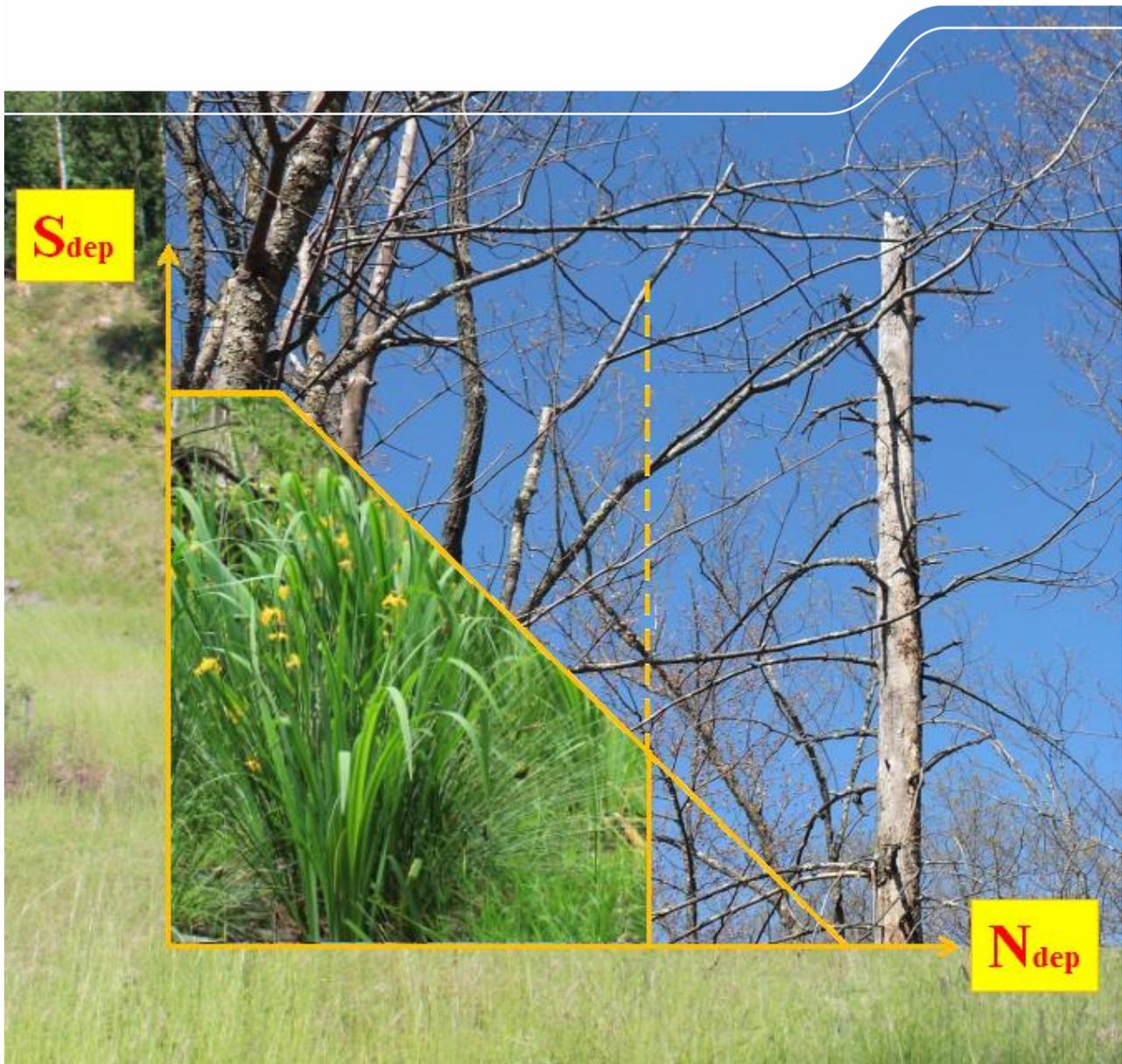


Ökologische Belastungs- grenzen von Ökosystemen



Entwicklung von ökologischen Belastungsgrenzen – Critical Loads – verschiedener Ökosysteme in Abhängigkeit von Klimawandel und Luftschadstoffen im polnisch-sächsischen Grenzraum

Hans-Dieter Nagel, Thomas Scheuschner, Angela Schlutow, Regine Weigelt-Kirchner

1	Berechnung und Kartierung von Critical Load	8
1.1	Grundlagen und Zielstellung der Critical Load Berechnung	8
1.2	Critical Load zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung nach der Massenbilanzmethode	10
1.3	Datengrundlage für die Critical Load Berechnung	14
1.3.1	CORINE 2006 Landnutzungsdaten	14
1.3.2	NATURA 2000 Datenbanken	15
1.3.3	Bodendaten	16
1.3.4	EUNIS Klassifikation der Ökosystemtypen.....	17
1.3.5	Depositionsdaten für das Untersuchungsgebiet	20
1.3.6	Klimadaten für das Untersuchungsgebiet.....	20
1.4	Ableitung der Eingangsgrößen für die Massenbilanzgleichung	22
1.4.1	Deposition basischer Kationen und Chlor – BC_{dep} und Cl_{dep}	23
1.4.2	Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung - BC_w	23
1.4.3	Entzug von Stickstoff und basischen Kationen durch die Vegetation - N_u und BC_{up}	24
1.4.4	Immobilisierung von Stickstoff - N_i	24
1.4.5	Zulässiger Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser - N_{le}	25
1.4.6	Sickerwasserrate – PS oder Q_{le}	26
1.4.7	Denitrifikationsfaktor – f_{de}	26
1.4.8	Auswaschung von Säureneutralisationskapazität – $ANC_{le(crit)}$	27
2	Critical Load Berechnung für das KLAPS Gebiet	27
2.1	Critical Load für das Basisklima (Klimaperiode 1971 - 2000)	28
2.1.1	Critical Load zum Schutz vor Versauerung	28
2.1.2	Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung	30
2.2	Critical Load nach verschiedenen Klimaszenarien	33
2.2.1	Critical Load nach dem Klimaszenario A1B.....	33
2.2.2	Critical Load im Vergleich aller untersuchten Klimaszenarien	37
2.2.3	Diskussion der Trends von klimabeeinflussten Critical Load	40
3	Überschreitung der Critical Load im Basisklima	44
4	Bewertung der Auswirkungen von Schadstoffeinträgen und Klimawandel auf die Gefährdung von Ökosystemen	48
5	Ergebnisvergleich mit anderen Studien	54
6	Zusammenfassung	58

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Critical Load als Grenz- und Zielwerte in der Luftreinhaltepolitik.....	9
Abbildung 2:	Grundformen der Critical Load Funktion für Versauerung (links) und zusätzlich für Eutrophierung (rechts).....	13
Abbildung 3:	Critical Load Funktion und Ableitung der Überschreitungsklassen	13
Abbildung 4:	Verwendete Landnutzungsklassen nach CORINE (2006) – nicht verwendete Nutzungstypen oder Bereiche mit unzureichenden Eingangsdaten ohne Farbcodierung	14
Abbildung 5:	NATURA 2000 Flächen im Untersuchungsgebiet	15
Abbildung 6:	Übersicht der Bodenklassifikation nach der Europäischen Bodendatenbank	16
Abbildung 7:	Verwitterungsraten abgeleitet aus der Bodenklassifikation – Ohne Darstellung sind Flächen ohne gültige Rezeptoren (Siedlungen, Seen, Abraumhalden usw.) oder mit Lücken im Bodeneingangsdatensatz	17
Abbildung 8:	Ökosystemtypen nach EUNIS Klassifikation	19
Abbildung 9:	Depositionstrend im Untersuchungsgebiet.....	20
Abbildung 10:	Jahresdurchschnittstemperatur im langjährigen Mittel 1971 – 2000 (Basisklima).....	21
Abbildung 11:	Jahressummenniederschlag im langjährigen Mittel 1971 – 2000 (Basisklima)	21
Abbildung 12:	Entwicklung der Jahresmitteltemperatur nach dem Szenario A1B.....	22
Abbildung 13:	Entwicklung des Jahressummenniederschlags nach dem Szenario A1B	22
Abbildung 14:	Temperaturabhängige Stickstoffimmobilisierung.....	25
Abbildung 15:	Critical Load zum Schutz vor Versauerung	29
Abbildung 16:	Critical Load für Versauerung der verschiedenen CORINE Klassen.....	30
Abbildung 17:	Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung	32
Abbildung 18:	Critical Load für Eutrophierung der verschiedenen CORINE Klassen.....	33
Abbildung 19:	Veränderungen der Critical Load für Versauerung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2021 – 2050.....	34
Abbildung 20:	Veränderungen der Critical Load für Versauerung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2071 – 2100.....	35
Abbildung 21:	Veränderungen der Critical Load für Eutrophierung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2021 – 2050.....	36
Abbildung 22:	Veränderungen der Critical Load für Eutrophierung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2071 – 2100.....	37
Abbildung 23:	Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario A1B	38
Abbildung 24:	Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 2.6.....	38
Abbildung 25:	Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 8.5 Lauf 1	39
Abbildung 26:	Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 8.5 Lauf 2.....	39
Abbildung 27:	Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 8.5 Lauf 3.....	40
Abbildung 28:	Critical Load für Eutrophierung für alle verfügbaren Klimaszenarien	42
Abbildung 29:	Critical Load für Versauerung für alle verfügbaren Klimaszenarien	43
Abbildung 30:	Anteil der Ökosysteme mit einem Versauerungsrisiko	44
Abbildung 31:	Anteil der Ökosysteme mit einem Eutrophierungsrisiko	45
Abbildung 32:	Einhaltung bzw. Überschreitung der Critical Load für Versauerung im Jahr 2010	46
Abbildung 33:	Überschreitung der Critical Load für Versauerung im zeitlichen Verlauf	46
Abbildung 34:	Einhaltung bzw. Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im Jahr 2010	47
Abbildung 35:	Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im zeitlichen Verlauf	47
Abbildung 36:	Risikoklassen für den aktuellen $CL_{nut}N$ und der aktuelle Stickstoffbelastung (2010).....	49
Abbildung 37:	Risikoklassen für den aktuellen $CL_{nut}N$ und der zukünftigen Stickstoffbelastung (2030).....	49
Abbildung 38:	Risikoklassen für den $CL_{nut}N$ (A1B 1971 – 2000) und der Stickstoffbelastung (2030)	50
Abbildung 39:	Risikoklassen für den zukünftigen $CL_{nut}N$ (A1B 2021 – 2050) und der zukünftigen Stickstoffbelastung (2030).....	51
Abbildung 40:	Risikoklassen für den zukünftigen $CL_{nut}N$ (A1B 2071 – 2100) und der zukünftigen Stickstoffbelastung (2030).....	51

Abbildung 41:	Risikoklassen für die Eutrophierung der Ökosysteme in Abhängigkeit von den Schadstoffeinträgen und klimaabhängigen Critical Load	52
Abbildung 42:	Vergleich der deutschen (DE) und polnischen Datensätze (PL) für CL_{maxS} (links) und CL_{maxN} (rechts). Quelle: Mill et al. (2013)	54
Abbildung 43:	Vergleich der deutschen (DE) und polnischen Datensätze (PL) für CL_{nutN}	54
Abbildung 44:	Anteil der im Jahr 2020 vor Versauerung geschützten Ökosysteme für Tschechien, Polen und Deutschland insgesamt sowie für das KLAPS-Gebiet unter verschiedenen Klimaszenarien	56
Abbildung 45:	Anteil der im Jahr 2020 vor Eutrophierung geschützten Ökosysteme für Tschechien, Polen und Deutschland insgesamt sowie für das KLAPS-Gebiet unter verschiedenen Klimaszenarien	57

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet	14
Tabelle 2:	Zulässige Stickstoffkonzentrationen zum Schutz der Vegetation	25
Tabelle 3:	Zuordnung der Denitrifikationsfaktoren.....	27
Tabelle 4:	Sensitivitätsklassen des CL_{maxS}	29
Tabelle 5:	Sensitivitätsklassen des CL_{nutN}	31
Tabelle 6:	Statistische Auswertung der klimatisch bedingten Änderung der Critical Load.	41
Tabelle 7:	Kriterien zur Bestimmung der Gefährdungsklasse	48

Abkürzungsverzeichnis

BÜK	Bodenübersichtskarte Deutschlands, Maßstab 1:1Mio. (BÜK1000)
CBD	Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD)
CL	Critical Load
CLC	CORINE Land Cover, Karte der Bodennutzung nach dem europäischen CORINE Projekt
CLF	Critical Load Funktion
CLRTAP	Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 der UNECE (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP)
CORINE	Karte der Bodenbedeckung, CORINE Land Cover 2006 (CLC 2006), siehe http://sia.eionet.europa.eu/CLC2006
DWD	Deutscher Wetterdienst
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), siehe www.emep.int
EUNIS	Europäische Klassifikation der Ökosysteme, European Nature Information System (EUNIS), siehe eunis.eea.europa.eu
FFH	Schutzgebiete nach der Flora, Fauna, Habitat Direktive, im englischen Sprachraum Special Areas of Conservation (SAC)
GIS	Geografisches Informationssystem
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
NATURA 2000	nach der europäischen Schutzverordnung ausgewiesene Gebiete
SAC	Schutzgebiete nach der Flora, Fauna, Habitat Direktive, im englischen Sprachraum Special Areas of Conservation (SAC)
SMB	Einfache Massenbilanzmethode (Simple Mass Balance)
SPA	Vogelschutzgebiete, im englischen Sprachraum Special Protection Areas (SPA)
UBA	Umweltbundesamt

1 Berechnung und Kartierung von Critical Load

1.1 Grundlagen und Zielstellung der Critical Load Berechnung

Im Zeitraum von April 2012 bis Juni 2014 läuft das über das operationelle Programm der grenzübergreifenden Zusammenarbeit Sachsen - Polen umgesetzte Projekt KLAPS (Klimawandel, Luftverschmutzung und Belastung von Ökosystemen im polnisch-sächsischen Grenzraum), in dem Auswirkungen des rezenten und vorhergesagten Klimawandels sowie der Einfluss von Luftschadstoffen auf die Ökosysteme untersucht werden sollen.

Klimawandel und Luftverschmutzung stellen zwei der größten Herausforderungen zum Schutz der Ökosysteme und zum Erhalt der biologischen Vielfalt dar. Zur Bewertung deren Auswirkungen hat sich das Konzept der ökologischen Belastungsgrenzen – Critical Loads – bewährt. Critical Loads sind Grenzwerte für luftgetragene Schadstoffeinträge, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung es weder akut noch langfristig zu schädigenden Wirkungen auf empfindliche Ökosysteme kommt. Diese spiegeln laut Definition des International Cooperative Programme (ICP) Modelling & Mapping stets den aktuellsten Stand des Wissens wider. Derzeit werden Critical Loads auf regionaler und nationaler Ebene, u. a. bei der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, ebenso wie im internationalen Maßstab (z. B. Thematische Strategie der EU zur Luftreinhaltung; EU-NEC-Richtlinie; Göteborg-Protokoll der UNECE) genutzt, um die Überschreitung kritischer Belastungsraten durch die Schadstoffdepositionen weiter zu reduzieren und die Einhaltung der gesetzten Umweltqualitätsziele zu überprüfen.

Die kombinierte Betrachtung von Klimaprojektionen, Schadstoffeinträgen und ökologischen Belastungsgrenzen im polnisch-sächsischen Grenzraum bildet einen neuen Ansatz zur Bewertung von Risiken und zur Kontrolle der Wirkungen von Maßnahmen des Umweltschutzes. Grenzübergreifend soll dargestellt werden, für welche Ökosysteme (Wälder und naturnahe bzw. semi-natürliche Ökosysteme der Offenlandschaft) aktuell und zukünftig ein hohes Risikopotenzial besteht. Dazu sind sowohl aktuelle als auch zukünftige ökologische Belastungsgrenzen unter Einbeziehung von Klimaszenarien zu bestimmen, um die mögliche Spannbreite der Entwicklungen abschätzen zu können.

Den Critical Loads werden die tatsächlichen Depositionen atmosphärischer Schadstoffe („Actual“ oder auch „Deposition Loads“) gegenübergestellt. Aus der Differenz der beiden Größen ergibt sich, ob die Belastungsgrenzen eingehalten oder überschritten werden. Bei einer Überschreitung („Exceedance“) der Critical Loads sind Maßnahmen zur Reduzierung der Schadstoffbelastung notwendig. Dabei ist das generelle Ziel die Einhaltung der Critical Loads, auf dem Weg dahin sind Zwischenziele („Target Loads“) möglich (vgl. Abbildung 1).

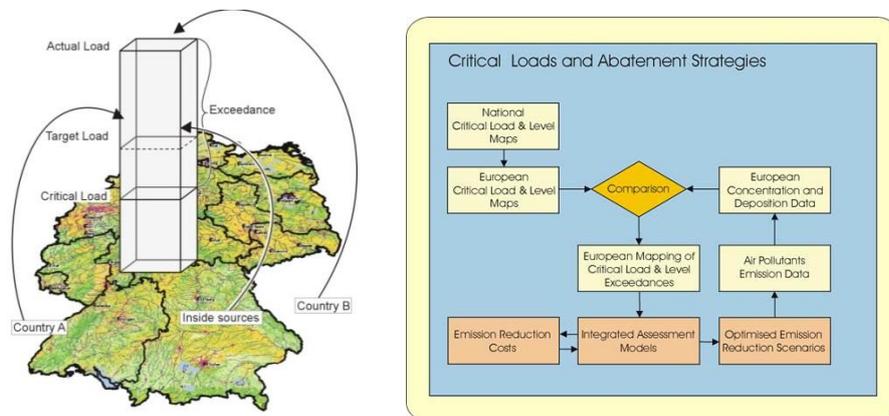


Abbildung 1: Critical Load als Grenz- und Zielwerte in der Luftreinhaltepolitik

In Übereinstimmung mit den Zielen der Luftreinhaltepolitik und zur Unterstützung der naturschutzrechtlichen Regularien werden die atmosphärischen Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen modelliert, kartiert und im Hinblick auf die Gefährdung der Ökosysteme / Biodiversität durch Vergleich mit kritischen Belastungsschwellen bewertet.

Durch die Bestimmung und Kartierung von Critical Load wird die Höhe der jeweils tolerierbaren, weil langfristig unschädlichen, Deposition ausgewiesen, die sich allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems / Rezeptors richtet. Damit gilt beispielsweise für einen Fichtenwald ein anderer Wert als für einen Buchenwald auf dem gleichen Standort, und ein Ökosystem mit einem sandigen Boden ist empfindlicher als eines mit einem kalkreichen Lehmboden. Die Bestimmung von Critical Load stellt damit eine wesentliche Grundlage für die Anwendung des Vorsorgeprinzips im Umweltschutz dar.

Methodisch unterscheiden sich bei der Bestimmung der Critical Load drei 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 mehreren Workshops wurden von den europäischen Experten unter Federführung von Achermann & Bobbink (2003) sowie Bobbink & Hettelingh (2011) empirische Critical Load für Stickstoff den verschiedenen Ökosystemtypen Europas zugeschrieben, die den gegenwärtigen Erkenntnisstand widerspiegeln. Diese empirischen Werte wurden in modifizierter Form auch von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz zur Bewertung von Stickstoffeinträgen übernommen (LAI 2012).

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. umwandelnden 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.

Einige der Prozesse, die bei Bestimmung der Critical Load Berücksichtigung finden, sind klimaabhängig. So stehen z. B. Verwitterungsprozesse und N-Immobilisierung in Wechselwirkung mit der Temperatur, während der akzeptable Austrag von Stickstoff und die Säureneutralisationskapazität von der Sickerwasserrate des Niederschlags abhängen. Die Massenbilanzmethode wird gegenwärtig in den meisten Fällen einer empirischen Betrachtung vorgezogen. Eine ausreichende Datenverfügbarkeit gewährleistet genauere Aussagen zur Sensitivität des Ökosystems. Ein Nachteil der Massenbilanzmethode ist, dass die Aussagen ein Gleichgewicht des Ist-Zustandes (steady state) abbilden, zeitlich sich ändernde Prozesse und die Dynamik des Ökosystems werden nicht erfasst.

Dynamische Modelle

Bei den dynamischen Modellen ist der Zeitbezug gewährleistet. Damit können auch Entwicklungsszenarien beschrieben und verschiedene Depositionsmengen in ihren Auswirkungen dargestellt werden. Auch Klimaprognosen lassen sich in ihren Auswirkungen darlegen. Allerdings stellen die dynamischen Modelle sehr hohe Ansprüche an die Datenverfügbarkeit bzw. die modellhafte Abbildung ökosystemarer Zusammenhänge. Deshalb werden dynamische Ansätze in der Regel bei Einzelfallstudien angewendet und ergänzen oft die Untersuchungen nach der Massenbilanzmethode.

Allen drei Ansätzen ist gemeinsam, dass für einen konkreten Ökosystemtyp an einem definierten Standort die Critical Load bestimmt bzw. berechnet werden. Das Ausmaß ihrer Überschreitungen bildet dann die Grundlage für Maßnahmen zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung und für die Luftreinhaltepolitik im lokalen oder regionalen Maßstab ebenso wie auf Bundesebene.

1.2 Critical Load zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung nach der Massenbilanzmethode

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anwendung der Massenbilanzmethode entsprechend Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) nach folgender Gleichung berechnet, die die wichtigsten Quellen und Senken berücksichtigt:

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

wobei:

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

S = Schwefelverbindungen

N = Stickstoffverbindungen

BC_{dep} = Rate der natürlichen Deposition basischer Kationen $Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^++Na^+$ [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

Cl_{dep} = Rate der Deposition von Cloridionen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

BC_w = Freisetzungsrate basischer Kationen durch die Verwitterung $Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^++Na^+$ [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

Bc_u = Nettoaufnahmebasischer Kationen durch die Vegetation $Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^+$ [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

N_i = Stickstoff-Immobilisierungsrate [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

N_u = Nettoaufnahmebasischer Stickstoff durch die Vegetation [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

N_{de} = Denitrifikationsrate von Stickstoff [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

$ANC_{le(crit)}$ = Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

In die Critical Load-Berechnung gehen zwei verschiedene Summationen für die basischen Kationen ein:

Gesamtsumme der basischen Kationen

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

Summe der basischen Nährkationen für Pflanzen

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

Zu den maßgeblichen Prozessen, die den Säureeinträgen gegenüber stehen, gehören die Verwitterung und die Deposition basischer Kationen, die wiederum jedoch vermindert werden durch den Stoffentzug mit der Biomasse sowie durch die Auswaschung von Säureneutralitätskapazität mit dem Sickerwasser.

Da einige Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (N-Pflanzenaufnahme, Denitrifizierung und N-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:

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

Unter Berücksichtigung der für den Stickstoff zusätzlich zur Verfügung stehenden Senkenprozesse kann als Belastungsgrenze für Versauerung entsprechend auch der maximal zulässige Stickstoffeintrag ermittelt werden nach

$$CL_{max}(N) = N_u + N_i + N_{de} + CL_{max}(S)$$

woraus sich ergibt

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

mit:

N_u = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate mit der Vegetation [$kg N ha^{-1} a^{-1}$]

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

f_{de} = Denitrifikations-Faktor (siehe Manual, ICP Modelling & Mapping 2010)

Die ökologischen Belastungsgrenzen sind in Äquivalenteinheiten angegeben. 1000 Äquivalente entsprechen etwa 16 kg Schwefel (als Sulfat) oder 14 kg Stickstoff. Die Critical Load für die versauernde Wirkung von Stickstoffeinträgen liegen etwas höher, da Anteile des Stickstoffs ja von der Vegetation als Nährstoff ökosystemverträglich aufgenommen werden. Solange die Quelle der Säureeinträge nicht eindeutig zu ermitteln ist, wird im Sinne des Vorsorgeprinzips der Critical Load in Schwefeleinheiten $CL_{max}(S)$ als Belastungsgrenze verwendet.

Auch der Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung wird nach der Massenbilanzmethode bestimmt. Die nach Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) zur Anwendung kommende Formel geht von folgendem Gleichgewicht der Ein- und Austräge aus:

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

wobei:

N_{dep} = Depositionsrate von Stickstoff [$kg N ha^{-1} a^{-1}$]

N_{le} = Tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [$kg N ha^{-1} a^{-1}$]

N_{de} = Denitrifikationsrate von Stickstoff [$kg N ha^{-1} a^{-1}$]

Für alle Prozesse wird von vornherein angenommen, dass sie depositionsunabhängig formuliert werden können (Nagel & 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 maximal zulässigen, akzeptablen Stickstoffdepositionswert

$CL_{nut}(N)$, 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 von den natürlichen Eigenschaften der betrachteten Ökosysteme bestimmt. Die zulässige Stickstoffdeposition kann dabei als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und Stoffausträgen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand).

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

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

wobei:

$CL_{nut}(N)$ = Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag [$kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

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

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

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

N_{de} = Denitrifikationsrate von Stickstoff [$kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

Wie gezeigt können die Wirkungen von Versauerung und Eutrophierung getrennt voneinander betrachtet und die entsprechenden kritischen Belastungsgrenzen (Critical Load) für Säurebildner und eutrophierenden Stickstoff bestimmt werden. Zielführender ist jedoch, die versauernd wirkenden Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die Eutrophierungswirkung des Stickstoffs im Zusammenhang zu bewerten. Dadurch lassen sich dann auch notwendige Maßnahmen zur Senkung des Schadstoffeintrags effizienter ableiten. Mit Hilfe der berechneten Critical Load wird zu diesem Zweck eine Critical-Load-Funktionen (CLF) generiert. Die Abbildung 2 zeigt den idealisierten Verlauf einer Critical-Load-Funktion.

Sind die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdosition bekannt, wie es im Untersuchungsgebiet der Fall ist, kann mit Hilfe der Critical-Load-Funktion eine schadstoffspezifische Risikobewertung vorgenommen werden. Dabei wird vom aktuellen Depositionswert die kürzeste Distanz („Exceedance“) zur Critical-Load-Funktion dargestellt und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet (vgl. Abbildung 3).

Für die Critical Load-Funktion werden bestimmt:

- maximaler zulässiger Eintrag von versauernden Schwefelverbindungen $CL_{max}(S)$, der unter der Annahme errechnet wird, dass ausschließlich Schwefel- und keine Stickstoffverbindungen ($N_{dep}=0$) zur Versauerung beitragen;
- Critical Load für den zulässigen versauernd wirkenden Stickstoffeintrag $CL_{max}(N)$, der analog zum maximalen Schwefeleintrag unter der Annahme bestimmt wird, dass ausschließlich Stickstoff zu den Versauerungsprozessen führt ($S_{dep}=0$);
- maximale Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen $CL_{nut}(N)$, wobei dieser Wert für den Fall $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$ die Funktion begrenzt;
- Wert für den minimal notwendigen Stickstoffeintrag $CL_{min}(N)$, da dieser als Nährstoff nicht völlig aus dem System herausgenommen und deshalb, anders als beim Schwefel, die Stickstoffdeposition nicht auf den Wert Null reduziert werden kann. Der Wert ergibt sich aus $CL_{min}(N) = N_u + N_i$.

Aus der Kenntnis der Eintragsraten von Schwefel und Stickstoff ergibt sich ein Depositionspunkt, aus dessen Lage zur Critical-Load-Funktion nun die Einhaltung oder Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ersichtlich wird (vgl. Abbildung 3). Ebenso lassen sich Strategien zum Erreichen der Critical Load ableiten und die Anteile der dafür notwendigen Minderung der Schwefel- und / oder Stickstoffdeposition bestimmen.

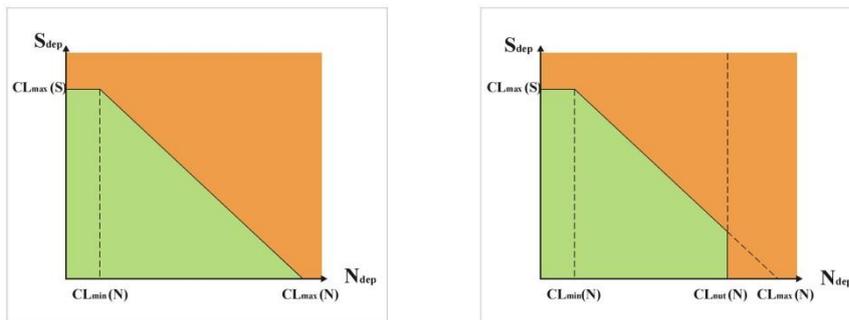


Abbildung 2: Grundformen der Critical Load Funktion für Versauerung (links) und zusätzlich für Eutrophierung (rechts)

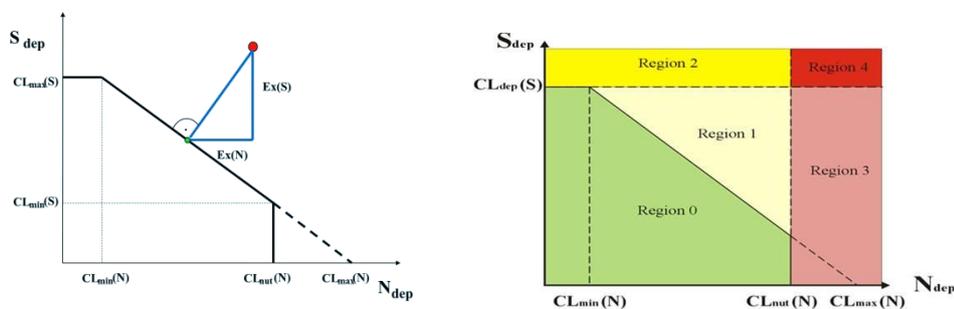


Abbildung 3: Critical Load Funktion und Ableitung der Überschreitungsklassen

Die Überschreitung der Critical Load ergibt sich aus der kürzesten Verbindung vom Depositionspunkt zur Grenzlinie der Critical Load Funktion (vgl. Abbildung 3 links).

Bedeutung der Regionen (vgl. Abbildung 3 rechts):

- Region 0 = keine Minderungsmaßnahmen notwendig,
- Region 1 = wahlweise N und/oder S Minderung,
- Region 2 = zwingend Einträge von S mindern,
- Region 3 = Minderung von N-Einträgen erforderlich,
- Region 4 = Minderung von S- und N-Einträgen notwendig.

1.3 Datengrundlage für die Critical Load Berechnung

1.3.1 CORINE 2006 Landnutzungsdaten

Nach den CORINE 2006 Daten (CLC2006) haben Wald- und andere naturnahe Ökosysteme einen Flächenanteil von 42,6 % im Untersuchungsgebiet (vgl. Tabelle 1). Diese von menschlicher Aktivität weniger beeinflussten natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme bilden die ökologischen Rezeptoren für die Critical Load Berechnung (siehe Abbildung 4). In den folgenden Abbildungen sind Gebiete mit anderen Nutzungsarten (Siedlungen, Seen, Abraumhalden usw.) oder Gebiete mit unzureichenden Eingangsdaten (z.B. in der Hintergrunddatenbank der Bodendaten) farblich nicht codiert und erscheinen daher in der Hintergrundfarbe.

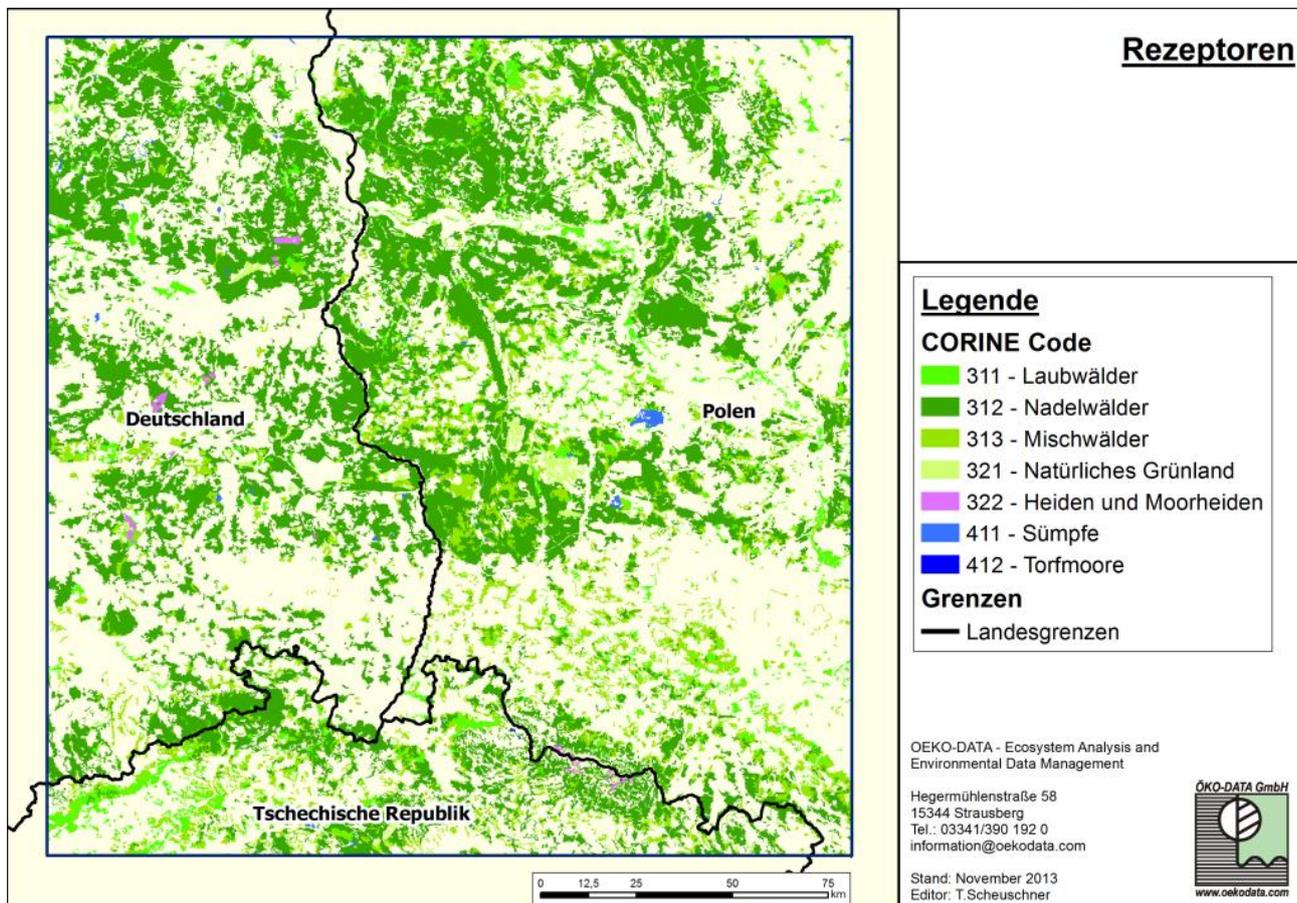


Abbildung 4: Verwendete Landnutzungsklassen nach CORINE (2006) – nicht verwendete Nutzungstypen oder Bereiche mit unzureichenden Eingangsdaten ohne Farbcodierung

Tabelle 1: Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet

CORINE Code	Beschreibung	Fläche im UG [Rasterzellen]	Anteil im UG [%]	Anteil an den Rezeptoren [%]
311	Laubwälder	4844	6,0	14,1
312	Nadelwälder	19376	24,0	56,4
313	Mischwälder	9276	11,5	27,0
321	Natürliches Grünland	481	0,6	1,4

CORINE Code	Beschreibung	Fläche im UG [Rasterzellen]	Anteil im UG [%]	Anteil an den Rezeptoren [%]
322	Heiden und Moorheiden	137	0,2	0,4
411	Sümpfe	172	0,2	0,5
412	Torfmoore	69	0,1	0,2
Summe:		34355	42,6	100,00

1.3.2 NATURA 2000 Datenbanken

Die NATURA 2000 Datenbank besteht in der Regel aus zwei Teilen. In einem Teil können die Ergebnisse der Digitalisierung visualisiert werden, welche in einem ESRI Shape Format vorliegen. Dieser Datensatz beinhaltet die Informationen über die Ausdehnung von Biosphärenreservaten, National Parks, Naturparks, Landschaftsschutzgebieten, Flora-Fauna-Habitate Gebiete (SAC) und Vogelschutzgebiete (SPA) (siehe Abbildung 5).

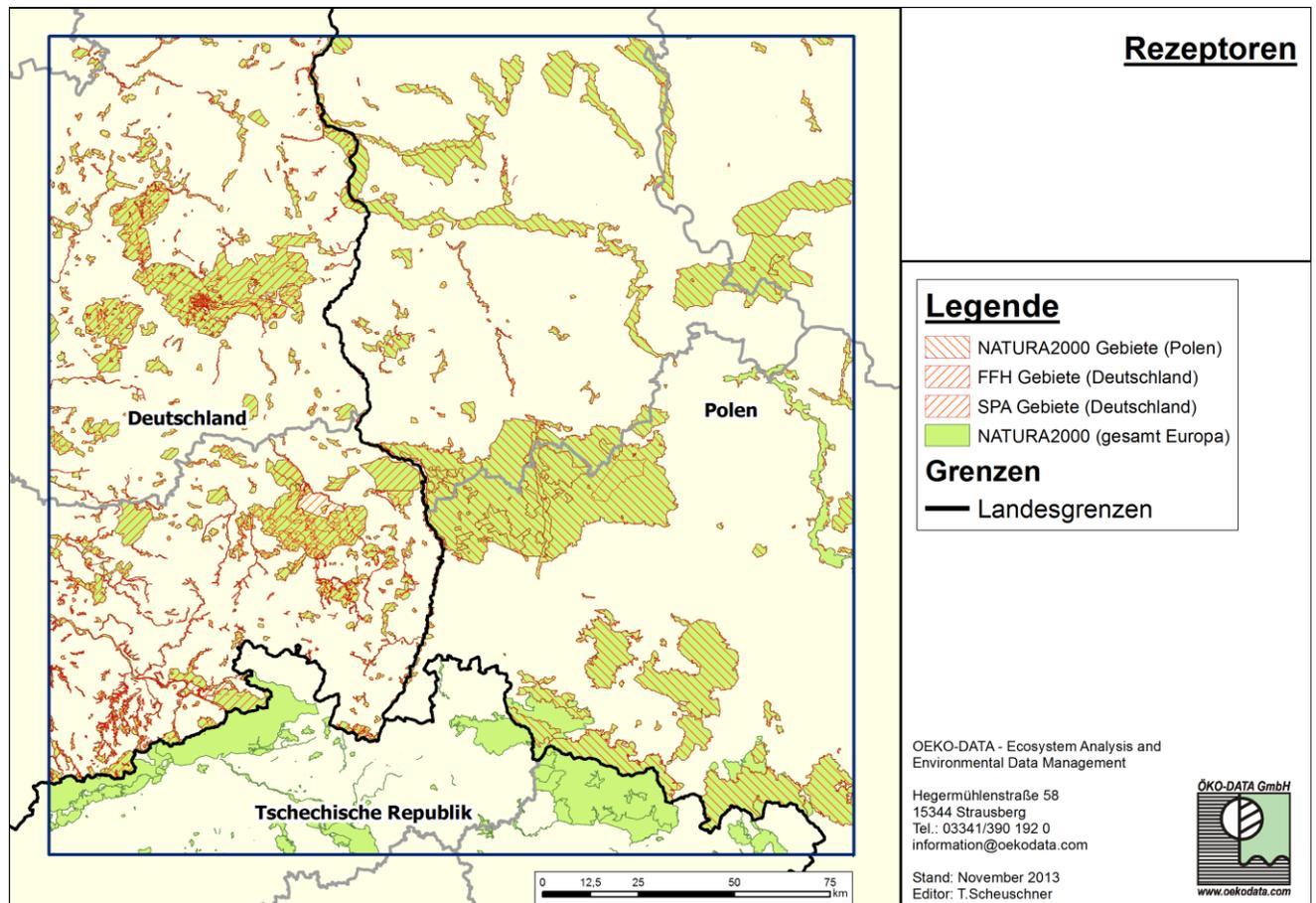


Abbildung 5: NATURA 2000 Flächen im Untersuchungsgebiet

Der zweite Teil der Datenbanken besteht aus den Standarddatenbögen, welche die Informationen der Vegetationsaufnahmen enthalten. Hierbei sind vor allem die Klassifikation der Lebensraumtypen (LRT) und deren statistische Auswertung von Bedeutung.

Die Critical Load Berechnung nach der Massenbilanzmethode bietet verschiedene Möglichkeiten zur Abschätzung des Eutrophierungs- und/oder Versauerungsrisikos. Die NATURA 2000 Gebiete sind Bereiche mit be-

sonderem ökologischem Wert. Ein umfassender Schutz bedarf in der Regel einer gesonderten Betrachtung, welche die speziellen Schutzziele einbezieht. Diese zusätzlichen Betrachtungen waren nicht Bestandteil dieses Projektes.

1.3.3 Bodendaten

Eine Reihe von Informationen aus Bodendaten sind für die Critical Load Berechnung erforderlich, um solche Terme wie die Verwitterungsrate basischer Kationen (BCw) oder die Säureneutralisationskapazität (ANC) zu bestimmen. Die weitere Spezifizierung der EUNIS¹ Ökosystemtypen aus den CORINE Landnutzungsdaten benötigt ebenfalls Informationen aus den Bodendaten.

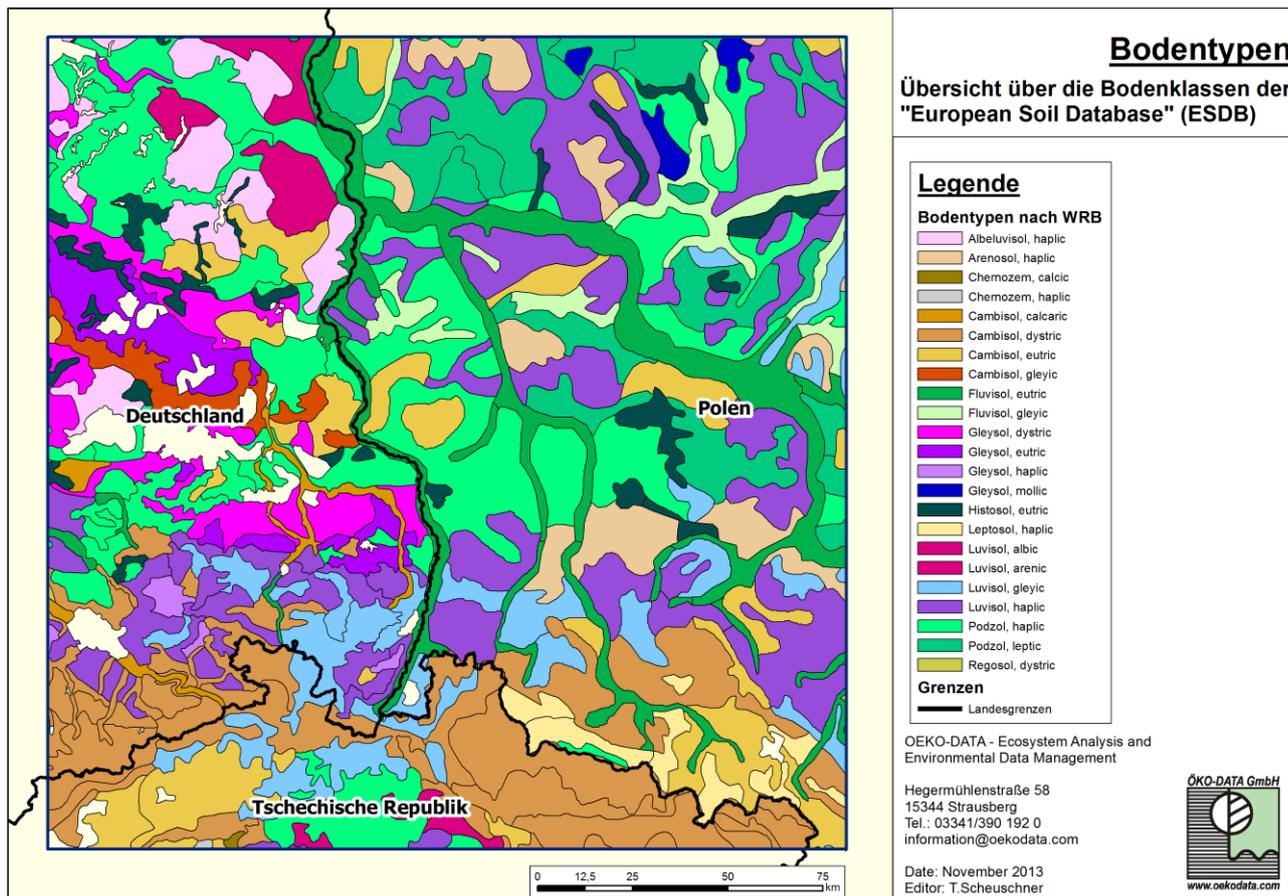


Abbildung 6: Übersicht der Bodenklassifikation nach der Europäischen Bodendatenbank

Um eine konsistente Datengrundlage für das gesamte Untersuchungsgebiet zu verwenden wurde auf die Europäische Boden Datenbank (European Soil Database Version v2.0)² zurückgegriffen. Diese nach der Registrierung beim Joint Research Centre (JRC) frei zugängliche Datenbank stellt über ein Webportal (<http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/>) verschiedene Datensätze in unterschiedlichen Datenformaten zur Verfügung. Für dieses Projekt wurde vorrangig der Datensatz „SGDB_PTR“ verwendet, welcher als Polygondatensatz flächendeckend zur Verfügung stand.

Die aktuelle Version (4.0) ist in einer Auflösung 1:1.000.000 verfügbar und enthält ca. 60 Parameter welche unter anderem die Textur und die Ausgangsgesteine der Bodentypen beschreiben. Eine Übersicht über die

1 Europäische Klassifikation der Ökosysteme, European Nature Information System (EUNIS), siehe eunis.eea.europa.eu

2 ESDB v2.0: "The European Soil Database distribution version 2.0, European Commission and the European Soil Bureau Network, CD-ROM, EUR 19945 EN, 2004".

Bodentypen findet sich in Abbildung 6. Eine wesentliche Größe für die Critical Load Berechnung, die daraus abgeleitet wird, ist die Verwitterungsrate basischer Kationen im Boden (vgl. Abbildung 7).

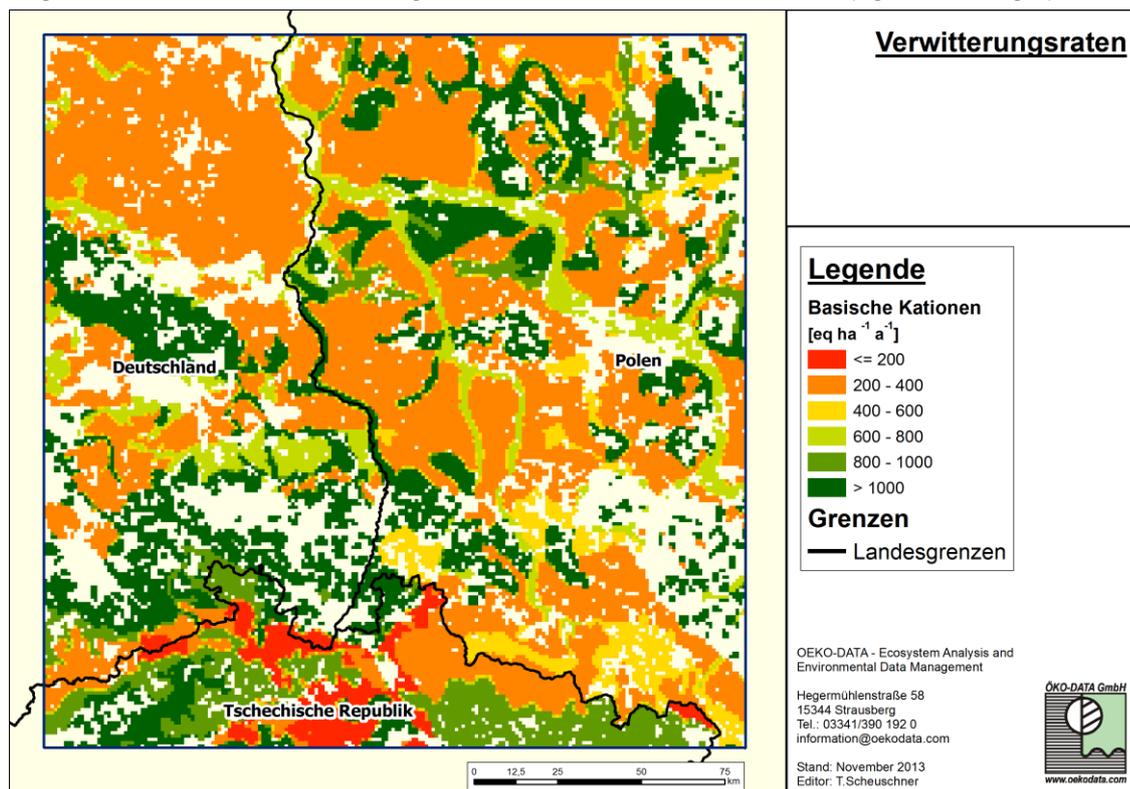


Abbildung 7: Verwitterungsraten abgeleitet aus der Bodenklassifikation – Ohne Darstellung sind Flächen ohne gültige Rezeptoren (Siedlungen, Seen, Abraumhalden usw.) oder mit Lücken im Bodeneingangsdatensatz

1.3.4 EUNIS Klassifikation der Ökosystemtypen

Aus der Kombination des CORINE Datensatzes und den Bodendaten können vorherrschende Vegetationsgesellschaften abgeleitet und einem Biotoptyp nach EUNIS³-Klassifikation zugeordnet werden.

Derzeit liegt keine flächendeckende Karte der Rezeptoren auf Basis der EUNIS-Klassifikation vor. Gleichzeitig erweist sich die Vegetationsklassifikation der CORINE Datenbank als zu grob, um direkt EUNIS Klassen mit hinreichend detailliertem Informationslevel ableiten zu können.

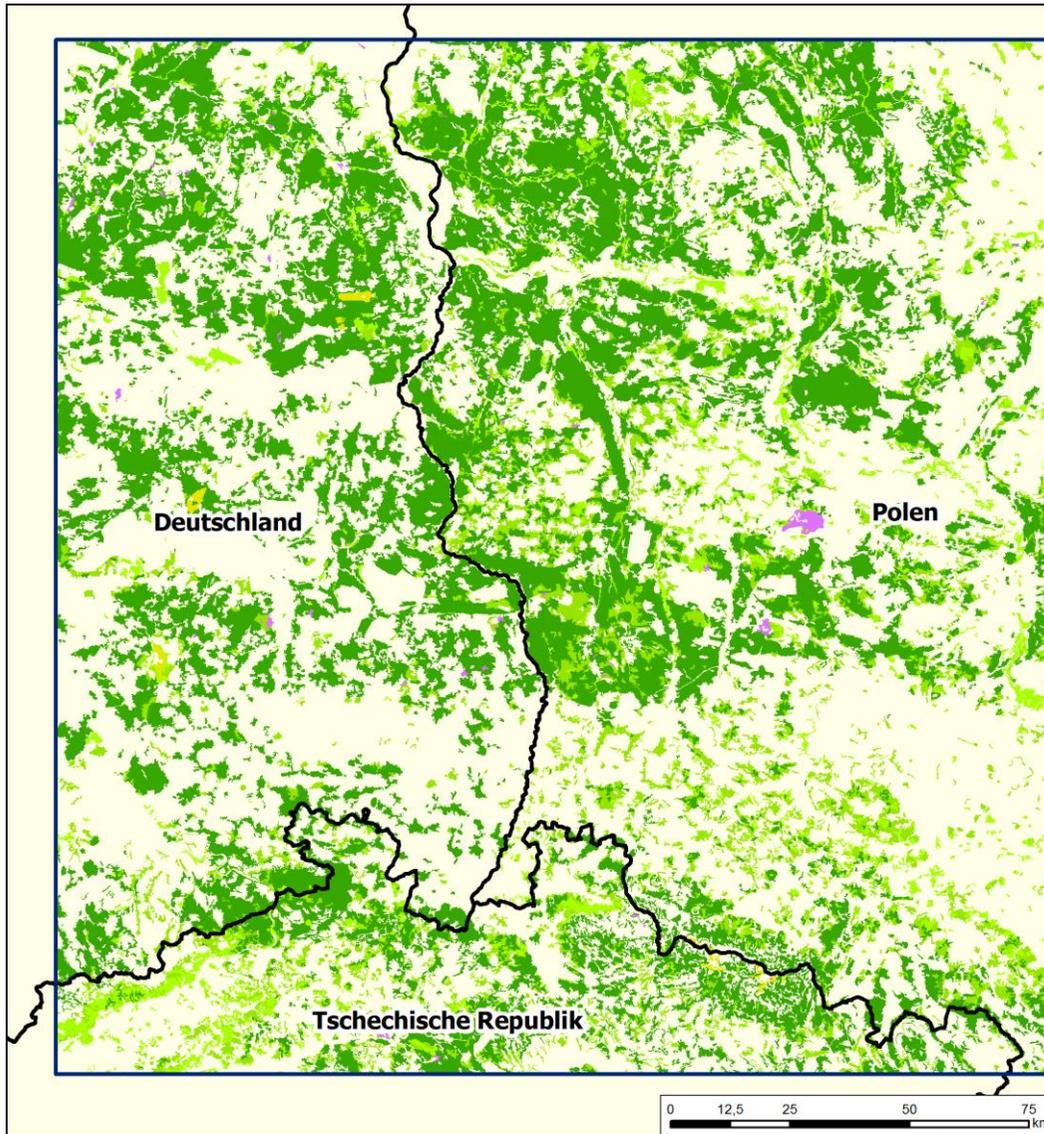
Daher wurden aus den 30 im CORINE Datensatz des Untersuchungsgebietes vorhandenen Klassen 7 ausgewählt, welche mit Blick auf potenzielle Rezeptoren sinnvoll erscheinen. Für jede der genannten Klassen wurde eine Abschätzung getroffen, welche EUNIS Klasse unter Einbeziehung der Informationen aus den Bodendaten am wahrscheinlichsten ist. Dadurch wurde gewährleistet, dass bodenchemische und hydrologische Aspekte in die Betrachtung einbezogen wurden. Die entstandene Zuordnungsmatrix umfasst 137 Kombinationstypen, wobei 41 verschiedene EUNIS Klassen mit unterschiedlichem Detaillevel zugeordnet werden konnten. Die Flächendaten des CORINE und Boden Datensatzes wurden mit Hilfe eines GIS zusammengeführt und darüber hinaus mit dem Analyseraster verschnitten. Dadurch ist es möglich, für jede Analysezelle des Critical Load Datensatzes folgende Aussagen zu treffen:

- a) welche EUNIS Klassen sind möglich bzw. am wahrscheinlichsten und
- b) welche EUNIS Klasse ist flächendominant innerhalb einer Analysezelle.

³ Europäische Klassifikation der Ökosysteme, European Nature Information System (EUNIS), siehe eunis.eea.europa.eu

Der entstandene Datensatz wurde in eine ESRI Personal Geodatabase überführt, um die Zuordnungsmatrix anwenden zu können. Nachdem nun ungeeignete EUNIS Klassen (z. B. Strauchplantagen (Typ FB) oder nicht ausdifferenzierte Habitatkomplexe (Typ X)) ausgeklammert wurden, konnte eine Karte der Ökosystemtypen erstellt werden. Das Ergebnis der beschriebenen Zuordnung ist in Abbildung 8 dargestellt.

Rezeptoren



Legende

Laubwald
G1A.16
G1.91
G1.87
G1.66
G1.65
G1.63
G1.61
G1.43
G1.41
G1.221
Nadelwald
G3.E2
G3.42
G3.1F
G3.1D
G3.1C
G3.1B
B1.71
Mischwald
G4.8
G4.71
G4.6
G4.5
G4.4
G4.1
Heiden und Moorheiden
F4.262
F4.21
E3.52
Sümpfe und Torfmoore
E3.43
D5.21
D2.3D
D2.32

OEKO-DATA - Ecosystem Analysis and
Environmental Data Management

Hegermühlenstraße 58
15344 Strausberg
Tel.: 03341/390 192 0
information@oekodata.com

Stand: November 2013
Editor: T.Scheuschner



Abbildung 8: Ökosystemtypen nach EUNIS Klassifikation

1.3.5 Depositionsdaten für das Untersuchungsgebiet

Die Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen wurden für alle betrachteten Szenarien mit dem FRAME-Modell berechnet und von der Universität Wroclaw (Department of Climatology and Atmosphere Protection Wroclaw University) bereitgestellt (Kryza et al. 2013). Verwendet wurden die Datensätze zu den mittleren Jahresdepositionen in den Jahren 2000, 2005, 2010, 2015, 2020, 2025 und 2030. Die Ergebnisse dieser Depositionsmodellierung werden in Kryza et al. 2013 umfassend dokumentiert und beschrieben. Daher folgt nur eine kurze Zusammenfassung der für die Critical Load und deren Überschreitung relevanten Aspekte der Depositionstrends. In Abbildung 9 ist der Trend der Depositionsmittelwerte für das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt. Als Referenzjahr (100 %) wurde der erste Zeitschnitt (das Jahr 2000) gewählt. Es sind zwei unterschiedliche Verläufe erkennbar. Während der oxidierte Stickstoff (NO_x) und der oxidierte Schwefel (SO_x) kontinuierlich abnehmen und im Jahr 2030 nur noch 44 % bzw. 60 % der historischen Deposition erreichen, zeigen sich beim reduzierten Stickstoff (NH_y) Unterschiede. Die Depositionsmenge nähert sich im Referenzjahr für die aktuelle Deposition (2010) wieder den historischen Werten aus dem Jahr 2000 und verharrt auf annähernd gleichem Niveau bis in das Jahr 2030.

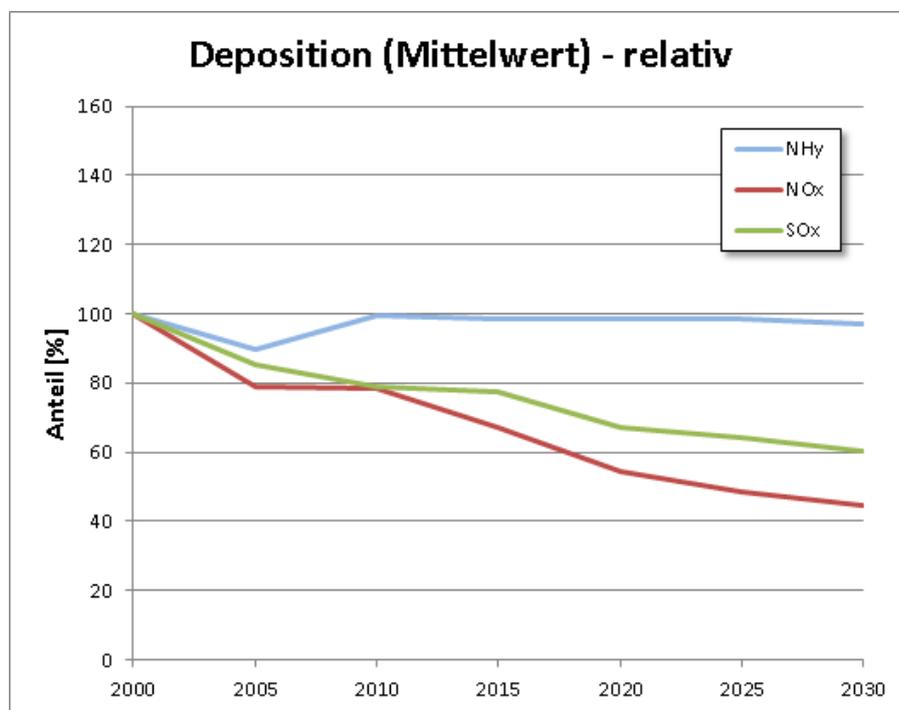


Abbildung 9: Depositionstrend im Untersuchungsgebiet

1.3.6 Klimadaten für das Untersuchungsgebiet

Die Klimadaten wurden vom CEC Potsdam (Kreienkamp et al. 2013) geliefert. Folgende Szenarien und Zeitschnitte wurden aus dem originalen Datenformat in ein regelmäßiges Gitternetz überführt und in die Critical Load Datenbank importiert:

- Beo (1971 – 2000), im Bericht als Basisklima bezeichnet,
- A1B (1971-2000, 2021 – 2050, 2071 – 2100)
- RCP 2.6 (1971-2000, 2021 – 2050, 2071 – 2100)
- RCP 8.5 (Lauf 1, 2 und 3) (1971-2000, 2021 – 2050, 2071 – 2100)

Der Datensatz "Beo" beinhaltet die Ergebnisse der Auswertung von Messwerten für das KLAPS Untersuchungsgebiet, auf dessen Grundlage der aktuelle Critical Load Datensatz erstellt und mit den aktuellen De-

positionswerten verglichen wurde. Die Parameter Temperatur und Niederschlag aus der für die Gegenwart geltenden Critical Load Berechnung sind in Abbildung 10 und Abbildung 11 dargestellt. In Bericht werden Ergebnisse, die auf dieser Grundlage berechnet wurden, mit der **Bezeichnung Basisklima** gekennzeichnet.

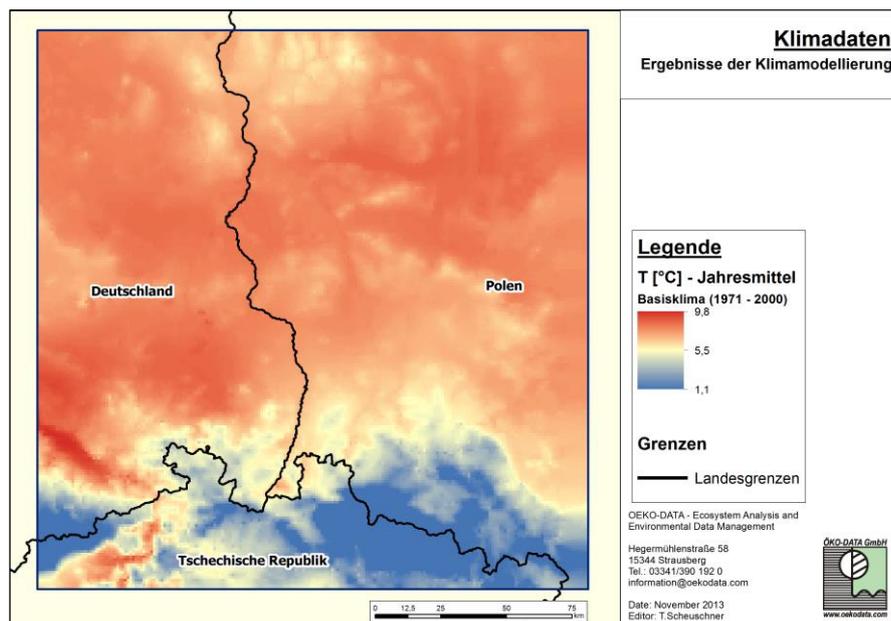


Abbildung 10: Jahresdurchschnittstemperatur im langjährigen Mittel 1971 – 2000 (Basisklima)

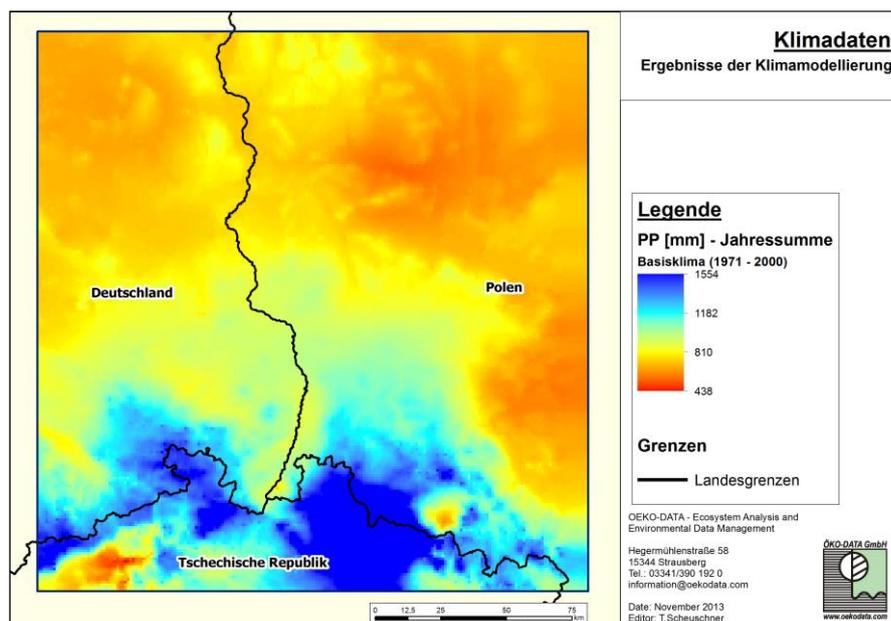


Abbildung 11: Jahressummenniederschlag im langjährigen Mittel 1971 – 2000 (Basisklima)

Bei den Szenarien über zukünftige Klimaveränderungen wurde zum Erhalt einer konsistenten Datenreihe jeweils auch die Periode 1971-2000 resimuliert. Klimabedingte Veränderungen der Critical Load in den Perioden 2021-2050 und 2071-2100 beziehen sich daher immer auf die Resimulation der Periode 1971-2000 im jeweils verwendeten Modelllauf. Bei den auf diesen Simulationen beruhenden Ergebnissen werden **Modell und Zeit als Bezug genannt, z.B. A1B 1971-2000**. In Abbildung 12 und Abbildung 13 ist dies exemplarisch dargestellt. Gezeigt werden die Verteilung von Temperatur und Niederschlag im Klimaszenarium A1B für 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100. Es kann deutlich gezeigt werden, dass die Temperaturverteilung hinsichtlich der

Häufigkeiten im Untersuchungsgebiet enormen Veränderungen unterliegen wird. Die Spitzen verschieben sich vom Bereich um 9,3 °C im Zeitraum 1971-2000 auf Werte um 12,6 °C im Zukunftsszenario A1B 2071-2100 (siehe Abbildung 12). Gleichzeitig vollzieht sich in der Verteilung des Niederschlages eine nicht so eindeutige Verschiebung. Einerseits entsteht im Szenario A1B 2071-2100 eine Doppelspitze bei dem Niederschlagswert 400 mm, andererseits bleibt ein Maximum bei den alten Werten um 550 mm erhalten. In den Bereichen über 590 [mm] gehen beide Szenarien von einem deutlichen Rückgang des Niederschlages aus (siehe Abbildung 13).

Eine ausführliche Diskussion der möglichen Klimaveränderungen ist dem Bericht zum Teilprojekt „Klimaprojektionen im Projekt KLAPS“ (Kreienkamp et al. 2013) zu entnehmen.

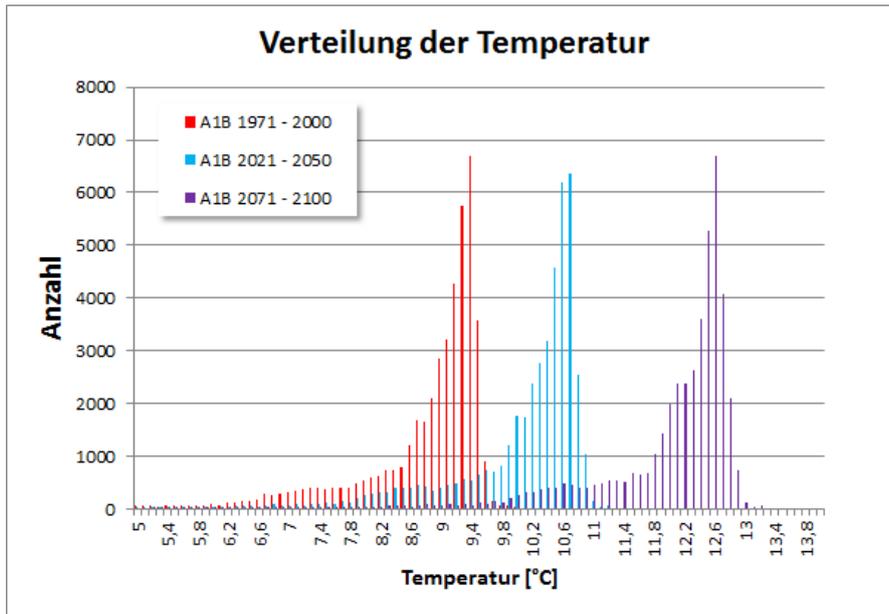


Abbildung 12: Entwicklung der Jahresmitteltemperatur nach dem Szenario A1B

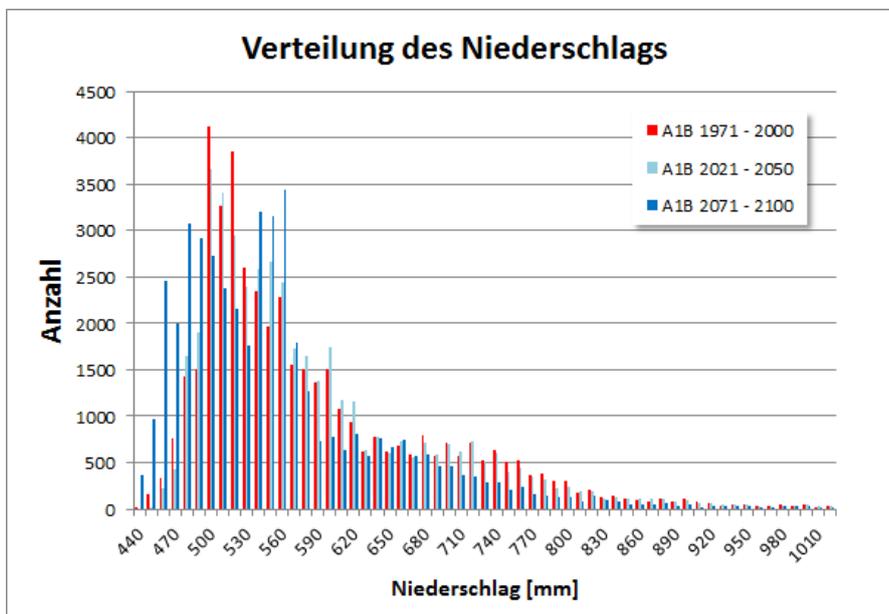


Abbildung 13: Entwicklung des Jahressummenniederschlags nach dem Szenario A1B

1.4 Ableitung der Eingangsgrößen für die Massenbilanzgleichung

1.4.1 Deposition basischer Kationen und Chlor – BC_{dep} und Cl_{dep}

Derzeit ist für das Untersuchungsgebiet kein flächendeckender Depositionsdatsatz für basische Kationen in dem hier verwendeten Analyseraster ($1 \times 1 \text{ km}^2$) frei verfügbar. Der einzige Datensatz, der die Erfordernisse (freie Verfügbarkeit, konsistente Methode und Flächenhaftigkeit) erfüllt, ist der EMEP⁴ Datensatz. Dieser Datensatz wurde 2011 von EMEP geliefert und wurde eigens zur Critical Load Berechnung online zur Verfügung gestellt. Der Datensatz beinhaltet die Gesamtdeposition der basischen Kationen im Referenzjahr 2000. Als Hauptquellen gelten dabei anthropogene Quellen, Sahara Staub Emissionen und Seesalz. Die relativ grobe Auflösung des Datensatzes ($50 \times 50 \text{ km}^2$) hat Vor- und Nachteile. Natürlich wäre eine $1 \times 1 \text{ km}^2$ wünschenswert, andererseits geht es bei der Betrachtung der Deposition von basischen Kationen im Kontext der Critical Load Berechnung weniger um die Einbeziehung aller lokalen Emissionsquellen als eher um eine genaue Abschätzung der mittleren Langzeitversorgung.

Der hier verwendete Depositionsdatsatz unterliegt neben der gröberen Auflösung einer weiteren Limitierung. Die Deposition von Natrium als Anteil der basischen Kationen ist nicht separat ausgewiesen. Da sich Natrium hinsichtlich der Nutzbarkeit für Pflanzen aber von den anderen basischen Kationen unterscheidet, muss eine getrennte Betrachtung ermöglicht werden. Hierfür wurden die nationalen Depositionsdatsätze ausgewertet und Verhältnisse zwischen den basischen Kationen (Kalzium, Magnesium und Kalium) und Natrium gebildet. Diese wurden innerhalb der EMEP Zellen gemittelt, um eine ungefähre Abschätzung des Anteils von Natrium an der Gesamtdeposition von basischen Kationen zu erhalten.

Bei der Abschätzung der Chloriddeposition wurde ein ähnliches Verfahren angewendet. Es wurde angenommen, dass der wesentliche Teil der Chloriddeposition aus dem Seesalz stammt. Dies bedeutet eine enge Bindung an die Natriumdeposition, welche im vorherigen Arbeitsschritt abgeleitet wurde. Das Verhältnis zwischen Natrium und Chlordepositionen wurde ebenfalls durch die Auswertung der nationalen Datensätze bestimmt und für die EMEP Zellen gemittelt.

1.4.2 Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung - BC_w

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt. Die Zuordnung der Muttergesteinsklasse erfolgt dabei aus den beschreibenden Angaben der verwendeten Bodenkarte (vgl. Kapitel 1.3.3). Hierbei wurde aus den direkt vorliegenden Informationen der FAO85 Level II Klassifikationen ein Ausgangsgesteinstyp in Anlehnung an Tabelle 5.13 des Mapping Manuals (ICP Modelling & Mapping 2010, S. V-23) abgeleitet.

Informationen für die Textur wurden aus den Eingangsparametern TXSRFDO und TXTSUBDO eingeholt, welche die Texturklassen analog zur Tabelle 5.12 (ICP Modelling & Mapping 2010, S. V-22) im Oberboden und Mineralboden beschreiben. Die tatsächliche Ableitung der Verwitterungsklasse (WRc) erfolgte für den Oberboden und Mineralboden separat.

Die Temperaturabhängigkeit der Verwitterung basischer Kationen wird nach folgender Gleichung berechnet (ICP Modelling & Mapping 2010, S. V-23):

$$Bc_w = z \cdot 500 \cdot (WRc - 0,5) \cdot e^{(A/281) - (A/273+T)}$$

wobei:

Bc_w = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen [$\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]

⁴ European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), siehe www.emep.int

z	=	durchwurzelte Tiefe [m]
T	=	lokale Temperatur im langjährigen Jahresmittel [°C]
A	=	Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (3600 K)
WRc	=	Verwitterungsklasse

Die Verwitterungsrate wurde für den Oberboden und den Mineralboden getrennt ermittelt und abschließend tiefengewichtet aggregiert. Die Verwitterungsraten wurden abhängig von der Klimaperiode bzw. Klimaszenario variiert:

$Bc_w(T_{7100})$ = lokale Temperatur [°C] im 30-jährigen Mittel 1971-2000

$Bc_w(T_{2150})$ = lokale Temperatur [°C] im 30-jährigen Mittel 2021-2050

$Bc_w(T_{7121})$ = lokale Temperatur [°C] im 30-jährigen Mittel 2071-2100

1.4.3 Entzug von Stickstoff und basischen Kationen durch die Vegetation - N_u und Bc_{up}

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

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

wobei:

X_u = Aufnahme von Stoff X [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

k_{gr} = durchschnittliche jährliche Zuwachsrate an Trockensubstanz q bezogen auf
Derbholz [$t\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

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 [$kg\ kg^{-1}$]

Im Rahmen dieses Projektes wurden keine Informationen über die tatsächliche Entnahme von Biomasse ausgewertet. Es wurde daher nur eine extensive bzw. bestandserhaltende Nutzung angenommen, welche das Ziel hat, das Ökosystem in seiner Struktur zu erhalten.

1.4.4 Immobilisierung von Stickstoff - N_i

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 in der Regel auch in der oberen Mineralbodenschicht, einschließlich der Fixierung durch Mikroorganismen, definiert. Eine Immobilisierung findet immer dann statt, wenn die Bedingungen für die Mineralisierung organischer Substanz durch Bodenorganismen besonders ungünstig sind. Signifikanten Einfluss auf die Produktivität der Humusdestruenten haben das Vorhandensein einer ausreichenden Mindesttemperatur sowie die Zersetzbarkeit der organischen Substanz.

Da die Stickstoffimmobilisierungsrate temperaturabhängig ist, haben Temperaturveränderungen im Zuge des Klimawandels Einfluss auf den Critical Load. Aus der Auswertung der BZE I Datenerhebung wird folgende empirische Abhängigkeit zwischen Temperatur und Stickstoffimmobilisierung angenommen.

$$N_i = 0,0804 \cdot T^2 - 1,8589 \cdot T + 11,204$$

wobei:

N_i = Stickstoffimmobilisierung in [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

T = Temperatur [°C]

Diese Funktion wird in die Temperaturbereiche zwischen 3 °C und 11 °C eingegrenzt. Es ergibt sich ein Funktionsverlauf wie in Abbildung 14 dargestellt.

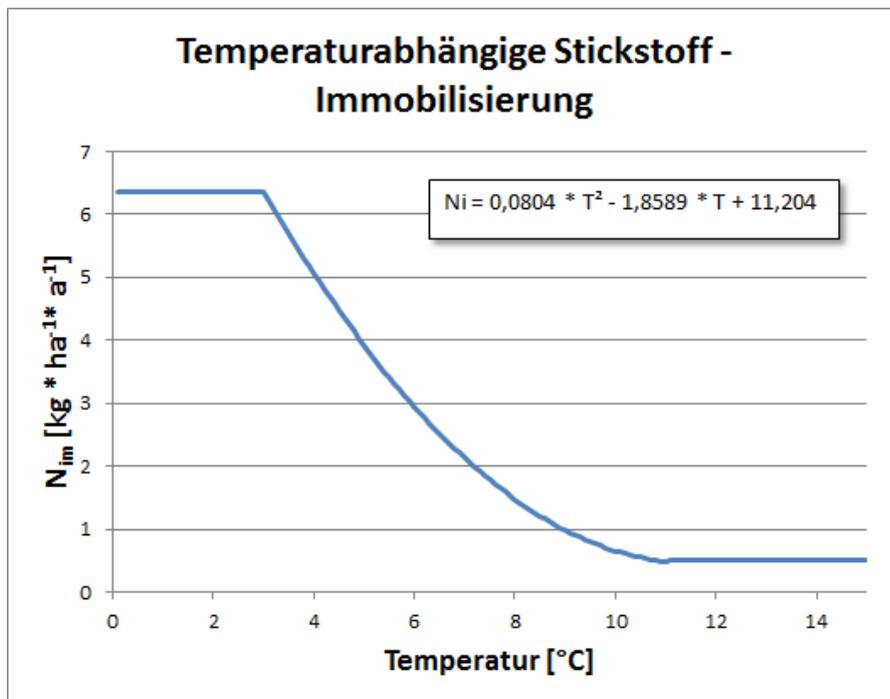


Abbildung 14: Temperaturabhängige Stickstoffimmobilisierung

1.4.5 Zulässiger Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser - N_{le}

Bei der Berechnung der Critical Load für Stickstoffeinträge wird davon ausgegangen, dass in intakten, nicht stickstoffübersättigten Ökosystemen mit geschlossenem Kreislauf in der Regel kein bzw. nur ein geringer Stickstoffaustrag ins Grundwasser erfolgen dürfte. Nach dem Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) werden als tolerierbarer Austrag unter Nadelwäldern Werte zwischen $0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie $2 - 4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Laubwäldern angenommen. 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). Einen Überblick über die kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung bei denen Schäden an der Vegetation zu erwarten sind, gibt Tabelle 5.7 im Manual (ICP Modelling & Mapping 2010, S. V-12). Ein für dieses Projekt relevanter Ausschnitt ist in Tabelle 2 zu sehen.

Tabelle 2: Zulässige Stickstoffkonzentrationen zum Schutz der Vegetation

Vegetationstyp	N_{acc} [mgN L ⁻¹]
<i>Grenzwert zum Schutz der Vegetation</i>	
Nadelwald	2,5 – 4
Laubwald	3,5 - 6,5
Grünland	3
Wiesen und Weiden	3,0 - 6,0

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 für die tolerierbare Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung entsprechend natürlichem Bodenvegetationstyp nach ICP Modelling & Mapping (2010)

Da sich die tolerierbare Stickstoffaustragsrate aus dem Produkt von Critical Limit und Sickerwasserrate am Standort ergibt, hat die klimabedingte Änderung der Sickerwasserrate Einfluss auf den Critical Load. Die Methodik zur Ermittlung der Sickerwasserrate für das Basisklima und die Klimaprojektion wird im folgenden Abschnitt dargelegt.

1.4.6 Sickerwasserrate – PS oder Q_{le}

In den Massenbilanzgleichungen zur Vermeidung von Versauerung und Eutrophierung wird die Sickerwasserrate zur Berechnung der Auswaschung von Stickstoff und Säureneutralisationskapazität verwendet. Da sich die kritische Austragsrate aus dem Produkt von einem tolerierbaren Grenzwert (Critical Limit) und Sickerwasserrate am Standort ergibt, hat die klimawandelbedingte Änderung der Sickerwasserrate Einfluss auf die Critical Load Berechnung.

Die Sickerwasserrate ergibt sich aus dem Niederschlag nach Abzug der Verdunstungsrate.

Damit sichergestellt wird, dass jeweils die gleichen Methoden für die Ermittlung der Sickerwasserrate im Gebiet der drei Länder zur Anwendung kommt, wurde im Rahmen des KLAPS-Projekts die Sickerwasserrate für alle Klimaprojektionen neu berechnet.

Die Neuberechnung der Sickerwasserrate erfolgte nach einem einfachen Modell (ICP Modelling & Mapping 2010) mit:

$$Q_{le} = P - E_{akt}, E_{akt} = \sqrt{\frac{1}{P^2} + \frac{1}{E_{pot}^2}}, E_{pot} = 0,35e^{0,063T}$$

wobei:

Q_{le} = Sickerwasserrate in m a^{-1}

P = Jahressumme des Niederschlags in m a^{-1}

E_{akt} = Aktuelle Evapotranspiration in m a^{-1}

E_{pot} = Potenzielle Evapotranspiration in m a^{-1}

T = Jahresmitteltemperatur in $^{\circ}\text{C}$

1.4.7 Denitrifikationsfaktor – f_{de}

Die Stickstoffemission aus dem Boden ist in der Regel das Ergebnis mikrobieller Umsetzungsprozesse im Boden, der Denitrifikation. 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 verwenden. Als Energiequelle benötigen sie aber leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff, wie er in Mineralböden nur in den obersten Bodenschichten vorkommt, in Moorböden jedoch bis in Tiefen von mehreren Metern anzutreffen ist.

Die Denitrifikation findet überwiegend bei hoher Wassersättigung des Bodens (60 - 70 %), d. h. bei Sauerstoffmangel statt. In Böden mit sehr hohem organischen Kohlenstoffgehalt können die heterotrophen Bakterien aber auch bei niedrigeren Wassergehalten (< 60 %) eine hohe Denitrifikationsrate erreichen (Schachtschabel et al. 1998).

Signifikanten Einfluss hat auch die Temperatur auf die Aktivität der denitrifizierenden Bodenorganismen. So beginnen die Mikroorganismen erst bei 5 °C aktiv zu werden und steigern ihre Aktivität mit zunehmender Temperatur. Bei pH-Werten unter pH 6 nimmt die Aktivität der Mikroorganismen rapide ab. In sauren Böden kann aber auch eine rein chemische Umwandlung von Nitrit in gasförmige Stickoxide (NO, N₂O) erfolgen.

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

Der Eingangsdatensatz der Bodeninformationen beinhaltet nicht den Detailgrad, um alle oben genannten Betrachtungen in die Ableitung Denitrifikationsfaktors f_{de} einfließen zu lassen. Nach Rücksprache mit den polnischen Projektpartnern wurde eine Zuordnungsmatrix erstellt, welche sich auf einen direkt auslesbaren Parameter der JRC Bodendaten stützt. Dieser Parameter (WR) wird folgendermaßen beschrieben: „Dominante Wasserregimeklasse im jährlichen Mittelwert.“ Diesen Klassen wurden die Denitrifikationsfaktoren direkt zugeordnet (siehe Tabelle 3). Die Denitrifikation findet unabhängig von der Vegetation statt. Deshalb findet keine weiterführende Anpassung auf Basis der tatsächlichen pflanzenartspezifischen Durchwurzelungstiefe statt.

Tabelle 3: Zuordnung der Denitrifikationsfaktoren

Wasserregimeklasse (WR)	Verbale Beschreibung	f_{de}
1	Nicht nass innerhalb 80 cm für über 3 Monate, nicht nass innerhalb 40 cm für über 1 Monat	0,2
2	Nass innerhalb 80 cm für 3 bis 6 Monate, aber nicht nass innerhalb 40 cm für über 1 Monat	0,3
3	Nass innerhalb 80 cm für über 6 Monate, aber nicht nass innerhalb 40 cm für über 11 Monat	0,4
4	Nass innerhalb 40 cm für über 11 Monate	0,6

1.4.8 Auswaschung von Säureneutralisationskapazität – $ANC_{le(crit)}$

Auf Basis des offiziellen Manuals des ICP Modelling & Mapping 2010 (Druckversion UBA Texte 52/2004) wurde eine Vorgehensweise angewendet, welche bereits ausführlich in der Schriftenreihe LfULG 12/2010 dokumentiert wurde. Es wurde zur Berechnung der kritischen Auswaschung von Säureneutralisationskapazität $ANC_{le(crit)}$ drei verschiedene Critical Limits getestet und das jeweils geringste $ANC_{le(crit)}$ ausgewählt:

- BC/AI Verhältnis zur Vermeidung eines pflanzen-physiologisch toxischen Zustandes,
- AI Konzentration zur Absicherung des Aufbaus sekundärer Aluminiumkomplexe und damit Schutz des Bodens,
- pH Wert bzw. kritische Basensättigung zur Vermeidung einer Bodendegradation über die natürlichen Puffergrenzen hinaus.

Eine gesonderte Betrachtung des DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) fand in dieser Studie nicht statt.

2 Critical Load Berechnung für das KLAPS Gebiet

2.1 Critical Load für das Basisklima (Klimaperiode 1971 - 2000)

2.1.1 Critical Load zum Schutz vor Versauerung

Die ökologischen Belastungsgrenzen für Versauerung begrenzen sowohl die Schwefeleinträge (SO_x) als auch die Einträge von oxidierten (NO_x) und reduziertem (NH_y) Stickstoff. Der gesamte Eintrag dieser Säurebildner auf der einen Seite einer sinnbildlichen Waage sollte demnach nicht größer sein als auf der anderen Seite das Vermögen, diese Stoffe zu neutralisieren, in der Biomasse festzulegen oder unschädlich aus dem System auszutragen.

Bei Einhaltung des Critical Load kommt es zu keinen nachteiligen Veränderungen im Ökosystem. Als Indikator dafür dienen chemische Eigenschaften der Bodenlösung, so

- a) die Aluminiumkonzentration,
- b) das Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium,
- c) der pH-Wert,
- d) die Basensättigung der Böden und
- e) die Säureneutralisationskapazität.

Die Massenbilanzgleichungen für die Bestimmung des höchsten zulässigen Eintrags von Schwefelverbindungen, $\text{CL}_{\max}(\text{S})$, und den maximalen stickstoffbedingten Säureeintrag, $\text{CL}_{\max}(\text{N})$, sind in Kapitel 1.2 beschrieben. Es wurde ein Analysegrid mit der Auflösung $1 \times 1 \text{ km}^2$ auf Basis der gerasterten Eingangsdaten (Klima und Deposition) erstellt. Die übrigen Eingangsdaten (vgl. Kapitel 1.3), welche im Vektorformat (Polygone) vorlagen, wurden mit diesem Analysegrid verschnitten. Nach dem Ausschluss nicht-naturnaher Ökosysteme (vgl. Kapitel 1.3.4) erfolgte eine Critical Load Berechnung auf Basis der Teilflächen des Analysegridnetzes. Dieser Berechnungsdatensatz umfasst 73.585 Einheiten unterschiedlicher Größe. Da eine graphische Darstellung im Geoinformationssystem (GIS) die Zwischenzellen nicht hinreichend gut abbilden kann, wurden alle Ergebnisse der Critical Load und der Überschreitungsberechnung flächengewichtet auf das $1 \times 1 \text{ km}^2$ Analysegridnetz aggregiert. Im Ergebnis liegt ein Critical Load Datensatz mit Werten für 34.355 Analysezellen vor, die eine Fläche von 42,6 % des Untersuchungsgebiets repräsentieren. Sofern nicht anders deklariert beziehen sich alle im Folgenden beschriebenen Statistiken auf die Fläche, welche durch diese Analysezellen abgedeckt wird.

Der Critical Load zum Schutz vor Versauerung, ausgedrückt in Schwefeleinheiten $\text{CL}_{\max}(\text{S})$, ist vergleichbar mit den nationalen Critical Load Datensätzen von Polen, Tschechien und Deutschland. Die flächige Verteilung zeigt die Karte in Abbildung 15, eine statistische Auswertung der Sensitivitätsklassen ist Tabelle 4 zu entnehmen.

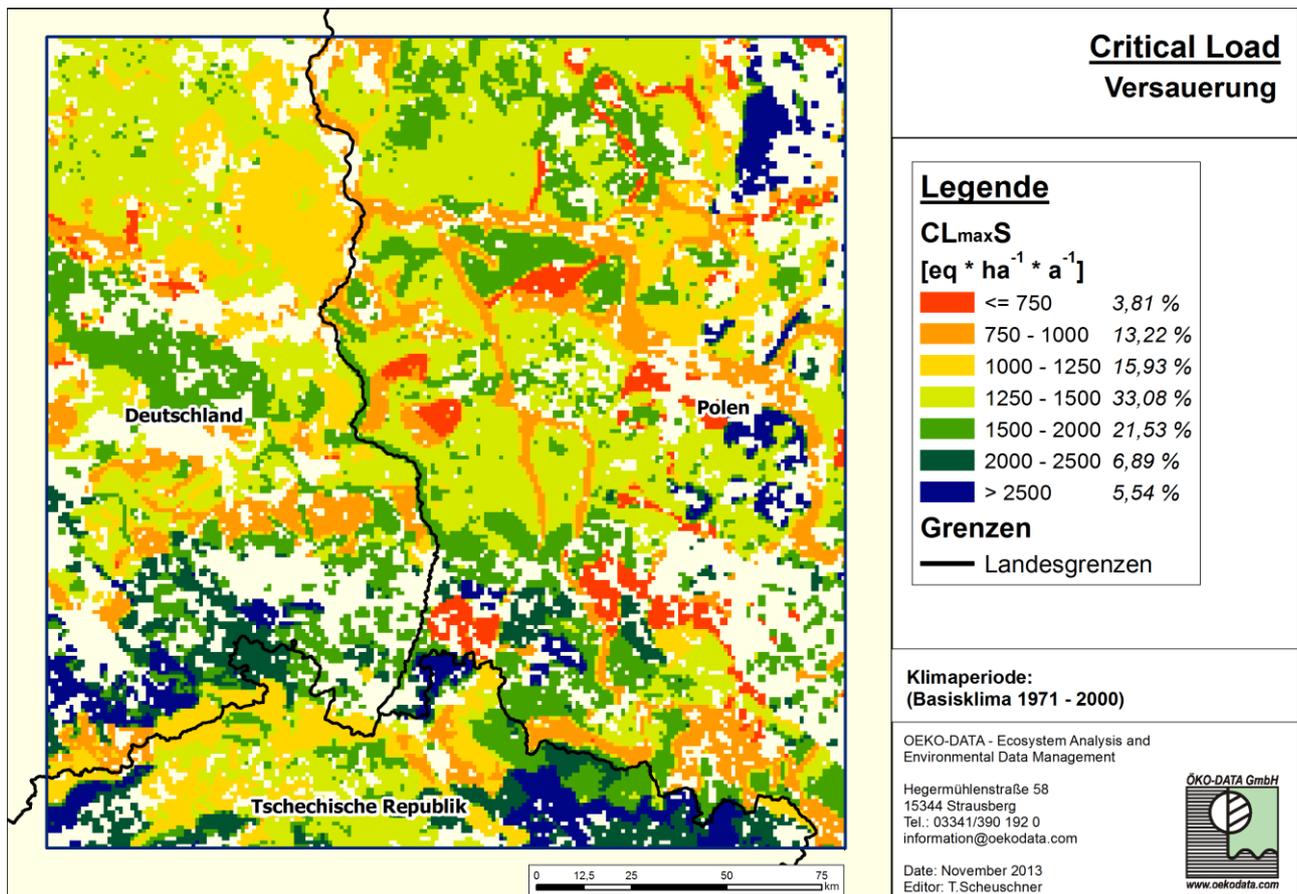


Abbildung 15: Critical Load zum Schutz vor Versauerung

Tabelle 4: Sensitivitätsklassen des CL_{maxS}

Critical Load Klassen [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Anteil an der gesamten Fläche [%]	Anteil an der Rezeptorfläche [%]
<= 750	1,62	3,81
750 – 1000	5,63	13,22
1000 – 1250	6,78	15,93
1250 – 1500	14,08	33,08
1500 – 2000	9,16	21,53
2000 – 2500	2,93	6,89
> 2500	2,35	5,54
	42,55	100,00

Die höchsten Werte (über 2500 [eq ha⁻¹ a⁻¹]) für den Critical Load der Versauerung, also eine relative Unempfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen, sind in verschiedenen Teilen der Projektregion zu finden. Eine Region befindet sich im Vorland und in Teilen des Zentrums des Riesengebirges. In dieser Region liegen die Bereiche mit den höchsten Depositionsmengen für basische Kationen (über 500 [eq ha⁻¹ a⁻¹]). Die Verwitterungsraten dort sind ebenfalls moderat (600 bis 800 [eq ha⁻¹ a⁻¹]). Eine weitere Region liegt in Teilen der Oberlausitz und der Elbsandstein Region. Hier sind vor allem die hohen Verwitterungsraten (800 bis über 1000 [eq ha⁻¹ a⁻¹]) (siehe Abbildung 7) ausschlaggebend. Weiterhin betrifft dies Bereiche im Polnischen Tiefland, hier befinden

sich Böden mit geringer Säureanfälligkeit durch erhöhte Verwitterungsraten von basischen Kationen (über 1250 [eq ha⁻¹ a⁻¹]).

Mittlere Critical Load (zwischen 1500 und 2500 [eq ha⁻¹ a⁻¹]) liegen unter anderem im Vorland des Isergebirges, in Teilen der Lausitz und in Bereichen des Polnischen Tieflandes. In vielerlei Hinsicht ähneln die Gebiete den zuvor beschriebenen Regionen, allerdings sind die Niederschläge (z. B. Lausitz) oder Verwitterungsraten (z. B. Isergebirge) geringer. Beides führt zu einem mäßig hohen Potenzial, die mit der Deposition eingetragene Säure auszugleichen.

Die niedrigsten Critical Load (750 - 1000 [eq ha⁻¹ a⁻¹]) sind im Deutschen und Polnischen Tiefland zu finden. In diesen Bereichen wird in den Auengebieten mit relativ hohen Entzügen gerechnet, welche die Menge der zur Verfügung stehenden basischen Kationen stärker reduziert. In anderen Bereichen (z. B. das Zentrum des Riesengebirges) sorgen die überaus gering mächtigen Böden (teilweise < 0,3 m) für eine sehr geringe Bereitstellung von basischen Kationen. Dieser Verwitterungsprozess wird durch die niedrigen Durchschnittstemperaturen zusätzlich gebremst.

In Abbildung 16 sind Empfindlichkeiten der verschiedenen Rezeptoren gruppiert in den CORINE Klassen abgebildet. Der Vergleich mit dem Gesamtdatensatz dient zur Identifikation besonders sensibler Rezeptoren hinsichtlich der Versauerung. Mit Blick auf die Wälder scheinen Laub- und Mischwälder eine breitere Spanne zu haben als Nadelwälder. Bei den Nicht-Waldtypen findet sich eine große Varianz, dabei wirken die Torfmoore eher unempfindlich gegenüber der Versauerung. Bei der Betrachtung der Nicht-Waldtypen ist allerdings zu berücksichtigen, dass die absolute Anzahl an Critical Load Berechnungen für diese Typen sehr gering ist. Bei einem statistischen Vergleich muss daher beachtet werden, dass andere Faktoren (z. B. Bodentyp und klimatische Verhältnisse) eine stärkere Rolle spielen als der Rezeptortyp selbst.

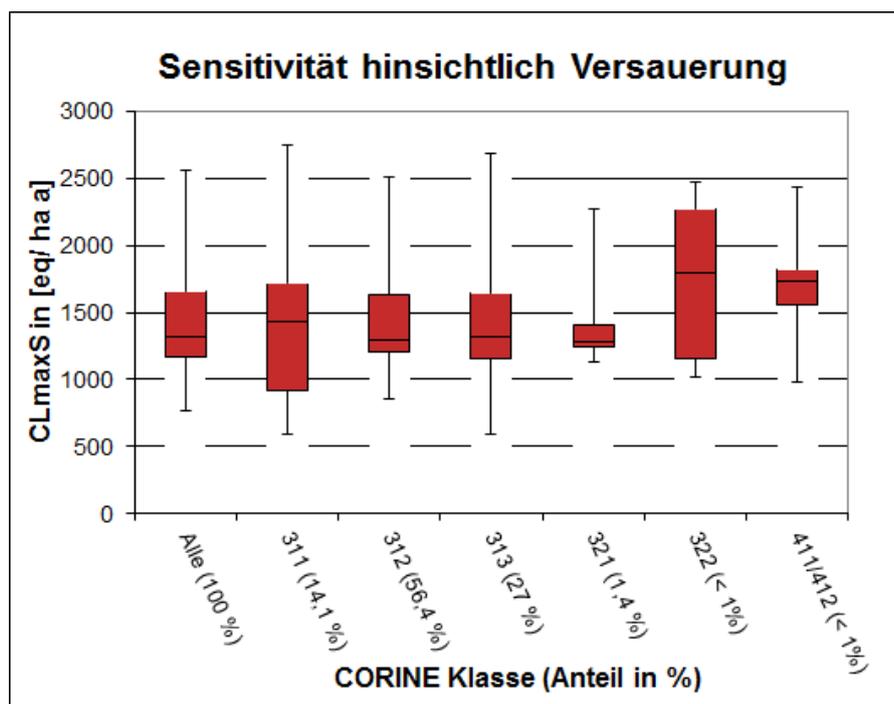


Abbildung 16: Critical Load für Versauerung der verschiedenen CORINE Klassen

CORINE Klassen: 311 Laubwälder, 312 Nadelwälder, 313 Mischwälder, 321 Natürliches Grünland, 322 Heiden und Moorheiden, 411 Sümpfe, 412 Torfmoore

2.1.2 Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung

Der Massenbilanzansatz setzt ein Gleichgewicht in den Stickstoffkreisläufen voraus. Die Mengen des Stickstoffeintrages, der Stickstoffspeicherung und des Stickstoffaustrages sollten sich im Idealfall die Waage hal-

ten. Für dieses Projekt wurden zur Stickstoffspeicherung in erster Linie die Immobilisierung und Speicherung in der Biomasse modelliert. Bei dem Stickstoffaustrag kommen die Denitrifikation und die tolerierbare Stickstoffmenge im Sickerwasser zum Tragen. Die Berechnungsmethode wird in Kapitel 1.2 genauer erläutert. Das Ergebnis dieser Berechnung soll es ermöglichen, besonders empfindliche Bereiche des Untersuchungsgebietes hinsichtlich der Eutrophierung zu identifizieren und darüber hinaus eine Gegenüberstellung zur derzeitigen und zukünftigen Deposition zu ermöglichen. Die räumliche Ausbreitung ist in Abbildung 17 dargestellt und Tabelle 5 zeigt die statistische Verteilung der Sensitivitätsklassen.

Das Gesamtbild für den Critical Load für Eutrophierung unterscheidet sich wesentlich von der Verteilung der Empfindlichkeiten hinsichtlich der Versauerung (vgl. Abbildung 15). Ein wichtiger Grund dafür ist die verstärkte Anbindung des $CL_{nut}N$ an die Sickerrate und an die Bodenproduktivität. Diese Eingangsdaten bestimmen wesentlich die Mengen an erlaubten Stickstoffabfluss im Bodenwasser und den Stickstoffentzug durch die Vegetation. Durch die Abhängigkeit vom Niederschlag können die regenreichen Hochlagen (z. B. Isergebirge und Riesengebirge) als relativ unempfindlich gegenüber eutrophierenden Einfluss von Stickstoff gesehen werden. Der modellierte $CL_{nut}N$ liegt in den genannten Gebieten teilweise über $25 \text{ [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$.

Critical Load im mittleren Bereich ($15 - 25 \text{ [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$) finden sich in verschiedenen Gebieten. Eine Region schließt unmittelbar an die Hochgebirgsregion an, weist aber niedrigere Niederschläge und leicht erhöhte Temperaturen auf. Die Temperatur beeinflusst die Immobilisierungsraten negativ, daher wäre sie als ein Grund für die erhöhte Empfindlichkeit zu nennen. Eine weitere Region mit mittleren Critical Load sind die Bereiche in den Flusssystemen des Polnischen und teilweise Deutschen Tieflandes. Hier sorgen die gute Nährstoff- und Wasserversorgung für ein gesteigertes Wuchspotenzial, welches die Stickstoffaufnahme in der Vegetation begünstigt.

Die niedrigsten Critical Load ($7,5 - 15 \text{ [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$) sind ebenfalls im Deutschen und Polnischen Tiefland zu finden. Die wesentlichen Gründe liegen in den geringen Niederschlägen sowie in Bodentypen mit relativ niedrigem Wuchspotenzial.

Tabelle 5: Sensitivitätsklassen des $CL_{nut}N$

Critical Load Klassen [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Anteil an der gesamten Fläche [%]	Anteil an der Rezeptorfläche [%]
$\leq 7,5$	8,93	20,99
7,5 – 10	10,13	23,81
10 – 15	13,88	32,63
15 – 20	6,45	15,15
20 – 25	1,83	4,29
> 25	1,33	3,13
	42,55	100,00

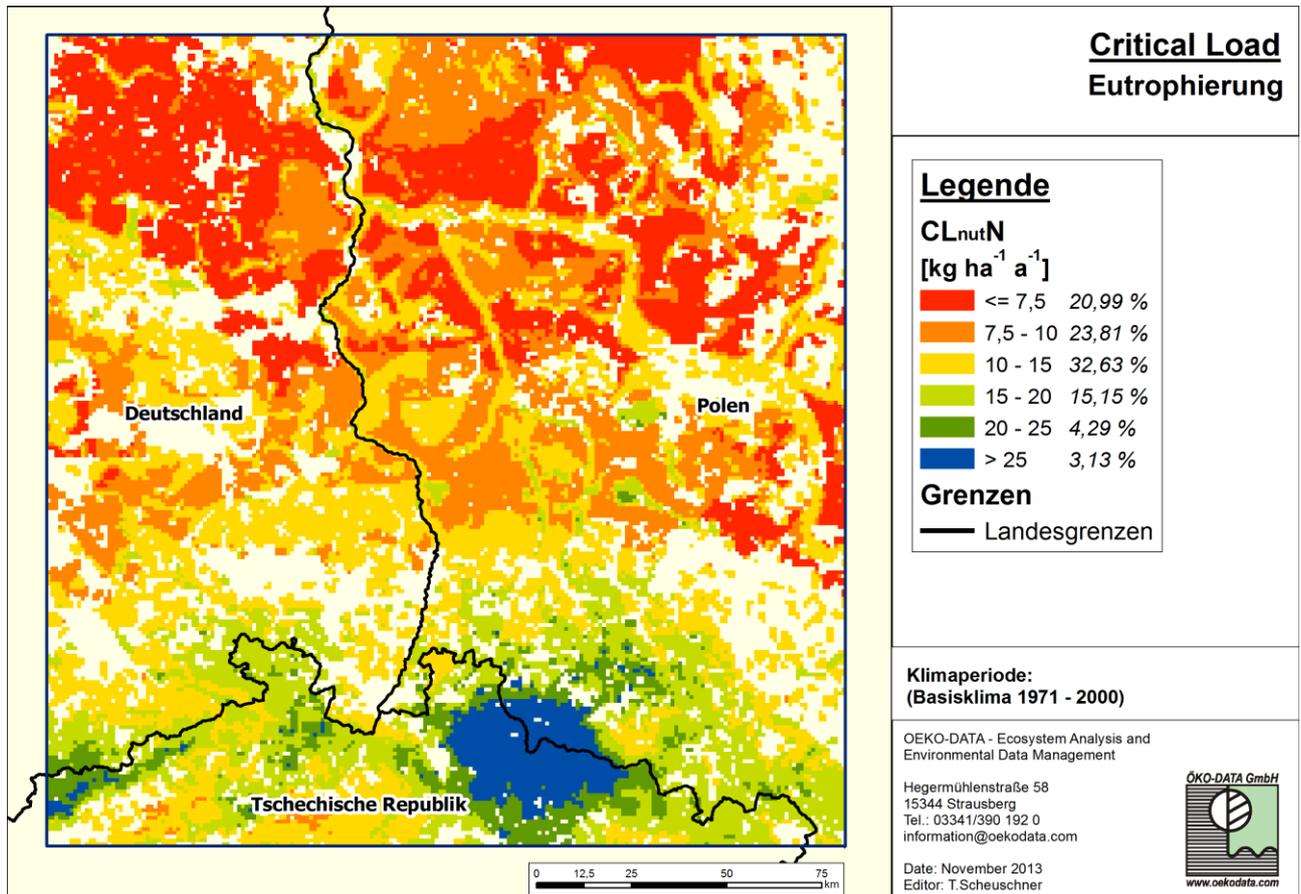


Abbildung 17: Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung

In Analogie zum Themenbereich Versauerung sind in Abbildung 18 die Sensitivitäten hinsichtlich der Eutrophierung gruppiert in die CORINE Klassen dargestellt. Der Vergleich der Empfindlichkeit der einzelnen CORINE Klassen zeigt leicht deutlichere Tendenzen als die Auswertung der Versauerung. Die Laub- (Klasse 311) und Mischwälder (313) scheinen ein wenig geringer anfällig für Eutrophierung als Nadelwälder (312). Bei den Nicht-Waldtypen erscheint die geringe Empfindlichkeit der Heiden (322) im Vergleich zur relativ hohen Eutrophierungsgefahr bei Sümpfen und Torfmooren (411/412) interessant. Auch die breite Streuung der Heiden und Moorheiden (12 – 50 [kg N ha⁻¹ a⁻¹]) hebt sich vom restlichen Datensatz ab.

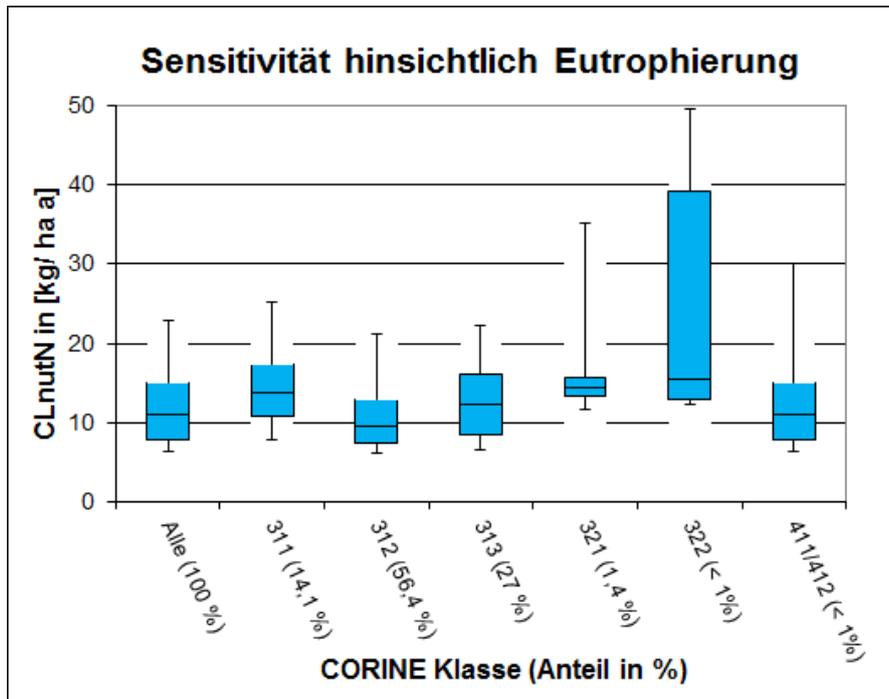


Abbildung 18: Critical Load für Eutrophierung der verschiedenen CORINE Klassen

CORINE Klassen: 311 Laubwälder, 312 Nadelwälder, 313 Mischwälder, 321 Natürliches Grünland, 322 Heiden und Moorheiden, 411 Sümpfe, 412 Torfmoore

2.2 Critical Load nach verschiedenen Klimaszenarien

2.2.1 Critical Load nach dem Klimaszenario A1B

Die Critical Load wurden für alle im Kapitel 1.3.6 beschriebenen Szenarien berechnet (vgl. Kapitel 2.2.2). Beispielhaft sei hier die graphische Auswertung des A1B Szenario in den Zeitschnitten 1971 – 2000, 2021 - 2050 und 2071 – 2100 diskutiert. Im Vergleich der 5 verwendeten Szenarien zeigt A1B Effekte, die etwa im Mittel der sich ergebenden Bandbreite liegen. Dahingegen bewirkt das Szenario nach RCP 8.5 Lauf 1 die deutlichsten Reaktionen bei den Critical Load, insbesondere denen zum Schutz vor Eutrophierung, während sich aus dem Szenario RCP 2.6 die geringsten Veränderungen ergeben.

Zusätzlich zu der graphischen Auswertung in diesem Kapitel wurden die tatsächlichen Analyseflächen auf Basis der Teilgitterzellen ausgewertet (siehe 2.1.1). Prozentuale Angaben in diesem Abschnitt beziehen sich also auf die nicht dargestellten Teilgitterzellen und es kann daher zu leichten Abweichungen im Vergleich mit den aggregierten Rasterzellen der hier abgebildeten Karten kommen.

Bei den Critical Load zum Schutz vor Versauerung (CL_{maxS}) ergeben sich im Vergleich zu Szenario A1B 1971 - 2000 für den Zeitraum 2021 – 2050 für über die Hälfte (55 %) der tatsächlichen Rezeptorflächen keine nennenswerten Veränderungen ($\pm 25 [eq\ ha^{-1}\ a^{-1}]$). Geringere Critical Load Werte, d. h. eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen, zeigen 11 % der Ökosysteme, während sich bei 34 % eine erhöhte Säuretoleranz ergibt (vgl. Abbildung 19)

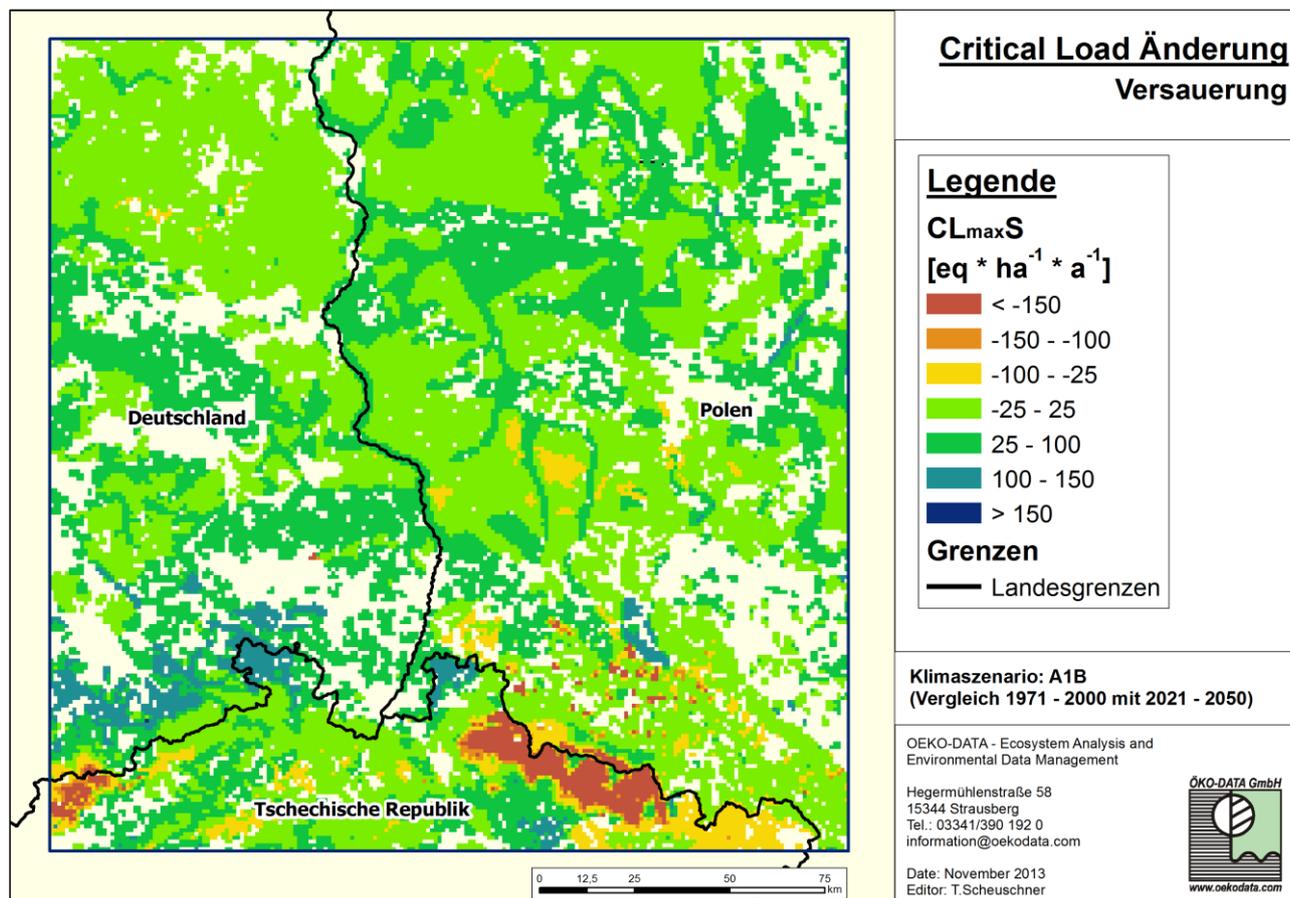


Abbildung 19: Veränderungen der Critical Load für Versauerung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2021 – 2050

In der regionalen Verteilung wird deutlich, dass insbesondere in den Hochlagen eine Zunahme der Sensitivität gegenüber Säureeinträgen zu verzeichnen ist. Während sich verminderte Empfindlichkeiten (höhere Critical Load Werte) im Bereich bis maximal 150 [eq ha⁻¹ a⁻¹] vollziehen, erhöht sich die Sensitivität deutlich ausgeprägter. Insbesondere mittlere und hohe Critical Load zeigen eine Abnahme um bis zu 450 [eq ha⁻¹ a⁻¹] (geringere Critical Load Werte).

Nach dem Klimaszenario A1B im Zeitraum 2071 – 2100 sind bei den Critical Load zum Schutz vor Versauerung (CL_{maxS}) die Veränderungen im Vergleich zum Ausgangsklima (1971 - 2000) stärker ausgeprägt, als dies für den Zeitraum 2021 – 2050 ermittelt wurde. Nur etwa 26 % der Werte zeigen sich relativ unbeeinflusst (+/- 25 [eq ha⁻¹ a⁻¹]), auf 17 % der tatsächlichen Rezeptorfläche steigt die Säureempfindlichkeit und auf 57 % fällt diese (vgl. Abbildung 20). Hierbei ist zu beachten, dass sich der überwiegende Teil dieser Sensitivitätsveränderung (63 %) im Bereich (+/- 100 [eq ha⁻¹ a⁻¹]) abspielt, also aus ökologischer Sicht wenig bedeutsam ist.

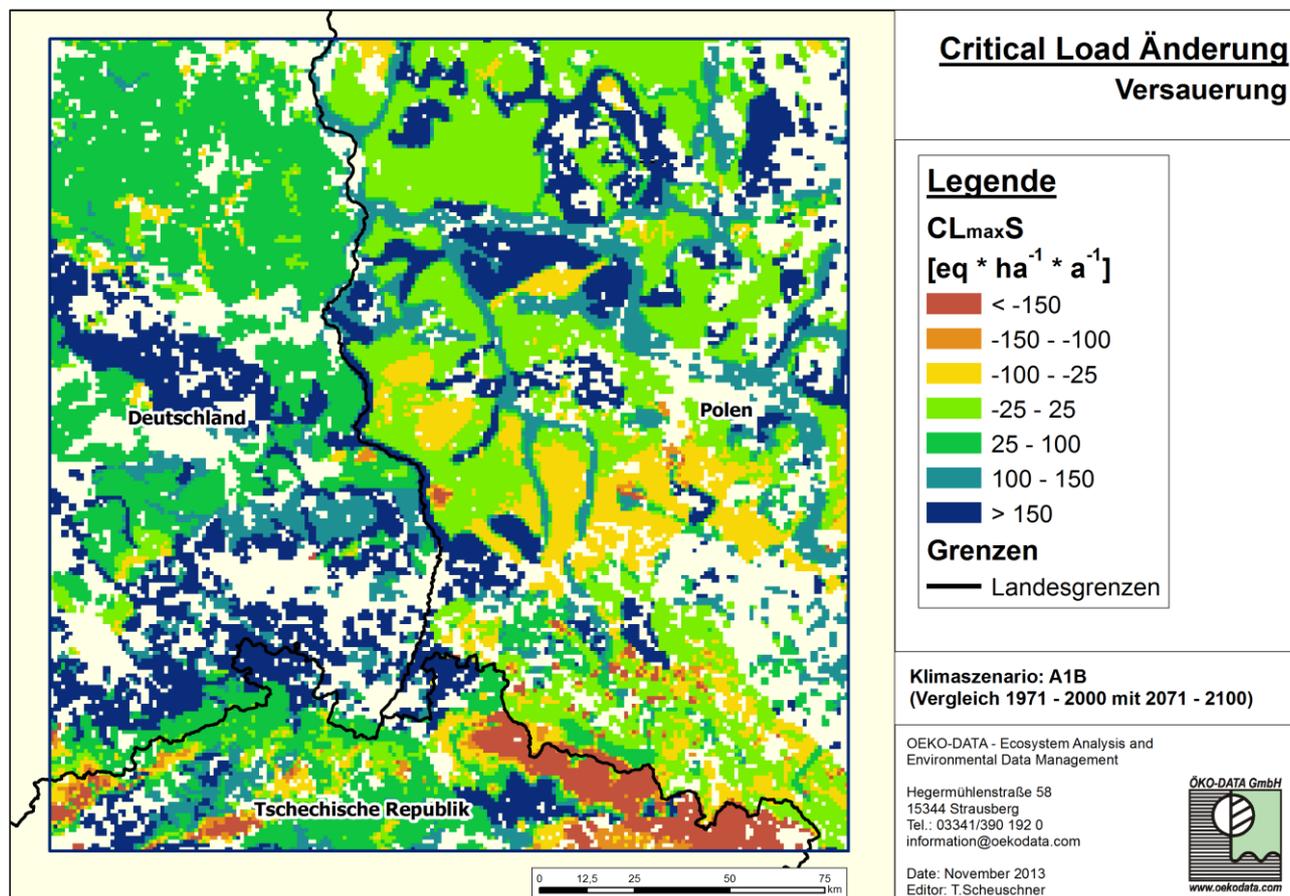


Abbildung 20: Veränderungen der Critical Load für Versauerung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2071 – 2100

Anders als die Critical Load für Säureeinträge reagieren die Belastungsgrenzen zum Schutz vor Eutrophierung (CL_{nutN}) relativ einseitig auf die Veränderungen unter dem Szenario A1B für den Zeitraum 2021 – 2050 im Vergleich zum Zeitraum 1971 - 2000. Auf nahezu 92 % der Rezeptorfläche vermindern sich die Critical Load deutlich ($0,5 \text{ [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$) und auf 8 % sogar um mehr als $2,0 \text{ [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$. Demgegenüber ergeben sich praktisch keine erhöhten Critical Load Werte (vgl. Abbildung 21). Der Grund für diese eindeutige Entwicklung liegt im Wesentlichen in den konformen Reaktionen der Critical Load Parameter auf den prognostizierten Temperaturanstieg und dem ebenfalls vorhergesagten partiellen Niederschlagsrückgang. In Regionen in denen beide Effekte zur Wirkung kommen verstärkt sich die Sensitivitätssteigerung.

Im räumlichen Muster der Veränderungen wird erkennbar, dass die Hochlagen von der zunehmenden Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen besonders betroffen sind. Besonders Ökosysteme, die in der Gegenwart noch relativ unempfindlich waren (hohe Critical Load Werte), reagieren unter den klimatischen Bedingungen der Zukunft mit einer deutlichen Zunahme der Sensitivität gegenüber eutrophierenden Stickstoffeinträgen.

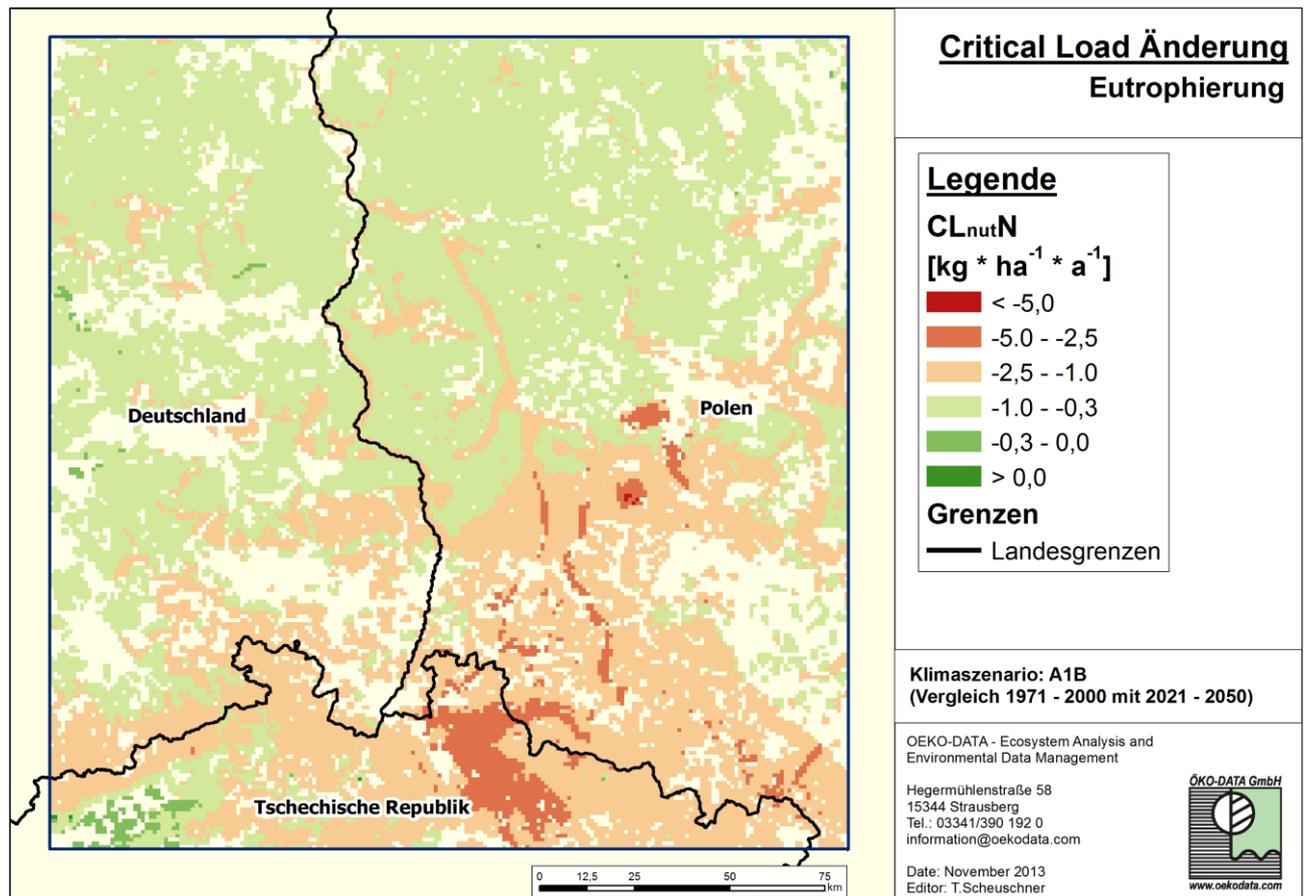


Abbildung 21: Veränderungen der Critical Load für Eutrophierung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2021 – 2050

Die starken Veränderungen, die sich bei den Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung (CL_{nutN}) bereits im Zeitraum 2021 – 2050 ergeben hatten, setzen sich auch unter dem Klimaszenario A1B für 2071 – 2100 fort. Keines der betrachteten Ökosysteme zeigt eine unveränderte Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen. Alle untersuchten Flächen werden sensitiver (vgl. Abbildung 22), wobei ca. 12 % der Fläche eine Critical Load Verringerung um mehr als 5 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] aufweist. Regional sind davon insbesondere die Hochlagen betroffen. Wiederum ergibt sich, dass kleine bis mittlere Critical Load weniger starke Empfindlichkeitsänderungen aufweisen und Rezeptoren mit ursprünglich hoher Toleranz besonders empfindlicher werden. Daraus wird ebenfalls deutlich, dass die Hochlagen von der Klimaveränderung besonders betroffen sind.

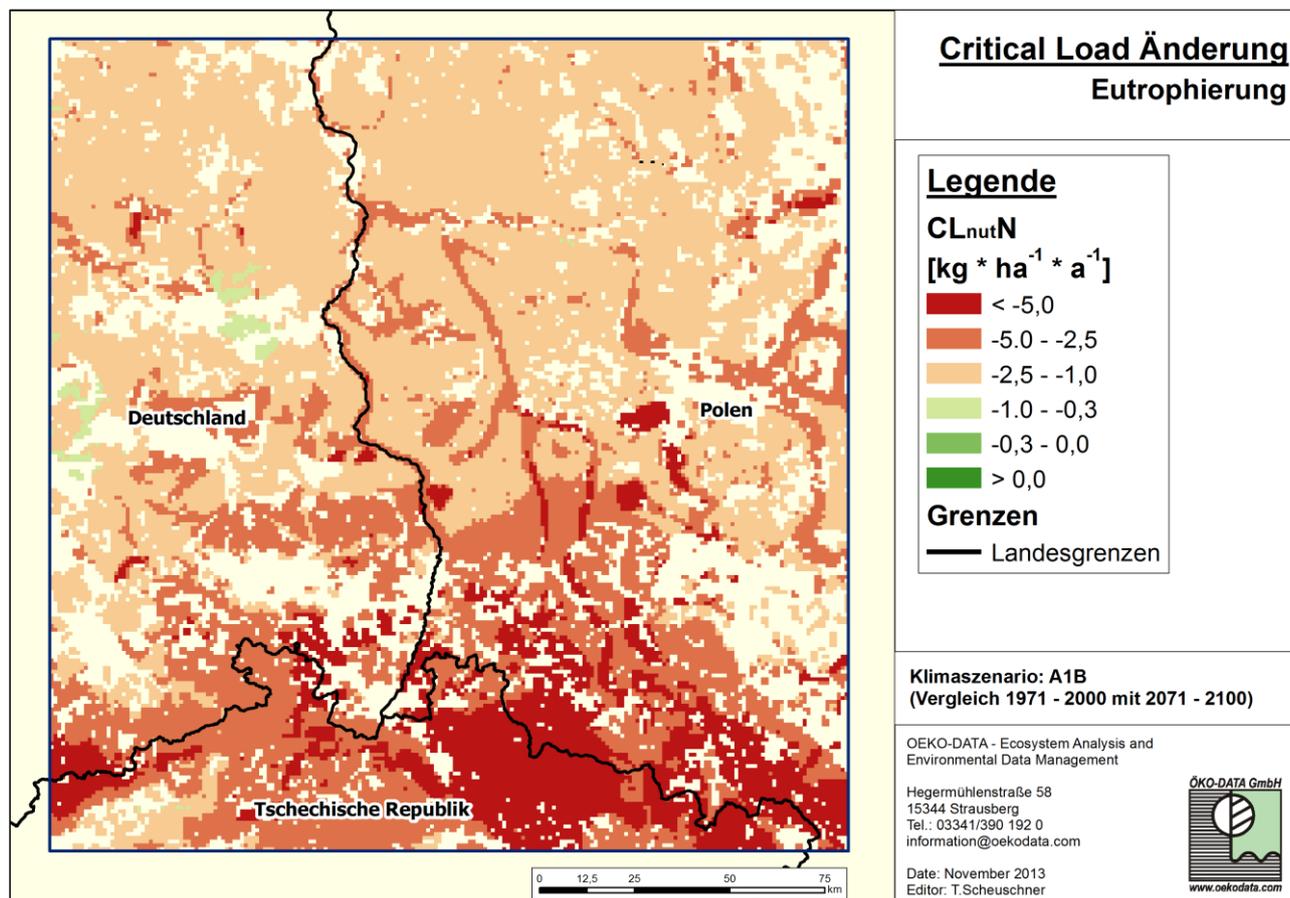


Abbildung 22: Veränderungen der Critical Load für Eutrophierung im Klimaszenario A1B, Vergleich der Periode 1971 – 2000 mit 2071 – 2100

2.2.2 Critical Load im Vergleich aller untersuchten Klimaszenarien

Bei allen untersuchten Klimaszenarien lässt sich übereinstimmend feststellen, dass die Belastungsgrenzen zum Schutz vor Eutrophierung (CL_{nutN}) sinken (vgl. Abbildung 23 bis Abbildung 27). Das bedeutet, dass unter allen zukünftigen Klimaten die Ökosysteme empfindlicher gegenüber Stickstoffeinträgen werden. Den deutlichsten Effekt in dieser Hinsicht zeigt das Szenario RCP 8.5 Lauf 1 (vgl. Abbildung 25), während beim A1B (vgl. Abbildung 23) sich etwa mittlere Veränderungen bei den Critical Load ergeben und im RCP 2.6 Szenario (vgl. Abbildung 24) die Verminderung der Ökosystemempfindlichkeit am geringsten ausfiel. Im Mittel beträgt der Unterschied zwischen diesen Szenarien beim Critical Load für Eutrophierung etwa $3 \text{ [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$.

Bei den Critical Load zum Schutz vor Versauerung (CL_{maxS}) sind bei den untersuchten Szenarien keine einheitlicher Tendenzen zu erkennen. Weder die einzelnen Szenarien noch die betrachteten Zeitschnitte (2021 – 2050 und 2071 – 2100) weisen eindeutige Trends auf. Da sich die Größenordnung dieser Veränderung im Bereich um $100 \text{ [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$ bewegt, das entspricht $1,4 \text{ kg Stickstoff}$ oder $1,6 \text{ kg Schwefel}$, ist nicht von einer im ökologischen Sinne relevanten Veränderung der Critical Load auszugehen. Hinsichtlich der Bewertung von Risiken für die Ökosysteme wird daher der Untersuchungsschwerpunkt auf die Stickstoffeinträge und deren Verträglichkeit gelegt. Im Kapitel 4 wird die Gefährdung der Ökosysteme durch Eutrophierung ausführlich diskutiert.

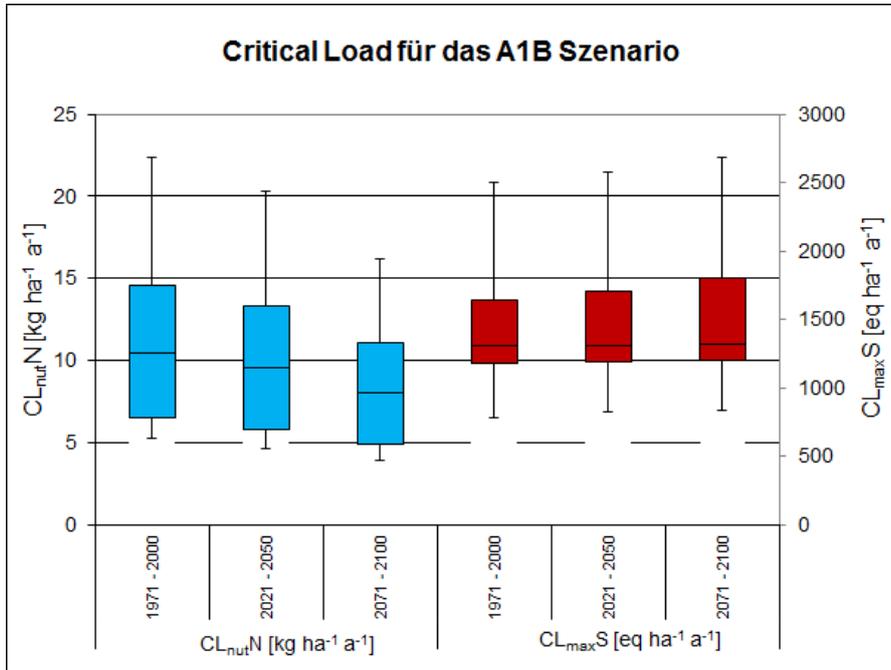


Abbildung 23: Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario A1B

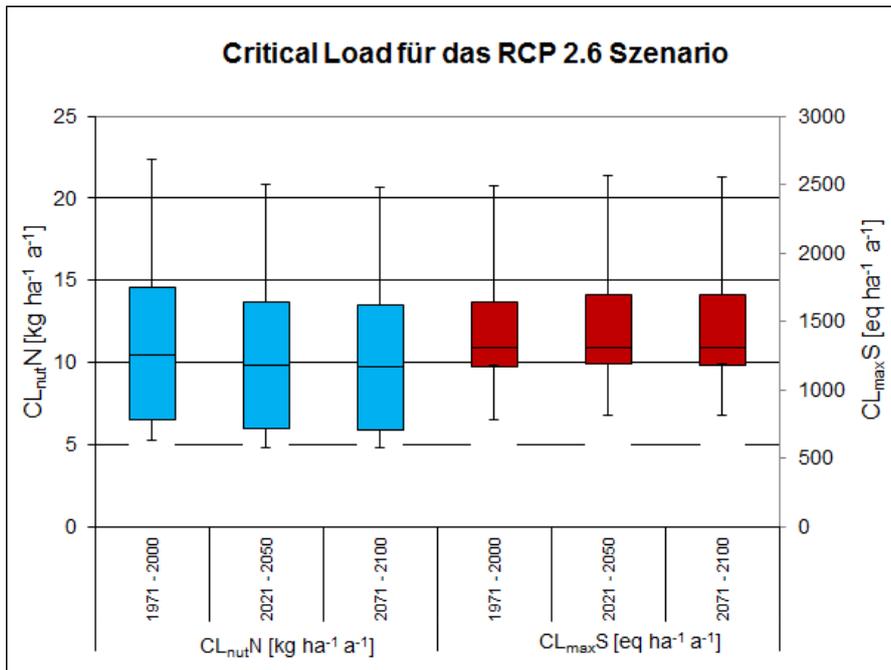


Abbildung 24: Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 2.6

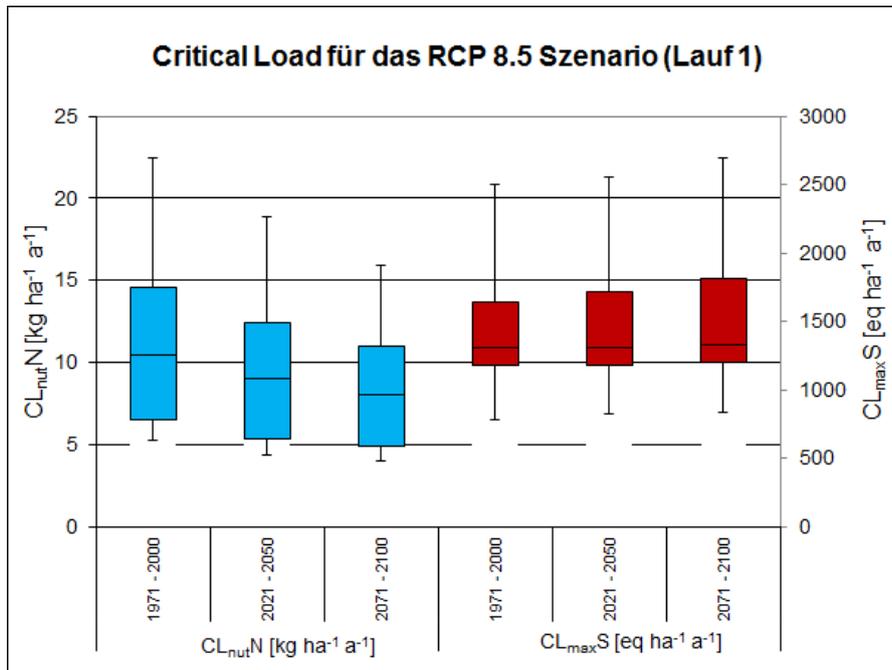


Abbildung 25: Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 8.5 Lauf 1

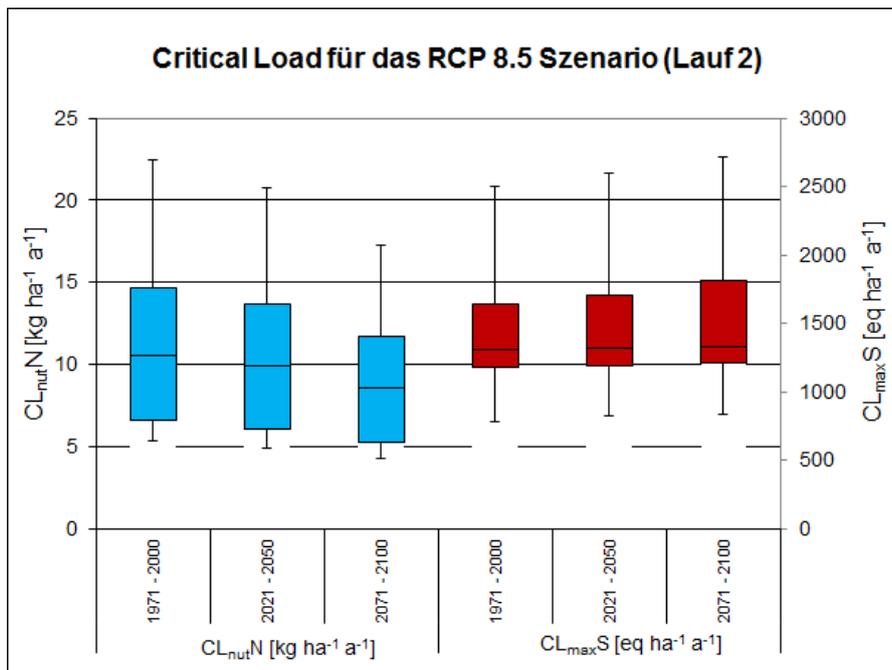


Abbildung 26: Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 8.5 Lauf 2

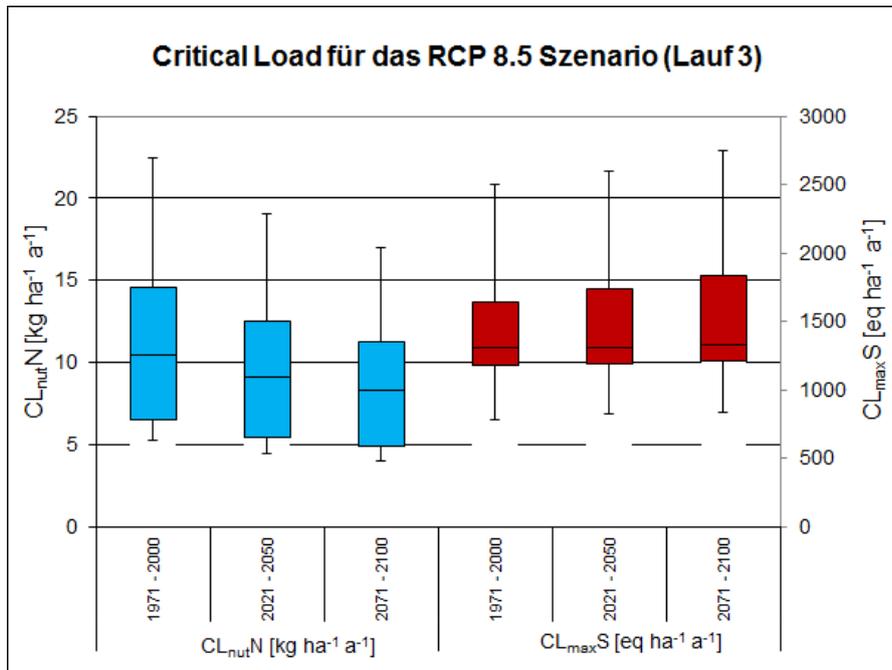


Abbildung 27: Veränderungen der Critical Load im Klimaszenario RCP 8.5 Lauf 3

2.2.3 Diskussion der Trends von klimabeesinflussten Critical Load

Die Tabelle 6 zeigt eine statistische Auswertung der Veränderungen des Critical Load unter Berücksichtigung der Klimaprojektionen. Verglichen wurden jeweils Ergebnisse der Critical Load Modellierung auf Basis der historischen Periode 1971 – 2000 des jeweiligen Klimaszenarios mit den entsprechenden Zukunftsprognosen (2021 - 2050 und 2071 - 2100). Für alle Szenarien gilt, dass der Critical Load für Eutrophierung sensibler wird und zwar über alle Klassen hinweg. Jedoch wird auch deutlich, dass bei den bereits sehr empfindlichen Ökosystemen mit einem Critical Load unter 10 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] die Belastungsgrenzen sich geringfügiger verändern, als bei weniger empfindlichen Rezeptoren mit Critical Load über 30 [kg N ha⁻¹ a⁻¹]. Bei den sensiblen Rezeptoren sinkt die Belastungsgrenze um 0,5 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] bis 1,75 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] (im Mittel 1 [kg N ha⁻¹ a⁻¹]). Bei den stickstofftoleranten Ökosystemen ist eine Verminderung der Critical Load bis fast 7 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] (im Mittel 4 [kg N ha⁻¹ a⁻¹]) zu verzeichnen.

Die geringste Absenkung des Critical Load für Stickstoff ergibt sich im Szenario RCP 2.6, in welchem sich eine mittlere Minderung von - 0,76 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] im Zeitabschnitt 2021 - 2050 und - 2,24 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] im Zeitabschnitt 2071 – 2100 ergibt. Die durchweg höchsten mittleren Änderungen zeigen sich im ersten Lauf des RCP 8.5 Szenarios, wo die Critical Load um 1,75 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] im Zeitabschnitt 2021 - 2050 und um 8,69 [kg N ha⁻¹ a⁻¹] für den Zeitraum 2071 – 2100 sinken.

Die Änderungen bei den Belastungsgrenzen für Versauerung sind nicht einheitlich auf die Critical Load Klassen verteilt. Während die Critical Load unter 2000 [eq ha⁻¹ a⁻¹] überwiegend geringfügig abnehmen, erhöhen sich die Belastungsgrenzen im Bereich über 2000 [eq ha⁻¹ a⁻¹] etwas. Grundsätzlich ist jedoch festzustellen, dass sich die Zu- oder Abnahme des Critical Load fast ausschließlich in Größenordnungen unter 100 [eq ha⁻¹ a⁻¹] bewegt. Daher kann davon ausgegangen werden, dass die möglichen Klimaveränderungen wenig oder keinen Einfluss auf die Versauerungsgefährdung von Ökosystemen haben. Ein gleichlautendes Ergebnis wurde auch bereits in einer Studie zur klimabeesinflussten Veränderung von Critical Load für den Freistaat Sachsen festgestellt (LfULG 2010).

Dahingegen ist die Belastung der Ökosysteme durch eutrophierende Stickstoffdeposition weiterhin ein gewichtiger Risikofaktor und wird im Verlauf des Klimawandels noch an Bedeutung gewinnen. Konkret konnten die Szenarien RCP 2.6 und der erste Lauf des RCP 8.5 als untere bzw. obere Grenze der Critical Load Entwicklung identifiziert werden. Als ein Szenario zwischen diesen Extremen wurde das A1B Szenario ausgewählt.

Die Streudiagramme in Abbildung 28 und Abbildung 29 dienen der zusätzlichen Visualisierung der in Tabelle 6 zusammengefassten Critical Load Entwicklungen. Werte unterhalb der 1:1 Linie stellen eine Erhöhung der Sensitivität hinsichtlich eutrophierend wirkendem Stickstoff ($CL_{nut}N$) bzw. versauernd wirkendem Schwefel ($CL_{max}S$) dar. Werte darüber bedeuten eine Erhöhung der Critical Load und damit eine Verringerung der entsprechenden Sensitivitäten.

Tabelle 6: Statistische Auswertung der klimatisch bedingten Änderung der Critical Load.

	A1B		RCP 2.6		RCP 8.5 Lauf 1		RCP 8.5 Lauf 2		RCP 8.5 Lauf 3	
	2021-2050	2071-2100	2021-2050	2071-2100	2021-2050	2071-2100	2021-2050	2071-2100	2021-2050	2071-2100
$CL_{nut}N$ [kg ha⁻¹a⁻¹]										
< 10	-0,73	-1,67	-0,50	-0,76	-1,10	-1,75	-0,53	-0,81	-1,05	-1,68
10-20	-1,24	-3,45	-0,87	-0,54	-2,04	-1,57	-0,92	-1,34	-0,92	-1,58
20-30	-2,20	-6,37	-1,61	-1,01	-3,76	-3,50	-1,77	-2,84	-1,77	-3,16
> 30	-2,44	-7,42	-2,04	-1,81	-4,98	-6,82	-2,21	-5,37	-2,21	-5,70
Mittelwert	-1,08	-2,84	-0,76	-2,24	-1,75	-8,69	-0,81	-6,62	-1,68	-6,78
$CL_{max}S$ [eq ha⁻¹ a⁻¹]										
< 1000	22	63	-2	43	-9	23	-7	64	-7	58
1000 - 2000	17	51	-1	-54	-3	-63	-2	-42	-3	-49
2000 - 3000	47	110	18	18	24	17	25	27	33	30
> 3000	-52	-52	15	17	14	67	22	67	25	76
Mittelwert	21	60	43	12	23	56	64	61	58	67

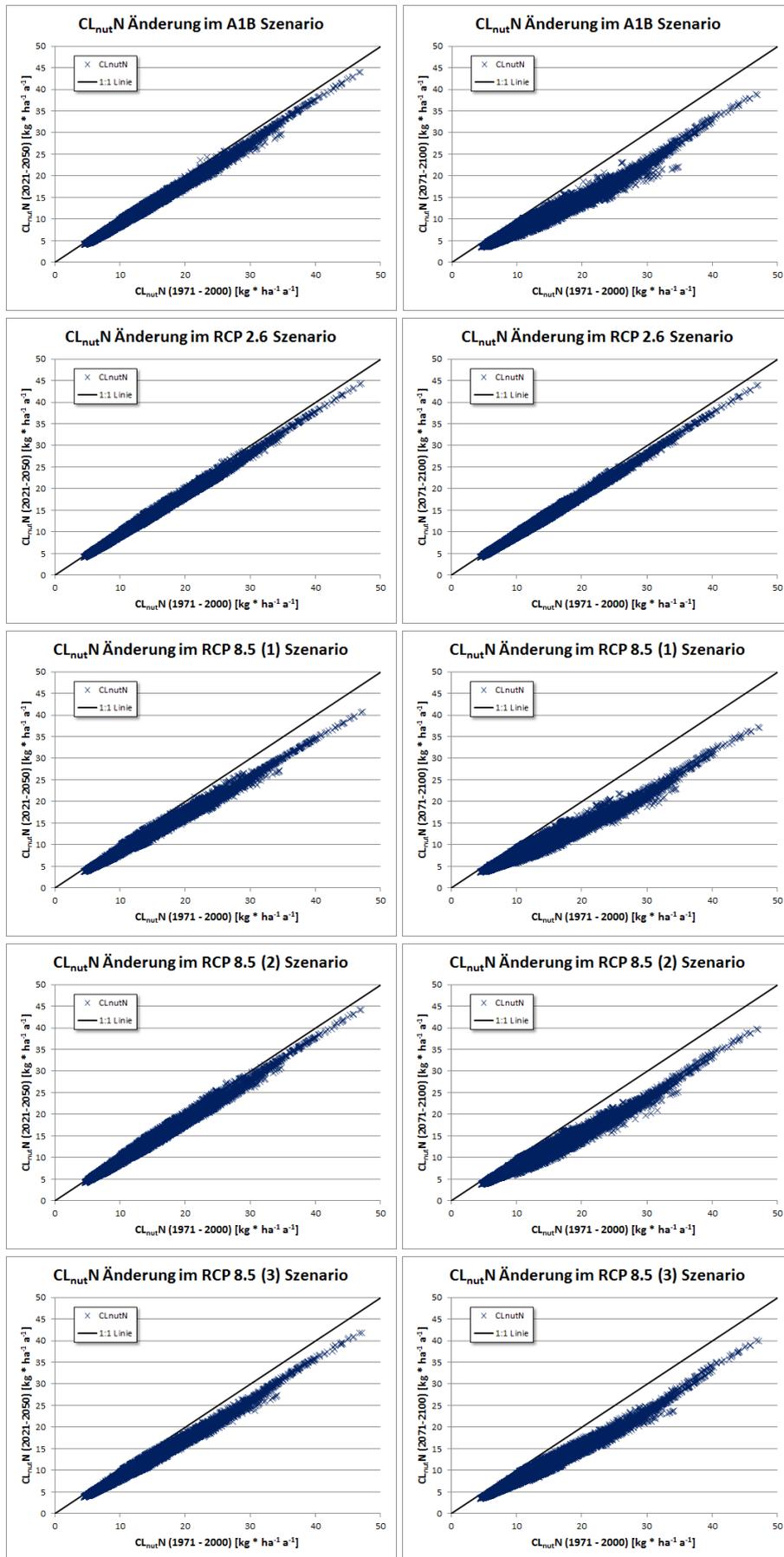


Abbildung 28: Critical Load für Eutrophierung für alle verfügbaren Klimaszenarien

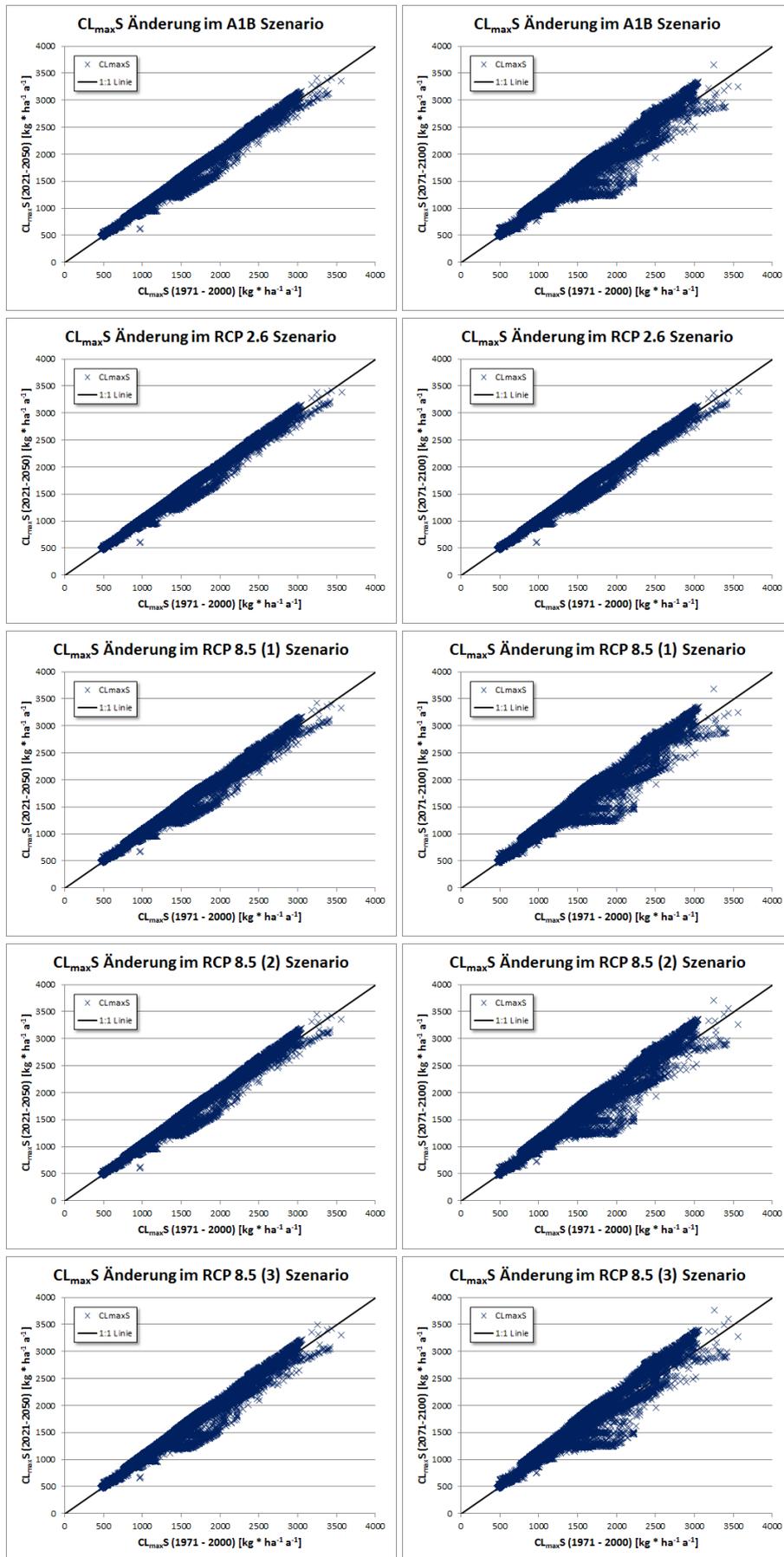


Abbildung 29: Critical Load für Versauerung für alle verfügbaren Klimaszenarien

3 Überschreitung der Critical Load im Basisklima

Nachdem die ersten UNECE-Protokolle zur Reduzierung der Emissionen von Schwefel (unterzeichnet 1985) und Stickstoff (1988) in Kraft getreten sind, wurde zunehmend darauf orientiert, wirkungsbezogene Ansätze zur Luftreinhaltung zu entwickeln und zu steuern. Mit der Umsetzung des zweiten Schwefel-Protokolls (1994) und in jüngerer Zeit des Göteborg-Protokolls ("Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone", in Kraft getreten am 17. Mai 2005) wurden kritische Belastungsgrenzen – Critical Load – als Leitlinien für die Minderung der Luftverschmutzung angewandt. Die auf Wirkungen im Ökosystem bezogenen Critical Load wurden dann den tatsächlichen Schadstoffeinträgen gegenübergestellt, um das Risiko von Versauerung und Eutrophierung zu beurteilen.

Ende des letzten Jahrhunderts konnten erste Ergebnisse bei der Emissionsminderung festgestellt werden. Gleichzeitig waren aber die kritischen Belastungsgrenzen für Säureeinträge noch deutlich überschritten. Der Bereich der gefährdeten Ökosysteme in Polen, Tschechien und Deutschland lag immer noch bei 80 bis 100 Prozent. Weitere Maßnahmen und zusätzliche Verpflichtungen insbesondere bei der Minderung von Schwefelemissionen führten dann dazu, dass der Anteil von Ökosystemen mit einer Überschreitung der Critical Load zum Schutz vor Versauerung weiter sank. Mit Einhaltung der Verpflichtungen aus dem revidierten Göteborg-Protokoll (rGP) wird prognostiziert, dass die säurebildende Schadstoffbelastung der Luft bis zum Jahr 2020 weiter abnehmen wird und es so zu weiteren Verbesserungen beim Schutz der Ökosysteme kommt (vgl. Abbildung 30).

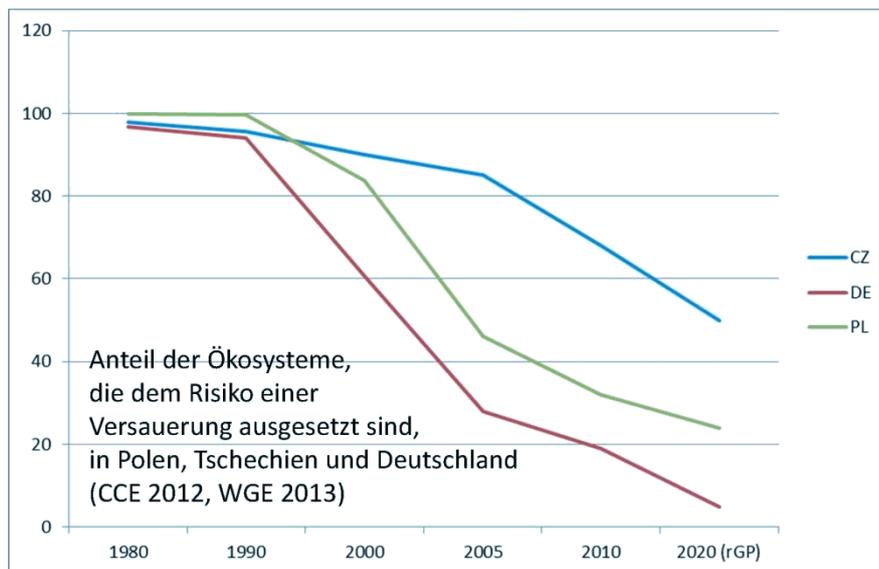


Abbildung 30: Anteil der Ökosysteme mit einem Versauerungsrisiko

Die Belastung durch Stickstoffdepositionen war bis zum Ende des letzten Jahrhunderts sehr hoch, in nahezu allen Ökosystemen waren Einträge deutlich oberhalb der Critical Load zur Vermeidung von Eutrophierungsercheinungen zu verzeichnen. Die Abbildung 31 macht das Ausmaß der Überschreitung sichtbar. Seit dem Jahr 2000 gibt es einen leichten Abwärtstrend in Polen, Tschechien und Deutschland, wodurch sich der Anteil eutrophierungsgefährdeter Ökosysteme etwas mindert.

Jedoch bleiben die Emission von Stickoxiden und Ammoniak in der Gegenwart und auch nach dem gegenwärtigen Stand der Prognose für 2020 (rGP) unverhältnismäßig hoch. Damit sind in allen drei Ländern mehr als die Hälfte der Ökosysteme weiterhin dem Risiko einer Eutrophierung ausgesetzt.

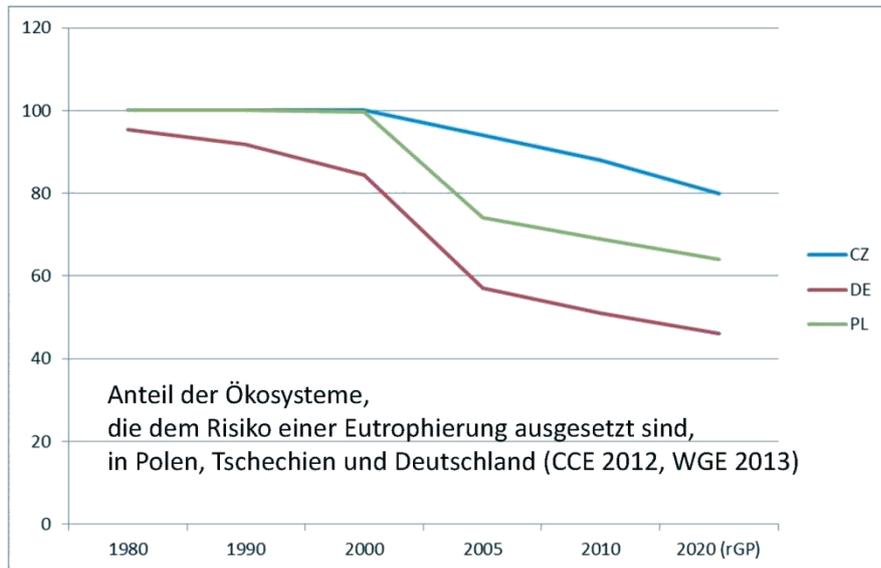


Abbildung 31: Anteil der Ökosysteme mit einem Eutrophierungsrisiko

Diese generellen Aussagen treffen im Wesentlichen auch auf das Untersuchungsgebiet des Projektes KLAPS zu. Damit die zur Analyse verwendeten Critical Load den aktuellen Zustand der Ökosysteme widerspiegeln, wurden sie unter den Bedingungen des Basisklima 1971 -2000 berechnet. In Gegenüberstellung zu den aktuellen bzw. prognostizierten Stoffeinträgen lässt sich die Einhaltung der Critical Load (geschütztes Ökosystem) oder deren Überschreitung (Ökosystemgefährdung) ermitteln.

Bei der Belastung durch Säureeinträge konnten schon Ende des letzten Jahrhunderts deutliche Fortschritte erzielt werden. Im Jahr 2000 waren bereits bei 78,7 % der im KLAPS Gebiet befindlichen Ökosysteme die Critical Load eingehalten. Einem Risiko der Versauerung unterlagen demnach noch 21,3 % der Rezeptoren. Dieser Anteil sank bis zum Jahr 2010 auf 9,5 %, so dass 90,5 % der Ökosysteme keine Beeinträchtigung durch Säurebelastung mehr erfahren haben (vgl. Abbildung 32). Im Prognosezeitraum bis 2030 werden nahezu alle Ökosysteme vor negativen Effekten durch Versauerung geschützt sein, da die Critical Load flächendeckend eingehalten werden (vgl. Abbildung 33).

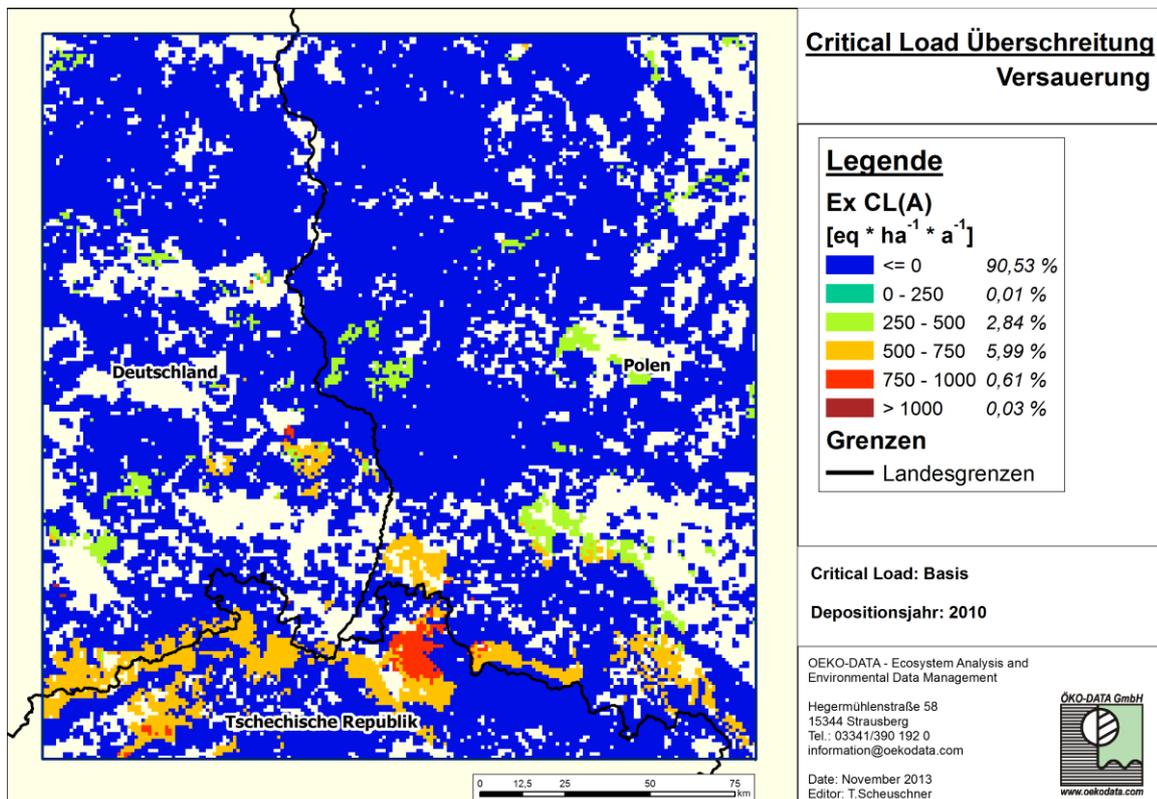


Abbildung 32: Einhaltung bzw. Überschreitung der Critical Load für Versauerung im Jahr 2010

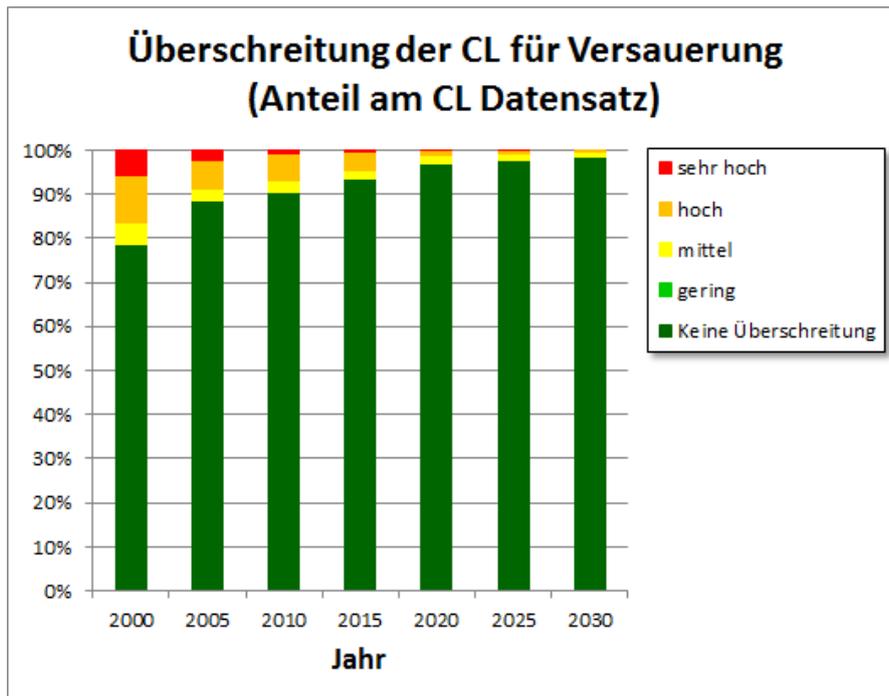


Abbildung 33: Überschreitung der Critical Load für Versauerung im zeitlichen Verlauf

Ein anderes Bild ergibt sich bei den Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung. Wie generell in den drei Ländern Polen, Tschechien und Deutschland konnte auch im KLAPS Gebiet seit dem Jahr 2000 eine leichte Reduzierung der Einträge von eutrophierenden Stickstoffverbindungen erreicht werden, jedoch sind gegenwärtig (2010) mehr als 60 % der Ökosysteme einer zu hohen Belastung ausgesetzt (vgl. Abbildung 34). Auch bis zum Jahr 2030 ergibt sich keine grundlegende Trendwende. Von den Ökosystemen im KLAPS Gebiet bleiben im Jahr 2030 weiterhin 38,6 % einem erhöhten Risiko durch Eutrophierung ausgesetzt (vgl. Abbildung 35).

Diese bereits unter den Bedingungen des Basisklimas bestehende Gefährdung der Ökosysteme durch anhaltende Eutrophierung wird unter Einfluss zukünftiger Klimabedingungen noch verstärkt. Alle untersuchten Klimaszenarien weisen übereinstimmend eine Verminderung der Stickstofftoleranz aus. Das bedeutet, dass Maßnahmen zur Luftreinhaltung diese Absenkung der Belastbarkeit berücksichtigen müssen, um den gewünschten Ökosystemschutz zu erzielen. Bei der Gefährdungsanalyse in Kapitel 4 wird daher das Zusammenspiel von stofflicher Belastung und klimatischer Veränderung untersucht.

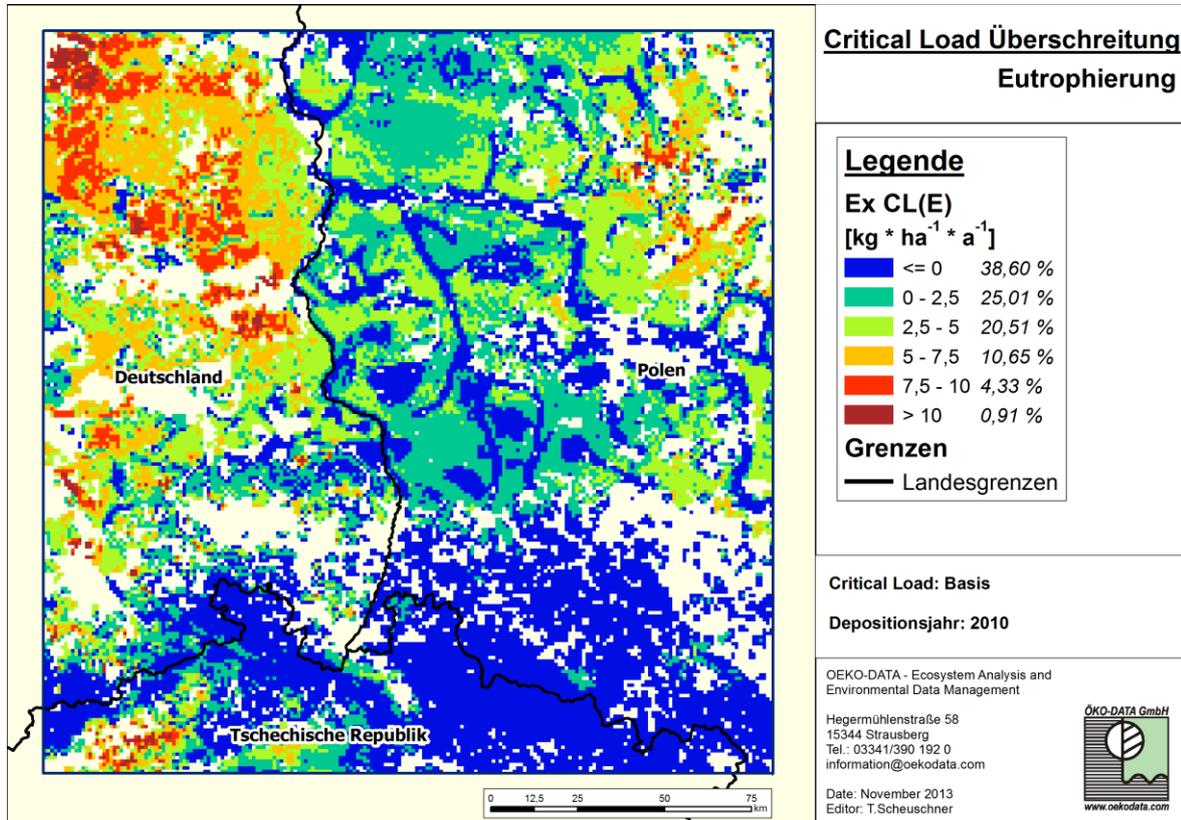


Abbildung 34: Einhaltung bzw. Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im Jahr 2010

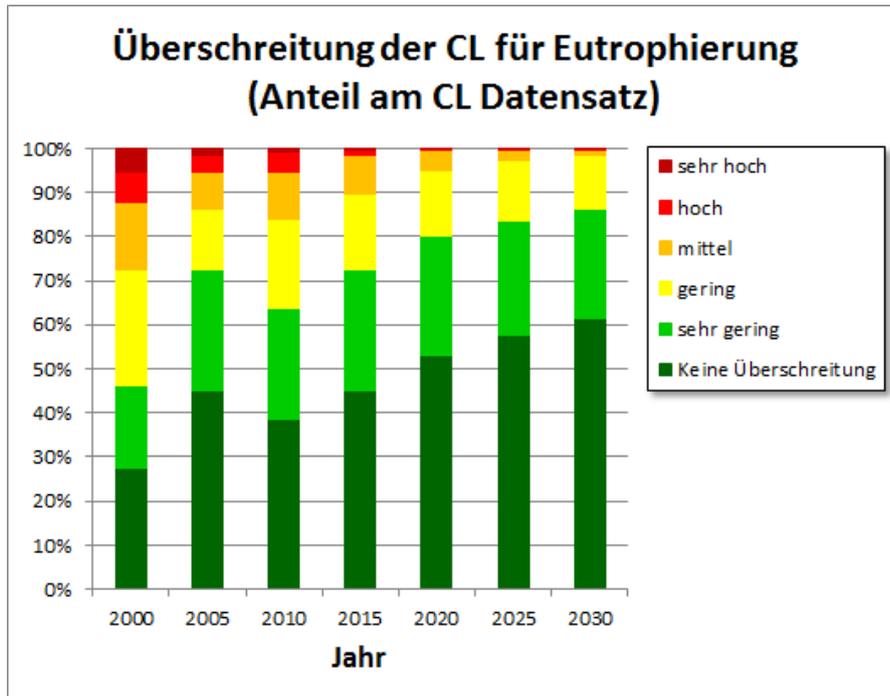


Abbildung 35: Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im zeitlichen Verlauf

4 Bewertung der Auswirkungen von Schadstoffeinträgen und Klimawandel auf die Gefährdung von Ökosystemen

Die Critical Load für Eutrophierung und Versauerung sind Vorsorgewerte, bei deren Einhaltung mit großer Wahrscheinlichkeit schädigende Wirkungen ausgeschlossen werden können. Es besteht jedoch eine mehr oder weniger große Sicherheitstoleranz, innerhalb derer auch bei Überschreitungen des Critical Load noch nicht mit erheblichen Beeinträchtigungen zu rechnen ist. Zahlreiche Studien belegen, dass zusätzliche Stickstoffeinträge, die nicht mehr als 3 % des Critical Load betragen, als nicht signifikant für Vegetationsänderungen eingestuft werden können (Balla et al. 2013). Dies gilt sowohl für die eutrophierende als auch die versauernde Wirkung von Schadstoffeinträgen. Diese 3 % - Bagatellschwelle kam auch in der vorliegenden Studie zur Anwendung.

Allerdings geht mit steigender Stickstoff- und Schwefelbelastung die Existenzmöglichkeit für immer mehr Arten verloren, bis schließlich die charakteristischen Arten eines Ökosystems verschwunden sind und nur noch wenige Arten sogenannte Rumpfgesellschaften bilden, die keiner naturnahen bzw. halbnatürlichen Gesellschaft mehr entsprechen (Derivatgesellschaften). In Kapitel 3 wurde gezeigt, dass insbesondere der Stickstoff mit seiner eutrophierenden Wirkung auch in Zukunft ein Problem im Untersuchungsgebiet darstellt. Daher liegt der Fokus der folgenden Betrachtungen auf dem Risiko durch Eutrophierung unter Berücksichtigung der verschiedenen Klimaszenarien. Ausgewertet wurden die Sensitivität (Wert des Critical Load für Eutrophierung) und die Höhe der Überschreitung dieses Critical Load. Die beiden Werte wurden ins Verhältnis gesetzt und folgende Klassifikation in Anlehnung an Balla et al. 2013 angewendet (siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: Kriterien zur Bestimmung der Gefährdungsklasse

Anteil der Überschreitung am CL_{nutN}	Risikoklasse
0 – 3 %	kein erhöhtes Risiko
3 - 5%	sehr geringes Risiko
5 - 10 %	geringes Risiko
10 - 20 %	mittleres Risiko
20 - 40 %	hohes Risiko
> 40 %	sehr hohes Risiko

In Abbildung 36 und Abbildung 37 wird die Risikobewertung hinsichtlich des Stickstoffeintrags auf Basis des aktuellen Critical Load nach Basisklima dargestellt. Es kann gezeigt werden, dass die prognostizierte Reduktion der Stickstoffdeposition im Jahr 2030 zu einer deutlichen Verminderung des Risikos der Eutrophierung führt. Ohne Berücksichtigung von klimatischen Veränderungen führt also eine Reduzierung der Schadstoffbelastung im direkten Verhältnis zu einem verbesserten Ökosystemschutz.

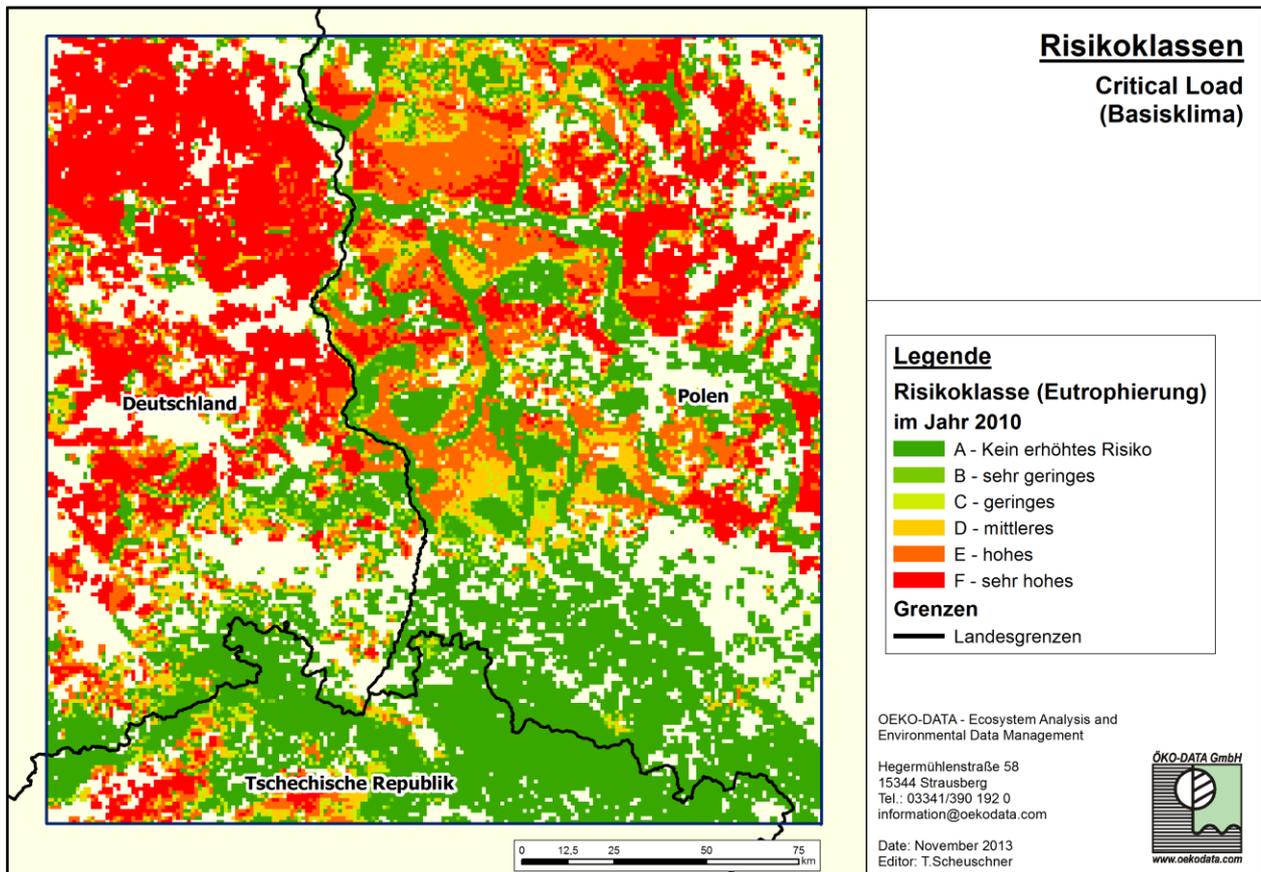


Abbildung 36: Risikoklassen für den aktuellen CL_{nutN} und der aktuelle Stickstoffbelastung (2010)

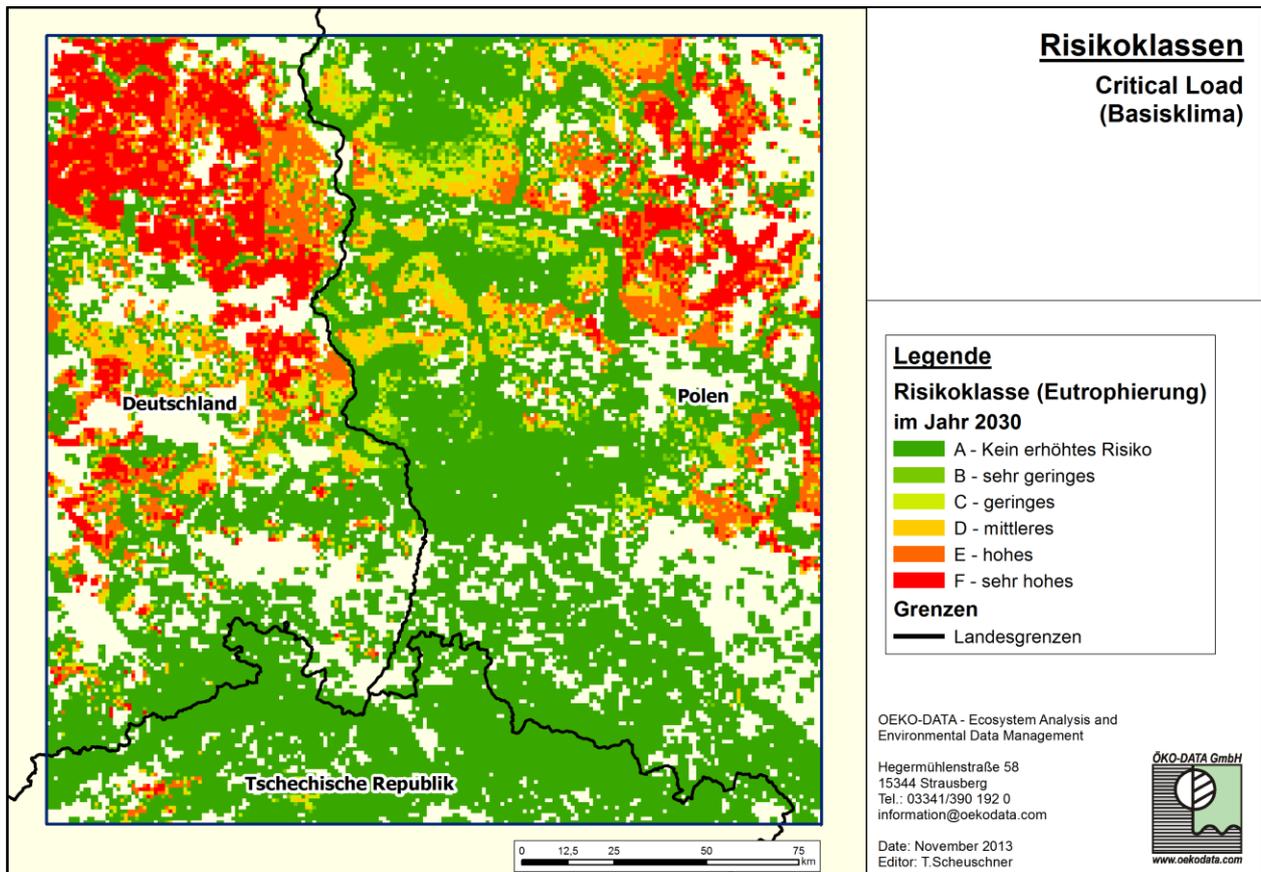


Abbildung 37: Risikoklassen für den aktuellen CL_{nutN} und der zukünftigen Stickstoffbelastung (2030)

In den nachfolgenden Abbildungen wurden die Betrachtungen hinsichtlich des Einflusses der prognostizierten Klimaänderungen auf den Critical Load aus Kapitel 2.2 einbezogen. Zur Erstellung dieser Grafiken wurden verschiedene Critical Load Datensätze (für die Szenarien A1B (1971 - 2000) (vgl. Abbildung 38), A1B (2021 - 2050) (vgl. Abbildung 39) sowie A1B (2071 - 2100) (vgl. Abbildung 40)) mit der Depositionsprognose für das Jahr 2030 verglichen. Dabei zeigt sich, dass die positiven Effekte der Depositionsminderung durch negative Effekte der klimatischen Änderungen überlagert werden. Daraus folgt, dass die mit der prognostizierten Verminderung des Stickstoffeintrags erwartete Verbesserung im Schutzstatus der Ökosysteme nur teilweise zu erwarten ist, sollten keine zusätzlichen Maßnahmen zur Minderungen der Stickstoffdeposition ergriffen werden.

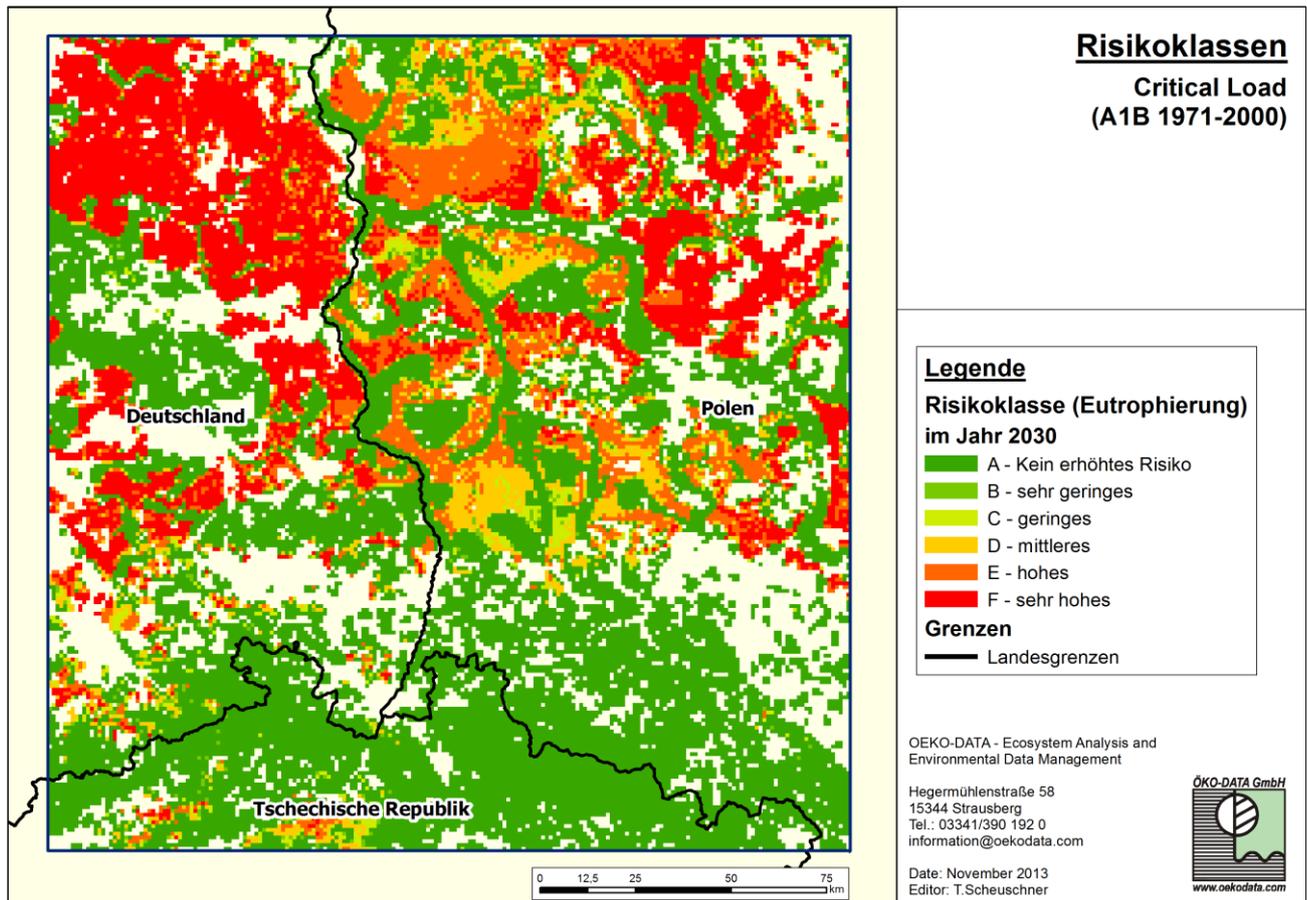


Abbildung 38: Risikoklassen für den $CL_{nut}N$ (A1B 1971 – 2000) und der Stickstoffbelastung (2030)

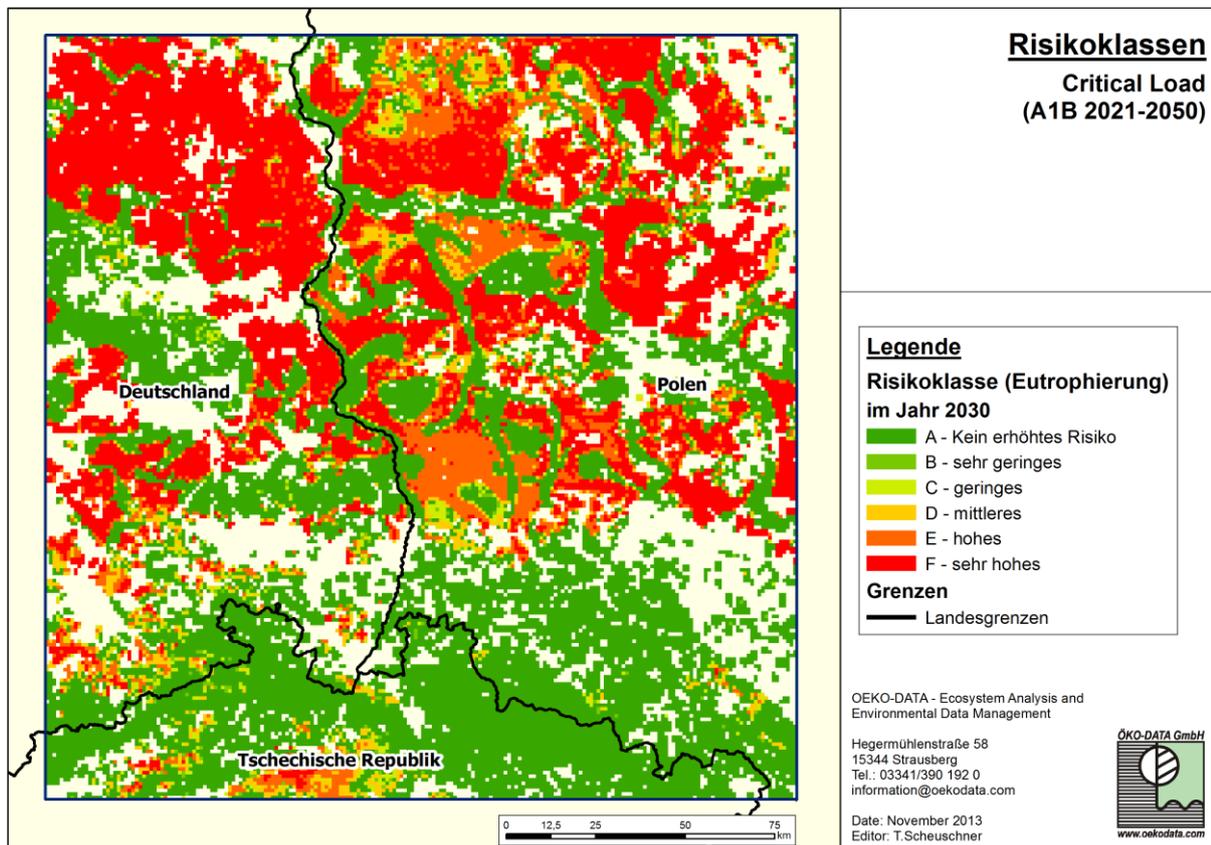


Abbildung 39: Risikoklassen für den zukünftigen $CL_{nut}N$ (A1B 2021 – 2050) und der zukünftigen Stickstoffbelastung (2030)

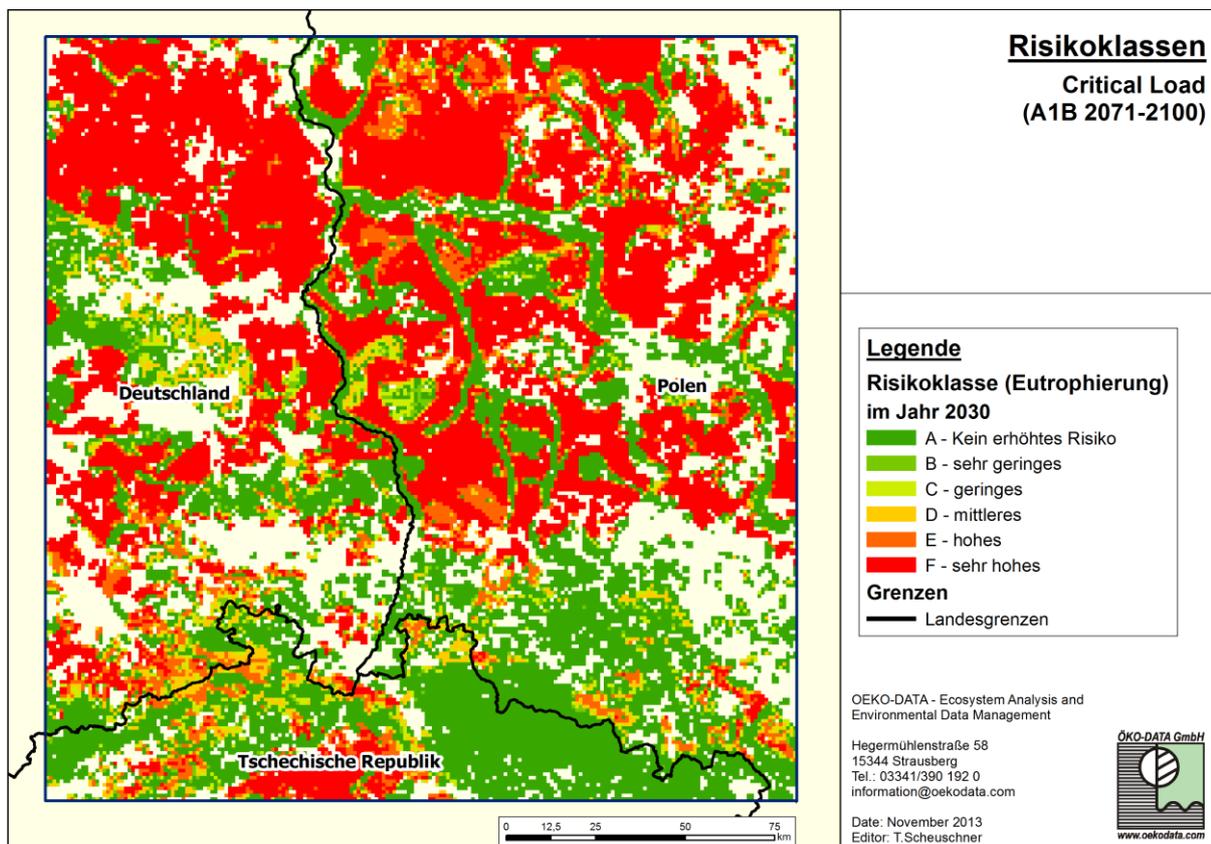


Abbildung 40: Risikoklassen für den zukünftigen $CL_{nut}N$ (A1B 2071 – 2100) und der zukünftigen Stickstoffbelastung (2030)

In der Abbildung 41 sind für alle untersuchten Szenarien alle Kombinationen von Stoffeinträgen (Depositionen der Jahre 2000, 2010, 2020 und 2030) und klimaabhängig berechneten Critical Load (1971 – 2000, 2021 – 2050, 2071 – 2100) dargestellt.



Abbildung 41: Risikoklassen für die Eutrophierung der Ökosysteme in Abhängigkeit von den Schadstoffeinträgen und klimaabhängigen Critical Load

Bei allen Szenarien wird deutlich, dass der Anteil geschützter Ökosysteme in jeder Dekade ansteigt, was auf die verminderten Stoffeinträge zurückzuführen ist. Ebenfalls ist allen Szenarien gemeinsam, dass dieser Anteil wieder abnimmt, wenn Critical Load mit den Klimavariablen des Zeitraums 2021 – 2050 gerechnet werden. Dieser Effekt ist bei dem Szenario RCP 8.5 Lauf 1 besonders groß, dagegen beim Szenario RCP 2.6 am geringsten.

Dieser Trend setzt sich teilweise sogar noch verstärkt fort, wenn die Critical Load unter den Klimabedingungen von 2071 - 2100 betrachtet werden. Auch hier sind die größten Veränderungen bei RCP 8.5 Lauf 1 zu verzeichnen, während sich beim Szenario RCP 2.6 zwischen der Periode 2021 – 2050 und 2071 – 2100 nur noch geringe Unterschiede abzeichnen.

Wenn die Einträge von Stickstoff ohne Klimavariationen bewertet werden, steigt der Anteil von geschützten Ökosystemen pro Dekade bei allen Szenarien um etwa 8 bis 10 %. Beim Szenario mit den größten Veränderungen (RCP 8.5 Lauf 1) vermindert die Einbeziehung des Klimawandels den Anteil geschützter Ökosysteme wieder, und zwar in der ersten Periode (Klima 2021 – 2050) um durchschnittlich 6 % und in der zweiten Periode (2071 - 2100) um durchschnittlich 12 bis 13 %. Daraus ließe sich schließen, dass bis zum Jahr 2030 nur etwa die Hälfte der Maßnahmen zur Luftreinhaltung auch den gewünschten Effekt im Ökosystem erzielen würde. Bei gleichbleibender Deposition bis zum Jahr 2100 wäre sogar die gesamte Wirkung verminderter Stickstoffdepositionen von den Effekten des Klimawandels kompensiert.

Im Szenario RCP 2.6 wirken sich die klimatischen Veränderungen deutlich geringer aus. Auch in diesem Szenario nimmt der Anteil von Ökosystemen, die keinem Risiko mehr ausgesetzt sind, ohne Berücksichtigung des Klimawandels um durchschnittlich 8 % pro Dekade zu und ist damit vergleichbar mit allen anderen Szenarien. Bei Einbeziehung der Klimadaten aus der Simulation für 2021 – 2050 vermindert sich der Schutzstatus um durchschnittlich 4,5 % im Vergleich zu der Periode 1971 – 2000. Dieser Wert liegt nahe bei den 6 %, die sich nach RCP 8.5 Lauf 1 ergeben haben. Im Unterschied zu diesem und auch den drei weiteren Szenarien vermindert sich für die Klimasimulation nach RCP 2.6 2071 - 2100 die Risikoklasse zum Schutz vor Eutrophierung kaum noch (- 0,6 %). Damit gilt auch für das RCP 2.6 Szenario, dass bis zum Jahr 2030 die Reduzierung von Stickstoffeinträgen nur etwa zur Hälfte die gewünschte Entlastung des Ökosystems bringt. Da die Sensitivität der ökologischen Rezeptoren gegenüber Stickstoff infolge des Klimawandels zunimmt, werden erst zusätzliche Maßnahmen der Luftreinhaltung die gewünschten Effekte bewirken.

5 Ergebnisvergleich mit anderen Studien

Für das KLAPS-Untersuchungsgebiet liegt auch eine Critical Load Berechnung seitens der polnischen Projektpartner vor (Mill et al. 2013). Ebenso wie die in diesem Forschungsbericht beschrieben, beruht deren Berechnung auf dem Mapping Manual des ICP Modelling und Mapping (2010). Da jedoch Eingangsgrößen für die Bestimmung der ökologischen Belastungsgrenzen aus unterschiedlichen Quellen sein können, war ein Ergebnisvergleich geboten. Bei den Belastungsgrenzen für Versauerung (CL_{maxS} und CL_{maxN}) zeigen die vom polnischen Bearbeiterteam erstellten Daten einen vergleichbaren Verlauf zu den deutschen Ergebnissen. Der Medianwert liegt übereinstimmend bei etwa 1300 [eq ha⁻¹a⁻¹] für Schwefel und um 2000 [eq ha⁻¹a⁻¹] für Stickstoff. Der polnische Datensatz weist etwas mehr Anteile im Bereich der sehr empfindlichen Ökosysteme aus, im deutschen Datensatz liegen die oberen Critical Load Werte unter denen aus Polen (vgl. Abbildung 42). Da aus beiden Studien hervorgeht, dass in Zukunft nicht mehr mit einer großflächigen Überschreitung der Critical Load für Versauerung zu rechnen ist, können die geringen datenbasierten oder methodischen Unterschiede vernachlässigt werden.

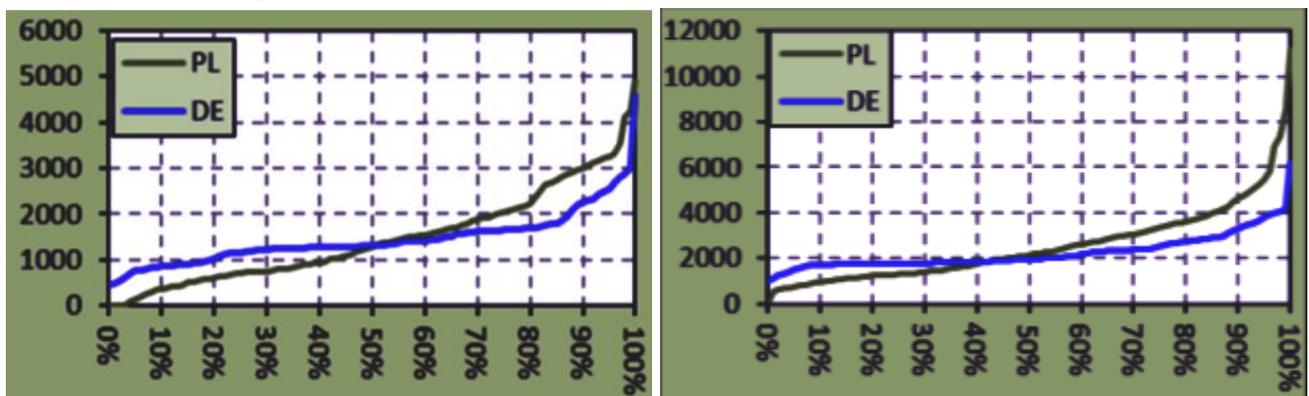


Abbildung 42: Vergleich der deutschen (DE) und polnischen Datensätze (PL) für CL_{maxS} (links) und CL_{maxN} (rechts). Quelle: Mill et al. (2013)

Nahezu deckungsgleiche Ergebnisse haben sich in beiden Studien bei den Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung, CL_{nutN} , ergeben (vgl. Abbildung 43). Die Medianwerte liegen bei etwa 13 [kg N ha⁻¹a⁻¹] im polnischen und 11 [kg N ha⁻¹a⁻¹] im deutschen Datensatz. Eingedenk dessen, dass Stickstoff auch ein essentieller Nährstoff ist und daher nicht komplett aus dem Ökosystem herausgenommen werden kann, weist der deutsche Datensatz eine untere Empfindlichkeitsgrenze bei 5 [kg N ha⁻¹a⁻¹] aus. Im polnischen Datensatz werden auch Critical Load von 1,5 [kg N ha⁻¹a⁻¹] ausgewiesen.

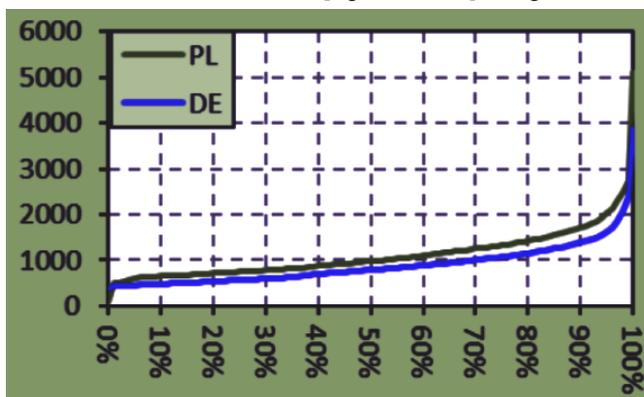


Abbildung 43: Vergleich der deutschen (DE) und polnischen Datensätze (PL) für CL_{nutN} . Quelle: Mill et al. (2013)

Mit der Schriftenreihe des LfULG Heft 10/2010 wurde bereits eine erste Analyse klimabedingter Auswirkungen auf die ökologischen Belastungsgrenzen im Freistaat Sachsen vorgelegt (Schlutow et al. 2010). Bei den Critical Load zum Schutz vor Versauerung ($CL_{\max,S}$) ergab diese Studie übereinstimmend mit den Resultaten im KLAPS-Projekt nur geringfügige klimabedingte Veränderungen. Die damals untersuchten Szenarien „A1B nass“ und „A1B trocken“ zeigten im Vergleich zum „Basisklima“ (langjähriges Mittel 1971 – 2000) keine signifikanten Veränderungen der Critical Load für Versauerung. Gleiches ergab sich im KLAPS-Projekt, wo ebenfalls unter allen untersuchten Klimaszenarien die Säureempfindlichkeit nur geringfügig variierte. Im Mittel lagen diese Veränderungen deutlich unter $100 \text{ [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$, haben aus ökologischer Sicht also kaum Relevanz. Deutlich ausgeprägter sind dahingegen die klimabedingten Veränderungen bei den Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung. Hier beeinflussen die Veränderungen von Temperatur und Niederschlag die Bestimmung der ökologischen Belastungsgrenzen in besonders starkem Maße. Die im KLAPS-Projekt verwendeten neuen Klimaszenarien bewirken daher anders als in der Studie von 2010 niedrigere Critical Load Werte, also eine Zunahme der Empfindlichkeit gegenüber dem Eutrophierungsrisiko. Treibende Kraft ist dabei der Niederschlag und die darüber bestimmte Versickerungsrate, deren Werte in den Klimaszenarien von 2010 über denen der im KLAPS-Projekt verwendeten Szenarien lagen. Wenn auch einschränkend betont werden muss, dass die aus den Klimaszenarien abgeleiteten Critical Load nur eine mögliche und keine gesicherte Entwicklung beschreiben, so sind doch die sich aus dem KLAPS-Projekt ergebenden Klimasignale eindeutiger, als die aus der Studie von 2010. Im Zuge des Klimawandels kann mit einer höheren Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen gerechnet werden, da die ökologischen Belastungsgrenzen sich um 1 bis $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach unten verschieben.

Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit den im polnischen Abschlussbericht publizierten Resultaten (Mill et al. 2013). Ebenso wie in dieser Studie wird dort im Zuge des Klimawandels eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen ermittelt. Klimabedingt vermindern sich die Belastungsgrenzen im polnischen Datensatz um 5 bis 15 Prozentpunkte im Zeitraum bis zum Jahr 2100. Die Ergebnisse zu den Critical Load Überschreitungen aus der polnischen Studie sind nicht direkt mit denen aus Deutschland vergleichbar. Die polnische Studie befasst sich nicht nur mit dem Einfluss der Klimaänderungen auf den Critical Load, sondern berücksichtigt auch klimabedingte Änderungen der Depositionsprognosen. Bei der Säurebelastung ergibt sich aus dem deutschen Datensatz, dass im Jahr 2000 noch bei rund 20 % der Rezeptoren höhere Einträge zu verzeichnen sind, als die Belastungsgrenze vorgibt. Im polnischen Datensatz liegt dieser Wert bei 7 % und fällt auf 2 % für das Jahr 2010 (deutscher Datensatz 10 %). Beide Studien gehen jedoch davon aus, dass bis zum Jahr 2030 auf nahezu allen Rezeptorflächen die Critical Load für Säure eingehalten werden. Klimatische Veränderungen sind dabei vernachlässigbar.

Bei den Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung resultiert aus dem polnischen wie aus dem deutschen Datensatz, dass im Jahr 2000 bei mehr als 70 % der betrachteten Ökosysteme die Belastungsgrenzen überschritten waren. Bis 2010 bessert sich diese Situation um 10 Prozentpunkte, jedoch bleiben auch im Jahr 2030 noch auf etwa 40 % der Fläche im Untersuchungsgebiet die Critical Load überschritten. Das weisen beide Studien übereinstimmend aus. Die Effekte der Varianzen der verschiedenen Klimaszenarien wurden im Rahmen dieses Projektes auf Basis der Berechnung von Risikoklassen ermittelt (siehe Kapitel 4). In der Studie der polnischen Projektpartner wurde diese Betrachtung auf Basis des Vergleichs der Überschreitung des $CL_{\text{nut},N}$ durchgeführt. Eine direkte Gegenüberstellung erfolgt daher nicht. Ein allgemeiner Vergleich zeigt aber, dass die Trends, welche in Abbildung 41 dieser Studie gezeigt werden, mit den Ergebnissen der polnischen Projektpartner übereinstimmen. Einerseits steigt die Anzahl der Flächen auf denen die Critical Load eingehalten werden mit jedem Zeitschritt in die Zukunft. Andererseits reduziert sich diese Fläche wieder sobald Critical Load verwendet werden, welche die zukünftigen Klimaentwicklungen berücksichtigen. Insgesamt stellen beide Studien übereinstimmend fest, dass klimatische Veränderungen inzwischen eine Dimension erreicht haben, die zwingend deren Berücksichtigung bei der Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Luftreinhaltung gebietet.

Auf europäischer Ebene sind zur 32. Beratung des Exekutivorgans zur Luftreinhaltkonvention im Dezember 2013 Zeitreihen vorgelegt worden (ECE/EB.AIR/2013/8), die eine zu erwartende Entlastung der Ökosysteme bis zum Jahr 2020 prognostizieren. Zu Grunde gelegt wurde dabei die vollständige Umsetzung der im weiterführenden Göteborg-Protokoll vereinbarten Emissionsminderungen durch die Vertragsstaaten der Genfer Luftreinhaltkonvention. Aus diesem Dokument wurden Daten zu „area at risk“ (CCE 2013) bzw. in deren Umkehrung zum Anteil geschützter Ökosysteme für die drei am Untersuchungsgebiet beteiligten Länder entnommen. Unter der Annahme, dass sich die insgesamt für die drei Länder ergebenden Veränderungen auch im KLAPS-Gebiet widerspiegeln, wurden diese mit den Ergebnissen aus der vorliegenden Studie verglichen. Beim Anteil der bis zum Jahr 2020 vor Versauerung geschützten Ökosysteme (vgl. Abbildung 44) zeigt sich, dass im KLAPS-Gebiet insgesamt sehr hohe Schutzziele erreicht werden. Nahezu auf der gesamten Rezeptorfläche werden die Critical Load eingehalten, das trifft auch für alle analysierten Klimaszenarien zu.

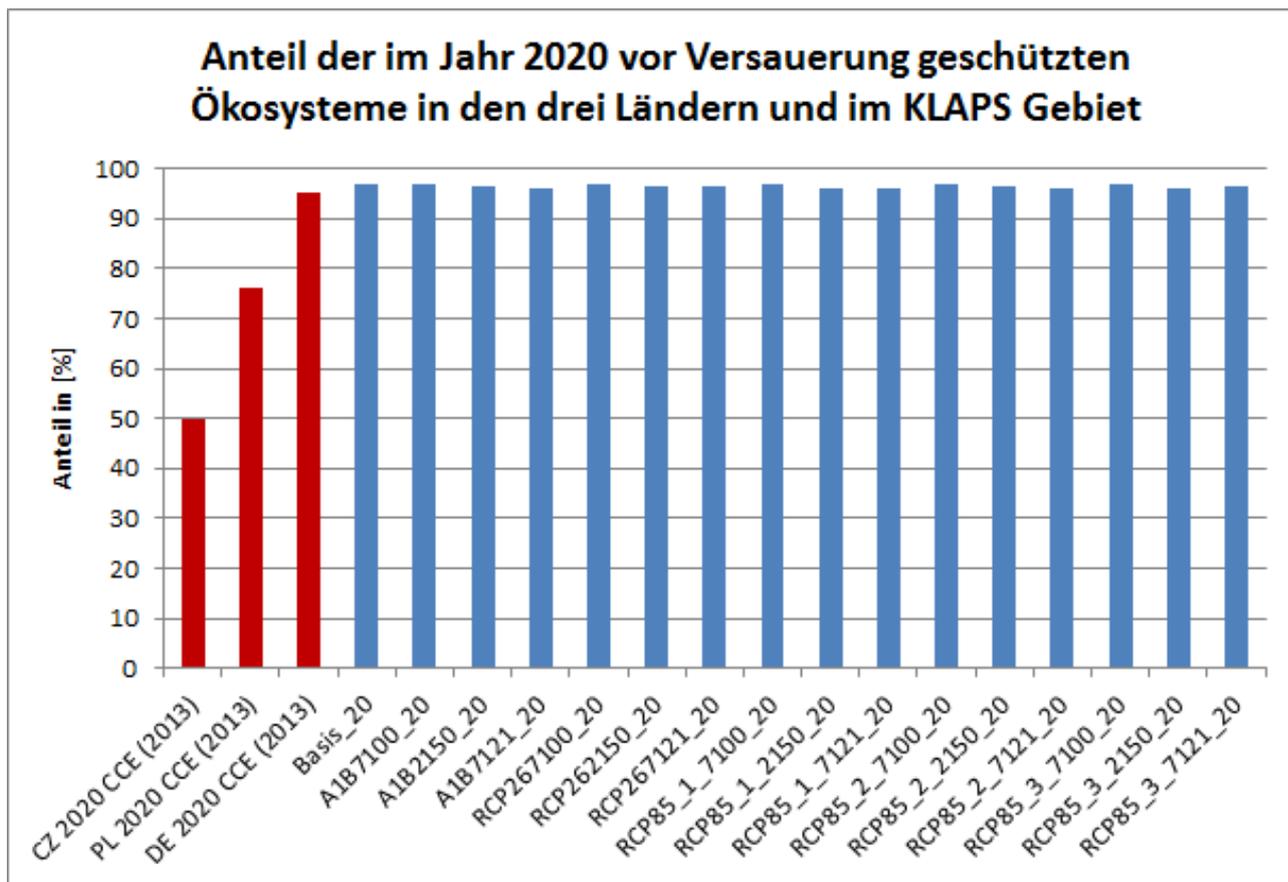


Abbildung 44: Anteil der im Jahr 2020 vor Versauerung geschützten Ökosysteme für Tschechien, Polen und Deutschland insgesamt sowie für das KLAPS-Gebiet unter verschiedenen Klimaszenarien

Erläuterungen zu Abbildung 44:

- Basis_20: Auf Grundlage des $CL_{max}S$ und des $CL_{max}N$ nach dem Beobachtungsdatensatz des DWD (1971 - 2000)
- A1B7100_20: Auf Grundlage des $CL_{max}S$ und des $CL_{max}N$ nach Klimaszenarium A1B (Periode 1971 – 2000)
- A1B2150_20: Auf Grundlage des $CL_{max}S$ und des $CL_{max}N$ nach Klimaszenarium A1B (2021 – 2050)
- A1B7121_20: Auf Grundlage des $CL_{max}S$ und des $CL_{max}N$ nach Klimaszenarium A1B (2071 – 2100)

Beim Schutz vor Eutrophierung sind die bis zum Jahr 2020 zu erwartenden Fortschritte in den drei Ländern insgesamt, wie auch im KLAPS-Gebiet, vergleichsweise gering. Bestenfalls wird erreicht, dass etwa die Hälfte der Ökosysteme keinem Eutrophierungsrisiko mehr ausgesetzt ist (vgl. Abbildung 45). Besonders deutlich zeigt sich hier, dass im Vergleich zum Basisdatensatz (Basis_20) alle in die Analyse einbezogenen Klimavarianten zu einer höheren Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber Stickstoffeinträgen führen. Das drückt sich dann darin aus, dass bei gleichen Einträgen der Anteil der vor Eutrophierung geschützten Ökosysteme geringer wird. Das untermauert die im Ergebnis dieser Studie getroffene Schlussfolgerung, dass ein Teil der durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung verminderten Schadstoffeinträge nicht den gewünschten ökologischen Effekt erzielt. Da im Zuge des Klimawandels die Empfindlichkeit der Rezeptoren steigt, werden höhere als die bisher beschlossenen Senkungsziele für Luftschadstoffe notwendig, um dauerhaft stabile Ökosysteme zu gewährleisten.

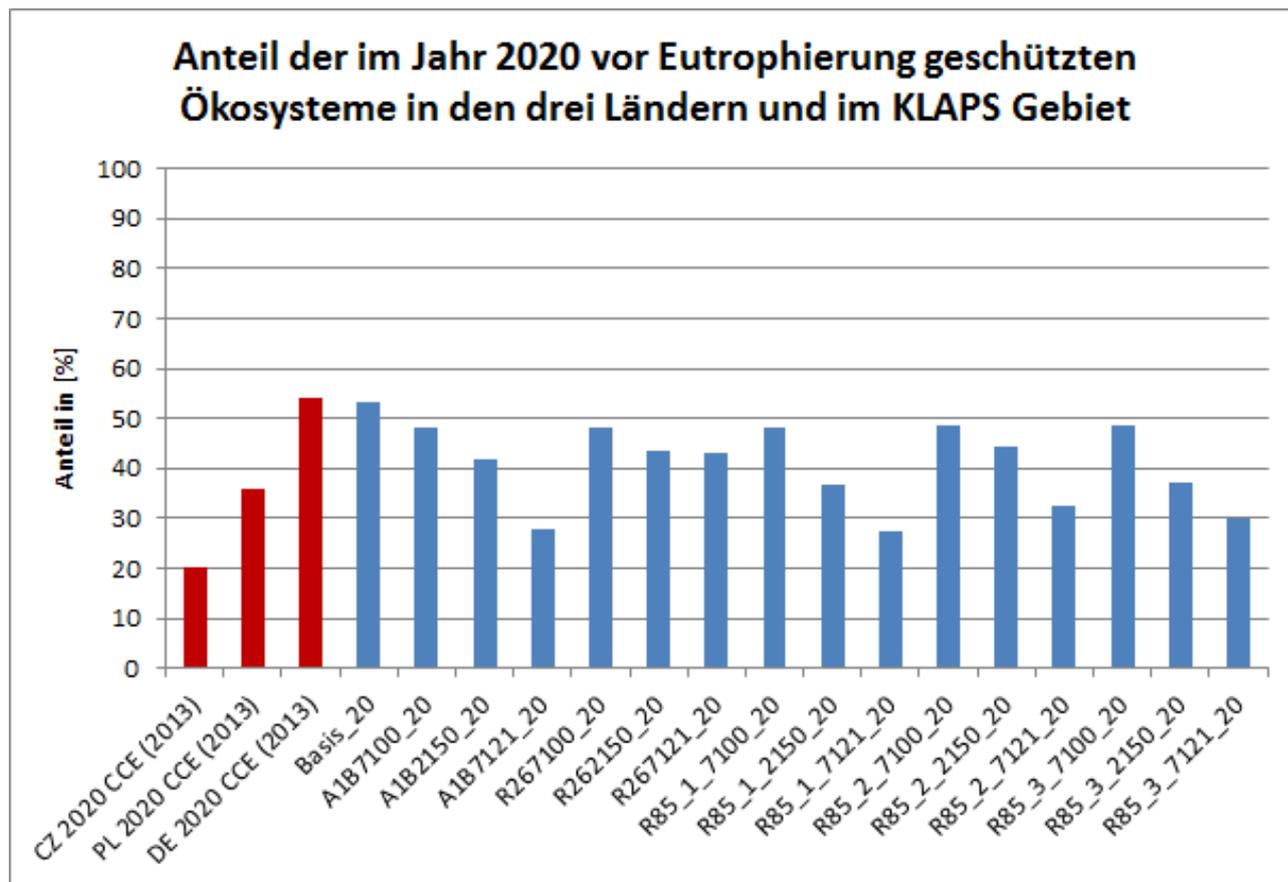


Abbildung 45: Anteil der im Jahr 2020 vor Eutrophierung geschützten Ökosysteme für Tschechien, Polen und Deutschland insgesamt sowie für das KLAPS-Gebiet unter verschiedenen Klimaszenarien

Erläuterungen zu Abbildung 45:

- Basis_20: Auf Grundlage des $CL_{nut}N$ nach dem Beobachtungsdatensatz des DWD (1971 – 2000)
 - A1B7100_20: Auf Grundlage des $CL_{nut}N$ nach Klimaszenarium A1B (Periode 1971 – 2000)
 - A1B2150_20: Auf Grundlage des $CL_{nut}N$ und $CL_{max}N$ nach Klimaszenarium A1B (2021 – 2050)
 - A1B7121_20: Auf Grundlage des $CL_{nut}N$ und $CL_{max}N$ nach Klimaszenarium A1B (2071 – 2100)
- und ebenso für die weiteren Szenarien RCP26, RCP85_1, RCP85_2, RCP85_3.

6 Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten sind bedeutende Anstrengungen zur Luftreinhaltung unternommen worden, die sich auch im Untersuchungsgebiet des KLAPS Projekts widerspiegeln. Die Wirksamkeit solcher Maßnahmen zum Umweltschutz kann an ökologischen Belastungsgrenzen, den Critical Load, bemessen werden, die den ökosystemverträglichen Stoffeintrag beziffern. Demzufolge bleibt ein vorrangiges Ziel, die Critical Load einzuhalten. Dort, wo die aktuellen Depositionen von Luftschadstoffen noch oberhalb der Belastungsgrenzen liegen, ist die Überschreitung zu vermindern und sind die Einträge weiter in Richtung auf die Belastbarkeitsgrenzen zu senken. Hinsichtlich der versauernden Einträge ist dies bereits Ende des letzten Jahrhunderts gelungen. Die Belastung der Ökosysteme durch den Eintrag von Säuren gehört nahezu der Vergangenheit an, insbesondere durch die deutliche Reduzierung von Schwefeleinträgen in die Atmosphäre. Ein Versauerungsrisiko ist im Jahr 2010 nur noch auf etwa 10 % der Rezeptorflächen zu verzeichnen. Nach den bisherigen Prognosen für die Schadstoffbelastung der Luft wird sich dieser Anteil bis zum Jahr 2030 weiter verringern, so dass nahezu alle Ökosysteme vor Versauerung geschützt sind.

Demgegenüber gibt es weiterhin einen hohen Anteil an Flächen, die dem Risiko einer Eutrophierung unterliegen. Zwar sinkt der Anteil von Ökosystemen, bei denen eine sehr hohe Critical Load Überschreitung zu verzeichnen ist, doch bleiben auf gegenwärtig (2010) mehr als 60 % aller Flächen die Belastungsgrenzen überschritten. Fortschritte gibt es jedoch bei dem Anteil von Rezeptorflächen, bei denen die Critical Load eingehalten werden. So waren im Jahr 2000 erst auf weniger als 30 % der Flächen die Critical Load nicht überschritten, dieser Anteil stieg auf fast 40 % im Jahr 2010 und wird weiter auf etwa 60 % im Jahr 2030 steigen (Basis-klima). Allerdings verlangt die internationale Konvention zum Schutz der Biodiversität (CBD), dass alle Ökosysteme vor dem Risiko der Versauerung und Eutrophierung zu bewahren sind.

Im Zusammenspiel mit den abnehmenden stofflichen Einträgen, die sich aus der Umsetzung der nationalen und europäischen Luftreinhaltspolitik ergeben, sind jedoch auch die Einflüsse eines sich verändernden Klimas zu berücksichtigen. Daher wurden für das KLAPS-Gebiet Critical Load unter verschiedenen Klimaszenarien berechnet und daraus zusammenfassende Bewertungen des Risikopotenzials für die Ökosysteme abgeleitet. Die Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung ($CL_{nut}N$) zeigen eine deutlich höhere Abhängigkeit von den veränderten Klimaparametern als die Critical Load für Säureeinträge ($CL_{max}S$). Das erklärt sich vorrangig daraus, dass die klimaabhängigen Parameter in der Massenbilanzgleichung bei der Versauerung gegenläufig wirken, sich Veränderungen dadurch ausgleichen. Bei den Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung hingegen wirken alle klimabedingten Veränderungen in eine Richtung, auf die Zunahme der Empfindlichkeit von Ökosystemen. Dabei resultieren aus den klimatischen Veränderungen, die sich im Zeitraum 2071 – 2100 ergeben, stärkere Abweichungen vom Vergleichsklima aus der Periode 1971 – 2000, als dies für den Zeitraum 2021 – 2050 der Fall ist. Die einzelnen Varianten der Klimaszenarien unterscheiden sich dabei deutlich, zeigen aber übereinstimmende Tendenzen.

Auch lässt sich bei allen untersuchten Klimaszenarien übereinstimmend feststellen, dass die Belastungsgrenzen zum Schutz vor Eutrophierung sinken. Das bedeutet, dass unter allen zukünftigen Klimaten die Ökosysteme empfindlicher gegenüber Stickstoffeinträgen werden. Den deutlichsten Effekt in dieser Hinsicht zeigt das Szenario RCP 8.5 Lauf 1, während beim RCP 2.6 Szenario die Verminderung der Ökosystemempfindlichkeit am geringsten ausfiel. Im Mittel beträgt der Unterschied zwischen diesen Szenarien etwa $3 \text{ [kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}\text{]}$.

Bei den Critical Load zum Schutz vor Versauerung ist zwischen den verschiedenen Szenarien kaum ein Unterschied zu erkennen. Veränderungen gibt es in beide Richtungen, zumeist steigen die Critical Load jedoch in

sehr geringem Maße an. Die Ökosysteme reagieren also etwas weniger empfindlich auf Säureeinträge. Da die Größenordnung dieser Veränderung weniger als 100 [eq ha⁻¹a⁻¹] ausmacht, was 1,4 kg Stickstoff bzw. 1,6 kg Schwefel entspricht, ist nicht von einer im ökologischen Sinne relevanten Veränderung der Critical Load auszugehen. Hinsichtlich der Bewertung von Risiken für die Ökosysteme wurde daher der Untersuchungsschwerpunkt auf die Stickstoffeinträge und deren Verträglichkeit gelegt.

Insgesamt zeigt die durchgeführte Analyse zum Eutrophierungsrisiko, dass stoffliche und klimatische Veränderungen in gegensätzlicher Weise auf das Ökosystem einwirken. So steigt in allen Szenarien der Anteil geschützter Ökosysteme im Zeitraum zwischen 2000 und 2030 infolge verminderter Stoffeinträge deutlich an. Im gleichen Zeitraum bewirkt jedoch die Berücksichtigung klimatischer Veränderungen, dass dieser Anteil wieder abnimmt. Überschlägig kann angenommen werden, dass nur etwa die Hälfte der durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung erreichten Minderung von Schadstoffeinträgen dem Schutz des Ökosystems zu Gute kommt. Die andere Hälfte wird durch die höhere Empfindlichkeit des Ökosystems infolge des Klimawandels kompensiert. Daher wird dies in der zukünftigen Luftreinhaltspolitik zu berücksichtigen sein.

Quellensammlung

- BALLA S, SCHLUTOW A, UHL R, LORENTZ H, FÖRSTER M, BECKER C, SCHEUSCHNER Th, KIEBEL A, HERZOG W, DÜRING I, LÜTTMANN J, MÜLLER-PFANNENSTIEL K (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn
- CCE (2012): Modelling and Mapping of Atmospherically-induced Ecosystem Impacts in Europe, CCE Status Report 2012, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands
- ESDB v2.0: "The European Soil Database distribution version 2.0, European Commission and the European Soil Bureau Network, CD-ROM, EUR 19945 EN, 2004".
- ICP MODELLING & MAPPING (2010): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) Berlin, UBA-Texte 52/2004, revised version of 2010 (download via internet: www.icpmapping.org)
- KREIENKAMP F, SPEKAT A, ENKE W (2013): Modellierung von Klimaprojektionen im polnisch-sächsischen Grenzraum im Rahmen des Projekts KLAPS, Climate & Environment Consulting Potsdam
- KRYZA et al. (2013): FRAME Deposition Modelling in the KLAPS Area, Department of Climatology and Atmosphere Protection Wroclaw University
- LAI (2012): Bund-Länder-Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“, Abschlussbericht vom 03.03.2010
- LfULG (2010): Ökologische Belastungsgrenzen unter Einfluss des Klimawandels, Schriftenreihe Heft 12/2010
- MILL, W., PECKA T., ULACZYK R. (2013): Opracowanie map ładunków krytycznych i wykonanie analizy przekroczeń ładunków krytycznych na obszarze wsparcia w kontekście zmian klimatu i modelowanej informacji o depozycji związków siarki i azotu na potrzeby projektu KLAPS
- NAGEL, H. D. und GREGOR, H. D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokio.
- PANAGOS P. THE EUROPEAN SOIL DATABASE (2006) GEO: connexion, 5 (7), pp. 32-33.
- PANAGOS P., VAN LIEDEKERKE M., JONES A., MONTANARELLA L. EUROPEAN SOIL DATA CENTRE: Response to European policy support and public data requirements. (2012) Land Use Policy, 29 (2), pp. 329-338. doi:10.1016/j.landusepol.2011.07.003
- SCHACHTSCHABEL, P.; AUERSWALD, K.; BRÜMMER, G.; HARTKE, K. H., SCHWERTMANN, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- SVERDRUP H, INESON P (1993): Kinetics of denitrification in forest soils. Unpublished manuscript
- WGE (2013): Guidance Document on Health and Environmental Improvements Using New Knowledge, Methods and Data (draft), Executive Body, 32th Session Geneva

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Hans-Dieter Nagel
Thomas Scheuschner
Angela Schlutow
Regine Weigelt-Kirchner
ÖKO-DATA GmbH
Hegermühlenstraße 58, 15344 Strausberg
Telefon: +49 3341 3901920
Telefax: +49 3341 3901926
E-Mail: information@oekodata.com

Redaktion:

Susann Mehler
Abteilung Klima, Luft, Lärm, Strahlen/Referat Klima, Luftqualität
Söbrigener Str. 3a
01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-5511
Telefon: +49 351 2612-5099
E-Mail: Susann.Mehler@smul.sachsen.de

Titelgrafik:

Thomas Scheuschner

Redaktionsschluss:

14.05.2014

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.