare Feldkapazität	Bodenatlas BSA_200 Sachsen
langjähriges Mittel von Temperatur und Niederschlag	Bodenatlas BSA_200 Sachsen
Sickerwasserrate	Bodenatlas BSA_200 Sachsen
Stoffentzüge durch Biomasseentnahme	Hilfstafel zur sächsischen Forsteinrichtungs-Dienstanweisung
	Bodenatlas BSA_200 Sachsen
	Bodenatlas BSA_200 Sachsen

Biotoptypen- und Landnutzungskartierung (BTLNK) (1 : 10 000, digital)

Die CIR-Biotoptypen-Kartierung wurde am 20.10.2008 vom LfULG übergeben. Zu diesem Zeitpunkt war die Kartierung zwar bereits flächendeckend abgeschlossen, aber noch nicht flächendeckend vom LfULG abgenommen. So sind der Bereich nordöstlich von Leipzig und fast das gesamte Vogtland noch nicht freigegeben zur Datenverwendung. Infolgedessen erscheinen auf den Ergebniskarten der Critical Loads-Berechnungen dort große weiße Flächen. Etwaige kleine weiße Flächen resultieren daraus, dass die Critical Loads nur für naturnahe (Wälder, Moore, Bergbaufolgesukzessionen) und halbnatürliche Biotoptypen (Grünland, Heiden) berechnet werden und nicht für Ackerflächen oder städtische Bebauungsgebiete. Für folgende Kartiereinheiten wurden Critical Loads berechnet:

- 24700 Uferrasen
- 31200 Moorheide
- 32200 Kleinseggenried
- 32300 Großseggenried
- 32400 Landröhricht
- 41200 mesotrophes Grünland, Fettwiese und -weiden, Bergwiesen (extensiv)
- 41400 Feuchtgrünland, Nassgrünland

55110 Zwergstrauchheide ohne Gebüsch- oder Baumbestand
 55200 Borstgrasrasen
 56100 Sand- und Silikatmagerrasen
 56200 Trocken- und Halbtrockenrasen
 71/L Laubbaumarten (Reinbestand)
 72/N Nadelbaumart (Reinbestand)
 73/LN Laub-Nadel-Mischwald
 74/NL Nadel-Laub-Mischwald
 75/LM Laubmischwald
 76/NM Nadelmischwald
 77110 Erlenbruchwald
 77210 Weichholzauwald
 77220 Hartholzauwald
 77230 Erlen-Eschenwald
 77300 Schlucht- und Schatthangwald

Die BTLNK-Daten geben Auskunft über den Ist-Zustand der Landschaftsausstattung des Jahres 2005 im Freistaat Sachsen. Die Lage der Geometrien ist an die aktuellen CIR-Orthobilder aus der Befliegung von 2005 angepasst. Die Außengrenze von Sachsen wurde aus dem ATKIS DLM mit Stand Mai 2006 übernommen.

Die BTLNK ist ein flächendeckender Datenbestand mit Flächen-, Linien- und Punktgeometrien, der in TK25(N)-Blattschnitte aufgeteilt ist. Im Unterverzeichnis der entsprechenden TK25(N) gibt es ein Flächen-, Linien- und Punktshape.

Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 4: Auswertungskarten zum Bodenschutz

Die Auswertungskarten zum Bodenschutz im Maßstab 1 : 200 000 (BSA200) basieren auf der Bodenübersichtskarte Sachsen (BÜK-SN200). Diese differenziert 219 Bodengesellschaften, die durch Leitbodenformen (LBF) beschrieben werden. 76 Bodengesellschaften werden zusätzlich durch eine ausgewertete Begleitbodenform (BBFa), die eine hohe Flächenrepräsentanz in der Bodengesellschaft hat, beschrieben.

In den Datenblättern zu den Bodenformen werden Datengrundlagen und Bewertungsergebnisse zu jeder der 295 Bodenformen (LBF und BBFa) übersichtlich dargestellt.

In den Datenblättern zu den Bodengesellschaften werden die Bewertungsergebnisse der ausgewerteten Bodenformen in Abhängigkeit von ihren Flächenanteilen berechnet und auf die 219 Bodengesellschaften bezogen.

Die DVD mit Daten, Karten und Shapes wurde vom LfULG am 20.10.2008 an ÖKO-DATA übergeben. Die Geobasisdaten wurden 2006 vom Landesvermessungsamt Sachsen zur Verfügung gestellt. Die Darstellungen erfolgten auf der Grundlage der Topographischen Karte 1 : 200 000 sowie auf der Grundlage der fotogrammetrischen Datenerfassung (Luftbildauswertung) ATKIS-DGM25. Die langjährigen mittleren Niederschlags- und Verdunstungsdaten basieren auf dem Hydrologischen Atlas des Deutschen Wetterdienstes von 1961 - 1990 im 1 km²-Raster.

Die langjährigen mittleren Lufttemperaturen und Windgeschwindigkeiten basieren auf Grundlagendaten des Deutschen Wetterdienstes von 1971 - 2000 im 1 km²-Raster.

Der Bodenatlas BSA200 enthält 219 Bodengesellschaften mit Informationen, von denen folgende Daten in die Critical Loads-Berechnung einfließen:

Leitbodenform (Bodentyp : Substrattyp)
Begleitbodenformen (Bodentyp : Substrattyp)
Mittlerer Jahresniederschlag
Mittlere jährliche Temperatur
Nutzbare Feldkapazität in 100 cm Tiefe
Mittlere jährliche Sickerwasserrate
Mittlerer höchster Grundwasserstand
Mittlerer niedrigster Grundwasserstand
Natürliche Produktionsfunktion

Zu den 295 Bodenformen sind folgende weitere Daten zugeordnet, die zusätzlich Eingang in die Critical Loads-Berechnung gefunden haben:

- Durchwurzelungstiefe (max. Wurzelraum)
- Bodenartenschichtung
- Kalk (bzw. Carbonatgehalt)
- Humusform

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 (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt (vgl. Tabelle 5). Die Zuordnung der Muttergesteinsklasse erfolgt dabei aus den beschreibenden Angaben der BSA200 durch Zuordnung der Substrattypen, die auch die Angaben zum Ausgangsgestein enthalten (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Zuordnung der Substrattypen der BSA200 zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinskategorie				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
og-H\ f-s	a-s(Sa)	f-(k)\ 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\ 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)		

Muttergesteinsklasse				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
	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)		
	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		

Muttergesteinsklasse				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
	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 BSA200 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, konnten der Datenbank der BÜK200SN 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 BSA200 wurde nun horizontweise aus dem effektiven Tongehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 5: 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 Fuzzyfizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Damit werden die sprunghaften Übergänge von einer Klasse in die nächste vermieden und „weiche“ Klassenüber-

gänge 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. Tabelle 4) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tabelle 5) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse.

Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben DEVRIES (1991), DEVRIES et al. (1993) sowie SVERDRUP & WARFVINGE (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6: Bestimmung der Verwitterungsklasse (DEVRIES 1991, DEVRIES et al. 1993, ICP MODELLING AND MAPPING 2004)

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

Laut Mapping Manual (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 werden 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 jeder Horizontschicht (vgl. Tabelle 7).

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).

Tabelle 7: Klassen der Verwitterungsrate

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate (BC_w) nach DEVRIES et al. (1993), bezogen auf 0,5 m Schichtmächtigkeit [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
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 Temperatur korrigierte 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⁻¹ a⁻¹]
- T_0 = Referenztemperatur [K]
- T = lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1971 - 2000 nach DWD [K]
- A = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante

Die BSA-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 langzeitig überschwemmten Mooren stocken kann und auch Grünland nicht nutzbar wäre. Wenn im CIR-Biotopen-Cover Wald oder natürliches Grünland und in der BSA200 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 BSA200 abgeschätzt. Dafür wird die niedrigste Klasse angesetzt ($250 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), da verlässliche Messwerte nicht vorliegen.

3.2.2 Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca, K und Mg (B_{cw})

Dem Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) entsprechend, wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt (B_{Cw}). 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. 2.1).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K (B_{Cw}) 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

$$B_{Cw} = x_{CaMgK} B_{Cw}$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor x_{CaMgK} im Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) mit 0,7 - 0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe der Nährkraftstufen (entnommen aus der Datenbank zu den Bodengesellschaften der BSA200) aufgeschlüsselt in:

Standortpotenzial	x_{CaMgK}
Acker	
> 0 - 1	0,70
> 1 - 2	0,74

Standortpotenzial	xCaMgK
Acker	
> 2 - 3	0,78
> 3 - 4	0,82
> 4 - 5	0,86

3.2.3 Bestimmung der Durchwurzelungstiefe

Die tatsächlich von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt zum einen von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens („max. Wurzelraum“ in BSA200-Datenbank zu den Bodenformen), 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. Tabelle 8):

Tabelle 8: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]
Magerrasen	40
Heiden	20
Kalktrockenrasen	40
Salzrasen	40
Nass- und Feuchtwiesen	110
Flutrasen	90
Frischwiesen/Frischweiden	60
Kiefer	180
Fichte	80
Europäische Lärche	100
Japanische Lärche	100
Douglasie	100
Rotbuche	80
Stiel- und Trauben-Eiche	180
Roteiche	180
Erle	80
Esche	80
Robinie	100
Winterlinde	100
Ulme	60

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]
Ahorn	90
Pappeln	120
Hainbuche	100
Birke	100
Weiden, alle Arten	60
Tanne	180

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 vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wird entsprechend den Angaben zum max. Wurzelraum in der BSA200 abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als der maximale Wurzelraum.

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 [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
 k_{gr} = durchschnittliche jährliche Zuwachsrate an Trockensubstanz q bezogen auf Derbholz [$\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
 ctX_{st} = Gehalt von Element X im Stamm [eq kg^{-1}]
 ctX_{as} = Gehalt von Element X in der Rinde [eq kg^{-1}]
 f = Verhältnis von Rinde zu Stamm [kg kg^{-1}]

3.3.1 Hauptbaumarten der Wälder

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

Für das Mischungsverhältnis von Haupt- zu Nebenbaumart wird vereinfachend angenommen, dass die Hauptbaumart zu 60 % und die Nebenbaumart zu 40 % im Mischbestand vertreten sind.

3.3.2 Holz-Erträge in Wäldern und Forsten

Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienten die 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 Forsteinrichtungsdienstleistung (EBENDA). Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) wurden unter Verwendung der Tab. 3.11 (EBENDA) in Gewichtsmaß-Zuwächse umgerechnet (vgl. Tabelle 9).

Tabelle 9: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertrags- klasse für Stammholz mit Rinde		
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
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
Erle	7,4	3,9	3,4	1,9	LOCKOW 1994
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 SCHÖBER (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 abgefahren 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 Gesamtwuchs von Derbholz und Rinde im Durchschnitt über 100 Jahre in Tonnen pro Hektar und Jahr umgerechnet werden (vgl. Tabelle 10).

Tabelle 10: 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
Winterlinde	0,625	0,33	0,08
Ulme	0,625	0,43	0,08
Ahorn	0,625	0,41	0,08

Baumart	Dichte von Stammholz [m³/t atro]	Dichte von Rinde [m³/t atro]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz [t/t]
	LAF 1999	KRAMER 1988	LAF 1999
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

Ertragspotenziale der Standorte

Um baumartenspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortbedingungen im UG aufgliedern zu können, wurde auf die in der Datenbank zur Bodenkarte BSA200 für Sachsen ausgewiesenen Standortspotenzial für die natürliche Produktionsfunktion zurück gegriffen.

Das **Standortpotenzial** wird nun für jedes Polygon der BSA200 wie folgt in die Berechnung des Holzertrages einbezogen. Die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 9) wird nun in 4 äquidistante Teile geteilt und diesen Teilgrößen werden die Standortpotenzial-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. Tabelle 11). Wichtigste Grundlage hierzu war die Karte der potenziell natürlichen Vegetati-

on 1 : 50 000, insbesondere der Erläuterungsband SCHMIDT, HEMPEL et al. (2000) mit Aussagen über die Grünland-Ersatzgesellschaften naturnaher Wälder.

Tabelle 11: Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BSA200 Sachsen
Magerrasen	56100	Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis	1,3	Tiefland, trocken (Tt)	Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/oligotroph	OL-RQ RQn
	56100	Thymo-Festucetum ovinae	1,8	Tiefland, trocken (Tt)	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden; Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/oligotroph	PPn BB-PP
	56100	Avenetum pratensis	2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/oligotroph	pBB/LFn
					Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten		PPe
					Podsolige Braunerde aus lösshaltigen Deckschichten über Sandstein und Quarziten		p3BBn
	56100	Koelerietum glaucae	2,5	Tiefland, trocken (Tt)	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BBn/LFn PPn/LFn
	56100	Koelerietum glaucae	2,5	azonal anthropogen	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Großstädte	acidophil/mesotroph	YO
	56100	Agrostidetum tenuis	2,7	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	acidophil/oligotroph	BBn
Heiden	55200	Eriophoro-Nardetum strictae	1	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/oligotroph	Hnu
	55110	Cladonio-Callunetum	1	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/mesotroph	BB-PP
					Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden		OL-RQ RQn
	55110	Cytiso-Callunetum	1	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/mesotroph	pBB/LFn
	55110	Genisto anglicae-Callunetum	1,1	Tiefland, trocken (Tt)	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	acidophil/mesotroph	PPn
	55110	Genisto pilosae-Callunetum	1,2	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	acidophil/mesotroph	BBn
	55110	Cytiso-Callunetum	1,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/mesotroph	RNn
	55110	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
	55110	Genisto pilosae-Callunetum	1,5	Tiefland, trocken (Tt)	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BBn/LFn PPn/LFn
	55110	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
	32100	Salici-Ericetum tetralicis	1,7	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoos	acidophil/mesotroph	HNv
	32100	Trichophoro-Ericetum tetralicis	1,8	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BB-SS
	55110	Genisto anglicae-Callunetum	2	Azonale Fluss-Niederung	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	acidophil/mesotroph	GG-PP GN
	32100	Genisto-Juncetum squarrosi	2,1	Tiefland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedeck-sand über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	SHn
Kalk-trockenrasen	56200	Seslerietum variae	1,1	mitteleuropäische subalpine und alpine Hochgebirge	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	calciphil/mesotroph-eutroph	FSn OOn

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TSHA ⁻¹ a ⁻¹]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BSA200 Sachsen
	56200	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
	56200	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
	56200	Gentiano-Koelerietum pyramidatae	2,8	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	calciphil/mesotroph-eutroph	LL-BB BB-RZ
	56200	Stipetum capillatae	2,8	Tiefeland, trocken (Tt)	Pararendzina aus Löss	calciphil/eutroph	RZn BB-TC
Nasswiesen	32200	Sphagno-Juncetum effusi	0,5	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/oligotroph	HHn
	32300	Sphagno-Caricetum lasiocarpae	0,5	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/mesotroph	HHv
	32300	Caricetum canescentis	3,1	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	acidophil/mesotroph	HNn
	32300	Junco-Molinietum	3,3	Azonale Fluss-Niederung	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	acidophil/mesotroph	PP-BB
	32300	Junco-Molinietum	3,5	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	acidophil/mesotroph	GG-BBp GG-RQ
	32300	Eu-Molinietum	3,7	Tiefeland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedeck-sand über Geschiebelehm	subneutral/eutroph	SSh SSn
	32300	Caricetum gracilis	4	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	basiphil/eutroph	GGh
	32300	Caricetum gracilis	4	Tiefeland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedeck-sand über Geschiebelehm	basiphil/eutroph	SGn SSm
	32300	Scirpetum sylvatici	4,2	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	basiphil/eutroph	GG-BB GG-SS GGn SS-GG
Feuchtwiesen	41400	Holcetum lanati	5	untere Berglagen und Hügelland, trocken (Utt, Ut)	Parabraunerde-Pseudogley aus Löss	subneutral/mesotroph	LL-SS
	41400	Brometum racemosae	5,2	untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Pseudogley-Tschernosem aus Löss	subneutral/mesotroph	SS-TT
	41400	Brometum racemosae	5,2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Pseudogley-Braunerde aus löss-vermischten Verwitterungsprodukten von Schluff- und Tonstein	subneutral/mesotroph	SS-BB
	41400	Polygonetum bistortae	5,5	Azonale Fluss-Niederung	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtäler und Niederungen	subneutral/ mesotroph-eutroph	YKn
	41400	Cirsietum oleracei	6	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	subneutral-calciphil/eutroph	HN-GH
Flutrasen	24700	Caricetum vulpinae	3	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	calciphil/mesotroph-eutroph	AT
	24700	Agrostidetum stoloniferae	3,4	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	calciphil/mesotroph-eutroph	ABn
	24700	Juncetum subnudulosi	3,6	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	calciphil/mesotroph-eutroph	aSS
	24700	Glycerietum maximae	4,5	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	subneutral/eutroph	GGa
	24700	Phalaridetum arundinacae	7	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	subneutral/eutroph	SSg
	24700	Phalaridetum arundinacae	10,5	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	calciphil/eutroph	GG-AB
Frischwiesen/-weiden	41200	Crepido-Festucetum commutatae	3,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/oligotroph	RNn
				Podsol-Braunerde aus Verwitterungsmaterial von harten Ton- und Schluffschiefer	YY		
	41200	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

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BSA200 Sachsen
					Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine		BBh BBp-PP
	41200	Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum	4,2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Rotplastosol der tertiären Bodenbildung	subneutral/mesotroph	SSn/VV
	41200	Alchemillo-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,7	Untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Parabraunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatesteinen; Tschernosem-Parabraunerde aus Löss	subneutral/eutroph	SS-LL TT-LL
	41200	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
	41200	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,9	Tiefeland, trocken (Tt)	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel; Parabraunerde aus Geschiebelehm	subneutral/eutroph	LL-TT LLn
	41200	Heracleo-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	5	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Parabraunerde aus lössvermischten Tertiärlagerungen	subneutral/eutroph	BB-LL
	41200	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 Vegetationsgruppen (vgl. Tabelle 12):

Tabelle 12: Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach KLAPP 1965)

Vegetationsgruppe	oberes Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	unteres Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]
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. Tabelle 13):

Tabelle 13: Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde [eq t⁻¹ TS⁻¹] (JACOBSON et al. 2002, DEVRIES et al. 1990)

Baumart	Stoffgehalte Derbholz mit Rinde [eq t ⁻¹ TS ⁻¹]			
	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 Tabelle 14 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.

Tabelle 14: 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 ⁻¹ TS ⁻¹]			
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 Nährstoff limitierter 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 m⁻³ an.

Die wie in Kap. 3.3.4 nach der beschriebenen Methode ermittelten Entzugsmengen basischer Kationen werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener Nährstoff limitierter 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 $0,005 \text{ eq m}^{-3}$ 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 gilt 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 $<5 \text{ }^\circ\text{C}$; Jahresniederschläge $<200 \text{ mm}$ 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 Bc_u^* notwendig hinsichtlich des Verhältnisses von Bc_u^* zu N_u^* in Bezug auf die Baumarten, die den jeweiligen Standort bestocken.

3.4 Bestimmung der kritischen Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Polygon der BSA200 wird entsprechend Mapping Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2004) in folgenden Arbeitsschritten abgeleitet:

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Polygon der BSA200 wird für die humusarmen mineralischen Bodenformen in drei 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 $DOC = 100 \text{ mg l}^{-1}$ festgelegt (vgl. ICP MODELLING AND MAPPING 2004). Angaben zum DOC-Gehalt (Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) sind in der BSA200 bzw. in der Datenbank U-Boden nicht enthalten, jedoch horizontweise Angaben zum Humusgehalt (Datenfeld: HUMUS). Nach Manual für Schwermetall-Critical Loads (DEVRIES & 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 $DOC \geq 100 \text{ mg l}^{-1}$ erfolgt anhand der Horizont-Datenbank der BÜK200SN. Demzufolge werden die Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ in den folgenden Arbeitsschritten nach Variante 1a, 2 und 3 betrachtet, während die Flächen mit $DOC \geq 100 \text{ mg l}^{-1}$ nach Variante 1b berechnet werden.

Variante 1a: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ 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. Tabelle 15).

**Tabelle 15: 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
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 $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ 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 $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ 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 $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ unter Berücksichtigung eines akzeptablen minimalen Basensättigungsgrades im Boden

Der Austrag von basischen Kationen sollte nicht zu einer Unterschreitung einer bodenspezifischen Mindestbasensättigung führen. Diese Mindestbasensättigung 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 BSA200 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 (BSA200) 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 & 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 BSA200 ausgewiesenen Bodenformen zusammengeführt werden (vgl. Tabelle 16).

Die Spannen der Basensättigungsgrade eines Bodentyps ergeben sich aus der Zuordnung der Substrattypen zu den Bodentypen in der BSA200. Für unterschiedliche Substrattypen bei gleichem Bodentyp ergeben sich entsprechend der Muttergesteinsklasse Spannen des Basensättigungsgrades für einen Bodentyp (vgl. Tabelle 4).

Die Auswertung von BZE-Daten unter besonderer Berücksichtigung der Nadelwaldflächen (SCHMIDT, WOLFF & 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 & BARITZ (1998) angepasst.

Aus dieser Analyse ergeben sich die Zugehörigkeiten der in Sachsen vorkommenden Bodenformen zu den Puffersystemen nach ULLRICH (1985) (vgl. Tabelle 16).

Tabelle 16: Untere akzeptable Grenzen des pH-Wertes bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche sächsischer Bodenformen

Puffersubstanz	niedrigster pH-Wert	niedrigste Basensättigung (BS)	BÜK-Bodenform	
			Laubwald und waldfreies Grasland	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 1b: Bestimmung der ANC_{le} für Flächen mit DOC ≥ 100 mg l⁻¹

In Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz (DOC ≥ 100 mg l⁻¹ – vgl. ICP MODELLING AND MAPPING 2004) wird die kritische Austragsrate von Säureneutralisationskapazität unter Berücksichtigung des kritischen physiologisch toxisch wirksamen Bc/H-Verhältnisses bestimmt. Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/H-Verhältnis wirkt pflanzenartsspezifisch. SVERDRUP & INESON (1993) haben für die Hauptbaumarten in Europa Referenzdaten erhoben (vgl. Tabelle 15).

Variantenvergleich

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

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

(Die Flächen, die nach Variante 1a oder 1b berechnet werden, ergänzen sich zur Gesamtsumme der Rezeptorflächen (mineralische + organische Böden))

nach Variante 2: unter Berücksichtigung eines kritischen Mindestgehaltes an Aluminium-Ionen zum Aufbau sekundärer Aluminiumkomplexe

nach Variante 3: unter Berücksichtigung der natürlichen Pufferbereiche der Böden

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

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 $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 Stickstoff-Immobilisierung wurde deshalb ein Wertebereich von $1\text{-}5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ den in Sachsen gemessenen Jahresmitteltemperaturen zugeordnet (vgl. Tabelle 17). Für diesen Zweck konnten die Daten der langjährigen Jahresmitteltemperaturen von 1971 - 2000 (DEUTSCHER WETTERDIENST 2001 – in der BSA200 integriert) verwendet werden.

Tabelle 17: 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 ⁻¹ a ⁻¹]
<5	5	357
5	4	286

Mittlere Jahrestemperatur	N-Immobilisierung	
6	3	214
7	2	143
8	1,5	107
>8	1	71

Da die mittleren Jahresmitteltemperaturen für die 1 x 1 km-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⁻¹ a⁻¹ bis 82 kg ha⁻¹ a⁻¹, 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 & KIRSCHNER 1992). Dann ist die Humusschicht nicht mehr weiter aufnahmefähig und gibt schlagartig und lang anhaltend 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-Differenz-Entwicklung mit zeitlichen Gradienten einbeziehen zu können.

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⁻¹ a⁻¹ 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 kg ha⁻¹ a⁻¹ und 70 kg ha⁻¹ a⁻¹. 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 Nadelreinförsten.

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik ist ein weiter Bereich von Werten diskutiert worden (GRENNFELT & THÖRNELÖF 1992, HORNING et al. 1995, ICP MODELLING AND MAPPING 2004). Dabei wurden für den tolerierbaren Austrag unter Critical Load-Bedingungen unter Nadelwäldern Werte zwischen $0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie $2\text{-}4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 Tabelle 18.

Tabelle 18: Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (UN/ECE/CCE 1993)

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

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 $0,2 \text{ mg N l}^{-1}$, das entspricht $0,0143 \text{ eq m}^{-3}$, 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 [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

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

$[N]_{crit}$ = Grenzwert nach UN/ECE/CCE (1993) für die tolerierbare Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung: $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ bzw. $0,0143 \text{ eq m}^{-3}$

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 BSA200-Datenbank zur Verfügung. Die Datenbank enthält für jedes Polygon der Sächsischen Bodengesellschaften eine Angabe zur durchschnittlichen Sickerwasserrate 1961 - 1990.

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 & 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, N_2O) 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 & 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 (ICP Modelling and Mapping 2004) folgenden Ansatz:

Bestimmung des Denitrifikationsfaktors f_{de}

DEVRIES (1991) schlagen die Parameterisierung von f_{de} entsprechend Tabelle 19 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 BSA200 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 maximalen Wurzelraumes. Die Berechnung des mittleren Tonanteils erfolgt hier also über die Horizonte bis zur maximalen Wurzelraumtiefe.

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 Fuzzifizierung der Zugehörigkeit, d. h. durch Bestimmung der Zugehörigkeitsgrade zu Klassen und anschließender Defuzzifizierung auf der Grundlage der BSA200, insbesondere auf der Grundlage der Leitbodenprofile der einzelnen Polygone (vgl. Tabelle 19).

Tabelle 19: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren (DEVRIES 1991)

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

Wenn man nun zuerst für jeden Horizont eines BSA200-Polygons einen Denitrifikationsfaktor entsprechend Tabelle 19 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 BSA200 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

4 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung

4.1 Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen

Im Ergebnis der Critical Loads-Berechnung für die Waldstandorte und waldfreien naturnahen Standorte in Sachsen, deren räumliche Verteilung Abbildung 1 zeigt, ist festzustellen: Etwa drei Viertel der Rezeptorflächen in Sachsen (76,5 %) weisen schutzbedürftige ökologische Rezeptoren mit Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge unter 2.000 eq ha⁻¹ a⁻¹), d. h. säureempfindliche Ökosysteme, die nur über ein geringes bis mittleres Puffervermögen verfügen. Die statistische Flächenverteilung ist Tabelle 20 zu entnehmen.

Tabelle 20: Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge

Critical Load [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Bewertung	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
<500	sehr niedrig	0,2
≥ 500 bis < 1 000	niedrig	8,16
≥ 1 000 bis < 1 500	niedrig bis mittel	47,2
≥ 1 500 bis < 2 000	mittel	20,94
≥ 2 000 bis < 2 500	mittel bis hoch	13,67
≥ 2 500 bis < 3 000	hoch	6,01
≥ 3 000 bis < 7 500	hoch bis sehr hoch	3,24
≥ 7 000	sehr hoch	0,58
		100,0

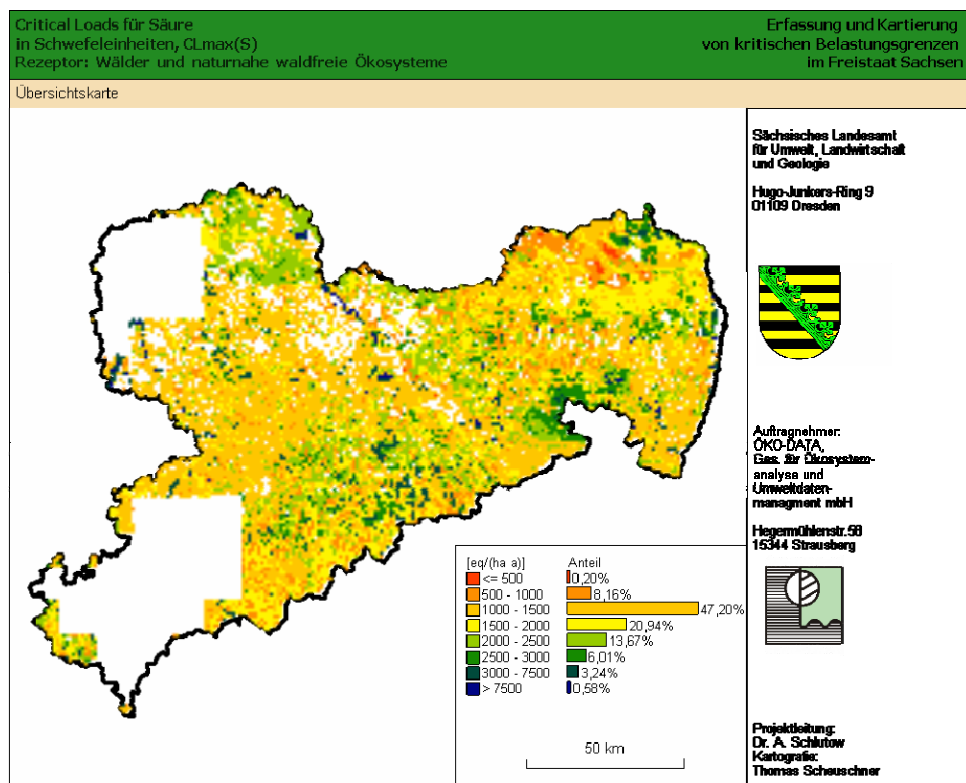


Abbildung 1: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge

Zusammengefasst ergibt sich folgendes Bild der räumlichen Verteilung der Critical Loads (vgl. Tabelle 21):

Tabelle 21: Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge 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 bis 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	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 Critical Limit: Al-Auswaschung für Bodenstabilität (sehr geringe Al-Auswaschung zulässig)
niedrig	West- und Mittel erzgebirge	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 bis mittel	Lausitzer Löss-Hügelland, in der Leipziger Sand-Löss-Ebene,	Verwitterungsrate basischer Kationen: hoch auf Löss-Braunerden Entzug basischer Kationen: hoch, da sehr hohe Bodenfruchtbarkeit Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: sehr niedrig Critical Limit: pH-Wert für Erhalt des Pufferbereiches
niedrig bis mittel	Ost erzgebirge	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Podsol-Braunerden Ernteentzug basischer Kationen: gering Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: mittel bis hoch Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität (sehr empfindliche Nadelholzbestände)
niedrig bis mittel	Zittauer Gebirge, Sächsische Schweiz	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Podsol-Braunerden Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: mittel Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität (überwiegend empfindliche Laub-Nadel-Mischbestände mit niedrigem Bc/Al-Limit)
mittel	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)
mittel bis hoch	Dübener Altmoräne (Dübener Heide, Schildauer, Dahleener bis Thiendorfer Heide)	Verwitterungsrate basischer Kationen: mittel auf nährstoffreichen Sandböden Ernteentzug basischer Kationen: mittel, da mäßige Bodenfruchtbarkeit Langjährig durchschnittliche Deposition basischer Kationen: hoch 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)
sehr hoch	Oberlausitzer Bergland, 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 bis 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)

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.

4.2 Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge

Im Ergebnis der Critical Loads-Berechnung für die Waldstandorte und waldfreien naturnahen Standorte in Sachsen, deren räumliche Verteilung Abbildung 2 zeigt, ist festzustellen: Etwa die Hälfte der Rezeptorfläche Sachsens (57 %) weisen schutzbedürftige ökologische Rezeptoren auf mit Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge unter $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, d. h. eutrophierungsgefährdete Ökosysteme, die nur über ein geringes bis mittleres N-Bindungsvermögen verfügen. Die statistische Flächenverteilung ist Tabelle 22 zu entnehmen.

Tabelle 22: Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Critical Load [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Bewertung	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
< 3	sehr niedrig	3,63
≥ 3 bis < 4		4,78
≥ 4 bis < 5		9,13
≥ 5 bis < 6	niedrig	8,95
≥ 6 bis < 7		7,41
≥ 7 bis < 8	mittel	6,9
≥ 8 bis < 9		7,96
≥ 9 bis < 10	hoch	8,7
≥ 10 bis < 15		30,33
≥ 15 bis < 20	hoch	11,02
≥ 20	sehr hoch	1,18
		100,00

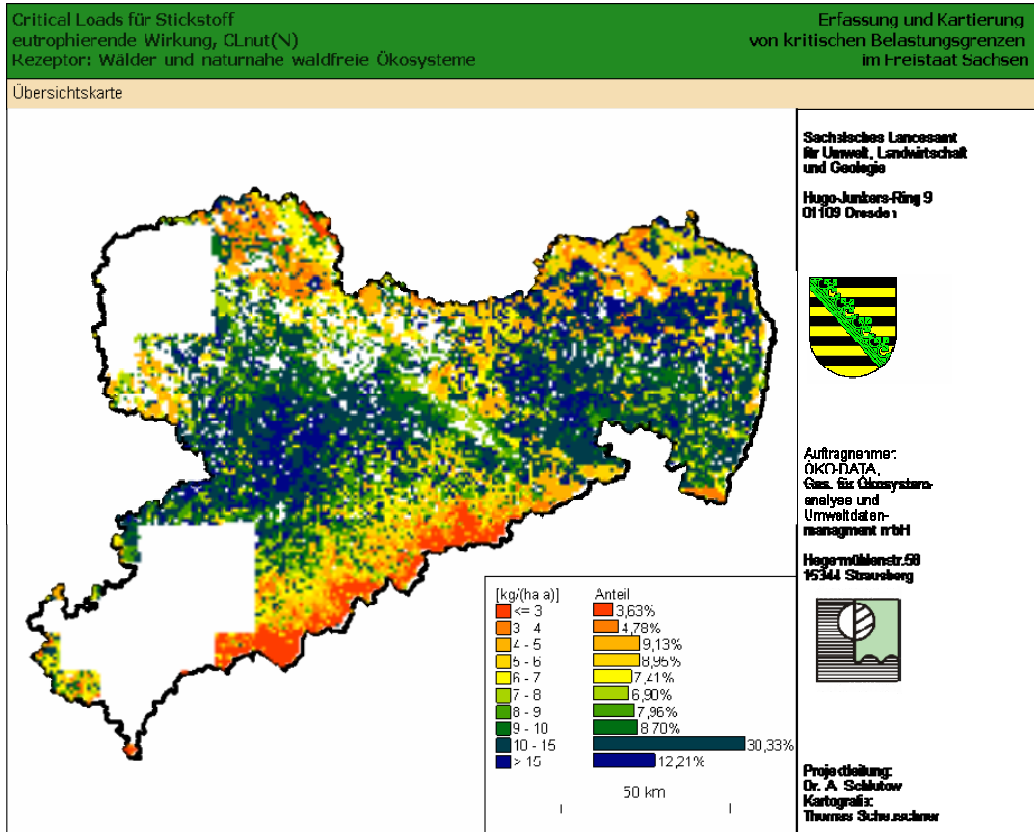


Abbildung 2: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

Die regionale Differenzierung der Critical Loads zeigt im Überblick Tabelle 23.

Tabelle 23: Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge in Sachsen

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
sehr niedrig	hohe Lagen des Erzgebirges	Immobilisierungsrate: bei überwiegenden podsolierten Braunerden hohe N-Festlegungsrate in der Humusaufgabe aufgrund hoher Feuchtigkeit und niedriger Temperaturen, geringe Abbauraten der Humusaufgabe, da saurer Humus aufgrund Nadelholzstreu (Humusform: überwiegend Rohhumus) und saurem Mineralboden Ernteentzug N: sehr gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit und kurze Vegetationszeit
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 podsolierten Sand-Braunerden: gering bis mittel Ernteentzug N: gering, da niedrige Bodenfruchtbarkeit

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
niedrig	Grünland, Heiden und Weiden in der Niederlausitz-Dübener Altmark (ehemalige Sperrgebiete)	Immobilisierungsrate: gering aufgrund relativ hoher Jahresmitteltemperaturen Ernteentzug N: niedrig, da nur geringfügige Nutzung bei Pflege von Grünland und Heiden in NSG/FFH
mittel	Leipziger Sandlöß-Ebene, Dresdener Elbtalweitung	Immobilisierungsrate: bei hohen Temperaturen: niedrig; Ernteentzug N bei überwiegenden Braunerden mit Löss oder Pseudogleyen: mittel, sehr hoher Laubholzanteil mit hohen N-Gehalten
mittel	Erzgebirgsvorland	Immobilisierungsrate: mittel aufgrund mittlerer Temperaturen Ernteentzug N: mittel bei mittlerer Bodenfruchtbarkeit, jedoch geringere N-Gehalte im überwiegenden Nadelholz
hoch	Lausitzer Bergland (Bautzen-Görlitz-Zittau), Sächsisches Lösshügelland	Immobilisierungsrate: bei überwiegenden Braunerden, Parabraunerden mit Löss gering, rascher Humusabbau aufgrund höheren Laubholzanteils (Humusform: Moder bis Mull), Ernteentzüge N: hoch, sowie höhere N-Gehalte in überwiegend Laubholz
sehr hoch	Flussauen in der Leipziger Ebene, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland	Immobilisierungsrate: gering Ernteentzug N: sehr hohe Entzüge N aufgrund sehr hoher Bodenfruchtbarkeit und annähernd 100 % Laubholz (hohe N-Gehalte im Holz)

Den schwerwiegendsten Einfluss auf die Critical Loads hat Entzugsrate durch Biomassernte, insbesondere bei Laubbäumen mit einem annähernd doppelt so hohen N-Gehalt im Holz.

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

Die Erfassung von Stickstoff- und Schwefel-Depositionen für Sachsen (GAUGER 2008) enthält Daten für den nassen und trockenen sowie okkulten Eintrag von oxidiertem Stickstoff (NO_x) und reduziertem Stickstoff (NH₃) sowie für SO_x im Raster von 1 x 1 km. Folgende Methoden und Modelle wurden hierfür angewandt:

Kartierung der N-Nassdeposition

Arbeitsschritte:

Räumliche Interpolation der Niederschlagskonzentration, 1 x 1 km Raster (Punkt-Daten des Depositionsmonitoring)

Verschneidung mit Niederschlagskarten, 1 x 1 km Raster (DWD-Modelldaten, Niederschlagsmonitoring)

Berechnung der nassen Deposition: $F_{wet} = c_{precip} \cdot precip$.

für die N-Komponenten: reduzierter Stickstoff: NH₄⁺, oxidiertes Stickstoff: NO₃⁻

Kartierung der N-Trockendeposition

Modellierung der Immissionsfelder (Daten-Basis: Emissionen) mit dem Inferentialmodell: IDEM (Integrated DEposition Model)

Arbeitsschritte:

Berechnung der Immissionskonzentration (c) in 1 h-Auflösung

Bearbeitung und Verknüpfung verschiedener Input-Datensätze (Immissionsfelder, Meteorologie [3 h-Auflösung], Rezeptoreigenschaften, Raum-Zeit-Bedingungen)

Berechnung der Depositionsgeschwindigkeit (vd): Widerstandsmodell

Berechnung der trockenen Deposition: $F_{dry} = v_d \cdot c$

für die N-Komponenten: reduzierter Stickstoff: NH_3 , NH_4^+ , oxidierter Stickstoff: NO_2 , NO_3^- , HNO_3

Kartierung der N-Nebel- und Wolkenwasser-Deposition

Inferentialmodell: IDEM (Integrated DEposition Model)

Arbeitsschritte:

Berechnung mittlerer Wolken-Flüssigwassergehalte (LWC, Liquid Water Content) aus Meteorologischen Daten (ECMWF) in 6 h und 1 x 1 km Auflösung

Bestimmung der Wolkenwasserkonzentrationen (Verhältnis von Regen-/Wolkenwasserkonzentrationen)

Berechnung der Depositionsgeschwindigkeit (vd): Widerstandsmodell

Berechnung der Nebel- und Wolkenwasser-Deposition: $F_{occ} = c_{cloud} \cdot LWC \cdot v_d$

für die N-Komponenten - reduzierter Stickstoff: NH_4^+ und oxidierter Stickstoff: NO_3^-

Einschränkungen: Berechnung nur über 600 m ü. N. N. möglich, nur für Wälder angewendet

Kartierungs-Ergebnisse der N-Gesamtdeposition

Die rezeptorspezifische Gesamtdeposition wird flächendeckend berechnet als Summe der Flüsse (F) von (1) nasser, (2) trockener und (3) okkulten Deposition:

$F_{total} = F_{wet} + F_{dry} + F_{occ}$

für die 9 Landnutzungsklassen (Strukturtypen/Ökosysteme):

- (1) Wiesen und Weiden,
- (2) semi-natürliche Vegetation,
- (3) Dünen und Felsfluen etc.,
- (4) Bebaute Gebiete,
- (5) Ackerland,
- (6) Laubwald,
- (7) Nadelwald,
- (8) Mischwald,
- (9) Gewässerflächen

in hoher räumlicher Auflösung (1 x 1 km Raster, 1 x 1 km sub-grid Auflösung)

Wichtiger Hinweis:

Da sich die Methodik (Modell) zur Ermittlung der trockenen Deposition gegenüber der Erhebung 2004 geändert hat, wurden auch die trockenen Depositionsraten der Jahre 1990 bis 2002 rückwirkend neu berechnet. Insgesamt müssen jetzt höhere trockene Depositionsraten angesetzt werden als nach der alten Berechnungsmethode.

6 Die Überschreitung der Critical Loads durch die aktuellen Depositionen

Die Überschreitungen der kritischen Belastungsgrenzen durch atmosphärische Säureeinträge lassen sich auch mit folgender Gleichung bestimmen, wobei die Säuredeposition als Gesamtsumme der einzelnen Schadstoffe verwendet wird:

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

mit:

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

wobei:

$Exc_{max}(S)$ = Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch die aktuelle Säuredeposition, normiert auf Schwefeleinheiten [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

AC_{depi} = Gesamtsäureeintrag [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

$SO_{x\ dep}^*$ = Gesamtsulfatdeposition, korrigiert um den meerbürtigen Anteil [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

$NO_{y\ dep}$ = Gesamtdeposition oxidierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

$NH_{x\ dep}$ = Gesamtdeposition reduzierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

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

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

mit:

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

wobei:

$NO_{y\ depi}$ = Gesamt-Deposition oxidierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] am Punkt i

$NH_{x\ depi}$ = Gesamt-Deposition reduzierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$] am Punkt i

6.1 Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsraten der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen 2005 und 2006

Die Überschreitungen der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen durch die Säuredepositionen aus der Luft zeigt in den Jahren 2005 und 2006 folgende Flächenverteilung in den Klassen (vgl. Tabelle 24):

Tabelle 24: Statistische Verteilung der Flächen in den Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure in Sachsen 2005/2006

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteil an der Rezeptor-Fläche Sachsens [%]	
	2005	2006
≤ 0	2,04	2,34
> 0 bis ≤ 1 000	2,73	3,87
> 1 000 bis ≤ 2 000	12,02	16,96
> 2 000 bis ≤ 3 000	27,65	35,35
> 3 000 bis ≤ 4 000	25,58	26,03
> 4 000 bis ≤ 5 000	22,41	12,47
5 000	7,57	2,98
	100	100

Aufgrund nicht wesentlich reduzierter Gesamtemissionen von Stickstoffverbindungen werden auf nahezu der gesamten Rezeptorfläche auch 2006 noch die Belastbarkeitsgrenzwerte für den versauernden Eintrag überschritten (vgl. Abbildung 3 und Abbildung 4).

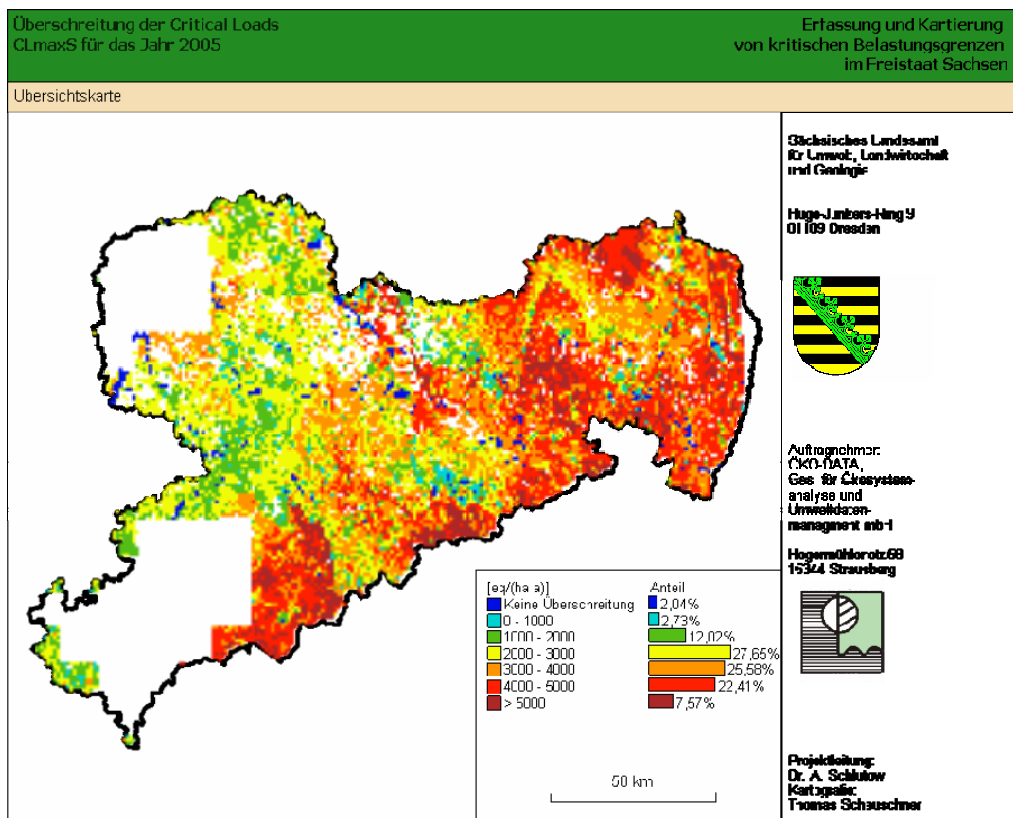


Abbildung 3: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2005

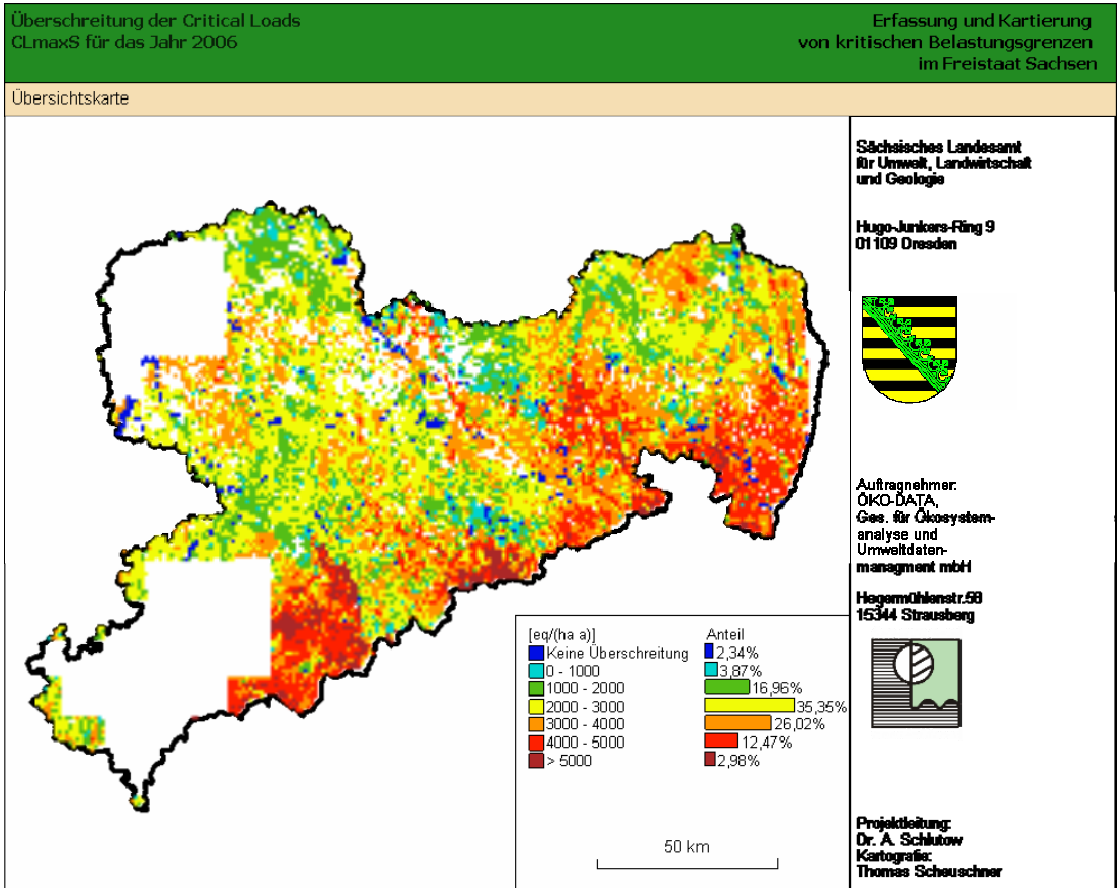


Abbildung 4: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2006

Zusammengefasst ergeben sich folgende regionale Differenzierungen bei den Grenzwertüberschreitungen im Überblick (vgl. Tabelle 25).

Tabelle 25: Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge 2005/2006

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Säureeinträgen
sehr hoch	Niederlausitz (Muskauer Heide-Hoyerswerda-Bernsdorf)	sehr niedrig	hoch
sehr hoch	Mühlroser und Kamener Heide	sehr niedrig	hoch
sehr hoch	West- und Mittelerzgebirge	niedrig	sehr hoch
hoch bis sehr hoch	Lausitzer Löss-Hügelland	niedrig bis mittel	sehr hoch
mittel bis hoch	in der Leipziger Sand-Löss-Ebene,	niedrig bis mittel	hoch
hoch	Osterzgebirge	niedrig bis mittel	mittel bis hoch

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Säureeinträgen
hoch bis sehr hoch	Zittauer Gebirge, Sächsische Schweiz	niedrig bis mittel	hoch bis sehr hoch
hoch bis sehr hoch	Erzgebirgsvorland	mittel	hoch bis sehr hoch
niedrig bis mittel	Dübener Altmoräne (Dübener Heide, Schildauer, Dahleener bis Thiendorfer Heide)	mittel bis hoch	mittel
mittel bis hoch	Niederlausitzer Niederungen (Gürtel zwischen Rothenburg-Königswartha-Kamenz),	hoch	niedrig bis mittel
hoch bis sehr hoch	Oberlausitzer Bergland, Dresdner Heide, Tharandter Wald,	sehr hoch	niedrig bis mittel
gering bis mittel	Sächsisches Löss-Hügelland	sehr hoch	niedrig

6.2 Regionalisierte Darstellung der Überschreitungsraten der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen 2005 und 2006

Die Überschreitungen der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen durch die Stickstoffdepositionen aus der Luft zeigt in den Jahren 2005 und 2006 folgende Flächenverteilung in den Klassen (vgl. Tabelle 26):

Tabelle 26: Statistische Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Sachsen 2005/2006

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	Flächenanteil an der Rezeptor-Fläche Sachsens [%]	
	2005	2006
≤ 0	0,02	0,12
> 0 bis ≤ 10	0,76	1,86
> 10 bis ≤ 20	4,29	9,85
> 20 bis ≤ 30	19,51	26,71
> 30 bis ≤ 40	35,87	32,54
> 40 bis ≤ 50	23,47	16,97
> 50 bis ≤ 60	7,74	5,38
> 60 bis ≤ 70	4,85	4,66
> 70	3,49	1,9
	100,00	100,00

Aufgrund nicht wesentlich reduzierter Gesamtemissionen von Stickstoffverbindungen werden auf nahezu der gesamten Rezeptorfläche auch 2006 noch die Belastbarkeitsgrenzwerte überschritten (vgl. Abbildung 5, Abbildung 6).

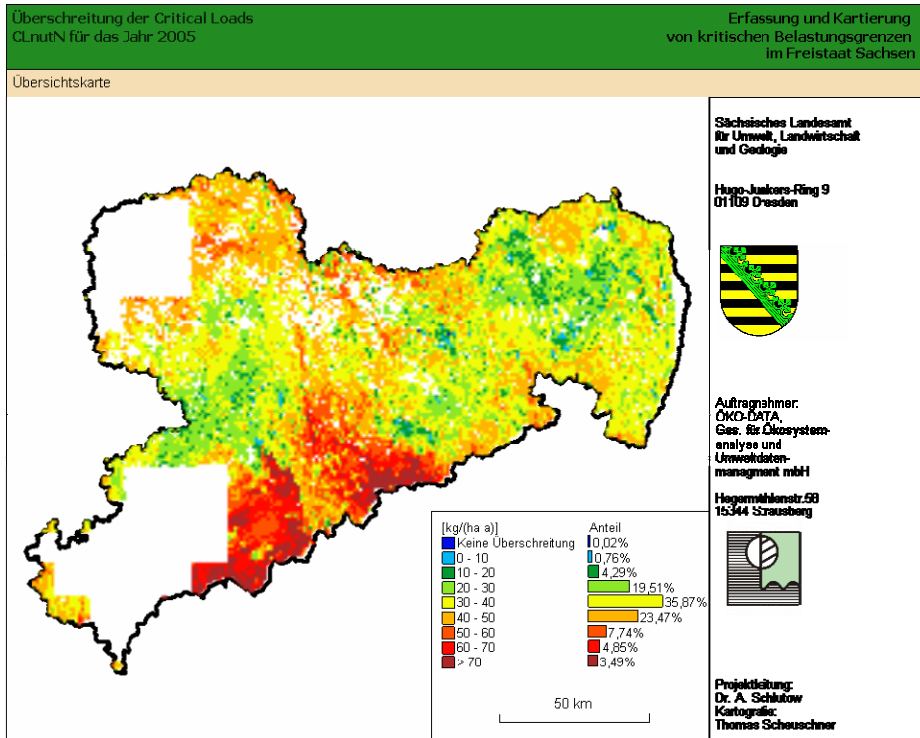


Abbildung 5: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2005

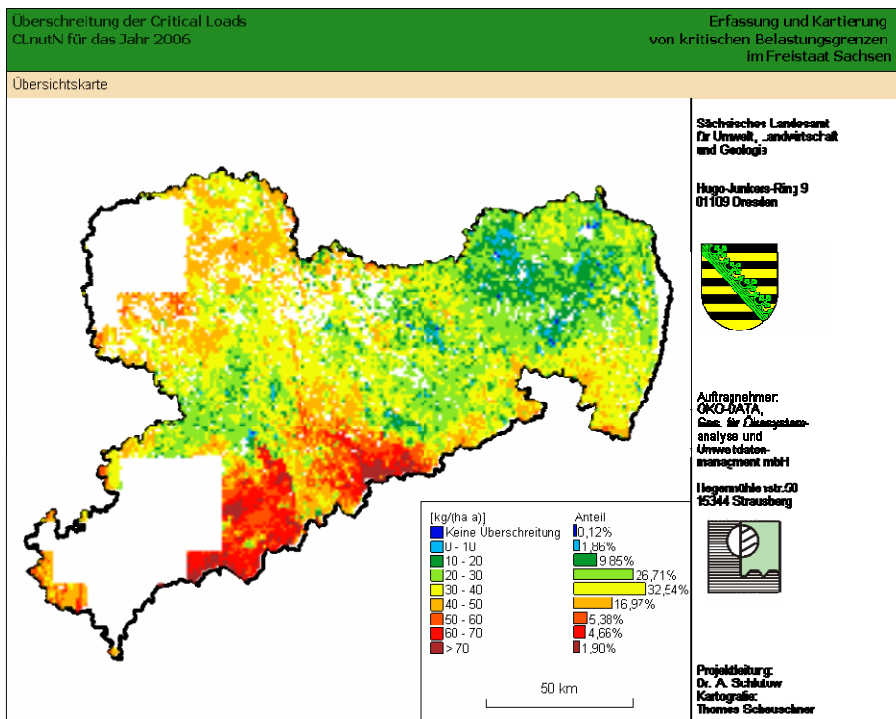


Abbildung 6: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2006

Besonders hohe Grenzwertüberschreitungen sind 2005/2006 im Erzgebirge, einschließlich Erzgebirgsvorland ($> 60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) großflächig vorhanden.

In den Waldgebieten im Lausitzer Berglandes sowie im Zittauer Gebirge, im Elbsandsteingebirge und in der Dübener Altmoräne sind Grenzwertüberschreitungen von $40\text{-}60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festzustellen.

Die Leipziger Tiefebene wird trotz mittlerer Critical Loads immer noch sehr hoch überbelastet ($40\text{-}60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die Wälder der Dübener Altmoränenlandschaft sind trotz mittlerer Critical Loads ebenfalls noch sehr hoch überbelastet ($40\text{-}60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Trotz niedriger Critical Loads werden die Wälder der Niederlausitz nur mäßig überbelastet ($10\text{-}30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), weil die Depositionen hier deutlich niedriger als im Süden und Westen Sachsens sind.

Die waldfreien Zwergstrauch-Heiden bei Bad Muskau, bei Niesky, bei Laußnitz, bei Schneeberg, Altenberg und Steinbach weisen 2005/2006 nur einen geringen Eintrag von Stickstoff aus Luftschadstoffen auf, so dass auch trotz niedriger bis mittlerer Belastbarkeitsgrenzen die Überschreitungen nur mäßig, d. h. $20\text{-}30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 -lehmböden (in den Niederungen und tieferen Hügellgebieten) 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. Tabelle 27):

Tabelle 27: Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge 2005/2006

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Stickstoffeinträgen 2005/2006
sehr hoch	hohe Lagen des Erzgebirges	sehr niedrig	hoch
sehr hoch	Erzgebirgsvorland	mittel	sehr hoch
hoch	Dübener Altmoräne	sehr niedrig	hoch
hoch	Elbsandsteingebirge, Zittauer Gebirge	niedrig	sehr hoch

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Stickstoffeinträgen 2005/2006
hoch	Leipziger Sandlöss-Ebene	mittel	hoch
mäßig	Grünland, Heiden und Weiden in der Niederlausitz-Dübener Altmark (ehemalige Sperrgebiete)	niedrig	mittel
mäßig	Dresdener Elbtalweitung	mittel	gering bis mittel
mäßig	Lausitzer Lösshügelland, Sächsisches Lösshügelland	hoch	gering
gering bis mäßig	Wälder der Niederlausitz, /Moritzburger Hügelland	sehr niedrig	mittel
gering	Flussauen in der Leipziger Ebene, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland	sehr hoch	mittel bis hoch

6.3 Entwicklungen und Trends beim Vergleich der atmosphärischen Schadstoffeinträge mit den Critical Loads in den Jahren 1990 bis 2006

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Klassen der Überschreitungen der Belastungsgrenzwerte für versauernde N+S-Einträge hat sich in den Jahren von 1990 bis 2006 wie folgt entwickelt (vgl. Tabelle 28, Abbildung 7).

Tabelle 28: Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen [Anteil in % an der Gesamt-Rezeptorfläche]					
	1990	1995	2000	2002	2005	2006
≤0	0,05	0,45	2,05	1,56	2,04	2,34
> 0 bis ≤ 1 000	0,05	0,23	2,39	1,28	2,73	3,87
> 1 000 bis ≤ 2 000	0,08	0,33	13,51	5,64	12,02	16,96
> 2 000 bis ≤ 3 000	0,06	1,18	30,12	18,82	27,65	35,35
> 3 000 bis ≤ 4 000	0,08	1,91	32,20	29,62	25,58	26,03
> 4 000 bis ≤ 5 000	0,15	3,12	15,90	24,35	22,41	12,47
> 5 000	99,53	92,78	3,83	18,74	7,57	2,98

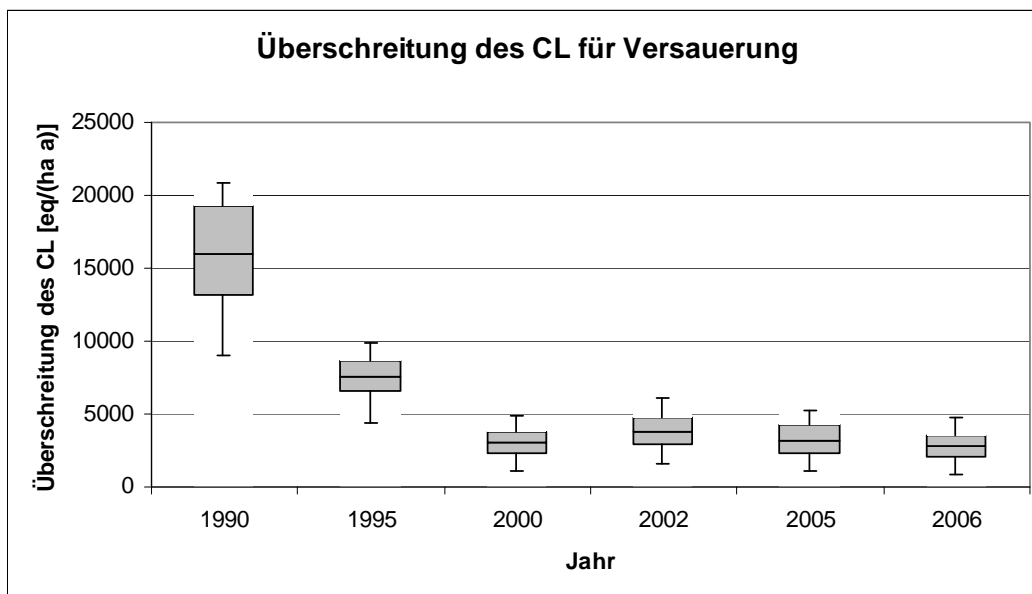


Abbildung 7: Box-Whisker-Plots der Überschreitung des CL für Versauerung von 1990 bis 2006

Für die Jahre 2003 und 2004 können keine Angaben gemacht werden, da keine Depositionsmesswerte vorliegen.

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Klassen der Überschreitungen der Belastungsgrenzwerte für eutrophierende N-Einträge hat sich in den Jahren von 1990 bis 2006 wie folgt entwickelt (vgl. Tabelle 29, Abbildung 8).

Tabelle 29: Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Einträgen

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Einträgen					
	[Anteil in % an der Gesamt-Rezeptorfläche]					
	1990	1995	2000	2002	2005	2006
≤ 0	0	0,2	0,69	0,27	0,02	0,12
> 0 bis ≤ 10	0,04	0	0	0	0,76	1,86
> 10 bis ≤ 20	1,45	2,26	5,22	2,57	4,29	9,85
> 20 bis ≤ 30	4,9	4,48	26,17	8,55	19,51	26,71
> 30 bis ≤ 40	20,88	15,94	49,54	29,61	35,87	32,54
> 40 bis ≤ 50	45,53	42,10	13,42	40,91	23,47	16,97
> 50 bis ≤ 60	22,52	22,84	3,76	14,63	7,74	5,38

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Einträgen					
	[Anteil in % an der Gesamt-Rezeptorfläche]					
	1990	1995	2000	2002	2005	2006
> 60 bis ≤ 70	4,41	10,50	1,18	3,19	4,85	4,66
> 70	0,27	1,68	0,02	0,27	3,49	1,9

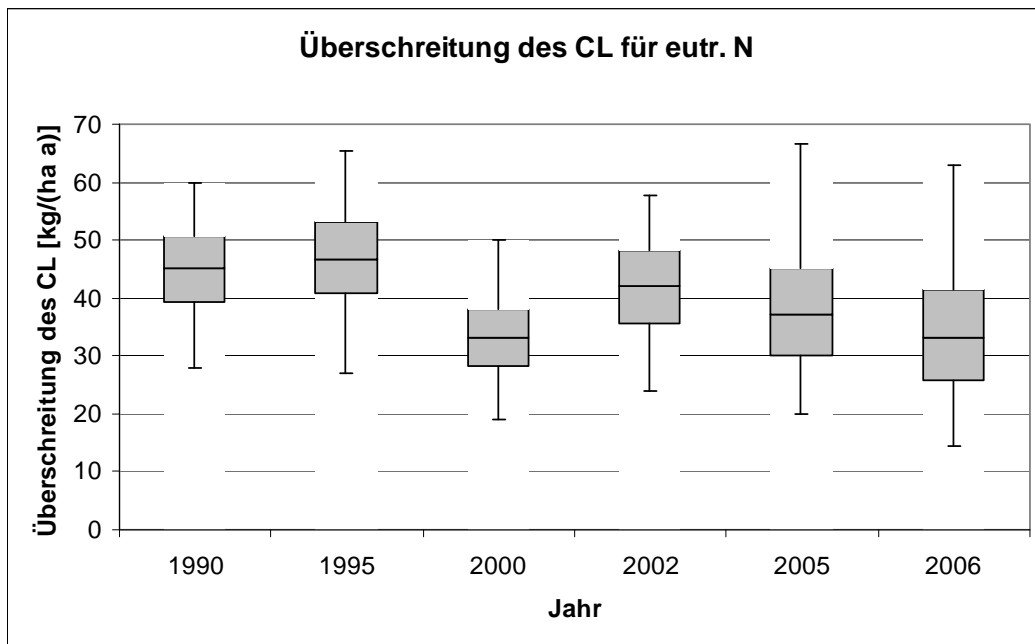


Abbildung 8: Box-Whisker-Plots der Überschreitung des CL für eutrophierenden Stickstoff von 1990 bis 2006

Für die Jahre 2003 und 2004 können keine Angaben gemacht werden, da keine Depositionsmesswerte vorliegen.

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 Schwefeldioxide 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 die allgemeine Verkehrsdichte hat 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_y) gilt hierbei besondere Aufmerksamkeit, weil sie die Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen bewirken.

In den Jahren 1990 bis 2000 konnte in Sachsen ebenso wie allgemein in Deutschland die Belastung mit säurebildenden Luftschadstoffen stetig vermindert werden. Seitdem stagnieren die Depositionsraten bis 2006. Allerdings ist der Anteil der einzelnen Luftschadstoffe an der Senkung des Gesamteintrags sehr unterschiedlich.

Entwicklungen und Trends bei der Schadstoffdeposition

Die jährlichen Depositionsdaten für die einzelnen Schadstoffe wurden getrennt nach nasser, okkulter (= Nebel-) und trockener Deposition bestimmt (vgl. Kap. 5). Zur Visualisierung der Eintragswerte und der Entwicklungstrends wurden die Mittelwerte der Gesamtdeposition und die Anteile der einzelnen Depositionspfade als Flächengrafik im Verlauf über die Einzeljahre dargestellt (vgl. Abbildung 9 bis Abbildung 11).

Mittlere Deposition von SO_x in Sachsen

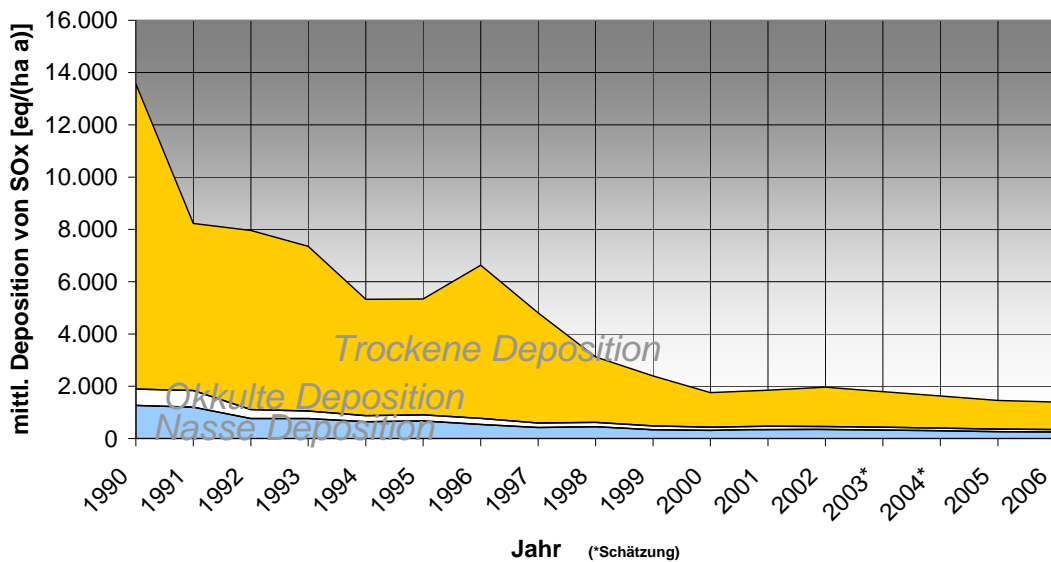


Abbildung 9: Mittlere Gesamtdeposition von Schwefeloxiden in Sachsen (die Jahre 2003 und 2004 wurden interpoliert, da keine Messdaten erhoben worden sind)

Mittlere Deposition von NOx in Sachsen

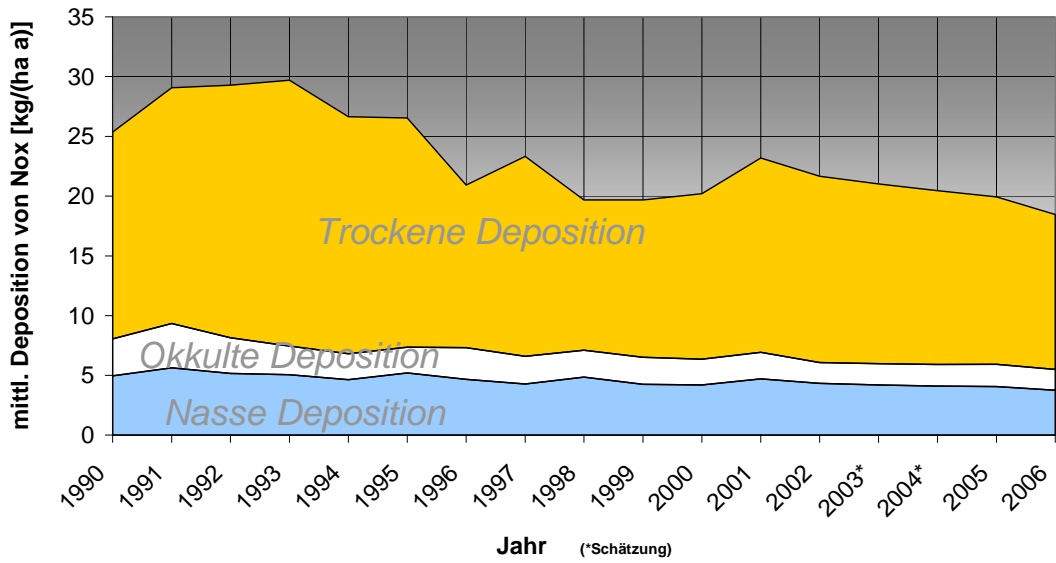


Abbildung 10: Mittlere Gesamtdeposition von Stickoxiden in Sachsen (die Jahre 2003 und 2004 wurden interpoliert, da keine Messdaten erhoben worden sind)

Mittlere Deposition von NHx in Sachsen

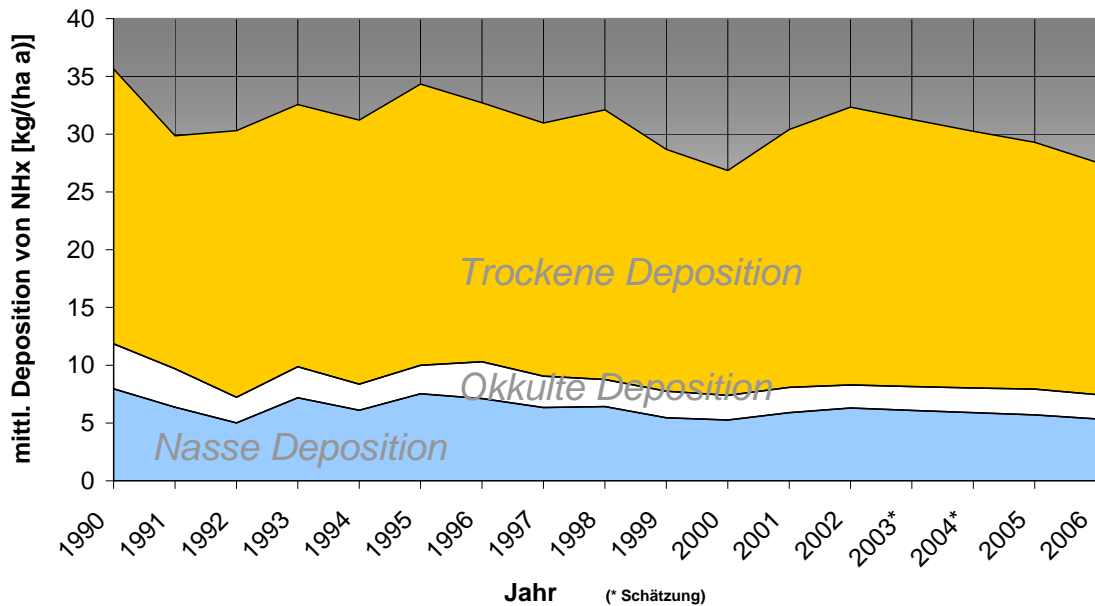


Abbildung 11: Mittlere Gesamtdeposition von Ammonium in Sachsen (die Jahre 2003 und 2004 wurden interpoliert, da keine Messdaten erhoben worden sind)

Entwicklungen und Trends bei den Wirkungen auf Ökosysteme

Insgesamt ist bei den betrachteten Schadstoffgruppen ein deutlicher Rückgang bei den Depositionen zu beobachten. Allerdings ist der Rückgang besonders ausgeprägt bei der Freisetzung von Schwefelverbindungen bis 2000, während die Stickstoffverbindungen nicht in gleichem Maße reduziert wurden. Um für den gesamten Freistaat Sachsen Aussagen über die Belastung bzw. Erholung der ökologisch wichtigen Rezeptoren eine Aussage treffen zu wollen, müssen jedoch naturwissenschaftlich ableitbare Messgrößen über den Zustand bzw. die Belastung der Umweltgüter für die Bewertung zwingend erhoben werden.

Die Auswirkungen der Schadstoffbelastung in den Ökosystemen folgen in der Regel dem Trend der Immission und Deposition 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.

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 (vgl. Abbildung 12).

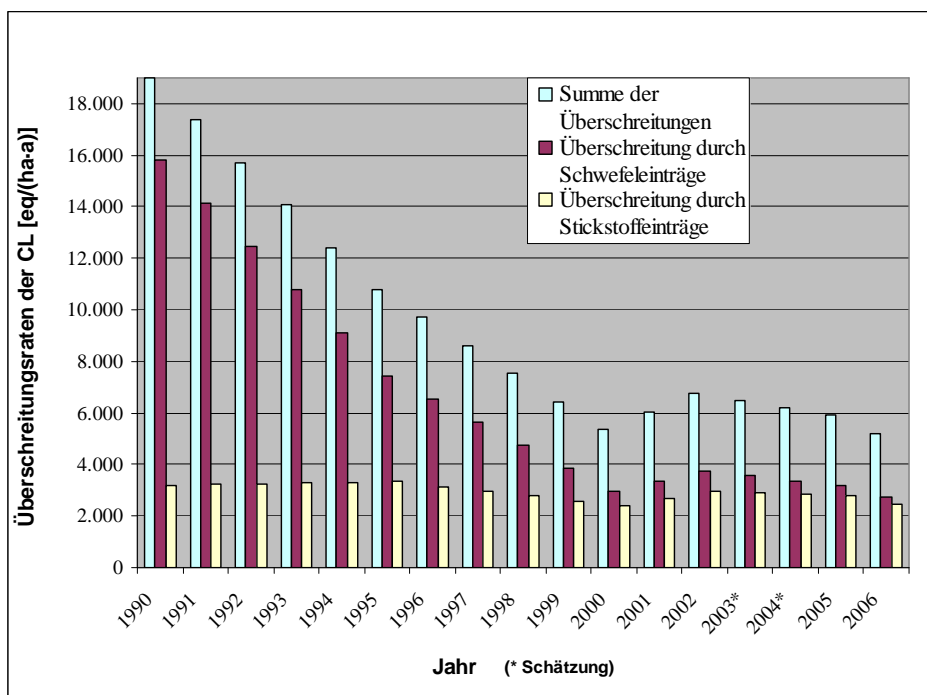


Abbildung 12: Entwicklung der mittleren Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen durch Schwefel- (lila) und Stickstoffeinträge (gelb)

Bei der Säurebelastung haben sich die von hohen Überlastungswerten betroffenen Rezeptorflächen drastisch vermindert. Deutlich wird auch hier eine Trendwende Mitte der 90er-Jahre erkennbar. Während 1990 noch 99 % und 1995 noch 93 % der Rezeptorflächen mit mehr als 5 000 Säureäquivalenten pro Hektar und Jahr überbelastet waren, waren ab 2000 nur noch 18 % Flächen derart extrem überbelastet, und 2006 betrug dieser Anteil nur noch 3 % (vgl. Abbildung 13).

Aber der Anteil nicht oder nur sehr gering belasteter Rezeptoren hat sich bisher nicht signifikant zum Positiven entwickelt. In den Jahren 1990 bis 1995 fallen in diesen Bereich bis 0,45 % der Flächen. 2006 können noch keine nennenswerten Anteile (2,3 %) der schutzbedürftigen Ökosysteme als „nicht mehr überbelastet“ eingestuft werden. Aufgrund der lang andauernden Vorbelastung ist auf den nicht mehr überbelasteten Flächen jedoch nicht mit einer „Erholung“ zu rechnen.

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. Erhielten 1995 noch 35 % der Flächen Stickstoffeinträge von mehr als 50 kg pro Hektar und Jahr über die Belastungsgrenzen hinaus, so reduzierte sich dieser Anteil bis 2000 auf rund 5 %. Seitdem ist dieser Anteil aber wieder auf 12 % angestiegen (vgl. Abbildung 14).

Insgesamt verläuft die Veränderung sehr langsam und es hat sich noch keine grundlegende Entlastung der Ökosysteme ergeben. So sind auch 2006 erst 0,12 % der Rezeptorflächen nicht überbelastet.

Klassenanteile der Überschreitung von CLmaxS in Sachsen

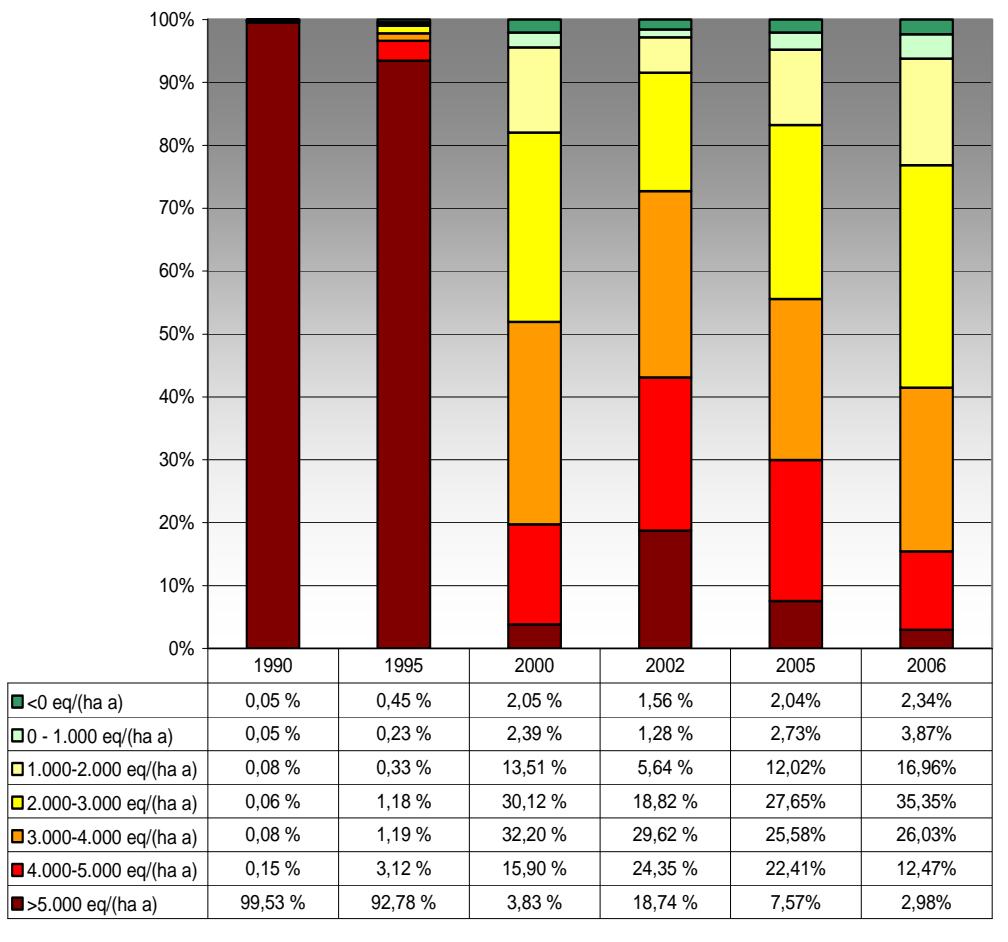


Abbildung 13: Entwicklung bei den Überschreitungsklassen von Critical Loads für Versauerung

Klassenanteile der Überschreitung von CLnutN in Sachsen

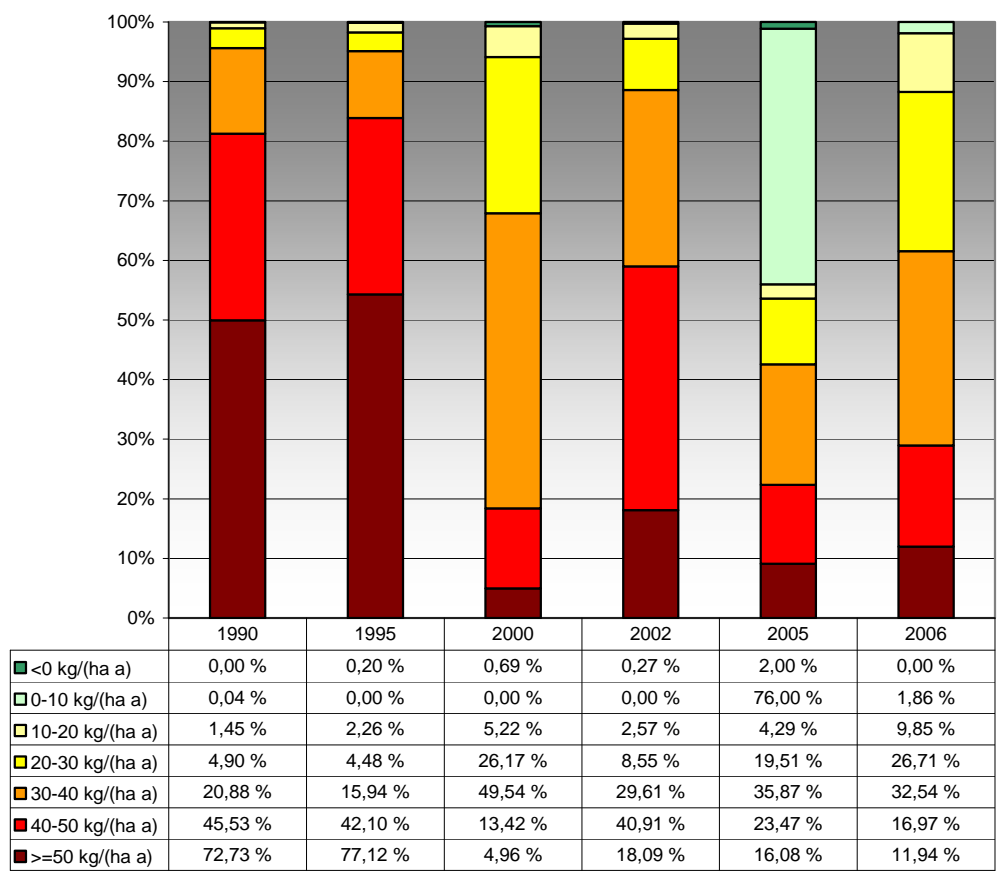


Abbildung 14: Entwicklung der Überschreitungsklassen von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Zusammenfassend kann der Trend bei der Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen im Freistaat Sachsen im Zeitraum 1990 bis 2006 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 und
- kompletter Wechsel des Belastungstyps von der vorwiegend durch den Schwefeleintrag verursachten Überschreitung der Critical Loads zur stickstoffdominierten Belastung.
- Seit 2002 Stagnation der Entwicklung, keine weitere signifikante Abnahme der Depositionen, verbunden mit den Überschreitungsraten der Critical Loads

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 Ermittlung der Beurteilungswerte für Stickstoffeinträge

Als eine erste Orientierung für Critical Loads dient die Anwendung und Umsetzung der Empfehlungen des LAI-Arbeitskreises „ERMITTLUNG UND BEWERTUNG VON STICKSTOFFEINTRÄGEN“ (Kurzbericht) zur Ermittlung des Beurteilungswertes für N-Depositionen mit Stand vom 13.09.2006. Diese empfiehlt die Differenzierung der empirischen Critical Loads (Berner Liste). Die Spanne für Wälder allgemein ist mit $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben.

Die folgende Tabelle (vgl. Tabelle 30) enthält eine Spezifizierung der empirischen CL der Berner Liste (ACHERMANN & BOBBINK 2003) zum Schutz des gesamten Ökosystems, insbesondere der Lebensraumfunktion, aber auch des Grundwassers vor Nitrateinträgen. Für die Spezifizierung wurden die Modellergebnisse des BERN-Modells hinsichtlich der unterschiedlichen Empfindlichkeit der natürlichen, naturnahen und halbnatürlichen Ökosystemtypen herangezogen. Das BERN-Modell dient (unter anderem) der Ermittlung der Schwellenwerte des C/N-Verhältnisses für die Pflanzengesellschaften. Die BERN-Datenbank enthält die die Auswertung von bisher ca. 18 000 Vegetationsaufnahmen mit Informationen zum Stickstoffstatus des jeweiligen Standortes (C/N-Verhältnis im Oberboden).

Unter Beachtung der Relationen der C/N-Critical Limits der Gesellschaften zueinander, wurde nun die Spanne von $10 - 20 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die Erhaltung der Lebensraumfunktion bei hoher Schutzwürdigkeit aufgeteilt. Die in der Tabelle enthaltenen weiteren Spalten sind durch Multiplikation der ersten Spalte mit dem Zuschlagsfaktor entsprechend LAI-Empfehlung (Tabelle 1) entstanden.

Folgende Abbildung (Abbildung 15) zeigt die Regionalisierung der empirischen Critical Loads für die Erhaltung der Lebensraumfunktion bei hoher Schutzwürdigkeit. Weitere Abbildungen erübrigen sich, da sich immer die gleiche Regionalisierung ergibt, jeweils auf einem höheren Niveau entsprechend dem Zuschlagsfaktor.

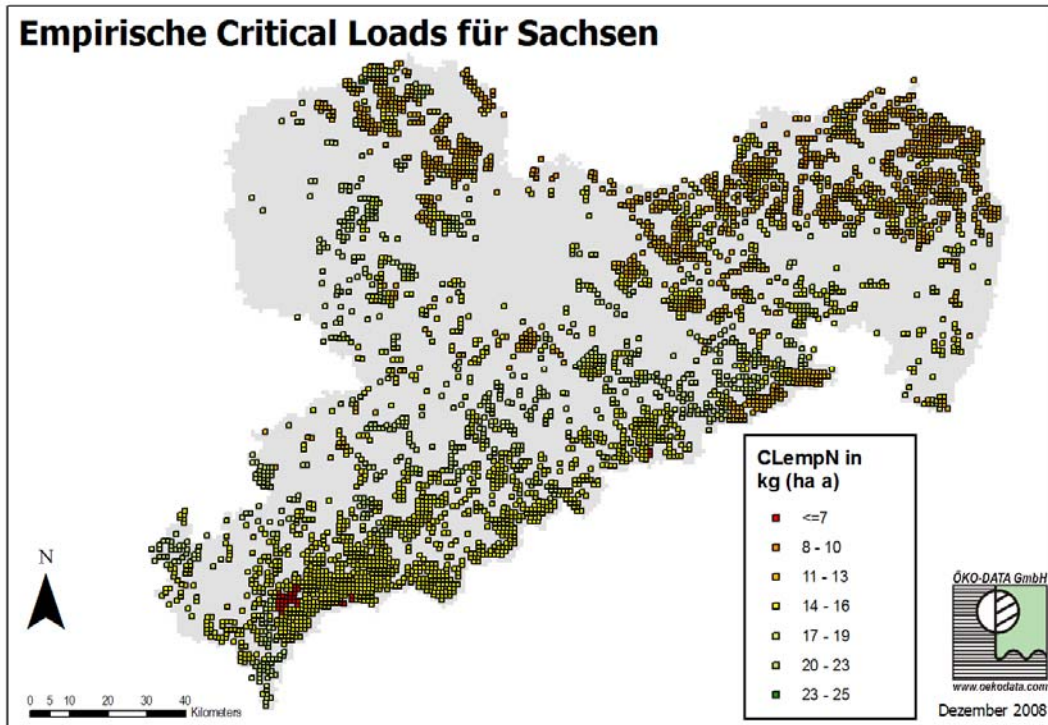


Abbildung 15: Beurteilungswerte für N-Depositionen nach den Empfehlungen des LAI-Arbeitskreises „ERMITTLUNG UND BEWERTUNG VON STICKSTOFF-EINTRÄGEN“ (Kurzbericht) mit Stand vom 13.09.2006 für die Erhaltung der Lebensraumfunktion bei hoher Schutzwürdigkeit

Seit 2002 gab es in Deutschland wissenschaftliche Fortschritte auf dem Gebiet der Ermittlung von CL(N) unter besonderer Berücksichtigung der Empfindlichkeit von Vegetationsgesellschaften. Hierzu wurde bei ÖKO-DATA das DECOMP-Modell (Schlutow und Kraft in: DE VRIES et al. 2007) entwickelt, das auf der Basis der Datenbank des BERN-Modells die Berechnung von CL(N) durchführt.

Der Vergleich von empirischen (ACHERMANN & BOBBINK 2003) zu BERN/DECOMP-modellierten Critical Loads zeigt, dass die empirischen Critical Loads für besonders empfindliche Ökosystemtypen überwiegend nicht in Langzeitstudien und nicht an Standorten mit sehr niedriger Hintergrundbelastung ermittelt wurden. So konnten die N-empfindlichen natürlichen Pflanzengesellschaften nicht in ihrer ursprünglichen Struktur in einer völlig unbeeinflussten Umwelt erfasst und bei der Bestimmung von empirischen Critical Loads berücksichtigt werden. Im Falle sehr empfindlicher Ökosysteme sind die empirischen Critical Loads (jeweils untere Spannungsgrenze) deshalb zu hoch.

Gleichzeitig besteht aber auch das Problem, dass bei den Studien zur Bestimmung von empirischen Critical Loads in der Regel keine Nutzung der Vegetation, also keine Entnahme von Stickstoff aus dem System stattfand, was aber in der Praxis meist mehr oder weniger der Fall ist. Für hochproduktive genutzte (Wald- und Grünland-)Ökosysteme sind daher die empirischen Critical Loads (jeweils obere Spanngrenze) zu niedrig.

Die BERN-modellierten Critical Loads sind daher für die besonders sensiblen aber auch die am wenigsten sensiblen Ökosysteme wahrheitsnäher. Im mittleren Bereich gibt es eine sehr hohe Korrelation der empirischen mit den BERN-Critical Loads.

In der folgenden Tabelle (vgl. Tabelle 30) sind auftragsgemäß ausschließlich die empirischen CL (N) entsprechend der Berner Liste aufgeschlüsselt, ungeachtet der neueren Methoden in Deutschland.

Tabelle 30: Aufschlüsselung der empirischen Critical Loads nach Berner Liste (BOBBINK & ACHERMANN 2002) auf die in Deutschland vorkommenden Wald-, Forst-, Grasland-, Moor- und Heidegesellschaften

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Waldgesellschaften												
Pruno-Fraxinetum	OBERD.	1953	91E0*	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Dentario bulbiferae-Abieto-Fagetum	LOHM.	1962	9130	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Ribeso sylvestris-Fraxinetum	LEMÉE	1937	91E0*	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Impatiento-Fagetum	BARTSCH	1940	9130	19	22,8	28,5	28,5	32,3	38	38	47,5	57
Aceri pseudoplatani-Fagetum	BARTSCH	1940	9140	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Luzulo-Fagetum (typ. Subass.)	HARTM. U. JAHN	1967	9110	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Luzulo-Fagetum (Carex brizoides-Subass.)	MEUSEL	1937	9110	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Luzulo-Fagetum (Calamagrostis arundinacae-Subass.)	MEUSEL	1937	9110	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Luzulo-Fagetum (Dryopteris-Subass.)	MEUSEL	1937	9110	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Fraxino-Fagetum sylvaticae	SCAM.	1956	91F0	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Luzulo-Abieto-Fagetum (typ. Subass.)	HARTM ET JAHN	1967	9110	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Luzulo-Abieto-Fagetum (Vaccinio myrtillus-Subass.)	HARTM ET JAHN	1967	9110	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Luzulo-Abieto-Fagetum (Dryopteris-Subass.)	HARTM ET JAHN	1967	9110	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Calamagrostio arundinaceae-Abieto-Fagetum (typ. Subass.)	HARTM ET JAHN	1967	9110	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Calamagrostio arundinaceae-Abieto-Fagetum (Dryopteris-Subass.)	HARTM ET JAHN	1967	9110	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Fago-Piceetum	REINHOLD	1939	9410	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Stachyo-Carpinetum	TX.	1930	9160	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Endymio-Carpinetum betuli	NOIRFALISE	1969	9160	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Galio-Carpinetum (Potentilla alba-Subass.)	OBERD. P.P.	1957	9170	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Mercuriali-Fagetum (typ. Subass.)	HARTMANN	1953	9130	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Galio-Carpinetum (typ. Subass.)	OBERD. P.P.	1957	9170	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Holco mollis-(Fago-)Quercetum petraea	LEMÉE	1937	9190	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Vaccinio vitis-ideae-Quercetum	OBERD.	1957	9190	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
(roboris-petraeae)												
Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae	SCAM.	1961	9190	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Genisto tinctoriae-Quercetum (petraea)	KLIKA	1932	9190	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Calamagrostio villosae-Piceetum (Barbilophozia-Subass.)	TX.	1937	9410	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Vaccinio myrtilli-Piceetum	TX.	1955	9410	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Calamagrostio villosae-Piceetum (Vacc. vitis-idaea-Subass.)	VOLK	1939	9410	13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Cephalanthero-Fagetum (Lithospermum-Subass.)	HOFM.	1968	9130	19,5	23,4	29,25	29,25	33,15	39	39	48,75	58,5
Cephalanthero-Fagetum (typ. Subass.)	HOFM.	1968	9150	19,5	23,4	29,25	29,25	33,15	39	39	48,75	58,5
Calamagrostio villosae-Piceetum (typ. Subass.)	VOLK	1939	9410	13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Sphagno-Piceetum	SAMEK	1965	9410	14,3	17,16	21,45	21,45	24,31	28,6	28,6	35,75	42,9
Bazzanio-Piceetum	BR.-BL. ET AL.	1939	9410	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Vaccinio-Abietetum (typ. Subass.)	OBERD.	1957	9410	15,2	18,24	22,8	22,8	25,84	30,4	30,4	38	45,6
Leucobryo-Pinetum sylvestris (Molinia-Subass.)	MATUSZ.	1962	91T0	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Leucobryo-Pinetum sylvestris (typ. Subass.)	MATUSZ.	1962	91T0	10,5	12,6	15,75	15,75	17,85	21	21	26,25	31,5
Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	LOHM.	1957	91E0*	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Irido-Alnetum glutinosae	DOING	1962	91E0*	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Stellario-Alnetum (Aruncus-Subass.)	TX.	1957	91E0*	14,6	17,52	21,9	21,9	24,82	29,2	29,2	36,5	43,8
Carici remotae-Fraxinetum	FABER	1936	91E0*	14,8	17,76	22,2	22,2	25,16	29,6	29,6	37	44,4
Fraxino-Ulmetum	OBERD.	1953	91F0	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Salicetum albo-fragilis	TX.	1955	91E0*	12,3	14,76	18,45	18,45	20,91	24,6	24,6	30,75	36,9
Carici elongatae-(Betulo-)Alnetum glutinosae	BODEUX	1955	91E0*	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Urtico-Alnetum	FUKAREK	1961	91E0*	14,8	17,76	22,2	22,2	25,16	29,6	29,6	37	44,4
Vaccinio uliginosi-Pinetum mugii	KÄSTNER ET FLÖSSNER	1933	91D0*	10,5	12,6	15,75	15,75	17,85	21	21	26,25	31,5
Vaccinio uliginosi-Piceetum	HARTM.	1953	91D0*	13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Filipendulo-Alnetum	LEMEE	1937	91E0*	14,2	17,04	21,3	21,3	24,14	28,4	28,4	35,5	42,6

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Fraxino-Aceretum pseudoplatani	TX.	1937	9180*	14,2	17,04	21,3	21,3	24,14	28,4	28,4	35,5	42,6
Adoxo-Aceretum pseudoplatani	PASS.	1959	9180*	13,8	16,56	20,7	20,7	23,46	27,6	27,6	34,5	41,4
Aceri pseudoplatani-Tilietum cordatae	HARTMANN U. JAHN	1967	9180*	13,8	16,56	20,7	20,7	23,46	27,6	27,6	34,5	41,4
Betulo carpaticae-Piceetum	STÖCK.	1967	9410	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Betulo carpaticae-Sorbetum aucupariae	LOHM. ET BOHN	1972	9410	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Cephalanthero-Fagetum (Carex-Subass.)	KUHN	1937	9130	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Dentario enneaphyllides-Abieto-Fagetum	HARTMANN	1953	9110	18,6	22,32	27,9	27,9	31,62	37,2	37,2	46,5	55,8
Asperulo-Fagetum (typ. Subass.)	MAYER	1964	9130	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Asperulo-Fagetum (Dryopteris-Subass.)	SCAM.	1967	9130	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Sphagno-Alnetum glutinosae	LEMÉE	1937	91E0*	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Athyrio-Alnetum glutinosae	TX.	1943	91E0*	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Lysimachio-Quercetum roboris	SCAM. ET PASS.	1959	9190	19,2	23,04	28,8	28,8	32,64	38,4	38,4	48	57,6
Deschampsio flexuosae-Fagetum	PASS.	1956	9110	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
(typ. Subass.)												
Deschampsio flexuosae-Fagetum (Dryopteris-Subass.)	PASS.	1956	9110	16,6	19,92	24,9	24,9	28,22	33,2	33,2	41,5	49,8
Deschampsio flexuosae-Fagetum (Calamagrostis-Subass.)	PASS.	1959	9110	16,5	19,8	24,75	24,75	28,05	33	33	41,25	49,5
Deschampsio flexuosae-Fagetum (Poa nemoralis-Subass.)	PASS.	1959	9110	16,5	19,8	24,75	24,75	28,05	33	33	41,25	49,5
Carici piluliferae-Fagetum (typ. Subass.)	PASS.	1956	9110	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Carici piluliferae-Fagetum (Agrostis-Subass.)	PASS.	1956	9110	15,8	18,96	23,7	23,7	26,86	31,6	31,6	39,5	47,4
Carici piluliferae-Fagetum (Mnium-Subass.)	PASS.	1956	9110	15,2	18,24	22,8	22,8	25,84	30,4	30,4	38	45,6
Vaccinio myrtilli-Fagetum (typ. Subass.)	PASS.	1965	9110	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Vaccinio myrtilli-Fagetum (Mnium-Subass.)	PASS.	1965	9110	15,8	18,96	23,7	23,7	26,86	31,6	31,6	39,5	47,4
Dicrano-Fagetum	PASS. ET	1965	9110	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
	HOFM.											
Cladonio-Pinetum sylvestris (typ. Subass.)	PASS.	1956	91T0	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Cladonio-Pinetum sylvestris (Pleurozium-Subass.)	PASS.	1956	91T0	10,2	12,24	15,3	15,3	17,34	20,4	20,4	25,5	30,6
Festuco-Pinetum sylvestris	JURASZEK	1928	91T0	11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Stipo-Pinetum silvestris	HOFMANN	1962	91U0	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Koelerio glaucae-Pinetum sylvestris	KRAUSCH	1962	91U0	10,5	12,6	15,75	15,75	17,85	21	21	26,25	31,5
Vaccinio myrtilli-Pinetum sylvaticae	PASS.	1956	91T0	11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Pleurozio-Pinetum sylvestris	KLEIST	1929	91T0	11,5	13,8	17,25	17,25	19,55	23	23	28,75	34,5
Eriophoro-Pinetum sylvestris	HUECK	1925	7110*	7	8,4	10,5	10,5	11,9	14	14	17,5	21
Eriophoro-Betuletum pubescentis	HUECK	1925	7110*	6	7,2	9	9	10,2	12	12	15	18
Pleurozio-Betuletum pubescentis	HUECK	1925	7120	6	7,2	9	9	10,2	12	12	15	18
Sphagno-Betuletum pubescentis	DOING	1962	7120	5	6	7,5	7,5	8,5	10	10	12,5	15
Molinio-(Betulo-)Quercetum roboris	SCAM. ET PASS.	1959	9190	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Molinio-Fagetum	SCAM.	1959	9110	16,5	19,8	24,75	24,75	28,05	33	33	41,25	49,5
Carpino-Ulmetum carpinifoliae	PASS.	1953	91F0	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
(typ.Subass.)												
Carpino-Ulmetum scabrae (typ. Subass.)	HOFM.	1960	91F0	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Carpino-Ulmetum carpinifoliae (Corydalis-Subass.)	PASS.	1953	91F0	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Carpino-Ulmetum scabrae (Corydalis-Subass.)	HOFM.	1960	91F0	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Sambuco-Quercetum roboris	HOFM.	1965	9190	19,2	23,04	28,8	28,8	32,64	38,4	38,4	48	57,6
Mercuriali-Carpinetum (typ. Subass.)	SCAM. ET PASS.	1959	9130	19,5	23,4	29,25	29,25	33,15	39	39	48,75	58,5
Bromo-Carpinetum (typ. Subass.)	HOFM.	1968	9170	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Mercuriali-Carpinetum (Primula-Subass.)	HOFM.	1965	9170	19,5	23,4	29,25	29,25	33,15	39	39	48,75	58,5
Bromo-Carpinetum (Primula-Subass.)	HOFM.	1968	9170	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Hordelymo-Fagetum	KUHN	1937	9150	19,5	23,4	29,25	29,25	33,15	39	39	48,75	58,5
Bromo-Carpinetum (Dryopteris-Subass.)	HOFM.	1968	9170	19	22,8	28,5	28,5	32,3	38	38	47,5	57
Stellario holosteeae-Carpinetum betuli	OBERD.	1952	9160	19	22,8	28,5	28,5	32,3	38	38	47,5	57

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Quercus robur-Carpinetum betuli	TÜXEN	1937	9160	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Dactylido-Quercetum roboris	PASS.	1962	9190	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Dictamnino-Quercetum (roboris)	FÖRSTER	1968	9190	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Potentillo albae-Quercetum petraeae-roboris	LIBB.	1933	9190	16,5	19,8	24,75	24,75	28,05	33	33	41,25	49,5
Peucedano-Quercetum roboris	PASS.	1956	9190	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Anemono sylvestris-Quercetum roboris	OBERD.	1957	9190	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Lithospermo purpureocaeruleae-Quercetum petraea	OBERD.	1957	9190	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Agrostio-Quercetum roboris (Deschampsia flexuosa-Subass.)	PASS.	1953	9190	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flexuosa-Subass.)	Tx.	1930	9190	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Dicrano-Quercetum (roboris)	PASS.	1963	9190	13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Melampyro-Quercetum roboris (Festuca-Subass.)	Tx.	1930	9190	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Agrostio-Quercetum roboris (Festuca	PASS.	1953	9190	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
ovina-Subass.)												
Asperulo-Fagetum (Lathyrus-Subass.)	SCAM.	1967	9130	17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Mercuriali-Fagetum (Convallaria-Subass.)	HARTMANN	1953	9130	18,3	21,96	27,45	27,45	31,11	36,6	36,6	45,75	54,9
Betulo-Quercetum petraeae	TX	1937	9160	12,8	15,36	19,2	19,2	21,76	25,6	25,6	32	38,4
Lonicero alpigenae-Abieti-Fagetum (typ. Subass.)	OBERDORFER	1957	9130	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Seslerio variaae-Fagetum	KNAPP	1948	9150	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Cytiso nigricantis-Quercetum roboris	OB.57	1957	9160	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Sorbo ariaae-Aceretum pseudoplatani	MOOR	1952	9180*	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Ulmo glabraae-Aceretum pseudoplatani	ISSLER	1926	9180*	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Alnetum incanae	LÜDI	1921	91E0*	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis	LIBBERT	1933	91D0*	8	9,6	12	12	13,6	16	16	20	24
Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris	KLEIST	1929	91D0*	7	8,4	10,5	10,5	11,9	14	14	17,5	21
Leucobryo-Pinetum hercynicae (Erica	MATUSZ.	1962	9410	10	12	15	15	17	20	20	25	30

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
carnea-Subass.)												
Erico carnea-Pinetum sylvestris	BR.-BL.	1939	9430*	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Cytiso nigricantis-Pinetum sylvestris	BR.-BL.	1932	91G0*	11,5	13,8	17,25	17,25	19,55	23	23	28,75	34,5
Vaccinio-Abietetum (Leucobryum-Subass.)	OBERD.	1957	9410	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Vaccinio-Abietetum (Oxalis-Subass.)	OB.	1957	9410	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Luzulo-Abietetum (typ. Subass.)	OB.	1957	9410	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Luzulo-Abietetum (Athyrum-Subass.)	OB.	1957	9410	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Galio rotundifollii-Abietetum	WRABER	1959	9130	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Pyrolo-Abietetum	OBERD.	1957	9130	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Adenostylo glabrae-Abietetum	H. MAYER	1969	9410	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Homogyno alpinae-Piceetum	ZUKRIGL	1973	9410	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Adenostylo glabrae-Piceetum	H. MAYER	1969	9410	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Asplenio-Piceetum	KOCH	1954	9410	13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Vaccinio-Rhododendretum ferruginei	BR.-BL.	1937	4070*	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Erico carnea-Rhododendretum hirsuti	OBERD.	1967	4070*	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Alnetum viridis	BR.-BL.	1918	91E0*	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Larici-Pinetum cembrae	LEANDRU	1954	9420	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Ilici-Fagetum	BR.-BL	1967	9120	18,8	22,56	28,2	28,2	31,96	37,6	37,6	47	56,4
Coronillo coronatae-Quercetum (roboris)	MOOR	1962	91G0*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Aceri monspessulani-Quercetum petraeae	OB.	1957	91G0*	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Buxo-Quercetum pubescentis	BR.-BL.	1932	91G0*	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Coronilla emeri-Quercetum pubescentis (typ. Subass.)	FÖRSTER	1968	91H0*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Coronilla emeri-Quercetum pubescentis (Dictamnus albus-Subass)	FÖRSTER	1968	91H0*	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Coronilla emeri-Quercetum pubescentis (Carex alba-Subass.)	FÖRSTER	1968	91H0*	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Mercuriali-Fagetum (Festuca altissima-Subass.)	HARTMANN	1953	9130	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Castaneo-Fagetum	MARINCEK	1980	9110	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Dentario heptaphyllae-Abieti-Fagetum	MOOR	1952	9150	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
(typ. Subass.)												
Dentario heptaphyllae-Abieti-Fagetum (Hordelymo-Subass.)	MOOR	1952	9150	18,4	22,08	27,6	27,6	31,28	36,8	36,8	46	55,2
Dentario heptaphyllae-Abieti-Fagetum (Festuca altissima-Subass.)	MOOR	1952	9150	18,6	22,32	27,9	27,9	31,62	37,2	37,2	46,5	55,8
Aceri platanoides-Tilietum platyphylli	FABER	1936	9180*	13,8	16,56	20,7	20,7	23,46	27,6	27,6	34,5	41,4
Lonicero alpigenae-Abieti-Fagetum (Allium ursinum-Subass.)	OBERDORFER	1957	9130	18,7	22,44	28,05	28,05	31,79	37,4	37,4	46,75	56,1
Lonicero alpigenae-Abieti-Fagetum (Dryopteris-Subass.)	OBERDORFER	1957	9130	18,6	22,32	27,9	27,9	31,62	37,2	37,2	46,5	55,8
Lonicero alpigenae-Abieti-Fagetum (Convallaria-Subass.)	OBERDORFER	1957	9130	18,3	21,96	27,45	27,45	31,11	36,6	36,6	45,75	54,9
Asperulo-Abieti-Fagetum (typ. Subass.)	TH. MÜLLER	1966	9110	18,4	22,08	27,6	27,6	31,28	36,8	36,8	46	55,2
Asperulo-Abieti-Fagetum (Carex flacca-Subass.)	TH. MÜLLER	1966	9110	18,3	21,96	27,45	27,45	31,11	36,6	36,6	45,75	54,9
Asperulo-Abieti-Fagetum (Dryopteris-Subass.)	TH. MÜLLER	1966	9110	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
<i>Empetro nigri-Pinetum sylvestris</i>	LIBB. ET SISS.	1939	2180	10	12	15	15	17	20	20	25	30
<i>Agrostio-Populetum tremulae</i>	PASS. U. HOFMANN	1964		12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
<i>Pyrolo-Pinetum sylvestris</i>	PHILIPPI	1970	91U0	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
<i>Athyrio alpestris-Piceetum</i>	HARTMANN	1959	9410	13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
<i>Lathyro versicoloris-Quercetum pubescentis</i>	KLIKA	1932	91H0*	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
<i>Ceraso mahaleb-Quercetum pubescentis (Clematis recta-Subass.)</i>	JAKUCS- FEKETE	1958	91H0*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
<i>Ceraso mahaleb-Quercetum pubescentis (Arabis pauciflora-Subass.)</i>	JAKUCS	1960	91H0*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
<i>Ceraso mahaleb-Quercetum pubescentis (Poa pannonica-Subass.)</i>	HORANSZKY	1957	91H0*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
<i>Achilleo coarctatae-Quercetum pubescentis</i>	JAKUCS ET FEKETE	1958	91H0*	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
<i>Cotino coggygraria-Quercetum pubescentis (Coronilla coronata-</i>	Soó	1931	91H0*	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Subass.)												
Cotino coggyraria-Quercetum pubescentis (Sesleria varia-Subass.)	FUTÁK	1947	91H0*	13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Geranio-Quercetum pubescentis	WAGNER	1941	91H0*	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Cotino coggyraria-Quercetum pubescentis (Inula-Subass.)	HORVÁT	1946	91H0*	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Acantho-Quercetum pubescentis	JAKUCS-FEKETE	1958	91H0*	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Carici pilosae-Carpinetum betuli	NEUHÄUSL ET NEUHÄUSLOVÁ	1964	9170	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Primulo veris-Carpinetum betuli	NEUHÄUSL ET NEUHÄUSLOVÁ	1964	91G0*	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Tilio cordatae-Carpinetum	TRACZYK	1962	9170	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Festuco rupicolae-Quercetum roboris	Soó	1957	9160	15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Corno-Quercetum (pubescentis-petraeae)	MATHÉ ET KOVÁCS	1962	91G0*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Poo nemoralis-Quercetum dalechampii	SOMSÁK ET HÁBEROVÁ	1979	91G0*	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Aceri tartarici-Quercetum pubescenti-petraeae	ZÓLYOMI	1957	91H0*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Quercetum dalechampii-cerris	Soó	1963	91M0	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Quercetum frainetto-cerris	RUDSKI	1949	9280	13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Aceri tartarici-Quercetum frainetto-pedunculiflorae	STAJANOV 55 EM. ZÓL	1957	9280	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Genisto pilosae-Quercetum (dalechampii)	ZÓLYOMI, JAKUCS, FEKETE	1957	9190	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Carici albae-Fagetum	MOOR	1952	9140	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Cyclamini (purpurascens)-Fagetum	Soó	1962	9150	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Vicio oroboides-Fagetum	BORHIDI	1960	9140	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Helleboro nigri-Fagetum	ZUKRIGL	1973	9150	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Ostryo-Fagetum	TRINAJSTIC	1972	9140	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Daphno laureolae-Fagetum	HORÁNZKI	1964	9140	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Carici pilosae-Fagetum	NEUHÄUSLOVÁ -NOVOTNÁ	1970	9140	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Adenostylo glabrae-Abieti-Fagetum	MAYER	1974	9220	19	22,8	28,5	28,5	32,3	38	38	47,5	57

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Arunco-Fagetum	BORHIDI	1963	9140	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Helleboro nigri-Abieti-Fagetum	ZUKRIGL	1973	9220	19,5	23,4	29,25	29,25	33,15	39	39	48,75	58,5
Dentario pentaphylli-(Abieti-)Fagetum	MAYER ET HOFMANN	1969	9220	18,5	22,2	27,75	27,75	31,45	37	37	46,25	55,5
Omphalodo-(Abieti-)Fagetum	TREGUBOV	1957	9220	19	22,8	28,5	28,5	32,3	38	38	47,5	57
Erythronio-Carpinetum betuli	HARTM. U. JAHN	1967		17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Sorbo torminalis-Fagetum	A. O. HORVÁT	1963		19,5	23,4	29,25	29,25	33,15	39	39	48,75	58,5
Castaneo-Quercetum petraea	A.O. HORVÁT	1963		16,5	19,8	24,75	24,75	28,05	33	33	41,25	49,5
Viscario-Quercetum (petraea)	STÖCKER	1965		15,5	18,6	23,25	23,25	26,35	31	31	38,75	46,5
Forstgesellschaften												
Dryopteri-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13,2	15,84	19,8	19,8	22,44	26,4	26,4	33	39,6
Rubo-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Brachypodio sylvaticae-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Arrhenathero-Cultopinetum	HOFMANN	2002		12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Rubo-Avenello-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Calamagrostio-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Convallario-Cultopinetum	HOFMANN	2002		12,8	15,36	19,2	19,2	21,76	25,6	25,6	32	38,4

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Vaccinio myrtilli-Cultopinetum	HOFMANN	2002		11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Avenello-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Festuco-Cultopinetum	HOFMANN	2002		10,3	12,36	15,45	15,45	17,51	20,6	20,6	25,75	30,9
Molinio-Cultopinetum	HOFMANN	2002		12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Vicio cassubicae-Cultopinetum				13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Sambuco-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Corylo-Cultopinetum	HOFMANN	2002		11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Rhamno frangulae-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Pteridio-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Urtico-Cultopinetum	HOFMANN	2002		13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Brachypodio pinnati-Cultopinetum	HOFMANN	2002		11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Coronillo-Cultopinetum	SCHUBERT	1972		10,5	12,6	15,75	15,75	17,85	21	21	26,25	31,5
Seslerio-Cultopinetum	SCHUBERT	1972		10,5	12,6	15,75	15,75	17,85	21	21	26,25	31,5
Primulo-Cultopinetum	SCHUBERT	1972		10,5	12,6	15,75	15,75	17,85	21	21	26,25	31,5
Galio-Cultopinetum	SCHUBERT	1972		11,5	13,8	17,25	17,25	19,55	23	23	28,75	34,5
Pruno spinosae-Cultopinetum	HOFMANN	1969		11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Milio-Cultopinetum	SCHUBERT	1972		12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Erico tetralici-Cultopinetum	SCHUBERT	1972		10,3	12,36	15,45	15,45	17,51	20,6	20,6	25,75	30,9

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Dicrano-Cultopinetum	HOFMANN	2002		10	12	15	15	17	20	20	25	30
Dryopteri-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		16,8	20,16	25,2	25,2	28,56	33,6	33,6	42	50,4
Epilobio montani-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Pteridio-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Urtico-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Equiseto-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Brachypodio sylvaticae-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Oxalido-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Epilobio angustifoliae-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Vaccinio myrtilli-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		13,8	16,56	20,7	20,7	23,46	27,6	27,6	34,5	41,4
Bazzanio-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Dicrano-Cultopiceetum	SCHUBERT	1972		13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9
Galio hercynici-Cultopiceetum (Oxalis-Subass.)	ZERBE	1994		13,8	16,56	20,7	20,7	23,46	27,6	27,6	34,5	41,4
Galio hercynici-Cultopiceetum (typ. Subass.)	ZERBE	1994		13,5	16,2	20,25	20,25	22,95	27	27	33,75	40,5
Galio hercynici-Cultopiceetum	ZERBE	1994		13,3	15,96	19,95	19,95	22,61	26,6	26,6	33,25	39,9

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
(Leucobryum-Subass.)												
Sambuco nigrae-Cultorobinietum	ARRIGONI	1997		17,5	21	26,25	26,25	29,75	35	35	43,75	52,5
Festuco ovinae-Cultorobinietum	SCHUBERT	1972		14,1	16,92	21,15	21,15	23,97	28,2	28,2	35,25	42,3
Poo-Cultoquercetum	HOFMANN	2002		14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Asperulo-Cultoquercetum	HOFMANN	2002		16,5	19,8	24,75	24,75	28,05	33	33	41,25	49,5
Dryopteri-Cultoquercetum	HOFMANN	2002		19,2	23,04	28,8	28,8	32,64	38,4	38,4	48	57,6
Salici-Cultopopuletum typicum	MRAZ U. SIKÁ	1965		14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Molinio-Cultobetuletum	SCHUBERT	1972		13,7	16,44	20,55	20,55	23,29	27,4	27,4	34,25	41,1
Calamagrostio-Cultobetuletum	SCHUBERT	1972		15,2	18,24	22,8	22,8	25,84	30,4	30,4	38	45,6
Avenello-Cultobetuletum	SCHUBERT	1972		10,9	13,08	16,35	16,35	18,53	21,8	21,8	27,25	32,7
extens. Grasland, Moore, Heiden												
Caricetum paniculatae	WANGERIN	1916	7140	23	27,6	34,5	34,5	39,1	46	46	57,5	69
Allio montani-Veronicetum vernaе	OBERDORFER	1957	8230	8	9,6	12	12	13,6	16	16	20	24
Allio-Stipetum capillatae	KORNECK	1974	6210	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Gentiano vernaе-Brometum	KUHN	1937	6210	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Genistello-Phleetum phleoides	KORNECK	1974	6210	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Helianthemo-Xerobrometum	SCHUBERT	1974	6210	22,5	27	33,75	33,75	38,25	45	45	56,25	67,5
Leontodonto-Xerobrometum	VOLK	1938	6210	20	24	30	30	34	40	40	50	60

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Teucrio-Seslerietum	VOLK	1937	6210	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Caricetum firmae	BR.-BL.	1926	6170	7	8,4	10,5	10,5	11,9	14	14	17,5	21
Seslerio-Caricetum sempervirentis	BR.-BL.	1926	6170	6	7,2	9	9	10,2	12	12	15	18
Caricetum ferrugineae	LÜDI	1921	6170	7	8,4	10,5	10,5	11,9	14	14	17,5	21
Pastinaco-Arrhenatheretum elatioris (Alopecurus-Subass.)	KNAPP 54	1954	6510	29	34,8	43,5	43,5	49,3	58	58	72,5	87
Pastinaco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.)	KNAPP 54	1954	6510	26	31,2	39	39	44,2	52	52	65	78
Heracleo-Arrhenatheretum elatioris (Alopecurus-Subass.)	TX. 37	1937	6510	30	36	45	45	51	60	60	75	90
Heracleo-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.)	TX. 37	1937	6510	27	32,4	40,5	40,5	45,9	54	54	67,5	81
Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.)	BRBL.	1919	6510	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Dauco-Arrhenatheretum (Bromus erectus-Subass.)	BR.-BL.	1919	6510	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Dauco-Arrhenatheretum (Salvia pratensis-Subass.)	GÖRS	1966	6510	26	31,2	39	39	44,2	52	52	65	78

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Alchemillo-Arrhenatheretum (Salvia pratensis-Subass.)	SOUGN.	1963	6510	26	31,2	39	39	44,2	52	52	65	78
Caricetum elatae (typ. Subass.)	KOCH	1926	7140	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Caricetum gracilis	TX 37	1937	7140	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Polygalacto-Festucetum rubrae	OBERD. 57	1957	6510	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Trifolio-Festucetum rubrae	OBERD.	1957	6520	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Caricetum vulpinae	NOWINSKI 27	1927	7140	23	27,6	34,5	34,5	39,1	46	46	57,5	69
Veronico-Coryneporetum canescentis	PASS. 60	1960	2330	13	15,6	19,5	19,5	22,1	26	26	32,5	39
Ornithopodo-Coryneporetum canescentis	PASS. 60	1960	2330	11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Crepido-Juncetum subnudolosi	TX. 37	1937	7230	38	45,6	57	57	64,6	76	76	95	114
Diantho-Molinietum coeruleae	PASS.	1955	6410	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72
Stachyo-Molinietum coeruleae	KOCH	1926	6410	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72
Festuco-Koelerietum glaucae	KLIKA 31	1931	6120*	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Caricetum acutiformis-ripariae	SOO	1930	7140	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Loto-Holcetum lanati	ISSLER 36	1936		22	26,4	33	33	37,4	44	44	55	66
Loto-Brometum racemosae	OBERD. 57	1957		27	32,4	40,5	40,5	45,9	54	54	67,5	81

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Violo-Molinietum	PASS. 55	1955	7110*	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Junco-Molinietum	PRSG. 51	1951	7110*	23	27,6	34,5	34,5	39,1	46	46	57,5	69
Phalaridetum arundinaceae	LIBB. 31	1931		45	54	67,5	67,5	76,5	90	90	112,5	135
Angelico-Cirsietum oleracei	OBERD.	1967		25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Thalictro-Cirsietum oleracei	PASS. 55	1955		25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Elymo-Ammophiletum arenariae	BRBL. ET DE LEEuw	1936	2120	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Galio veri-Festucetum ovinae	HALLBERG	1971	6120*	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Festuco capillati-Galietum veri	BRBL. ET DE LEEuw	1936	6230*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Ranunculo-Deschampsietum caespitosae	SCAMONI	1955		35	42	52,5	52,5	59,5	70	70	87,5	105
Cnidio-Deschampsietum caespitosae	HUNDT 58	1958	6440	35	42	52,5	52,5	59,5	70	70	87,5	105
Juncetum acutiflori	BR.-BL.	1915	3150	23	27,6	34,5	34,5	39,1	46	46	57,5	69
Trollio-Molienetum	GUINOCHET	1955	6410	23	27,6	34,5	34,5	39,1	46	46	57,5	69
Gentiano asclepiadeae-Molienetum	OB.	1957	6410	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Poo-Trisetetum flavescens	KNAPP	1951	6520	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Geranio-Trisetetum flavescens	KNAPP	1951	6520	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Meo-Festucetum rubrae	BARTSCH	1940	6520	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Astrantio-Trisetetum flavescens	KNAPP	1951	6520	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Galio-Alopecuretum pratensi	HUNDT	1958	6510	35	42	52,5	52,5	59,5	70	70	87,5	105
Filipendulo-Alopecuretum pratensis	HUNDT EM.	1958	6510	34	40,8	51	51	57,8	68	68	85	102
Potentillo-Juncetum inflexi	PASS. 64	1964		38	45,6	57	57	64,6	76	76	95	114
Mentho longifoliae-Juncetum inflexi	LOHM.	1953		38	45,6	57	57	64,6	76	76	95	114
Nardetum alpigenum	BR.-BL.	1949	6150	5	6	7,5	7,5	8,5	10	10	12,5	15
Lycopodio alpini-Nardetum	PRSG.	1953	6150	6	7,2	9	9	10,2	12	12	15	18
Aveno-Genistetum sagittalis	OBERD.	1957	6230*	7	8,4	10,5	10,5	11,9	14	14	17,5	21
Euphorbio-Callunetum (Avena pratensis-Subass.)	SCHUBERT	1960	2310	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	TX.	1937		35	42	52,5	52,5	59,5	70	70	87,5	105
Rorippo-Agrostietum stoloniferae	OB. ET MÜLLER	1961		40	48	60	60	68	80	80	100	120
Potentillo-Menthetum suaveolentis	OB.	1952		34	40,8	51	51	57,8	68	68	85	102
Poo alpinae-Prunellatum vulgare	OB.	1950		9	10,8	13,5	13,5	15,3	18	18	22,5	27
Trifolio-Festucetum violaceae	BR.-BL.	1926	6520	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Alchemillo-Cynosuretum	TH.MÜLLER	1967	6510	20	24	30	30	34	40	40	50	60

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Crepido-Cynosuretum	KNAPP	1962	6510	21	25,2	31,5	31,5	35,7	42	42	52,5	63
Elymo-Agropyretum juncei	TX	1937	2110	30	36	45	45	51	60	60	75	90
Potentillo-Festucetum arundinaceae	NORDH. 40	1940		37	44,4	55,5	55,5	62,9	74	74	92,5	111
Hieracio-Empetretum nigri	LIBB.	1940	2140*	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Polypodio-Empetretum nigri	WESTH.	1946	2140*	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Carici-Nardetum strictae	PASS. 64	1964	6230*	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Nardo-Juncetum squarrosi	OBERD. 57	1957	6230*	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Genisto-Juncetum squarrosi	PASS. 64	1964	6230*	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Parnassio-Molinietum coeruleae	LIBB. 28	1928	6410	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72
Genisto anglicae-Callunetum vulgaris	TX.	1937	2310	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Genisto germanicae-Callunetum vulgaris	OBERD.	1957	2310	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Cladonio-Callunetum vulgaris	KRIEGER	1937	4030	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Lolio-Cynosuretum cristati (typ.-Subass.)	TX.	1937	6510	22	26,4	33	33	37,4	44	44	55	66
Lolio-Cynosuretum cristati (Ranunculus bulbosus-Subass.)	TX.37	1937	6510	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72
Festuco-Cynosuretum	TX.	1940	6510	20	24	30	30	34	40	40	50	60

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Potentilla rep.-Inula britannica-Gesellschaft	PASS. 64	1964		40	48	60	60	68	80	80	100	120
Potentilletum anserinae	RAPAICS	1927		45	54	67,5	67,5	76,5	90	90	112,5	135
Juncetum compressi	TX.	1950	3150	48	57,6	72	72	81,6	96	96	120	144
Plantagini-Lolietum perennis	BEGER	1930		45	54	67,5	67,5	76,5	90	90	112,5	135
Adonido-Brachypodietum pinnati	STRAUS	1936	6210	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Alchemillo-Arrhenatheretum (typ. Subass.)	OBERD.	1957	6510	26	31,2	39	39	44,2	52	52	65	78
Sphagno-Caricetum lasiocarpae	STEFFEN EM., KOCH	1931	7140	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Diantho gratianopolitani-Festucetum pallentis	GAUCKLER	1938	6210	22	26,4	33	33	37,4	44	44	55	66
Gageo saxatilis-Veronicetum dillenii	OBERD.	1957	8230	21	25,2	31,5	31,5	35,7	42	42	52,5	63
Alysso-Festucetum cinerae	PRSG.	1939	6110*	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Festuco valesiacea-Stipetum capillatae	MAHN	1959	6210	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Thymo-Festucetum cinerae	MAHN	1959	8230	14,5	17,4	21,75	21,75	24,65	29	29	36,25	43,5
Onobrychido-Brometum erecti	TH. MÜLL.	1968	6210	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Gentiano-Koelerietum pyramidatae	KNAPP	1942	6210	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Polygalo-Nardetum strictae	OBERD.	1957	6230*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Alyso alyssoidis-Sedetum albi	OBERD. ET TH. MÜLL.	1961	6110*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Polygalo amarae-Seslerietum variae	LOHM.	1953	6210	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Potentillo-Brachypodietum pinnati	LIBBERT	1933	6210	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Festuco rupiculae-Brachypodietum pinnati	MAHN	1959	6210	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Peucedano-Caricetum lasiocarpae	TX	1937	7140	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Sphagno-Caricetum canescentis	PASS.	1964	7140	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Caricetum fuscae subalpinum	BR.-BL.	1915	7140	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Trichophoretum cespitosi	KOCH	1928	7230	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Parnassio-Caricetum fuscae	OBERDORFER	1957	7230	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72
Willemetio-Caricetum fuscae	PHIL.	1963	7230	22	26,4	33	33	37,4	44	44	55	66
Juncetum alpini	PHIL.	1960	7240*	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72
Equiseto-Typhetum minimae	VOLK	1940	7240*	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Airetum praecocis	KRAUSCH	1967	2330	11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Airo caryophylleae-Festucetum	TX	1955	2330	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
ovinae												
Narduretum lachenalii	KORNECK	1975	2330	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae	VOLK	1931	6120*	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Sileno rupestris-Sedetum annui	OBERDORFER	1957	8230	11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Armerio-Festucetum trachyphyllae	LIBBERT 33	1933	6120*	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Cerastietum pumili	OBERD. ET MÜLLER	1961	6110*	8	9,6	12	12	13,6	16	16	20	24
Koelerio vallesianae-Xerobrometum	KORNECK	1967	6210	24	28,8	36	36	40,8	48	48	60	72
Bromo-Seslerietum	OBERDORFER	1957	6210	23	27,6	34,5	34,5	39,1	46	46	57,5	69
Elynetum	BR.-BL.	1913	6170	12	14,4	18	18	20,4	24	24	30	36
Laserpitio-Seslerietum	MOOR	1957	6170	19	22,8	28,5	28,5	32,3	38	38	47,5	57
Laserpitio-Calamagrostietum variaae	TH. MÜLL.	1961	6170	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Aveno-Nardetum	OBERDORFER	1957	6150	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Festuco-Genistetum sagittalis	ISSL.	1927	6230*	15	18	22,5	22,5	25,5	30	30	37,5	45
Genisto pilosae-Callunetum	OBERDORFER	1938	2310	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Thymo-Festucetum ovinae	TX.	1937	6120*	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Armerio-Festucetum ovinae	KNAPP	1942	6240*	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Armerio-Agrostidetum tenuis	HUECK 31	1931	6240*	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Airo-Agrostidetum tenuis	BUKER	1939	6120*	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54
Rhizocarpetum alpicolae	FREY	1922	7240*	6	7,2	9	9	10,2	12	12	15	18
Gymnocarpetum robertiani	KUHN	1937	8160*	3	3,6	4,5	4,5	5,1	6	6	7,5	9
Asplenietum trichomano-rurae-murariae	KUHN	1937	8210	3	3,6	4,5	4,5	5,1	6	6	7,5	9
Caricetum elatae (Comaro-Subass.)	KOCH	1926	7140	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Phragmitetum communis	SCHMALE	1939		55	66	82,5	82,5	93,5	110	110	137,5	165
Polygonetum bistortae	HUNDT	1980	6430	25	30	37,5	37,5	42,5	50	50	62,5	75
Trollio-Cirsietum rivularis	OB.	1957	6430	22	26,4	33	33	37,4	44	44	55	66
Juncetum filiformis	TX.	1937	3150	20	24	30	30	34	40	40	50	60
Pulsatillo-Phleetum phleoides	PASS.	1959	6210	14	16,8	21	21	23,8	28	28	35	42
Eriophoro-Sphagnetum recurvi	HUECK	1925	7110*	5	6	7,5	7,5	8,5	10	10	12,5	15
Potentillo-Stipetum capillatae	LIBB.	1933	6210	16	19,2	24	24	27,2	32	32	40	48
Teesdalia-Sperguletum vernalis	TX.	1955	2330	11	13,2	16,5	16,5	18,7	22	22	27,5	33
Festuco-Sperguletum vernalis	PASS.	1960	2330	10	12	15	15	17	20	20	25	30
Junco-Caricetum fuscae	TX.	1952	7140	17	20,4	25,5	25,5	28,9	34	34	42,5	51
Caricetum diandrae	JONAS	1932	7140	18	21,6	27	27	30,6	36	36	45	54

Name der Pflanzengesellschaft	Autor	Jahr	FFH-LRT	Empirical CL(N) [kgN ha ⁻¹ a ⁻¹]								
				Lebensraumfunktion			Regulationsfunktion			Produktionsfunktion		
				Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering	Gefährdungsstufe hoch	Gefährdungsstufe mittel	Gefährdungsstufe gering
Eleocharetum uniglumis	ALMQUIST	1929	1340*	32	38,4	48	48	54,4	64	64	80	96
Salicornietum strictae	W. CHRIST.	1955	1310	35	42	52,5	52,5	59,5	70	70	87,5	105
Puccinellietum maritimae	W. CHRISTIANSEN	1927	1330	38	45,6	57	57	64,6	76	76	95	114
Spergulario-Puccinellietum distantis	FEEKES	1934	1330	38	45,6	57	57	64,6	76	76	95	114

8 Zusammenfassung

Seit 1997 werden Critical Loads (ökologische Belastbarkeitsgrenzen) für versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge für die Wälder, Moore, Heiden, Wiesen und Weiden des Freistaates Sachsen berechnet und mit den jeweils aktuellen Einträgen (Depositionen) verglichen. Darauf aufbauend wird nun eine weitere Präzisierung der Berechnung von Critical Loads nach der einfachen Massenbilanzmethode vorgelegt, da seit 2004 neue wissenschaftliche und methodologische Erkenntnisse erzielt wurden (ICP MAPPING AND MODELLING 2004), die bereits Eingang fanden in die Neuberechnung von Critical Loads für Deutschland insgesamt. Die Adaptation dieser neuen Methoden auf den Freistaat Sachsen war ein Ziel dieses Projektes. Gleichzeitig haben auch präzierte und aktuelle Datengrundlagen des Freistaates Sachsen, wie unter anderem der neue Bodenatlas, Eingang in den Critical Loads-Update gefunden. Der zweite Schwerpunkt des Projektes lag in der Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads durch die Schwefel- und Stickstoffeinträge von 1990 bis 2006, wozu die aktuelle Depositionskartierung von 2005 und 2006 notwendig war.

Im Ergebnis der Trendanalysen der Überschreitungsraten zeigt sich eine deutliche Senkung der Säureeinträge, so dass sich der mit über 5000 Säureäquivalenten pro Hektar und Jahr stark überbelastete Flächenanteil von 1999 mit 99,5 % der Rezeptorflächen auf 3% verringerte. Der Anteil nicht durch Säureeinträge überbelasteter Rezeptorflächen hat sich jedoch kaum (von 0,05 % auf 2,34 %) erhöht. Der eutrophierende Stickstoffeintrag übersteigt die Critical Loads bei über 99 % der Rezeptorflächen nach wie vor erheblich. Ein Trend ist seit 1990 bis 2006 nicht erkennbar.

Ein dritter Schwerpunkt des Projektes war die Präzisierung der empirischen Critical Loads nach der Vorgabe der Berner Liste entsprechend LAI-Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ mit Hilfe des BERN-Modells. So enthält der Bericht eine Liste von 389 natürlichen, naturnahen und halbnatürlichen Vegetationseinheiten mit ihrem jeweiligen Beurteilungswert für Stickstoffeinträge.

Abstract

In Saxony the ecological threshold (or Critical Load) for acidification and eutrophication by long range transboundary air pollution is calculated since 1997. This Critical Loads were calculated for forests, fens, heathlands, meadows and pastures and were also compared with the annual depositions of Nitrogen and Sulphur.

The methods and equations for these calculations are in permanent process of discussion and development by the ICP MAPPING AND MODELLING, several scientific and methodological improvements happened since the ICP M&M issued the last manual for Modelling and Mapping Critical Loads.

These improvements were already used for the calculation of the Critical Loads for whole Germany, but not yet for Saxony. The aim of this project was to fill this gap and use the advantages of the new techniques as well as the more detailed background or base information. For example a new soil base map and data from a new vegetation survey were used for the calculations.

One of the main tasks was also to produce figures for the trends of the exceedances of the Critical Loads from the year 1990 till 2006. In order to solve these tasks the newest maps of deposition of Sulphur and Nitrogen were needed.

Some results of these trend analyses indicate a quite obvious reduction of deposition in terms of Sulphur. For example the amount of areas that were severely infected by acidification ($5000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) dropped from 99,5 % in the year 1999 to 3 % in the year 2006.

On the other hand the areas where the Critical Load for Acidification was not exceeded doesn't change a lot (from 0.05 % to 2.34 %).

The Nitrogen deposition that has eutrophic effects on the environment is still on a quite high level so that still on 99 % of the receptor areas the Critical Loads for acidity is exceeded.

It's quite hard to point out a certain trend in the development of the Nitrogen deposition.

Another main task of this project was the improvement of the empirical Critical Load approach by using the so called "BERNER LISTE" received from the LAI Workgroup "Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen" with support of the BERN-Model.

This report contains the list of 389 natural and semi-natural vegetation communities with additional information about their sensitivity for Nitrogen Deposition.

Literaturverzeichnis

- ACHERMANN, B. & R. BOBBINK (Eds.) (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- 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. (Kordinator).
- 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 JAARSVELD, 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.
- DE VRIES W, J KROS, G J REINDS, W WAMELINK, J MOL, H VAN DOBBEN, R BOBBINK, B EMMETT, S SMART, C EVANS, A SCHLUTOW, P KRAFT, S BELYAZID, HU SVERDRUP, A VAN HINSBERG, M POSCH AND JP HETTELINGH (2007): Developments in modelling critical nitrogen loads for terrestrial eco-

- systems in Europe. Wageningen, the Netherlands, Alterra Green World Research, Report 1382, 206 pp.
- 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.
- ERTELD, 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.
- ERTELD, 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 S. 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, T., HAENEL, H-D., RÖSEMANN, C., NAGEL, H-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R., ANSHELM, F. (2007): Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention, Teil 2: Wirkungen und Risiko-

abschätzungen, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion. Abschlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252, UBA-Texte39/08, 275 S., <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3647.pdf>N.

- 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.
- 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 (ed.) (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects: Risks and Trends. In: UBA-Texte 52/04. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). (www.icpmapping.org)
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baumkompartimenten - 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 Standortswandel 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): Ertragstafeln für die Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) im nordostdeutschen Tiefland. Landesforstanstalt Eberswalde.
- LOCKOW, K.-W. (1996): Ertragstafeln 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 p 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.

- RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES VOM 21. MAI 1992 ZUR ERHALTUNG DER NATÜRLICHEN LEBENSÄUUME SOWIE DER WILDLIBENDEN TIERE UND PFLANZEN (FFH-RICHTLINIE), Abl. EG L 206/7 vom 22.07.1992, geändert durch Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27.10.1997, Abl. EG L 305/42.
- 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.
- SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (Hrsg.) (1999): Hilfstafel zur sächsischen Forsteinrichtungs-Dienstanweisung
- 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 Immissionssituation 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).
- 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 p 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): S. 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 vegetations-kundliche 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.
- SCHÖBER, 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).
- SCHÖBER, 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, Miljørapport 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, 43/1, 159-187.
- UN/ECE/CCE (1993): Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination Center for Effects, 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.
- ZÖTTL H W, BRAHMER G, FEGER K-H (1989) Projekt ARINUS: III. Stoffbilanzen und Düngung der Einzugsgebiete. In: *Kfk – PEF* 50, April 1989

Impressum

- Herausgeber:** Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Internet: <http://www.smul.sachsen.de/lfulg>
- Autoren:** PD Dr.-Ing. habil. Angela Schlutow,
Thomas Scheuschner
ÖKO-DATA Strausberg
Hegermühlenstr. 58
15344 Strausberg
Telefon: 03341 3901924
Telefax: 03341 3901926
E-Mail: Angela.Schlutow@oekodata.com
www.oekodata.com
- Redaktion:** siehe Autoren
- Endredaktion:** Öffentlichkeitsarbeit
Präsidialabteilung
- ISSN:** 1867-2868
- Redaktionsschluss:** April 2009

Für alle angegebenen E-Mail-Adressen gilt:

Kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.